



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique Et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي



Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique

Université Ibn Khaldoun Tiaret.
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

THESE DE DOCTORAT EN SCIENCE

Présentée par

M. BOUKHELLOUT Salah

Domaine science de la vie et de la nature

Spécialité science de la vie et de la nature

Thème :

**Evaluation des enjeux sanitaires, et environnementaux
liés à la réutilisation des eaux usées dans l'agriculture
urbaine: cas du barrage de Dahmouni (Tiaret, Algérie).**

Soutenue publiquement le : 09/10/2025

Devant le jury composé de :

M. BOUSSAID Mohamed	Prof. à l'Université de Tiaret	Président
M. ACHIR Mohamed	M.C.A à l'Université de Tiaret	Examineur
M. TALEB Mohamed Amine	M.C.A à l'Université de Tissemsilt	Examineur
M. FELLAH Sahnoun	M.C.A à l'Université de Tissemsilt	Examineur
M. GUEMOU Laid	M.C.A à l'Université de Tissemsilt	Examineur
M. TAIBI Khaled	Prof. à l'Université de Tiaret	Directeur de thèse

Année universitaire 2024/2025

Remerciements

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail de thèse.

Je remercie tout particulièrement le Professeur TAIBI Khaled, mon directeur de thèse, pour sa confiance, ses conseils avisés, sa rigueur scientifique et son accompagnement constant tout au long de ce parcours. Sa disponibilité et son soutien ont été essentiels à l'aboutissement de ce travail.

Je remercie vivement Monsieur BOUSSAID Mohamed, Professeur à l'Université de Tiaret, pour avoir accepté de présider le jury de soutenance. Son implication et son regard critique ont été très appréciés.

Je remercie également M. GUEMOU Laid, M. TALEB Amine, et M. FELLAH Sahnoun, Maîtres de conférences à l'université de Tissemsilt, ainsi que M. ACHIR Mohamed, Maître de conférences à l'université de Tiaret, pour avoir accepté d'examiner et de juger ce travail. Leurs remarques pertinentes et leurs suggestions enrichissantes ont grandement contribué à l'amélioration de ce manuscrit.

Mes sincères remerciements à l'ensemble des membres du laboratoire de la station d'épuration de Tissemsilt, en particulier à M. Djoudi pour leur accueil, leurs échanges enrichissants et l'ambiance de travail chaleureuse.

Je remercie les responsables et les agents de la station d'épuration de Aïn Bouchekif pour leur collaboration et leur aide précieuse lors de la collecte des données sur le terrain.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à mes collègues et ma famille pour leur soutien moral, leur solidarité et les moments partagés qui ont rendu cette aventure plus humaine et plus agréable.

Dédicace

Je dédie ce modeste travail :

À mes parents, pour leur patience et leurs sacrifices inestimables.

À ma famille, pour son soutien indéfectible tout au long de ce parcours.

À mes chers amis, pour leur présence, leur encouragement et leur amitié précieuse.

Résumé

La présente étude évalue les risques cytotoxiques et génotoxiques des eaux polluées dans la région de Tiaret, en Algérie, en intégrant la qualité des sources d'eau afin de suivre les impacts des polluants, des rejets municipaux non traités à l'irrigation agricole, à l'aide du bio-essai d'*Allium cepa*.

Les résultats ont montré qu'en général, les eaux brutes, riches en nutriments, présentent des niveaux élevés de pollution et une faible oxygénation. Les eaux épurées montrent une nette amélioration de la qualité, notamment par la réduction de la charge organique et des matières en suspension. Toutefois, certains paramètres dépassent parfois les seuils réglementaires. Les eaux du milieu récepteur et en particulier celle du barrage présentent une qualité physico-chimique nettement meilleure, notamment une bonne oxygénation, des concentrations faibles en azote ammoniacal, en matières en suspension et demande en oxygène et repend parfaitement aux normes de réutilisation agricole.

Les résultats ont révélé une cytotoxicité et une génotoxicité significativement élevée (≥ 15 % d'aberrations) des eaux brutes, provoquant une inhibition sévère de la croissance racinaire (réduction de 62 à 72 %), concomitante à des indices mitotiques élevés (26,96 à 27,9 %) et à un taux d'aberrations chromosomiques élevé. La génotoxicité est modérée (5 à 15 %) dans les eaux traitées, eau d'Oued et faible (< 5 %) pour les eaux de barrage, avec des pics saisonniers de génotoxicité survenus dans l'hiver soulignant les inquiétudes concernant l'élimination incomplète des polluants pendant le traitement des eaux usées. Ces résultats dévoilent les limites des traitements conventionnels pour atténuer toxicité des eaux traitées. Cette étude souligne l'urgence d'une gestion adaptative de l'eau et de mesures réglementaires strictes dans les régions semi-arides dépendantes de l'eau contaminée pour les usages humains et pour l'agriculture.

Mots-clés :

Réutilisation des eaux usées ; Bio-essai d'*Allium cepa* ; Cytogénotoxicité ; Pollution des eaux en milieux semi-arides ; Traitement des eaux ; Dommages persistants à l'ADN.

Abstract

This study assesses the cytotoxic and genotoxic risks of polluted waters in the Tiaret region, Algeria, by integrating water quality sources to monitor impacts from pollutants, untreated municipal discharges to agricultural irrigation, using the *Allium cepa* bioassay.

The results showed that, in general, raw water rich in nutrients has high levels of pollution and low oxygenation, making it unsuitable without prior treatment. The purified water shows a clear improvement in quality, notably by reducing the organic charge and suspended matter. However, some parameters may exceed regulatory thresholds. The waters of the receiving environment and in particular that of the dam have a much better physico-chemical quality, including good oxygenation, low concentrations of ammonia nitrogen, in material in suspension and oxygen demand and perfectly conforms to agricultural reuse standards. The results showed significantly high cytotoxicity and genotoxicity (15% aberrations) of raw waters, causing severe inhibition of root growth (reduction from 62 to 72%), concomitant with high mitotic indices (26.96 to 27.9%) and a high rate of chromosomal aberrations.

Genotoxicity is moderate (5-15%) in treated water, Oued water and low (< 5%) for dam water, with seasonal peaks of genotoxicity occurring in the winter highlighting concerns about incomplete removal of pollutants during wastewater treatment. These results reveal the limits of conventional treatments to mitigate treated water toxicity. This study highlights the urgency of adaptive water management and strict regulatory measures in semi-arid regions water-dependent arid zones for human use and agriculture.

Keywords:

Waste water reuse ; *Allium cepa* Bioassay ; Cytogenotoxicity ; Semi-arid water pollution ; Water treatment ; Persistent DNA damage.

الملخص

تقيم هذه الدراسة المخاطر السُمّية الخلوية والسُمّية الجينية للمياه الملوثة في منطقة تيارت، الجزائر، من خلال دمج مصادر معلومات جودة المياه لرصد آثار الملوثات من التصريفات الغير معالجة إلى الريّ الزراعي، باستخدام الاختبار الحيوي بـ *Allium cepa*. أظهرت النتائج أن المياه الخام الغنية بالمغذيات تسجلّ عمومًا مستويات تلوث مرتفعة وأكسجة منخفضة، ما يجعلها غير صالحة للاستخدام دون معالجة مسبقة. وتُظهر المياه المنقّاة تحسّنًا واضحًا في الجودة، لا سيّما عبر خفض الحمولة العضوية والمواد العالقة؛ غير أنّ بعض المؤشرات قد تتجاوز الحدود التنظيمية. أما مياه الوسط المتلقي، ولا سيما مياه السدّ، فتتميّز بجودة فيزيائية-كيميائية أفضل بكثير، بما يشمل أكسجة جيّدة، وتركيزات منخفضة من نيتروجين الأمونيا، ومستويات متدنية من المواد العالقة وطلبات الأكسجين، وهي مطابقة تمامًا لمعايير إعادة الاستخدام الزراعي.

كما بيّنت النتائج سُمية خلوية وجينية مرتفعة بشكل ملحوظ في المياه الخام (بنسبة شذوذ كروموسومي 15%)، ما سبّب تثبيطًا شديدًا لنموّ الجذور (انخفاضًا بين 62% و 72%) متزامنًا مع مؤشرات انقسام ميتوزي مرتفعة (من 26.96% إلى 27.9%) ومعدل عالٍ من الشذوذات الكروموسومية. وتكون السُمّية الجينية متوسطة (5-15%) في المياه المعالجة ومياه الوادي، ومنخفضة (>5%) في مياه السدّ، مع ظهور ذروات موسمية للسُمّية الجينية في فصل الشتاء، ما يسلب الضوء على شواغل تتعلق بعدم الإزالة التامة للملوثات أثناء معالجة مياه الصرف. تكشف هذه النتائج حدود المعالجات التقليدية في تقليل سُمية المياه المعالجة، وتؤكد إلحاحية تبني إدارة مائية تكيّفية وتدابير تنظيمية صارمة في المناطق شبه القاحلة والقاحلة المعتمدة على الموارد المائية للاستخدام البشري والزراعة.

الكلمات المفتاحية:

إعادة استخدام مياه الصرف؛ الاختبار الحيوي بـ *Allium cepa*؛ السُمّية الخلوية-الجينية؛ تلوث مياه المناطق شبه القاحلة؛ معالجة المياه؛ أضرار دنا المستديمة.

Liste des abréviations

AC : Aberrations chromosomiques.

ADN : Acide désoxyribonucléique.

DBO5 : Demande biologique en oxygène.

DCO : Demande chimique en oxygène.

OD : Oxygène dissous.

FAO : Food and agriculture organization.

FAO : Food and Agriculture Organization.

GNAB : Gélose nutritive alcaline biliée.

IM : Indice mitotique.

MES : Matière en suspension.

OMS : Organisation Mondiale de la santé.

pH : Potentiel d'hydrogène.

STEP: Station d'épuration.

ONA : Office National de l'Assainissement.

REUT : Réutilisation Des Eaux Usées Traitées.

ET : Eau traitée

EU : Eau usée

EO : Eau de l'oued

EB : Eau de barrage

Liste des tableaux

Tableau 1		23
Tableau 2		27
Tableau 3		27
Tableau 4		27
Tableau 5		43
Tableau 6		57

Liste des figures

Fig. 1		26
Fig. 2		28
Fig. 3		29
Fig. 4		30
Fig. 5		32
Fig. 6		34
Fig. 7		34
Fig. 8		36
Fig. 9		43
Fig. 10		44
Fig. 11		45
Fig. 12		46
Fig. 13		47
Fig. 14		48
Fig. 15		49
Fig. 16		50
Fig. 17		51
Fig. 18		52
Fig. 19		53
Fig. 20		54
Fig. 21		55
Fig. 22		56
Fig. 23		57

Dédicace.....	
Remerciements.....	
Résumé	
Abstract.....	
ملخص.....	
Liste des abréviations	
Liste des tableaux.....	
Liste des figures	
 Introduction.....	 1
 Chapitre 1	 4
Les eaux usées.....	4
Chapitre 1. Les eaux usées	5
1.1 Définition des eaux usées	5
1.2 Origine des eaux usées	5
1.2.1 Les eaux usées urbaines	5
1.2.2 Les eaux usées industrielles	5
1.2.3 Eaux usées agricoles	5
1.3 Contaminants présents dans les eaux usées	5
1.3.1 La matière minérale	6
1.3.1.1 Les éléments traces métalliques dans les eaux usées	6
1.3.1.2 Les substances nutritives.....	6
1.3.2 Matière organique :	7
1.3.2.1 Matière organique biodégradable.....	7
1.3.2.2 Les matières vivantes pathogènes	8
1.3.2.2.1 Les bactéries	8
1.3.2.2.2 Les champignons	8

1.3.2.2.3	Les protozoaires	8
1.3.2.2.4	Les helminthes	8
1.4	Processus d'épuration des eaux usées	8
1.4.1	Le Dégrillage :	9
1.4.2	Le dessablage et le déshuilage	9
1.4.3	Traitement primaire	9
1.4.4	Traitement secondaire	9
1.4.5	Traitement tertiaire	10
Chapitre 2.	La réutilisation des eaux usées épurées	12
2.	Introduction.....	12
2.1	Domaine de la réutilisation des eaux usées traitées	13
2.1.1	L'utilisation des EUT en milieu urbain	13
2.1.2	La réutilisation des EUE dans le secteur industriel	13
2.1.3	La réutilisation des EUE dans le secteur agricole.....	14
2.2	Risques liés à la réutilisation des eaux épurées	15
2.2.1	Impacts sur les sols	15
2.2.2	Impacts sanitaires.....	16
2.2.3	Impacts sur l'environnement	17
2.3	Les paramètres de qualité des eaux usées épurées pour l'irrigation	18
2.3.1	Paramètres physico-chimiques	18
2.3.1.1	Le pH.....	18
2.3.1.2	La salinité (conductivité électrique).....	19
2.3.1.3	Les matières en suspension (MES)	19
2.3.1.4	La Demande biochimique en oxygène (DBO5).....	20
2.3.1.5	La demande chimique en oxygène (DCO).....	20
2.3.1.6	Oxygène dissout (OD)	21

2.3.1.7	Nutriments (Azote, Phosphore).....	21
2.3.1.8	Métaux lourds	22
2.3.1.9	Paramètres microbiologiques	22
2.4	Réglementation relative liées à la REUT	22
Chapitres 3. Matériel et méthodes.....		25
3.1.	Objectif	25
3.2.	Présentation de la zone d'étude	26
3.2.1.	Caractéristiques climatiques et environnementales	26
3.2.2.	Présentation du barrage de Dahmouni	27
3.2.2.1.	Caractères pédologiques	27
3.2.2.2.	Activité agricole dans la zone du barrage	28
3.2.3.	Présentation de la station d'épuration de la wilaya de Tiaret	29
3.2.4.	Présentation du Nahr Oussal	30
3.3.	Prélèvements des échantillons.....	31
3.4.	Analyses physico-chimiques.....	32
3.4.1.	Détermination de la température et du pH	32
3.4.2.	Détermination de la conductivité électrique CE	32
3.4.3.	Détermination de la teneur d'oxygène dessous.....	33
3.4.4.	Détermination des matières en suspension	33
3.4.5.	Détermination de la demande biologique d'oxygène (DBO5)	34
3.4.6.	Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)	35
3.4.7.	Dosage des nitrates (NO_3^-).....	36
3.4.8.	Dosage des nitrites NO_2^-	36
3.4.9.	Dosages des ions ammoniums (NH_4^+).....	36
3.4.10.	Dosage de l'orthophosphate (PO_4^{3-}).....	36
3.5.	Bio-essai avec <i>Allium cepa</i> (Test de cytotoxicité et de génotoxicité)	

3.5.1.	Protocole expérimental	38
3.5.2.	Mesure de la croissance racinaire	38
3.5.3.	Évaluation de la cytotoxicité et de la génotoxicité	38
3.5.3.1.	Traitement et fixation des racines	38
3.5.3.2.	Coloration des racines	39
3.5.3.3.	Montage et examen au microscope	39
3.6.	Analyses statistiques	39
Chapitre 4. Résultats et discussion.....		41
4.	Résultats et discussion	41
4.1.	Interprétation des résultats d'analyses physicochimiques des eaux	41
4.1.1.	Evolution saisonnière de la température	41
4.1.2.	Évolution saisonnière du pH	42
4.1.3.	Évolution saisonnière de la conductivité électrique (CE).....	43
4.1.4.	Évolution saisonnière des MES	44
4.1.5.	Évolution saisonnière des teneurs en oxygène.....	45
4.1.6.	Évolution saisonnière de la DBO5	46
4.1.7.	Évolution saisonnière de la DCO	47
4.1.8.	Évolution saisonnière de la teneur en ammoniacque.....	48
4.1.9.	Évolution saisonnière de la concentration des nitrates	49
4.1.10.	Évolution saisonnière de la concentration des nitrites	50
4.1.11.	Évolution saisonnière de la concentration des PO_4^{-3}	51
4.2.	Résultats de cytogénotoxicité du bio-essai	51
4.2.1.	Inhibition de la croissance racinaire.....	51
4.2.2.	Corrélation entre qualité de l'eau, inhibition de la croissance, cytotoxicité et génotoxicité	56
4.2.3.	Dynamique saisonnière des interactions physicochimiques et biologiques	57
5.	Discussion des résultats	58

Conclusion et perspectives	74
Références bibliographiques.....	
Annexe.....	

Introduction

L'eau constitue un facteur essentiel du développement socio-économique. Cependant, l'augmentation de la demande au cours de la dernière décennie, conjuguée à la faiblesse des précipitations, a conduit à une limitation des ressources hydriques (Mekonnen & Hoekstra, 2016). Dans ce contexte, la recherche d'alternatives s'impose afin de satisfaire, d'une part, les besoins en eau potable de la population et, d'autre part, de résoudre la problématique de la disponibilité de l'eau pour l'irrigation.

Pour faire face à cette situation délicate, le développement de la réutilisation des eaux usées traitées, en particulier pour l'irrigation, apparaît comme une solution optimale. Cette pratique permet à la fois de fournir aux agriculteurs une source d'eau renouvelable et relativement constante (Fellah et al., 2018), et de préserver les ressources en eau potable destinées à l'approvisionnement de la population.

Le recours aux eaux usées traitées pour l'irrigation offre l'opportunité d'assurer des volumes suffisants d'eau permettant de surmonter les périodes de sécheresse. Néanmoins, ces eaux peuvent contenir des polluants tels que des métaux lourds, des composés organiques et minéraux, susceptibles de s'accumuler dans les écosystèmes aquatiques, de perturber les chaînes trophiques et de s'infiltrer dans la chaîne alimentaire via l'irrigation (Kesari et al., 2021; Mishra et al., 2023). Ces contaminants possèdent des propriétés cancérogènes, mutagènes et cytotoxiques, provoquant des dommages à l'ADN, des aberrations chromosomiques et diverses altérations cellulaires, effets mis en évidence par de nombreux bioessais, notamment le test d'*Allium cepa* (de Castro e Sousa et al., 2017; Miglani et al., 2022).

L'Algérie fait face à une pénurie aiguë d'eau, aggravée par l'accroissement de la demande résultant de la croissance démographique rapide, les conditions climatiques défavorables et une gestion inadéquate des ressources disponibles, souvent compromises par la pollution d'origine industrielle, urbaine ou agricole (Boudebouz et al., 2024), ce qui réduit davantage la disponibilité des réserves exploitables (Biswas & Tortajada, 2019).

Dans une optique d'amélioration de la gestion des ressources en eau, l'État a adopté une stratégie prometteuse, axée sur la réutilisation des eaux usées traitées à des fins d'irrigation. Cette démarche vise à accroître la superficie des terres irriguées, à renforcer et diversifier la production agricole nationale, à améliorer la sécurité alimentaire et à réduire la pression sur les ressources en eau potable. Cependant, cette pratique soulève des

préoccupations sanitaires, environnementales et sociales. Il est donc crucial d'assurer, avant toute réutilisation, un traitement rigoureux et une surveillance stricte de la qualité de ces eaux.

Même après traitement, les eaux usées peuvent contenir des agents pathogènes et des substances potentiellement toxiques. Il est dès lors impératif d'intégrer une surveillance biologique, incluant l'évaluation de la cytotoxicité et de la génotoxicité, afin de compléter les analyses physicochimiques, souvent insuffisantes pour caractériser pleinement le profil de risque et garantir un usage sûr et durable de cette ressource.

Malgré ces efforts, les données sur les impacts biologiques de la pollution de l'eau en Algérie demeurent rares, laissant des lacunes importantes dans la compréhension des risques écologiques et sanitaires associés à la réutilisation agricole. Pour répondre à ces incertitudes, le présent travail a pour objectif de suivre l'évolution saisonnière de la qualité des eaux usées tout au long de leur parcours, depuis la station d'épuration jusqu'au barrage de Dahmouni, d'évaluer leur conformité aux normes en vigueur pour l'irrigation, ainsi que leur potentiel génotoxique et leurs impacts environnementaux et sanitaires.

Cette thèse se divise en quatre parties principales :

- Une revue bibliographique en deux chapitres, explorant la littérature sur la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation et les risques associés.
- Une partie expérimentale présentant le matériel et les méthodes d'analyse.
- Une section consacrée à la présentation et à l'interprétation des résultats expérimentaux.
- Une conclusion générale, résumant les principaux résultats et proposant des perspectives.

Synthèse bibliographique

Chapitre 1

Les eaux usées

Chapitre 1. Les eaux usées**1.1 Définition des eaux usées**

Les eaux usées sont des eaux dont les caractéristiques physico-chimiques et biologiques ont été altérées, principalement par les activités anthropiques (telles que les usages domestiques, industriels et agricoles), les rendant polluées et impropres à une réutilisation directe ou à leur rejet dans les milieux récepteurs sans traitement préalable (Wellens et al., 2019).

1.2 Origine des eaux usées**1.2.1 Les eaux usées urbaines**

La production des eaux usées urbaines est étroitement liée aux activités humaines. En fonction de l'activité humaine ayant conduit à la pollution de ces eaux, on distingue : les eaux usées domestiques générées par les foyers (provenant des cuisines, des salles de bains et des toilettes), les commerces, ainsi que les eaux pluviales s'écoulant des zones urbaines et pouvant être contaminées par divers polluants (Rogowska et al., 2020).

1.2.2 Les eaux usées industrielles

Désignent les eaux usées générées par l'industrie à la suite des différentes étapes de fabrication, de transformation, de nettoyage ou de refroidissement dans les usines et autres installations industrielles. Ces eaux peuvent contenir des polluants variés et, en raison de leur composition complexe, elles font généralement l'objet d'un prétraitement avant leur rejet dans le réseau domestique ou le milieu naturel (Baumont et al., 2004).

1.2.3 Eaux usées agricoles

Désignent les eaux contenant des effluents agricoles : il s'agit de l'eau issue de l'élevage ou du drainage, qui peut renfermer des nutriments, des produits phytosanitaires ainsi que des déjections animales (Metahri, 2012).

1.3 Contaminants présents dans les eaux usées

Les eaux usées contiennent divers contaminants provenant de sources domestiques, industrielles et agricoles. Les polluants présents dans les eaux usées ou dans les eaux insuffisamment traitées sont capables d'induire des effets nocifs sur les êtres vivants ainsi

que sur le fonctionnement des écosystèmes (Ramade, 2007). Ces contaminants peuvent être classés en plusieurs catégories principales :

1.3.1 La matière minérale

Les eaux usées renferment diverses substances inorganiques, dissoutes ou en suspension, qui peuvent avoir des effets néfastes sur les écosystèmes lorsqu'elles sont présentes à des concentrations élevées (Chochois et Migné-Fouillen, 2011).

1.3.1.1 Les éléments traces métalliques dans les eaux usées

Les éléments traces métalliques (ETM), aussi appelés métaux lourds, sont des contaminants présents dans les eaux usées. Ces éléments, bien que naturellement présents dans l'environnement à l'état de traces, comprennent certains, comme le zinc, le magnésium et le fer, qui sont indispensables à la vie, et d'autres non essentiels, tels que le cadmium, le mercure et le plomb. La situation devient problématique lorsqu'ils sont introduits en excès par les activités humaines (Rice et al., 2014).

Les eaux usées domestiques contiennent, à la suite des rejets dans le réseau d'assainissement de produits cosmétiques et de médicaments, des teneurs importantes en ETM. Les métaux lourds peuvent provenir aussi des activités industrielles, telles que les usines de fabrication de batteries et la métallurgie, des ruissellements des eaux pluviales sur les toitures et les chaussées, ainsi que de l'utilisation d'engrais et de pesticides par les agriculteurs (Coquery et al., 2011). Les métaux lourds les plus présents dans les eaux usées sont le cuivre, le zinc, le fer et le nickel, suivis par le plomb et le cadmium (Buzier et al., 2006).

Le traitement des eaux usées permet l'élimination d'une grande partie de ces éléments dans les boues de décantation, tandis que le reste demeure dans les eaux épurées (Karvelas et al., 2003).

1.3.1.2 Les substances nutritives

Les eaux usées, comme les eaux épurées, sont riches en éléments nutritifs indispensables à la croissance des végétaux tels que le potassium, l'azote et le phosphore, ainsi qu'en oligo-éléments (Bergé et al., 2014). À des teneurs excessives, ces éléments risquent d'avoir des effets négatifs sur l'environnement (eutrophisation, contamination des nappes phréatiques, etc.).

L'azote est présent dans les eaux usées sous forme organique ou minérale (nitrates, nitrites ou ammoniacale), qui constituent l'essentiel de l'azote dans les eaux épurées ou brutes (Roland, 2010). Cet azote provient principalement des déjections humaines et animales, de l'utilisation des engrais azotés et des rejets industriels.

La présence du phosphore, sous forme minérale ou organique, dans les eaux usées résulte des rejets industriels, domestiques et agricoles, liés aux amendements et aux traitements phytosanitaires (Savary, 2010).

La concentration de potassium dans les eaux usées est faible ; de ce fait, la réutilisation des eaux épurées pour l'irrigation n'entraîne pas d'impact environnemental négatif lié à l'apport de potassium (OMS, 2012).

1.3.2 Matière organique :

1.3.2.1 Matière organique biodégradable

Provient essentiellement de sources vivantes, telles que les végétaux et les animaux, ainsi que de certaines productions de l'industrie chimique. On y trouve des macromolécules comme l'amidon, la cellulose, des protéines, des sucres et des acides organiques. La quantité de matière organique biodégradable est mesurée par la DBO (Demande Biologique en Oxygène).

Elle provient des effluents ménagers, industriels et agricoles. Les eaux ménagères peuvent contenir des déchets alimentaires, des déjections humaines, ainsi que des détergents, des savons et des graisses. Les eaux pluviales, dans les systèmes d'égouts combinés, apportent, grâce au ruissellement urbain, une quantité non négligeable de matières organiques présentes sur les surfaces (déchets végétaux, restes alimentaires, etc.). Le secteur agricole contribue à l'enrichissement des eaux en matière organique par les effluents agricoles constitués de déjections animales, de résidus de récoltes et d'engrais organiques.

Les entreprises peuvent, à leur tour, rejeter des résidus de graisses, des huiles et des hydrocarbures difficilement biodégradables et bioaccumulables (Briand, 2018). Les eaux usées industrielles peuvent également contenir des matières toxiques, des solvants et d'autres micropolluants organiques.

1.3.2.2 Les matières vivantes pathogènes

Les eaux usées contiennent de nombreux microorganismes provenant des matières fécales. Cette flore intestinale normale est souvent accompagnée d'organismes pathogènes. Ces microorganismes comprennent : les bactéries, les champignons, les virus, les protozoaires et les helminthes (Belaïd, 2010).

1.3.2.2.1 Les bactéries

Les eaux usées domestiques contiennent en moyenne 10^6 bactéries par 100 ml, dont la source principale est constituée des matières fécales humaines et animales, ainsi que des déchets provenant des abattoirs. Certaines de ces bactéries représentent un danger potentiel pour la santé humaine, telles que *Shigella* et les *Salmonella*, qui sont responsables de la fièvre typhoïde et de troubles intestinaux (Belaïd, 2010).

1.3.2.2.2 Les champignons

Une vaste gamme d'espèces est présente dans les eaux usées dont beaucoup sont des parasites de l'homme et des animaux (Belaïd, 2010).

1.3.2.2.3 Les protozoaires

À cause de leur grande résistance, plusieurs espèces pathogènes, telles que *Giardia lamblia*, *Cryptosporidium parvum* et *Entamoeba histolytica*, peuvent persister pendant longtemps dans les eaux usées ou traitées, et entraîner des problèmes sanitaires lors de la réutilisation de ces eaux (Campos, 2008).

1.3.2.2.4 Les helminthes

Les helminthes pathogènes (*Ascaris lumbricades*, *Oxyuris vermicularis*, *Trichuris trichuria*,) rencontrés dans les eaux usées constituent un potentiel risque pour la santé humaine (Campos, 2008). Le stade infectieux pour certaines espèces est le stade larve ou adulte tandis que pour d'autres, c'est le stade œuf. La résistance à la désinfection et la persistance des helminthes permet leur reproduction et rend l'utilisation des eaux contaminées par ces organismes très dangereux (Campos, 2008).

1.4 Processus d'épuration des eaux usées

Toutes les eaux usées doivent être épurées avant d'être réutilisées ou rejetées dans le milieu naturel. Le traitement consiste à éliminer ou à réduire les polluants présents dans ces eaux afin de préserver l'environnement et la santé humaine (Focazio et al., 2008).

Cependant, près de 80 % des eaux usées dans le monde ne sont pas collectées ni traitées (UNESCO & UN-Water, 2017).

Le processus d'épuration des eaux usées se déroule généralement en plusieurs étapes successives, faisant appel à des traitements physico-chimiques et biologiques, chacune visant à éliminer un type spécifique de contaminants. L'objectif de cette épuration est de produire des effluents répondant aux exigences nécessaires à leur réutilisation ou à leur rejet dans le milieu récepteur.

1.4.1 Le Dégrillage :

Cette étape consiste à éliminer les gros déchets présents dans les eaux usées en les faisant passer à travers une grille métallique. Elle permet de retirer les objets de grande taille susceptibles d'endommager les équipements situés en aval ou de perturber les étapes ultérieures du traitement.

1.4.2 Le dessablage et le déshuilage

Le procédé consiste à débarrasser les eaux usées des matières en suspension les plus lourdes, comme le sable et les graviers, au moyen d'un simple procédé de décantation gravitaire au fond d'une cuve spécifique. Parallèlement, les huiles et les graisses sont séparées grâce à des microbulles qui favorisent leur remontée en surface. Ces substances flottantes sont ensuite évacuées à l'aide d'un pont racleur. Les déchets ainsi collectés sont dirigés vers une filière de traitement appropriée (Qean et Beauvais, 1992).

1.4.3 Traitement primaire

Le traitement primaire a pour objet de réduire la charge des matières en suspension (MES) contenues dans les eaux usées. Il fait appel à des procédés physiques naturels, tels que la filtration et la décantation, qui permettent de séparer les particules solides par sédimentation. Le traitement est éventuellement complété par des procédés physico-chimiques, tels que la coagulation-floculation, afin d'améliorer la clarification de l'eau (Cardot, 2010). Cette étape permet d'éliminer une grande partie des polluants avant le traitement biologique.

1.4.4 Traitement secondaire

Le traitement secondaire repose sur des procédés biologiques mettant en œuvre des micro-organismes pour dégrader la matière organique. Selon les installations, ce processus peut se dérouler en milieu anaérobie ou aérobie (Pasquini, 2013).

Le traitement biologique s'effectue grâce à l'utilisation de techniques telles que les disques biologiques ou les lits bactériens. Cependant, la méthode la plus répandue en Algérie est celle des boues activées, dont le principe repose sur le brassage continu des eaux usées avec des boues biologiques composées de nombreuses espèces de bactéries, dans un bassin convenablement oxygéné et soumis à une agitation constante afin d'éviter toute décantation prématurée (Fidele, 2020).

Le mélange issu du traitement biologique est ensuite dirigé vers un clarificateur, où l'eau est séparée des boues. Une partie de ces dernières est renvoyée vers le bassin biologique afin de maintenir une concentration suffisante de micro-organismes, tandis que l'excédent de boues est évacué pour un traitement ultérieur. À la sortie du clarificateur, l'eau épurée est ainsi débarrassée de la majorité des polluants (Dhaouadi, 2008).

1.4.5 Traitement tertiaire

Un traitement préférentiel et complémentaire aux traitements primaires et secondaires vise à obtenir une eau épurée de haute qualité. À ce stade, l'objectif est d'éliminer l'excès d'azote, de phosphore et les germes pathogènes, par chloration ou ultrafiltration.

L'élimination de l'azote s'effectue principalement par la nitrification-dénitrification, processus qui conduit à la transformation de l'azote minéral en azote gazeux grâce à l'action de micro-organismes en milieu aéré. Le phosphore est éliminé par déphosphatation, c'est-à-dire par précipitation chimique en utilisant des produits chimiques, souvent des sels métalliques tels que le fer ou l'aluminium (Franck, 2002).

Chapitre 2

La réutilisation des eaux épurées

Chapitre 2. La réutilisation des eaux usées épurées

2. Introduction La réutilisation des eaux usées traitées représente un moyen de valoriser cette ressource, tout en prenant en compte ses divers usages possibles. La réutilisation des eaux usées épurées est devenue aujourd'hui une nécessité pour répondre aux besoins en eau, qui ne cessent d'augmenter. L'utilisation des eaux usées épurées (EUE), notamment pour les applications non potables, offre une solution durable. Elle permet, d'une part, de réduire la pression sur les ressources en eau potable et, d'autre part, de fournir une source alternative et renouvelable pour différents usages (Ricart & Rico, 2019). Elle contribue également à réduire les rejets d'eaux usées dans les milieux naturels, minimisant ainsi leurs effets négatifs sur les écosystèmes (Condom, 2015).

La valorisation des eaux usées traitées (EUT) et leurs utilisations sont en plein essor, notamment dans les pays confrontés à une pénurie d'eau, où elles sont principalement destinées à l'irrigation agricole. On estime que 14 % des terres agricoles dans le monde sont irriguées avec des eaux épurées (Thebo et al., 2017). Les pays de la Méditerranée constituent une référence en matière de réutilisation des eaux usées traitées (REUT), avec un taux de 25 % en Tunisie, tandis que les chiffres atteignent 97 % à Chypre (Water Reuse Europe, 2018). Cependant, la REUT demeure une pratique encore limitée ou peu développée dans certains pays, comme le montrent les données disponibles. Par exemple, dans l'Union européenne, le volume des EUT ne représente que 2,4 % du volume total des eaux usées épurées (Deloitte, 2015).

L'Algérie fait partie des pays où l'approvisionnement en eau potable pour le secteur agricole est devenu une préoccupation majeure pour l'État, le secteur agricole étant le plus grand consommateur d'eau (environ 65 % des ressources hydriques). Le manque d'eau est principalement dû à l'augmentation de la demande et à l'aridité du climat. Depuis quelques années, l'État s'oriente vers le développement des techniques de traitement des eaux usées et leur réutilisation pour l'irrigation des terres touchées par le stress hydrique (Samar, 2020).

Par ailleurs, les risques liés à la réutilisation des eaux usées sont multiples, en raison de la diversité des polluants que ce type d'eau peut contenir, même après traitement, ce qui représente un danger potentiel pour la santé humaine. La solution consiste à améliorer la performance des stations d'épuration et à assurer une maintenance régulière

des équipements et des infrastructures, afin d'éviter le rejet d'eaux insuffisamment traitées (Yazid, 2014).

2.1 Domaine de la réutilisation des eaux usées traitées

Les eaux usées traitées peuvent être exploitées dans divers domaines, bien que leur répartition reste inégale selon les besoins. En Algérie, l'agriculture constitue le principal secteur utilisateur de ces ressources.

Les eaux usées traitées représentent également une source durable pour le secteur industriel et peuvent être utilisées dans les zones urbaines pour diverses applications.

2.1.1 L'utilisation des EUT en milieu urbain

Les eaux usées épurées (EUE) sont utilisées comme source d'eau potable pour alimenter les foyers en eau douce dans les pays où les ressources naturelles en eau sont limitées. L'usage peut se faire soit directement, par l'alimentation du réseau de distribution, soit indirectement, par la recharge des nappes souterraines et des barrages (Tchobanoglous et al., 2011).

Cependant, ce type d'utilisation nécessite un traitement avancé ainsi qu'une surveillance rigoureuse du respect des normes d'usage et de la qualité de l'eau. Bien que cette pratique constitue une solution durable au problème de la disponibilité de l'eau douce, elle est souvent mal perçue par la population, en raison de réticences psychologiques.

Les eaux usées traitées (EUT) peuvent être utilisées dans le milieu urbain, non pas comme source d'eau potable, mais pour d'autres usages, tels que le lavage des voiries, l'arrosage des jardins ou des stades de football. Ici aussi, un niveau élevé de traitement est exigé, notamment sur le plan biologique, afin d'éviter toute contamination des espaces publics (Jiménez-Cisneros, 2014).

2.1.2 La réutilisation des EUE dans le secteur industriel

L'usage des eaux usées traitées dans le domaine industriel est une solution innovante et durable qui permet de réduire la pression sur les sources d'eau douce destinées à l'alimentation en eau potable des foyers (Jiménez-Cisneros, 2014).

Les utilisations industrielles des eaux usées traitées (EUT) pour le refroidissement et le nettoyage dans les usines de production d'énergie, les meuneries, ou encore pour la

production textile et dans l'industrie papetière, représentent un débouché intéressant (Djeddi et al., 2007).

Le niveau de traitement et la qualité de l'eau exigée dépendent de la nature de l'usage et du type d'industrie concernée. Néanmoins, un niveau minimal de traitement doit être assuré afin de prévenir tout problème, que ce soit pour les installations ou pour le personnel (Yue et al., 2017 ; Kim et al., 2008).

2.1.3 La réutilisation des EUE dans le secteur agricole

Les eaux usées (EU) sont utilisées depuis la préhistoire pour l'irrigation et la fertilisation des cultures. Les eaux usées brutes étaient souvent évacuées directement vers les terres agricoles à proximité des zones urbaines, ce qui a conduit à l'apparition de plusieurs épidémies meurtrières dues au choléra, à la peste ou à d'autres maladies d'origine hydrique au cours de cette période (Angelakis et al., 2018).

L'agriculture représente le principal débouché pour les eaux usées traitées (EUT). L'utilisation de cette source permet d'accroître les surfaces cultivées et de diversifier la production agricole (Metahri, 2012). La réorientation des EUT vers le secteur agricole limite les rejets directs dans les milieux naturels, réduisant ainsi leurs impacts négatifs sur l'environnement (Baumont et al., 2004).

Les EUT constituent une source stable et durable pour accroître les rendements à l'hectare et renforcer la sécurité alimentaire des pays souffrant de sécheresse. Cependant, les eaux usées épurées (EUE) restent une ressource insuffisamment exploitée à l'échelle mondiale ; elles sont rarement intégrées dans les politiques nationales de l'eau.

L'irrigation par les EUT est une pratique ancienne. Elle offre l'opportunité de bénéficier des nutriments (N, P, K, Mg, Zn, Fe, etc.) présents dans ce type d'eau, réduisant ainsi la dépendance des agriculteurs aux engrais chimiques. La matière organique contenue dans les eaux usées renforce la stabilité structurale et maintient la fertilité des sols. Dans le cadre d'une agriculture durable, les EUT peuvent également servir de milieu pour l'élevage piscicole, pratique qui apporte un supplément de fertilisants pour les cultures associées à ce type d'élevage (AFD, 2011).

En Algérie, la réutilisation des eaux épurées au cours de la dernière décennie a connu une évolution spectaculaire. Cela s'explique d'abord par l'accroissement de la demande en eau potable et, en second lieu, par les périodes de sécheresse répétées, qui

exercent une forte pression sur la disponibilité des eaux destinées à l'irrigation. Dans ce contexte, la réutilisation des eaux usées traitées (REUT) apparaît comme une solution innovante face à cette situation délicate (Abbou, 2010). Dans cette optique, l'Algérie a encouragé l'augmentation du volume d'eaux usées traitées à des fins d'irrigation par le développement d'un système d'assainissement efficace (M.R.E., 2018).

Selon l'ONA (2019), un volume de 12 millions de m³ d'eaux épurées a été mobilisé en 2019 pour irriguer 11 045 hectares de terres agricoles, avec un taux de réutilisation pour le secteur agricole de 31 %. Ce volume devrait connaître une augmentation significative dans les années à venir, car parmi les 154 stations d'épuration que compte le parc national, 16 stations seront spécialement conçues pour fournir des eaux usées épurées destinées à l'irrigation des terres agricoles. Cependant, le respect des directives, des règlements et des mesures de sécurité est nécessaire pour éviter tout risque pour la santé des agriculteurs et des consommateurs pouvant résulter d'une mauvaise utilisation de ces eaux (AFD, 2011).

L'usage des EUT pour l'irrigation exige en général un minimum de traitement pour répondre aux normes. Toutefois, dans certains pays comme le Mexique, où 83 % des EUT sont utilisées pour l'irrigation, la conservation du pouvoir fertilisant des eaux usées est prioritaire. Les eaux usées y subissent un traitement primaire rigoureux, suivi d'un traitement complémentaire de filtration et de désinfection visant à éliminer les contaminants microbiologiques. De cette façon, les nutriments sont bien conservés pour les cultures irriguées (Mcculligh, 2023).

Selon Tsagarakis et al. (2013), les eaux usées, après avoir subi un traitement primaire, peuvent être utilisées pour l'irrigation des forêts. Pour l'irrigation des vergers ou du maraîchage, un traitement plus rigoureux est nécessaire pour des raisons de sécurité.

2.2 Risques liés à la réutilisation des eaux épurées

Les eaux usées (EU) après traitement, utilisées en irrigation, peuvent contenir de nombreux polluants d'origine industrielle, agricole ou ménagère, susceptibles d'occasionner des perturbations dans les milieux naturels et de nuire à la santé humaine (Corcoran et al., 2010).

2.2.1 Impacts sur les sols

Les eaux usées épurées (EUE) contiennent le plus souvent des éléments métalliques toxiques. Même si leur teneur est faible, la fréquence de leur utilisation entraîne, avec le

temps, une accumulation dans le sol. De nombreuses espèces de plantes cultivées sur des sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM) peuvent renfermer des quantités non négligeables de ces éléments toxiques. Ces derniers pénètrent ainsi dans la chaîne alimentaire et induisent des toxicités pour les consommateurs.

L'accumulation des polluants organiques dans les sols, à la suite de l'irrigation avec des eaux traitées (ET) contaminées par les résidus de traitements phytosanitaires et d'engrais, affecte négativement le fonctionnement normal des écosystèmes et la bonne santé des sols. L'accumulation des pesticides est d'autant plus importante avec l'utilisation de produits non homologués, appliqués à forte dose ou présentant une grande rémanence (Bouhanna, 2021).

La réutilisation des eaux épurées pour irriguer les cultures peut induire des changements importants des paramètres physico-chimiques des sols, tels que le pH et l'augmentation de la salinité, ce qui peut affecter le développement des plantes et la disponibilité des nutriments. Les niveaux élevés de sels et de micropolluants dans les EUE affectent négativement la vie microbienne des sols et, par conséquent, les cycles naturels des éléments, altérant ainsi la stabilité structurale et la fertilité des sols.

Les eaux épurées se distinguent par leur teneur élevée en sels, notamment les eaux usées domestiques qui contiennent des concentrations significativement élevées de sodium et de chlore. L'irrigation avec ce type d'eau entraîne une salinisation progressive, engendrant ainsi une altération de la structure et de la perméabilité des sols, ainsi qu'un ralentissement de la croissance des plantes cultivées (Djili et Daoud, 2003). Plusieurs études ont signalé le problème de l'entraînement des sels solubles vers les nappes phréatiques, posant ainsi le risque d'altérer la qualité de l'eau souterraine (Mouhann et al., 2012).

2.2.2 Impacts sanitaires

Plusieurs études ont démontré les avantages agronomiques de la réutilisation des eaux usées traitées dans l'irrigation. À ces avantages s'ajoute un risque significatif pour la santé humaine. L'Algérie a déjà connu une épidémie de choléra dont la cause potentielle était l'utilisation des eaux usées brutes pour l'irrigation, ce qui souligne les enjeux sanitaires liés à la REUT.

Les travailleurs du secteur agricole ainsi que les consommateurs des produits issus de cultures irriguées avec les eaux usées traitées (EUT) sont vulnérables à divers types d'infections : cutanées, intestinales et parasitaires. Ces maladies sont dues à leur exposition à de nombreux contaminants de nature diverse, incluant des bactéries pathogènes, des virus et des parasites persistants dans le sol, tels que les helminthes.

Par ailleurs, l'introduction de micro-polluants organiques et inorganiques dans ce type de culture expose les consommateurs à un danger supplémentaire. Les antibiotiques et les résidus de médicaments, tels que les perturbateurs endocriniens, rejetés de manière incontrôlée dans les eaux usées, peuvent entraîner des effets écotoxiques. Ces substances peuvent s'accumuler chez de nombreux organismes et favoriser l'apparition du phénomène de résistance aux antibiotiques (Adegoke et al., 2018).

La contamination des cultures par des agents pathogènes est l'une des préoccupations majeures, certains parasites pouvant persister jusqu'à cinq mois sur les végétaux (Mamine et al., 2020). L'amélioration du niveau de traitement des eaux résiduelles, la sensibilisation des agriculteurs — par exemple, les encourager à porter des vêtements de protection —, le respect des directives concernant le type de cultures autorisées ainsi que l'emploi de systèmes d'irrigation appropriés (tels que l'irrigation localisée par microaspersion ou goutte-à-goutte) constituent des mesures essentielles pour réduire les impacts négatifs sur la santé humaine associés à la réutilisation de ce type d'eau.

De plus, la sensibilisation des consommateurs à l'importance de laver, désinfecter et bien cuire les légumes provenant de parcelles irriguées avec de l'eau épurée apparaît comme la meilleure stratégie pour atténuer les risques sanitaires liés à la REUT et permettre l'exploitation durable de cette ressource en eau (Pan et al., 2019).

2.2.3 Impacts sur l'environnement

La réutilisation des eaux usées traitées (REUT) semble être le meilleur moyen de faire face à la pénurie d'eau dans les pays touchés par la sécheresse et contribue de manière significative à la préservation des ressources en eau. Cependant, le recours à cette source pour l'irrigation s'accompagne de défis liés à la préservation de l'environnement face à ses effets négatifs (Condom & Declercq, 2016). Les eaux usées non traitées ou insuffisamment traitées peuvent altérer la qualité des ressources en eau potable en raison de leur forte charge en matière organique, en produits chimiques toxiques et en agents pathogènes. La

décomposition de la matière organique déversée dans les milieux aquatiques entraîne une consommation excessive d'oxygène, provoquant ainsi une asphyxie aiguë de l'écosystème et une diminution de la biodiversité (Oubelkacem et al., 2020).

Les contaminants résiduels présents dans les eaux usées traitées (EUT) peuvent provoquer la pollution des ressources en eau de surface et souterraine, entraînant une modification de la qualité de ces eaux et une altération des cycles biogéochimiques (Noury, 2021).

Des études ont mis en évidence des changements dans la composition des communautés aquatiques et des perturbations des cycles biogéochimiques en raison de la présence de nutriments. Selon une étude menée par Boulay (2018), les déchets hospitaliers et les résidus de médicaments, en particulier les anti-infectieux, constituent un défi environnemental majeur en raison de leurs effets écotoxicologiques significatifs, susceptibles de perturber l'équilibre des écosystèmes et de porter gravement atteinte à la santé humaine.

Le phénomène d'eutrophisation apparaît à la suite du rejet dans les milieux récepteurs d'eaux usées non ou insuffisamment traitées, riches en éléments fertilisants, notamment en azote, favorisant la prolifération des algues et perturbant ainsi le bon fonctionnement des écosystèmes, ce qui menace la biodiversité des sols et des milieux aquatiques (Condom & Declercq, 2016).

2.3 Les paramètres de qualité des eaux usées épurées pour l'irrigation

Dans le domaine de la réutilisation des eaux usées traitées (REUT) en irrigation, le contrôle de la fiabilité des traitements et la surveillance continue des paramètres de qualité associés sont nécessaires pour assurer la protection de l'environnement, des sols cultivés et des cultures. Plusieurs paramètres de nature chimique, physique et biologique sont envisagés afin de garantir une irrigation sûre et efficace (Maki & Chenini, 2023).

2.3.1 Paramètres physico-chimiques

2.3.1.1 Le pH

Le pH est un indicateur essentiel pour évaluer la qualité des eaux traitées (ET). Le pH a des impacts directs sur le sol et les plantes cultivées ; il peut également influencer la

santé des écosystèmes en modifiant la disponibilité des éléments nutritifs dans le sol pour les végétaux.

Un pH des eaux d'irrigation optimal (proche de la neutralité) garantit un environnement sain et un bon développement des cultures. En revanche, un pH trop faible (inférieur à 6) peut avoir des conséquences considérables sur la biodiversité, en affectant notamment la capacité des organismes aquatiques à survivre et à se reproduire, en raison de la libération de certains métaux lourds dans leur milieu. De même, un pH très alcalin peut engendrer des perturbations dans l'absorption des nutriments par les plantes, compromettant ainsi leur croissance et leur développement (FAO, 2023).

2.3.1.2 La salinité (conductivité électrique)

La CE, ou conductivité électrique, reflète la quantité de sels dissous dans l'eau, notamment le sodium, les chlorures et les sulfates. Elle est utilisée pour mesurer la salinité, considérée comme un paramètre clé dans l'évaluation de la qualité des eaux traitées destinées à l'irrigation. La teneur en sel d'une eau usée dépend étroitement de la qualité de l'eau potable utilisée ainsi que de la nature des activités industrielles (Ndrianirina et al., 2020).

La salinité est un paramètre critique qu'il convient de surveiller de près, en raison de ses effets dévastateurs sur les plantes, les sols et l'équilibre des écosystèmes. Une eau d'irrigation est considérée comme de bonne qualité lorsque la valeur de la CE est inférieure à 3 dS/m.

L'irrigation avec des eaux fortement salées entraîne l'accumulation de sels dans le sol, provoquant ainsi une sécheresse physiologique chez les plantes et une diminution des rendements, surtout pour les cultures sensibles au sel (Ayers et Westcot, 1985 ; Qadir et al., 2020). De plus, certains ions, comme le sodium, peuvent être toxiques pour les plantes, altérer la structure du sol, réduire sa perméabilité et diminuer l'activité biologique des sols (Etchebarne et al., 2019).

2.3.1.3 Les matières en suspension (MES)

Les matières en suspension regroupent l'ensemble des particules organiques et minérales insolubles dans l'eau (Chavez et al., 2018). La concentration des MES varie selon la qualité des eaux usées et l'efficacité du processus de traitement. L'évaluation des

MES est cruciale en raison de leurs impacts sur les réseaux d'irrigation, l'environnement et la biodiversité.

Une teneur élevée en MES peut obstruer les systèmes de goutte-à-goutte (FAO, 2003), réduire la transparence des eaux dans les milieux récepteurs et ainsi diminuer le rendement photosynthétique de nombreux organismes aquatiques. Par ailleurs, les MES peuvent contenir des substances nocives de diverses natures susceptibles d'induire une toxicité dans les sols irrigués et dans l'ensemble des écosystèmes (Farhadkhani et al., 2018).

En revanche, un traitement approprié et efficace est susceptible de réduire la concentration des matières en suspension à un niveau conforme aux normes établies par de nombreuses organisations internationales et locales, garantissant ainsi l'utilisation en toute sécurité des eaux traitées (ET) pour l'irrigation (Ahmad et al., 2020).

2.3.1.4 La Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ représente la quantité d'oxygène requise par les microorganismes pour oxyder la matière organique contenue dans l'eau à 20 °C, dans l'obscurité, pendant cinq jours. Elle est exprimée en mg d'O₂/l et constitue l'un des paramètres essentiels pour évaluer la qualité des eaux ainsi que l'efficacité des procédés de traitement des eaux usées (Metahri, 2012).

La DBO₅ informe sur la charge en matière organique des eaux en vue d'une éventuelle utilisation. En effet, une concentration élevée en polluants organiques dans les eaux d'irrigation peut entraîner un déséquilibre des milieux récepteurs (Gupta et al., 2021).

Selon les normes établies par l'OMS, une DBO₅ des eaux d'irrigation supérieure à 30 mg O₂/l indique que l'utilisation de cette eau présente des risques significatifs pour la santé des sols et des plantes cultivées. De plus, le rejet de ces eaux dans les milieux aquatiques peut entraîner une eutrophisation et une réduction de la disponibilité en oxygène, menaçant ainsi la vie aquatique (Wen et al., 2017).

2.3.1.5 La demande chimique en oxygène (DCO)

Contrairement à la DBO₅, qui nous renseigne sur la concentration de la matière organique biodégradable, la DCO est un paramètre crucial pour l'évaluation de la qualité des eaux épurées destinées à l'irrigation. En effet, la DCO reflète la charge totale en

polluants : elle mesure la demande en oxygène nécessaire à l'oxydation de la matière organique et minérale contenue dans l'eau (Zhang et al., 2021).

L'utilisation ou le rejet des eaux non ou insuffisamment traitées (valeurs de DCO très élevées) dans les milieux récepteurs peut avoir des conséquences néfastes sur les sols cultivés, en introduisant des polluants via les eaux d'irrigation (Tunc et Sahin, 2015), ainsi que sur les milieux aquatiques, en provoquant principalement une hypoxie qui menace la vie aquatique (Tunc et Sahin, 2015). Actuellement, l'utilisation de nouvelles technologies innovantes dans le domaine du traitement des eaux usées constitue l'une des meilleures solutions pour minimiser les risques liés à l'utilisation des eaux usées épurées (EUE) pour l'irrigation (Zhang et al., 2021).

2.3.1.6 Oxygène dissout (OD)

La mesure des taux d'oxygène dans les eaux traitées est primordiale, car c'est grâce à cet élément que la dégradation de la matière organique s'effectue efficacement. Maintenir un niveau d'oxygène adéquat (environ 4 mg/L) durant l'opération de traitement des eaux usées garantit l'élimination efficace des matières carbonées par des processus biologiques tout en favorisant une nitrification optimale (Bekkari, 2019).

L'oxygène dissout (OD) dans les eaux d'irrigation constitue également un indicateur crucial de la qualité. En effet, une eau insuffisamment oxygénée peut entraîner des conditions anaérobies dans le sol, provoquer une hypoxie dans la rhizosphère, perturber l'absorption des éléments nutritifs et favoriser la formation de composés toxiques (Bekkari, 2019).

2.3.1.7 Nutriments (Azote, Phosphore)

Les eaux usées, même après traitement, contiennent encore des nutriments tels que l'azote et le phosphore. Bien que leur présence dans l'eau d'irrigation puisse être bénéfique à la nutrition des plantes cultivées, des concentrations excessives peuvent provoquer une eutrophisation importante des milieux aquatiques et des sols. Par conséquent, il est crucial de surveiller les concentrations de ces éléments dans les effluents des stations d'épuration afin de protéger l'environnement contre leurs effets négatifs (Metahri, 2012 ; Abour, 2021).

2.3.1.8 Métaux lourds

La concentration des métaux lourds dans les eaux épurées est généralement faible, mais à long terme, l'irrigation à l'aide d'eaux polluées par les éléments traces métalliques peut entraîner leur accumulation dans les sols, ce qui a des répercussions sur la santé des plantes cultivées ainsi que sur celle des consommateurs, en raison de leur bioaccumulation dans les tissus biologiques. Par conséquent, la surveillance de leur concentration est d'une importance cruciale pour l'évaluation de la qualité des eaux traitées (Balali-Mood et al., 2013).

2.3.1.9 Paramètres microbiologiques

L'évaluation de la qualité microbiologique des eaux épurées destinées à l'irrigation vise à réduire les risques sanitaires et environnementaux. En effet, les eaux usées traitées peuvent contenir des parasites, des bactéries et des virus nuisibles à la santé humaine (Gerba et al., 2017).

Les principaux indicateurs utilisés pour évaluer la qualité microbiologique sont les coliformes fécaux et *Escherichia coli*, constamment présents dans les eaux usées. L'OMS recommande des concentrations inférieures à 1 000 UFC/100 mL, ainsi qu'une surveillance de certains parasites (*Ascaris*, *Taenia*, etc.) et d'agents pathogènes dangereux tels que *Shigella* et *Salmonella* (FAO, 2018).

2.4 Réglementation relative liées à la REUT

Pour bien encadrer le recyclage des eaux usées, plusieurs pays ont mis en place des directives et des réglementations afin de mieux gérer la REUT et de minimiser les risques environnementaux et sanitaires. Celles-ci fixent des normes de qualité des eaux pour garantir un usage sécurisé, en particulier dans le secteur agricole.

Les réglementations les plus utilisées dans le monde pour définir la qualité des eaux traitées (ET) sont celles de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) (2006), de l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA) (1992, 2004, 2012), des normes australiennes (2006, 2008) et de la Californie (2000, 2014). Ces réglementations fixent des seuils précis, principalement pour les paramètres physico-chimiques (DBO, DCO, MES, ETM, etc.) et les paramètres microbiologiques (présence de microorganismes), dans le but de garantir un emploi sans danger de ces sources dans divers secteurs.

En ce qui concerne la réglementation algérienne relative à la REUT, les critères et les normes de qualité sont fixés par plusieurs textes juridiques visant à assurer une exploitation durable et sécurisée de ces ressources importantes, surtout pour l'irrigation des cultures. En effet, dans le but d'augmenter la superficie des périmètres irrigués et d'améliorer la rentabilité des terres agricoles, l'Algérie a lancé un programme de recyclage et de récupération des eaux usées principalement à des fins d'irrigation, et a instauré depuis 2005 plusieurs textes législatifs regroupant les normes sanitaires et environnementales encadrant l'usage de ces eaux.

- Loi n° 05-12 du 4 août 2005, publiée dans le Journal officiel de la République algérienne n° 60, fixant les caractéristiques techniques des systèmes d'épuration des eaux usées.

- Décret exécutif n° 07-149 du 20 mai 2007, publié dans le Journal officiel de la République algérienne n° 35, déterminant les modalités d'utilisation des eaux traitées (ET) pour l'irrigation.

- Arrêté interministériel de 2012, publié dans le Journal officiel de la République algérienne n° 41, fixant les normes de qualité physico-chimiques et microbiologiques des eaux usées traitées (EUT) utilisées pour l'irrigation ainsi que la liste des cultures pouvant être irriguées avec ces eaux.

Tableau 01. Normes de rejets de l'O.M.S, appliquées en Algérie.

Paramètres	Normes
T° (°C)	30
PH (mg /l)	6,5-8,5
O2 (mg /l)	5
DBO5 (mg /l)	30
DCO (mg /l)	90
MES (mg /l)	30
Azote total (mg /l)	50
Phosphates (mg /l)	2

Matériel et méthodes

Chapitres 3. Matériel et méthodes**3.1. Objectif**

Dans le présent travail, on a adopté une approche en deux volets, qui vise à évaluer à la fois l'efficacité des processus de traitement appliqués dans la station d'épuration (STEP) d'Aïn Bouchakif et les impacts potentiels de ses rejets sur le milieu récepteur, à travers, dans la première phase de l'étude, une caractérisation physico-chimique des eaux usées brutes et des effluents traités, ainsi que des eaux de l'oued Ouassel et du barrage de Dahmouni.

Cette évaluation repose, dans une première étape, sur l'analyse de plusieurs paramètres clés de pollution, à savoir la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène sur cinq jours (DBO₅), le taux de matières en suspension, la conductivité électrique, le pH, la teneur en oxygène dissous et la teneur en éléments fertilisants (azote et phosphore). Ces paramètres sont couramment utilisés pour apprécier les performances des stations d'épuration, vérifier la conformité des rejets aux normes environnementales en vigueur et évaluer le potentiel de réutilisation des effluents pour différents usages, tels que l'irrigation des cultures (Metcalf & Eddy, 2014 ; Rodier et al., 2009).

La seconde partie de cette étude est dédiée à l'évaluation de la génotoxicité des différents types d'eaux (eaux brutes, eaux traitées et eaux du milieu récepteur), à travers le test d'*Allium cepa*. Ce test permet d'estimer les effets des contaminants présents dans les eaux sur les organismes vivants.

Le test est largement reconnu pour sa simplicité de mise en œuvre, sa sensibilité et son efficacité à détecter la présence de substances toxiques non révélées par les méthodes d'analyse conventionnelles (Fiskesjö, 1985 ; Leme & Marin-Morales, 2009). Il est basé sur l'observation des effets des différents polluants sur la partie méristématique des racines d'oignon, principalement à travers le calcul de l'indice mitotique et l'identification des aberrations chromosomiques survenant au cours de la division cellulaire. Cette étude biologique permet d'avoir une vision plus globale de la qualité des eaux utilisées, notamment pour l'irrigation.

3.2. Présentation de la zone d'étude

La présente étude a été menée dans la wilaya de Tiaret, qui se trouve dans le Nord-Ouest de l'Algérie, à 250 km environ de la capitale Alger. Cette région appartient à la zone des Hauts Plateaux, qui se caractérise par une transition entre les milieux méditerranéens humides au nord et les zones steppiques semi-arides du centre algérien.

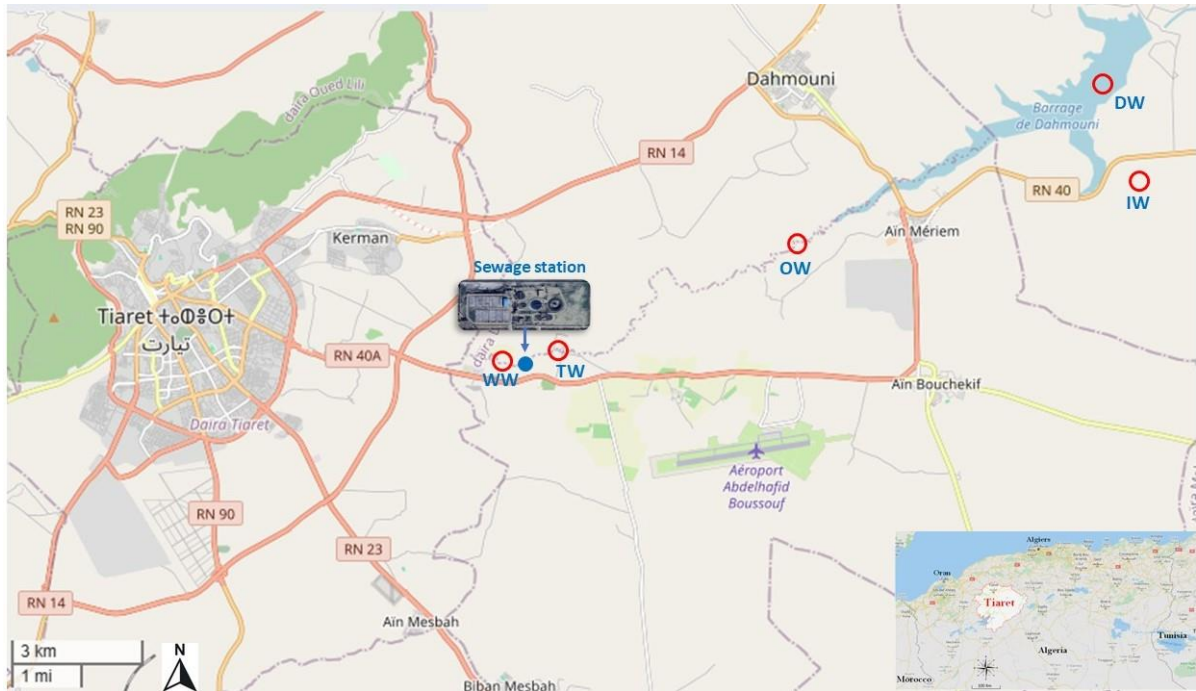


Fig. 1. Localisation de la zone d'étude.

3.2.1. Caractéristiques climatiques et environnementales

La région de Tiaret est caractérisée par un climat méditerranéen à tendance semi-aride, marqué par une forte irrégularité des précipitations et d'importantes variations thermiques saisonnières. Les précipitations annuelles oscillent entre 300 et 400 mm, se concentrant principalement entre les mois de novembre et de mars.

Les températures moyennes varient de 28 à 35 °C en été et de 5 à 12 °C en hiver. Associées à des périodes de sécheresse fréquentes et prolongées, ces conditions exercent une pression considérable sur les ressources en eau ainsi que sur les systèmes agricoles de la région.

Tableau 2. Les données climatiques de la wilaya de Tiaret entre l'année 1991 et 2021.

	Jan	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	Jul	Aout	Sep	Oct	Nov	Dec
Tm (°C)	6.2	6.9	10.1	13.2	17.4	22.8	26.9	26.5	21.6	17.2	10.4	7.3
Tmm (°C)	2	2.4	5	7.4	11.2	15.8	19.5	19.6	15.9	12	6.3	3.5
Tm (°C)	11.2	12	15.7	19.2	23.6	29.6	34	33.4	27.9	23	15.2	12.1
P (mm)	55	50	57	55	44	16	9	14	33	41	52	46
H(%)	73%	70%	65%	59%	53%	42%	36%	38%	49%	55%	69%	74%

3.2.2. Présentation du barrage de Dahmouni

Le barrage de Dahmouni, situé à l'est de Tiaret, dans le bassin versant de l'Oued Nahr-Ouassel (35°24'43"N, 1°31'55"E), constitue une infrastructure hydraulique majeure de la wilaya. Construit en 1987, il s'étend sur une superficie de 1 422 hectares et présente une hauteur maximale de 35 m (et non m²). Il dispose d'une capacité totale de rétention de 41 millions de mètres cubes et est principalement destiné au stockage de l'eau pour l'irrigation.

Actuellement, le barrage est principalement alimenté par l'Oued Nahr-Ouassel, ainsi que par les eaux usées épurées provenant de Tiaret et des localités environnantes (Dahmouni, Boukhakif, Aïn Meriem, Sougueur), les effluents industriels des usines Sonacome et Fatia, ainsi que par les eaux de pluie durant la saison pluvieuse.

Ce barrage constitue un atout essentiel pour l'irrigation des terres situées en amont et en aval, contribuant au développement agricole de la région. Il est également considéré comme une zone humide d'importance écologique majeure, abritant de nombreuses espèces d'oiseaux migrateurs.

Cependant, le bassin versant du barrage se situe dans une région soumise à une forte activité anthropique, ce qui affecte considérablement la qualité de ses eaux.

3.2.2.1. Caractères pédologiques

Selon la Direction de l'Hydraulique de la wilaya de Tiaret (DHT, 2005), les sols de la région sont de nature silico-calcaire, argileuse et siliceuse. Ils sont d'une profondeur moyenne, perméables et poreux, avec une porosité variant entre 42,74 % et 47,14 %. Leur

densité varie entre 1,44 et 1,93 g/cm³ et ils bénéficient d'un bon drainage interne (DHT, 2005).

3.2.2.2. Activité agricole dans la zone du barrage

La région proche du barrage de Dahmouni présente un caractère agro-pastoral dominé par le système « céréales-élevage ». L'agriculture occupe une place essentielle dans l'activité socio-économique de la population.

Grâce à la disponibilité des ressources hydriques destinées à l'irrigation, les surfaces cultivées sont en expansion continue depuis la mise en place du barrage, avec une extension notable, notamment pour les cultures maraîchères.

La vocation principale des terres reste la céréaliculture (blé et orge) et l'arboriculture, particulièrement la vigne, et dans une moindre mesure, l'olivier et l'amandier. Cependant, la disponibilité de l'eau d'irrigation a fortement contribué à la diversification de la production agricole, en favorisant le développement des cultures maraîchères, notamment la pomme de terre et l'oignon.

La superficie irriguée chaque année dépend étroitement de la quantité d'eau stockée au barrage. En moyenne, 2 500 ha sont exploités par de petits agriculteurs utilisant l'irrigation gravitaire ou localisée (DSA, 2022).

Plusieurs problèmes se posent dans cette région, notamment l'absence d'électrification agricole dans de nombreuses exploitations, le manque de systèmes d'irrigation économes en eau, le surpâturage qui accroît l'érosion des sols fertiles, ainsi que l'insuffisance du soutien financier pour le renouvellement et la modernisation des équipements agricoles.



Fig. 3. Les moyens traditionnels d'irrigation utilisés au voisinage du barrage de Dahmouni.

3.2.3. Présentation de la station d'épuration de la wilaya de Tiaret



Fig. 4. Localisation de la station de l'épuration des eaux usées de Tiaret.

La station est située sur la RN14, entre Tiaret et Aïn Bouchekif, à environ 10 km au sud-est du chef-lieu de la wilaya. Elle a pour mission la collecte et le traitement des eaux usées provenant des villes de Tiaret, de Sougueur et d'Aïn Bouchekif. Cette mission est essentielle pour la gestion des eaux usées de la région, car elle garantit la protection de l'environnement et assure l'alimentation du barrage de Dahmouni avec ses effluents, qui constituent une source alternative pour l'irrigation.

Depuis sa mise en service en 2008, la station a été placée initialement sous la gestion d'une entreprise allemande, avant d'être reprise par les services de l'ONA en 2011. La station utilise un procédé de traitement à boues activées, avec une capacité théorique de 3 800 m³ par jour, mais elle ne traite effectivement qu'environ 50 % des eaux usées reçues.

Les eaux usées traitées par la STEP sont rejetées dans le barrage de Dahmouni, situé en aval, par l'intermédiaire du cours d'eau de Nahr Ouassel, tandis que les boues résiduelles sont séchées et traitées localement, en attendant leur valorisation ou leur élimination.

La STEP de Tiaret est confrontée à plusieurs contraintes et nécessite une réhabilitation urgente afin d'améliorer ses performances de traitement et de remédier aux

dysfonctionnements techniques affectant la qualité des eaux épurées et celles stockées dans le barrage.

Les équipements techniques et procédés de traitement reposent sur un procédé classique à boues activées à moyenne charge. À l'entrée de la station, les eaux usées sont acheminées vers l'unité de prétraitement, qui comprend successivement un dégrilleur grossier (permettant d'éliminer les déchets volumineux) et un dessableur-déshuileur (pour éliminer le sable et les huiles susceptibles de provoquer des dysfonctionnements au niveau des pompes et l'obturation des conduites).

Ensuite, une décantation primaire, effectuée dans plusieurs bassins, assure la séparation par gravité des matières en suspension. L'eau décantée est ensuite dirigée vers les bassins biologiques de traitement, comprenant d'abord un bassin d'aération (ou d'activation), puis un clarificateur. Cette étape permet la dégradation des matières organiques grâce à l'action des microorganismes, en présence d'une agitation et d'une aération continues.

Après la décantation secondaire dans le clarificateur, les boues secondaires générées sont partiellement recyclées vers les bassins d'aération, tandis que l'excédent est dirigé vers la chaîne de traitement des boues. Enfin, les eaux épurées sont rejetées à la sortie de la station vers le cours d'eau de Nahr Ouassel.

3.2.4. Présentation du Nahr Oussal

Nahr Ouassel est l'un des principaux cours d'eau de la région de Tiaret. Il assure la connexion naturelle entre la station d'épuration d'Aïn Bouchekif et le barrage de Dahmouni. La portion de l'oued qui s'étend entre ces deux points est essentielle, car elle sert à acheminer les effluents de la station, après traitement, vers le barrage.

Le cours d'eau est toutefois exposé à diverses pressions anthropiques, notamment aux rejets non contrôlés ainsi qu'aux dépôts de déchets solides sur ses berges.

La dynamique hydrologique de l'oued dépend des précipitations saisonnières, avec un écoulement souvent intermittent en période sèche, durant laquelle les rejets de la station représentent parfois la seule source d'eau de l'oued. Ces rejets peuvent influencer la qualité de l'eau du barrage en modifiant les caractéristiques physico-chimiques du cours d'eau, ce qui entraîne une altération des conditions physico-chimiques de l'eau et une transformation des habitats aquatiques temporaires, affectant ainsi la biodiversité aquatique locale.



Fig. 5. Nahr-Ouassael.

3.3. Prélèvements des échantillons

Dans le cadre de cette étude, des échantillons d'eau ont été prélevés mensuellement sur une période de douze mois durant l'année 2023, au niveau de quatre points stratégiques:

(1) À l'entrée de la station d'épuration pour les eaux usées brutes : effluents bruts rejetés par le réseau d'assainissement municipal de la ville de Tiaret.

(2) À la sortie de la station d'épuration pour les eaux usées traitées : effluent post-épuration collecté directement dans le canal de sortie de la station.

(3) Au niveau du cours d'eau de Nahr-Ouassel : eaux de surface (0,3 à 0,5 m de profondeur) du canal transportant les eaux usées traitées de la station d'épuration vers le barrage de Dahmouni.

(4) Au niveau du barrage : échantillons prélevés à partir du barrage de Dahmouni (eaux de surface de 0,3 à 0,5 m de profondeur).

Les profondeurs d'échantillonnage ont été normalisées en fonction de la couche d'eau la plus élevée (0,3 à 0,5 m), conformément aux directives de Baird et Bridgewater (2017), telles qu'adoptées par l'American Public Health Association (APHA) pour la

collecte des eaux de surface, afin de refléter les conditions d'exposition typiques pour la réutilisation agricole et les récepteurs écologiques, car les effets de stratification plus profonds dépassent le cadre de cette étude (Baird et Bridgewater, 2017).

Les échantillons ont été recueillis à l'aide de bouteilles en polyéthylène stérilisées afin d'éviter toute contamination ou réaction chimique avec les composés analysés. Ils ont été soigneusement étiquetés et conservés à une température de 4 °C dans une glacière isothermique afin de préserver leur intégrité jusqu'au moment de l'analyse.

Les échantillons ont été prélevés mensuellement en quatre points : à l'entrée et à la sortie de la station pour les eaux usées brutes et traitées, ainsi qu'au niveau de l'oued Ouassel et du barrage, durant l'année 2023. Les échantillons ont été transportés immédiatement au laboratoire pour les différentes analyses. Les analyses physico-chimiques ont été effectuées au sein du laboratoire de la station d'épuration de Tiaret, équipé pour le suivi des paramètres de qualité des eaux selon les protocoles analytiques standards (APHA, 2017).

3.4. Analyses physico-chimiques

Les analyses effectuées concernent essentiellement ; la température, le PH, la CE, la DCO, DBO5, MES, l'oxygène dissous et la concertation des ammoniums, des nitrates, des nitrites et enfin des ions d'orthophosphates.

3.4.1. Détermination de la température et du pH

Le pH et la température sont mesurés directement à l'aide d'un appareil multiparamètres, la méthode consiste à plonger l'électrode dans le récipient contenant l'échantillon, laissé stabiliser un moment puis noter la valeur affichée.

3.4.2. Détermination de la conductivité électrique CE

La CE est mesuré avec un conductimètre ; l'électrode de l'instrument préalablement rincée par l'eau distillée, est trempée dans le bécher contenant l'échantillon, la valeur de la CE est affichée en $\mu\text{S}/\text{cm}$.



Fig. 6. Appareil multi-paramètres.

3.4.3. Détermination de la teneur d'oxygène dessous

La teneur des échantillons en oxygène est mesurée avec un oxymètre de marque HAC197i, l'électrode de l'appareil placée dans le bécher, la lecture est effectuée après stabilisation.



Fig. 7. Oxymètre de marque HAC197i.

3.4.4. Détermination des matières en suspension

La technique repose sur l'utilisation des membranes de filtration d'un diamètre de 5 μm , ces filtres permettent de retenir les matières solides en suspension après filtration de l'échantillon.

Un volume de 500 ml de chaque échantillon est filtré à travers un filtre Wattman GF/F, de 50 mm de diamètre préalablement séché et pesé. Le filtre à la fin de l'opération est placé dans une étuve à 105 °C pour déterminer son poids sec.

La concentration en matière en suspension est calculée selon la formule :

$$\text{MES (mg/l)} = (\text{P2} - \text{P1}) / \text{V}$$

Où :

P1 : poids du filtre sec avant filtration (mg).

P2 : poids du filtre sec après filtration (mg).

V : volume d'eau filtré (l).

3.4.5. Détermination de la demande biologique d'oxygène (DBO5)

La DBO, ou demande biochimique en oxygène, indique la quantité d'oxygène requise par les micro-organismes pour décomposer la matière organique. La mesure est réalisée à l'aide d'un manomètre de la marque OxiTop directement fixé sur le flacon de mesure.

Le dispositif mesure l'oxygène utilisé. Le CO₂ produit est capté par un piège à soude, créant une dépression enregistrée par le manomètre. Cette dépression est proportionnelle à la DBO, compte tenu du volume d'échantillon.

La procédure est la suivante :

Verser 250 ml d'échantillon dans un flacon en verre brun muni d'un baromètre.

Incuber les échantillons dans une enceinte sombre et thermorégulée à 220 °C pendant cinq jours.

Placer deux pastilles de soude (NaOH) dans un réceptacle en caoutchouc inséré dans le goulot de la bouteille.

La DBO₅ (mg O₂/L) est calculée par la formule : valeur affichée * Facteur.

La valeur mesurée est affichée sur le capuchon de chaque flacon.

Le facteur est un coefficient lié au volume incubé (voir annexe).



Fig. 8. Flacon équipé de manomètre de la marque OxiTop .

3.4.6. Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO correspond à la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation totale de tous les composants organiques et inorganiques d'un échantillon d'eau.

Le principe est l'oxydation totale du contenu de l'échantillon en milieu acide (l'ajout d'acide sulfurique H_2SO_4) par un excès de dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$), l'oxydation est catalysée par le sulfate d'argent (Ag_2SO_4) et le sulfate de Mercure ($HgSO_4$). Le mélange est porté à l'ébullition à $148^\circ C$ pendant.

Après refroidissement de la solution, l'excès de dichromate de potassium est ensuite titré par une solution de sulfate de fer et d'ammonium (Sel de Mohr = $(Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$, 0,1 N)) en présence de ferroïne comme indicateur. (Rodier et al 2005)

La DCO est ensuite calculée par la formule suivante

$$DCO = \frac{8000. (V_0 - V_1) T}{V}$$

V_0 : Volume de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisé pour l'essai à blanc (en ml) ;

V_1 : Volume de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisé pour la prise d'essai (en ml) ;

V : Volume de la prise d'essai (en ml) ;

T : Titre de la solution de sulfate de fer et d'ammonium

3.4.7. Dosage des nitrates (NO_3^-)

Le dosage des nitrates est réalisé par la méthode de réduction au cadmium largement utilisée dans les stations d'épuration et reconnu pour sa précision.

Le principe repose sur la réduction des nitrates en nitrites par passage des échantillons d'eau dans une colonne en verre remplis de cadmium activé ; les nitrites produits en réagissant des réactifs spécifiques (réactif de griess) produisant une chloration rose mesurable par spectrométrie à 540 nm

La concentration en nitrates est déterminée par comparaison des valeurs observées avec une courbe d'étalonnage préalablement réalisée.

3.4.8. Dosage des nitrites NO_2^-

Les nitrites sont dosés par la méthode des sels diazonium. La technique utilisée est basée sur la réaction des ions nitrites avec une amine aromatique primaire en milieu acide, ce qui conduit à la formation de sels diazonium. Ces sels produits réagissent avec un réactif (fourni dans le kit LCK 341 / 342) pour créer un colorant azoïque. L'intensité de la couleur est directement proportionnelle à la concentration en nitrites des échantillons analysés.

La mesure est réalisée à l'aide d'un colorimètre DR2800 à 550 nm, en choisissant le programme du kit de détermination des nitrites (LCK341/342).

La concentration des nitrites est affichée directement sur l'écran en milligrammes par litre (mg/l).

3.4.9. Dosages des ions ammoniums (NH_4^+)

La concentration des NH_4^+ est mesurée par la méthode de l'indophénol. La méthode est basée sur l'interaction des ions ammonium (NH_4^+) avec l'hypochlorite et l'acide salicylique, en présence du catalyseur du sodium nitroprussiate, à un pH de 12,6. Cela donne une teinte bleue indophénol, dont l'intensité correspond à la concentration d'ammoniac et qui peut être quantifiée par spectrophotométrie DR 3900 à une longueur d'onde de 660 nm ; le taux d'ammoniac est directement indiqué en mg/L par le biais du calibrage du kit LCK3 en 302/303.

3.4.10. Dosage de l'orthophosphate (PO_4^{3-})

La méthode employée pour doser les (PO_4^{3-}) est celle du bleu de phosphomolybdène. Cette approche se base sur l'interaction des ions phosphates (PO_4^{3-})

avec les ions molybdate et antimoine dans un environnement acide, donnant naissance à un complexe phosphomolybdate d'antimoine. Par la suite, ce complexe est réduit par l'acide ascorbique, générant une teinte bleue de phosphomolybdène qui est proportionnelle à la concentration en (PO_4^{3-}) , quantifiable par Spectrophotomètre DR 3900 pour une longueur d'onde de 880 nm

La concentration du PO_4^{3-} est directement indiquée sur l'afficheur du spectrophotomètre en mg/L, grâce à l'étalonnage du kit LCK 34.

3.5. Bio-essai avec *Allium cepa* (Test de cytotoxicité et de génotoxicité)

Les eaux usées et traitées sont reconnues par leur richesse en substances jugées dangereuses pour la santé humaine et l'équilibre des écosystèmes. Afin de tester le degré de nocivité de ces substances, on a opté pour le test d'*Allium cépa*, développé par Fiskesjö en 1985, un test reconnu par son efficacité à évaluer la génotoxicité des substances toxiques, susceptible de provoquer des endommagements de l'information génétique des cellules.

Le test est réalisé sur les jeunes racines d'oignon *Alium cepa* cultivées dans des peaux contenant des échantillons d'eau prélevés à différents endroits.

L'examen au microscope des boues de racines permet le dénombrement des différentes phases de division cellulaires et la détection de toute aberration chromosomique possible au cours de la division mitotique des cellules méristématiques.

Les aberrations chromosomiques prises en compte dans le présent travail sont : la polyploïdie, les ponts chromosomiques, les chromosomes vagabonds, les adhérences chromosomiques et les micronoyaux.

En outre, les aberrations chromosomiques qui apparaissent au cours de la division des cellules sont une forme d'atteinte à la structure et au nombre des chromosomes d'une cellule.

La déformation de l'information génétique est souvent associée à des problèmes de santé, y compris des troubles du développement, des maladies génétiques et certains types de cancers.

3.5.1. Protocole expérimental

Le test porte sur des bulbes d'oignon (*Allium cepa* L., $2n = 16$), sains et de taille moyenne. Les bulbes, soigneusement nettoyés de leurs écailles externes et des restes des vieilles racines, sont cultivés dans des gobelets contenant de l'eau distillée (la base racinaire étant uniquement en contact avec l'eau) dans l'obscurité, à une température ambiante de 25 °C pendant 48 heures, jusqu'à ce que les racines atteignent 1 à 2 cm de longueur. Ce prétraitement est mis en place afin de minimiser la variabilité biologique et d'assurer un développement racinaire homogène.

Pour l'évaluation de la toxicité, huit bulbes par traitement ont été exposés à des échantillons d'eau pendant 48 heures.

Les traitements utilisés dans cette expérimentation concernent les eaux usées, les eaux traitées, les eaux d'oued, les eaux de barrage et les eaux utilisées pour l'irrigation pendant la période d'irrigation. Les résultats du test sont comparés à ceux d'un traitement négatif (eau distillée) et d'un traitement positif constitué d'azoture de sodium (10 µg/mL).

3.5.2. Mesure de la croissance racinaire

Après 24, 48, 72 et 96 heures d'exposition, le nombre de racines par bulbe a été enregistré. Par la suite, la longueur des racines a été mesurée de la plaque basale jusqu'à l'extrémité de la racine à l'aide d'un pied à coulisse, comme décrit par de Castro e Sousa et al. (2017). L'inhibition de la croissance (%) a été calculée par rapport à la longueur moyenne des racines des bulbes témoins négatifs (eau distillée) à chaque intervalle de temps.

3.5.3. Évaluation de la cytotoxicité et de la génotoxicité

3.5.3.1. Traitement et fixation des racines

Les bouts des racines des bulbes cultivés après 96 heures sont récupérées à raison de 10 petites racines par bulbe. Pour la fixation, les racines sont placées directement dans une solution de Carnoy contenant trois volumes d'éthanol et un volume d'acide acétique glaciale pendant 24 heures.

Pour la conservation jusqu'au moment de l'examen au microscope, les racines après 24 heures de fixation sont récupérées, placées dans des bains d'éthanol pour éliminer la solution de fixation, puis conservées dans de l'éthanol à 70 % au réfrigérateur et à l'obscurité.

3.5.3.2. Coloration des racines

Lors de l'examen au microscope, les racines ont été sorties de la solution d'éthanol, puis hydrolysées dans une solution de HCl pendant 8 minutes à une température de 60 °C. Ensuite, les racines ont été soigneusement lavées à l'aide de bains successifs d'eau distillée pendant 15 minutes. Les racines ainsi rincées ont ensuite été colorées avec du carmin acétique à 2 % dans un verre de montre pendant 30 minutes dans l'obscurité.

3.5.3.3. Montage et examen au microscope

Après la coloration, les extrémités des racines ont été placées dans un bain d'eau distillée pendant au moins 2 minutes. Les zones apicales, proches de la coiffe et teintées en rose, ont été déposées sur une lame de microscope avec une goutte d'acide acétique à 45 % et écrasées sous une lamelle afin d'obtenir une couche mince de cellules. Au moins 5 000 cellules par traitement ont été comptées afin de déterminer l'indice mitotique (IM), défini comme le pourcentage de cellules en division, de la prophase à la télophase. De plus, 500 cellules en métaphase ou anaphase par traitement ont été analysées pour détecter les aberrations chromosomiques (AC), notamment les ponts, les retardataires, l'adhérence et les micronoyaux, selon les critères de Fenech (2000).

3.6. Analyses statistiques

Avant de tester les hypothèses, toutes les données ont été vérifiées pour la normalité (à l'aide du test de Shapiro-Wilk) et pour l'homogénéité des variances (à l'aide du test de Levene) ($\alpha = 0,05$). Une analyse de variance à un facteur (ANOVA) a ensuite été effectuée pour comparer les valeurs moyennes, avec un niveau de confiance de $\alpha = 0,05$. Les variations saisonnières des paramètres physico-chimiques, de l'indice mitotique et des aberrations chromosomiques ont été évaluées par une ANOVA à deux facteurs, suivie du test post-hoc de Tukey pour les comparaisons par paires ($\alpha = 0,05$).

Les valeurs de l'ANOVA et du test de Tukey sont annotées par des astérisques afin d'indiquer les niveaux de signification statistique : $p < 0,05^*$ indique une différence significative, $p < 0,01^{**}$ une signification élevée, et $p < 0,001^{***}$ une très haute significativité. Les corrélations entre les différents paramètres ont été déterminées sur la base du coefficient de corrélation de Pearson. Les résultats sont exprimés sous la forme de la moyenne $\pm$ écart type (ET) de huit expériences répétées. Les calculs statistiques ont été réalisés dans R (R Core Team, 2021), et une validation inter-observateur a été effectuée afin de minimiser le biais de notation.

Résultats et discussion

Chapitre 4. Résultats et discussion

4. Résultats et discussionInterprétation des résultats d'analyses physicochimiques

des eauxDans cette section, les résultats des analyses des paramètres physico-chimiques des différents types d'eau effectués au cours des quatre saisons de l'année sont présentés, interprétés et comparés systématiquement aux normes algériennes relatives à la réutilisation en irrigation.

Tableau 5. Résultats de l'analyse statistique des paramètres physico-chimiques.

Paramètre	Saison p-value	Source d'eau p-value	Interaction source x saison p-value
DBO5 (mg O ₂ /L)	0.003**	0.001***	0.045*
DCO (mg O ₂ /L)	0.001***	0.0005***	0.030*
MES (mg/L)	0.020*	0.005**	0.080
CE (μS/cm)	0.120	0.050*	0.300
O ₂ (mg/L)	0.0001***	0.002**	0.010*
pH	0.015*	0.100	0.200
Temperature (°C)	< 0.0001***	0.0001***	0.050*
NH ₄ ⁺ (mg/L)	< 0.0001***	< 0.0001***	0.020*
NO ₃ ⁻ (mg/L)	0.030*	0.020*	0.150
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0.040*	0.010*	0.100
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0.025*	0.030*	0.120

4.1.1. Evolution saisonnière de la température

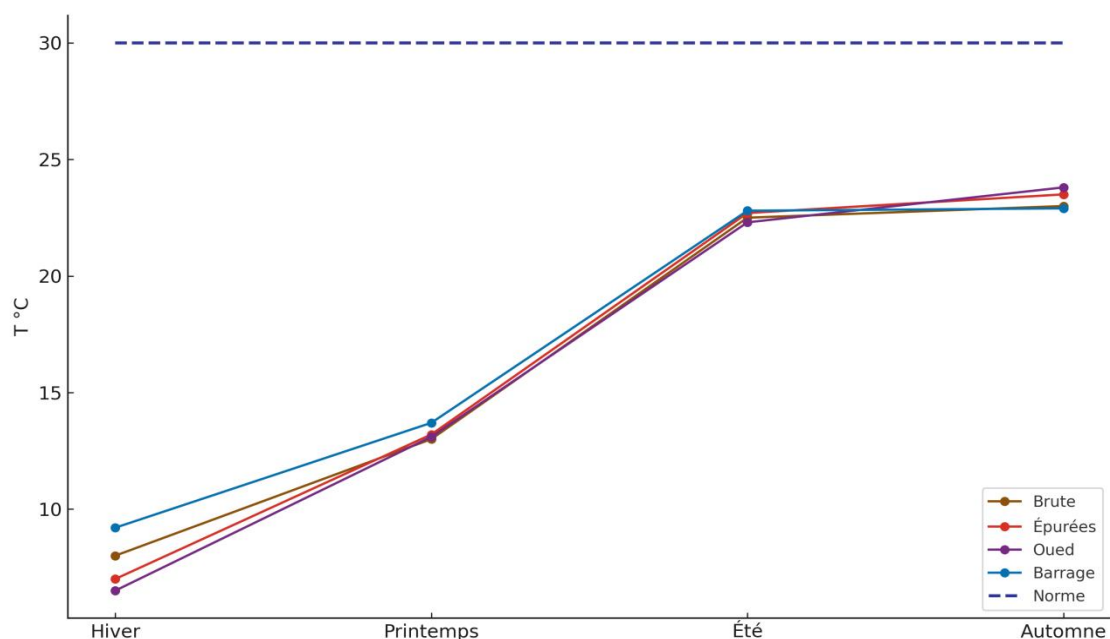


Fig. 9. Evolution saisonnière de la température des quarts sites d'échantillonnage.

Les températures mesurées dans les différents compartiments suivent une variation saisonnière normale ; des températures basses en hiver et plus élevées en été et en automne

Les eaux brutes et épurées présentent une élévation progressive de température sous l'influence du climat, les températures notées sont comprises entre 6,3 et 7,3 en hiver et qui atteignent 23,5 en été.

Ces températures sont légèrement élevées dans le milieu récepteur (l'oued et barrage), mais qui restent bien en dessous de la norme.

4.1.2.  volution saisonnière du pH

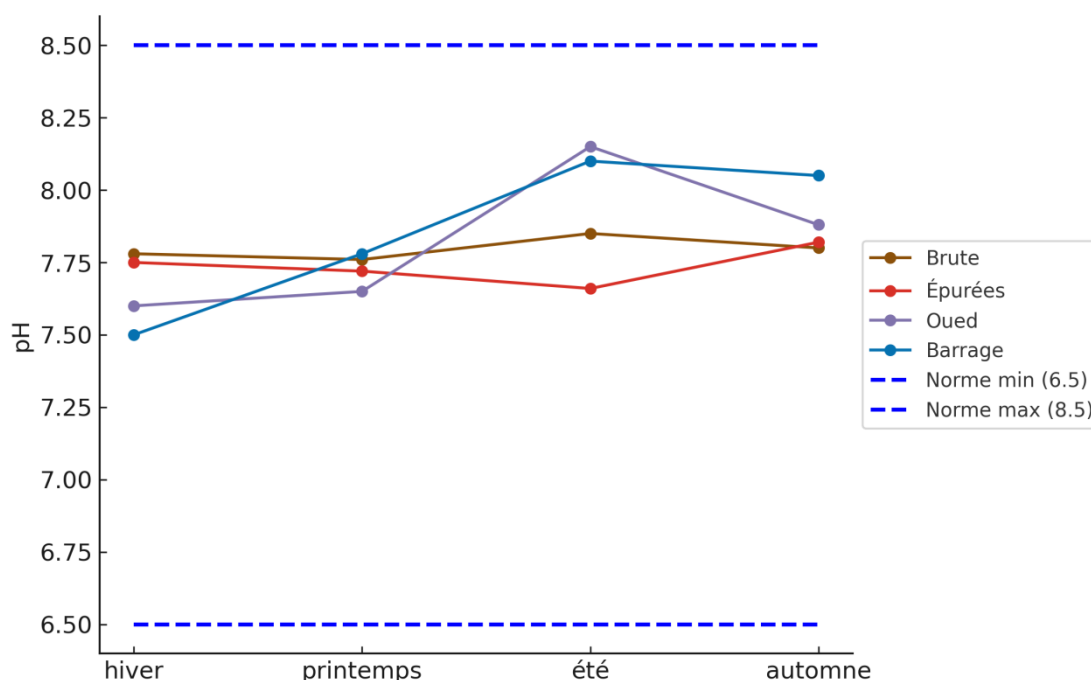


Fig. 10. Evolution saisonnière du pH des quarts sites d'échantillonnage.

Les valeurs du pH mesurées au cours de l'année montrent une légère variabilité pour l'ensemble des eaux et au cours des quatre-saisons, les valeurs sont stables et répondent parfaitement aux normes réglementaires.

Les eaux brutes et épurées présentent des pH légèrement alcalins, ce pH typique des rejets domestiques riches en détergent et en matière organique.

Les pH des milieux récepteurs sont sensiblement élevés par rapport aux eaux de la station d'épuration avec des valeurs autour de 8.

4.1.3.   volution saisonnière de la conductivité électrique (CE)

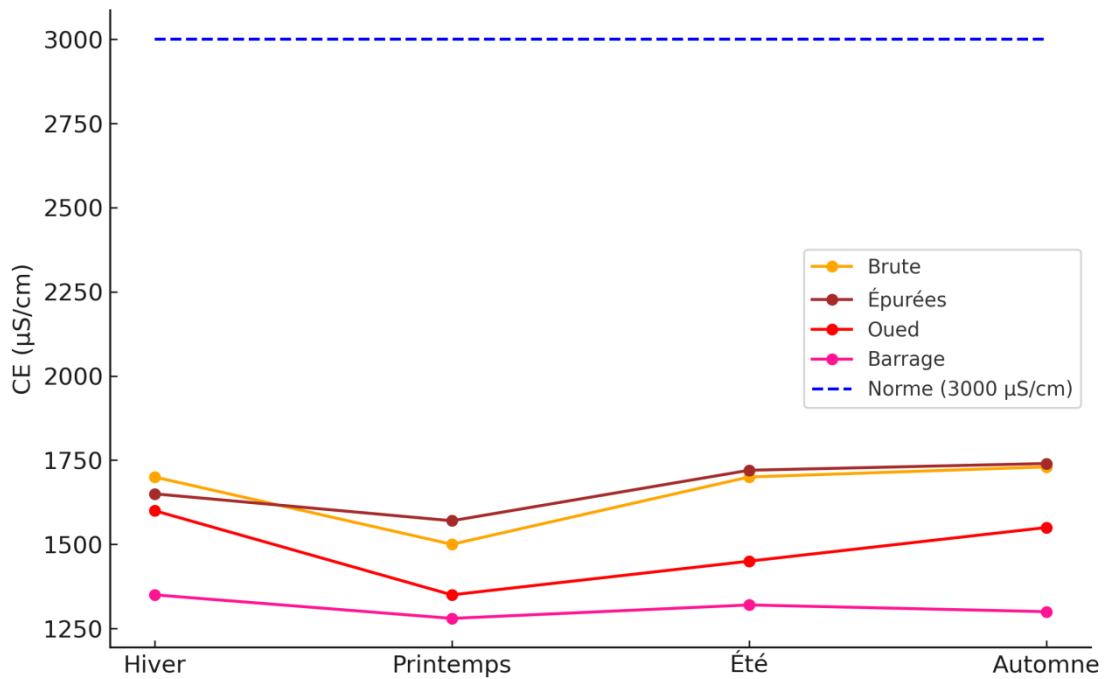


Fig. 11. Evolution saisonnière de la conductivité électrique des quarts sites d'échantillonnage

La CE est l'un des paramètres principaux de l'évaluation de la qualité des eaux d'irrigation.

L'analyse des résultats dévoile que les eaux des milieux récepteurs présentent la CE la plus faible par rapport aux eaux brutes et traitées. La CE des eaux de barrage varie entre un minimum de 1287 et un maximum de 1370 enregistré respectivement en printemps et en hiver, alors que celle d'oued oscillant entre 1360 mesurées en printemps et 1594 en hiver.

Quant aux eaux brutes, la CE varie entre 1504 au printemps et 1711 en automne ; la même tendance est remarqu  e pour les eaux épurées avec un minimum de 1577 et 129 dans les mêmes saisons.

Dans l'ensemble, les différents types d'eau présentent un niveau de CE acceptable pour l'usage agricole.

4.1.4. Évolution saisonnière des MES

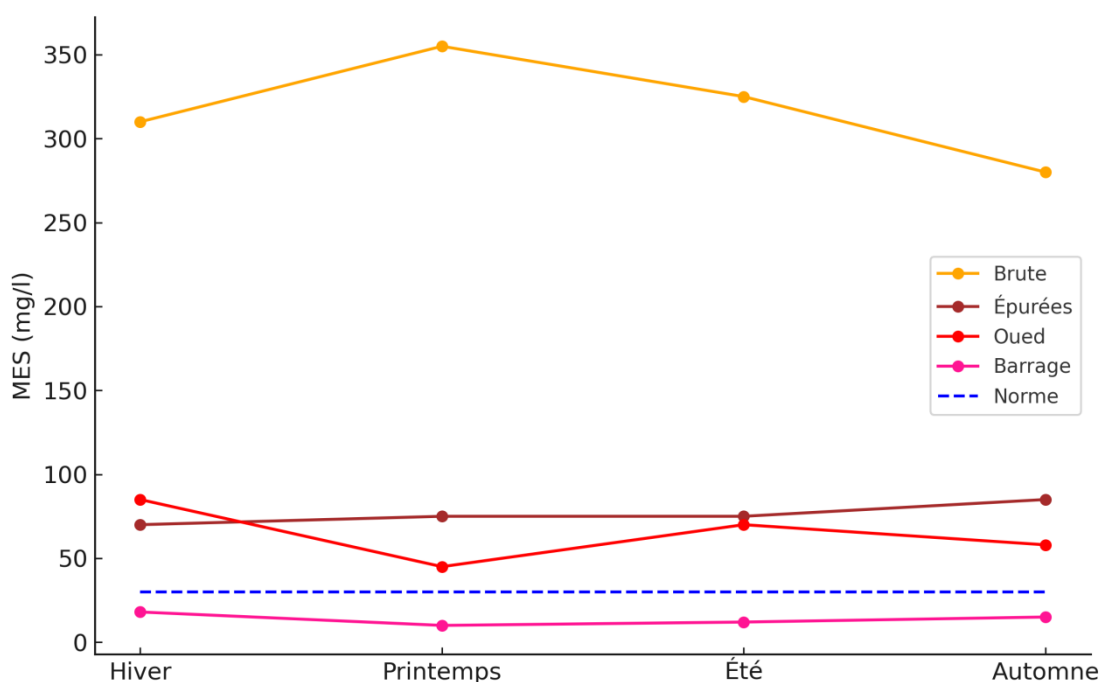


Fig. 12. Evolution saisonnière des MES des quarts sites d'échantillonnage.

La concentration en matières en suspension varie significativement selon la saison et le type d'eau.

La teneur la plus élevée est affichée chez les eaux brutes avec un maximum de 357 au printemps et 277 en automne. À la sortie de la station d'épuration, la teneur en matière en suspension des eaux traitées baisse d'une manière remarquable avec des taux de réduction de 70 % à 80 % durant toute l'année. Malgré cette nette amélioration de qualité des eaux épurées, les valeurs restent au-dessus de la norme.

Les eaux du barrage montrent les teneurs en MES les plus faibles, avec des valeurs comprises entre 6,3 au printemps et 14,5 en hiver, tandis que celles d'Oud sont plutôt élevées par rapport à la norme avec respectivement 41 et 85,6 notées en printemps et hiver.

4.1.5. Évolution saisonnière des teneurs en oxygène

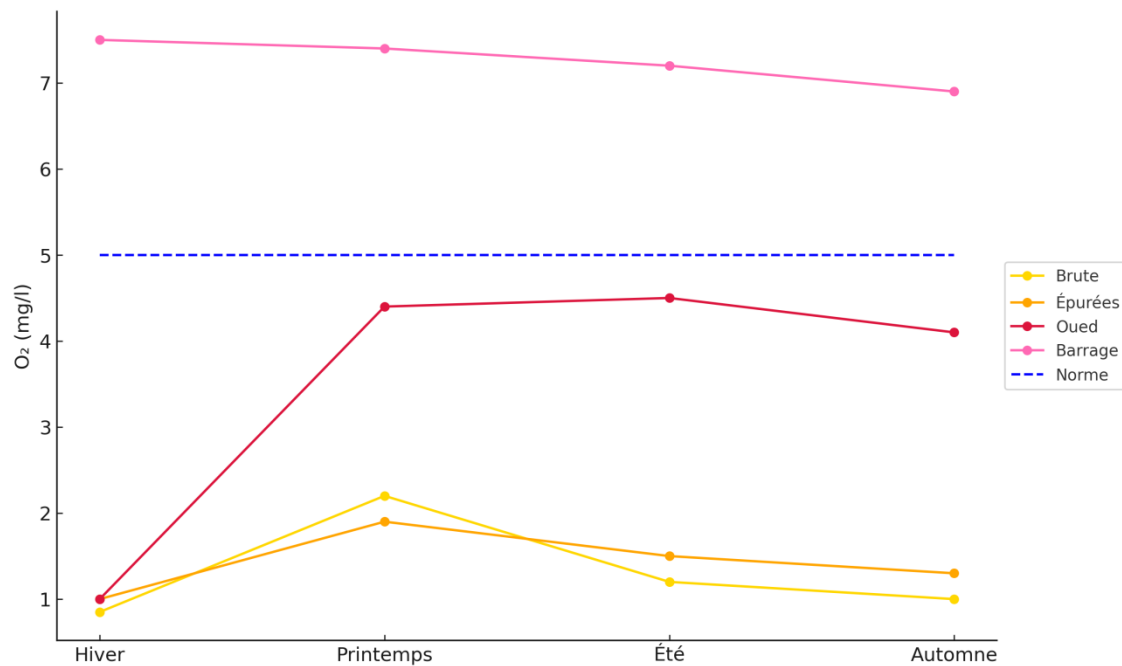


Fig13 : Evolution saisonnière des teneurs en oxygène des quarts sites d'échantillonnage

La concentration d'O₂ constitue un indicateur clé de la qualité de l'eau, en effet la mesure de la teneur en O₂, notamment des eaux épurées, est cruciale pour évaluer leur impact sur l'environnement.

Les eaux brutes et les eaux épurées montrent un niveau d'oxygénation très faible durant toutes les saisons, le maximum est noté en printemps avec 2,18 et 1,88 respectivement pour les EUB et les EUE.

L'oxygénation des eaux d'oued s'est nettement améliorée en printemps, été et en automne avec des concentrations proches de la norme, tandis que la teneur d' O₂ demeure très faible en hiver.

L'eau du barrage présente la meilleure oxygénation durant toute l'année avec des valeurs qui dépassent largement la norme de 5 mg/l.

4.1.6. Évolution saisonnière de la DBO5

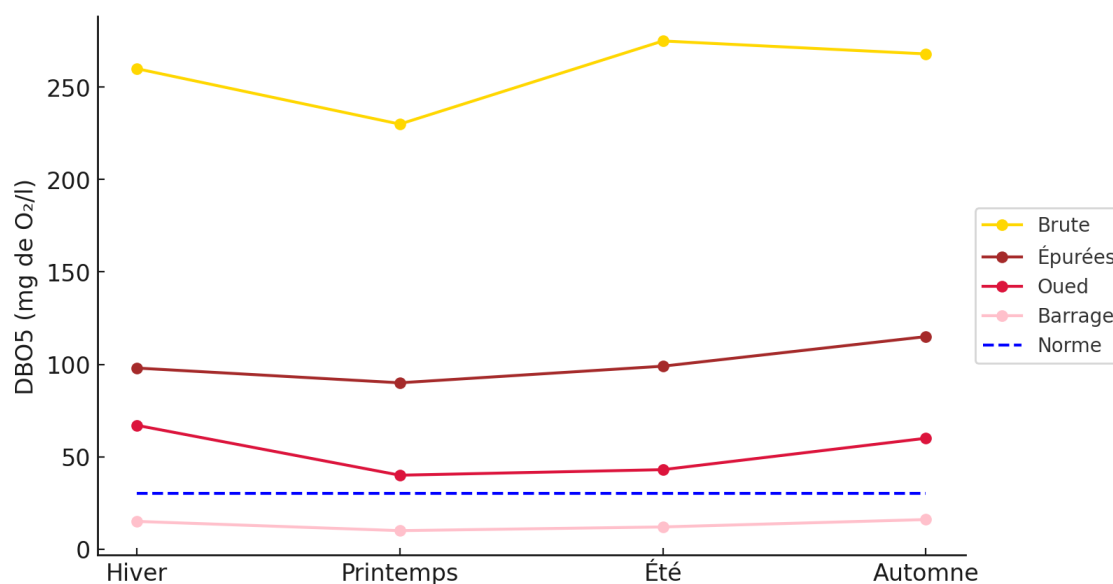


Fig. 14. Evolution saisonnière de la DBO5 des quarts sites d'échantillonnage.

La DBO5 constitue un indicateur fondamental de pollution des eaux, et en particulier elle indique la charge en matières organiques biodégradables présente dans l'eau. Les résultats présentés dans la figure ci-dessus sont interprétés par rapport aux normes algériennes définissant l'utilisation des eaux usées en agriculture qui exigent une concentration maximale de 30 mg O₂/l

Les valeurs de la DBO5 des eaux usées brutes montrent des concentrations significativement élevées en matière organique par rapport aux normes ; entre 228,6 mg O₂/l et 273 mg O₂/l sont enregistrées respectivement au printemps et pendant l'été. Ces résultats indiquent une pollution organique élevée, typique des effluents domestiques bruts avant le traitement.

Une réduction nettement significative de la charge organique est observée après traitement, les valeurs oscillent entre 90 mg O₂/l au printemps et 118 mg O₂/l en automne. Malgré cette importante réduction, les valeurs restent encore supérieures aux normes nationales, indiquant une épuration insuffisante, ce qui exclut la possibilité d'une utilisation directe de ces eaux en agriculture.

La baisse de la charge organique est notable pour les eaux d'oued, les valeurs varient entre 39,3 mg O₂/l enregistrées au printemps et 6,6 mg O₂/l en hiver, les résultats

témoignent d'une autoépuration significative dans le milieu récepteur, toute fois cette eau reste impropre a utilisée pour l'irrigation.

Par contre, les eaux de barrage présentent les concentrations les plus faibles en matière organique biodégradable, des niveaux de 8,3 mg O₂/l à 13,9 mg O₂/l sont respectivement enregistrés au printemps et en automne. Par rapport aux autres points d'échantillonnage, les eaux de barrage témoignent d'une nette amélioration de leur qualité.

4.1.7.   volution saisonnière de la DCO

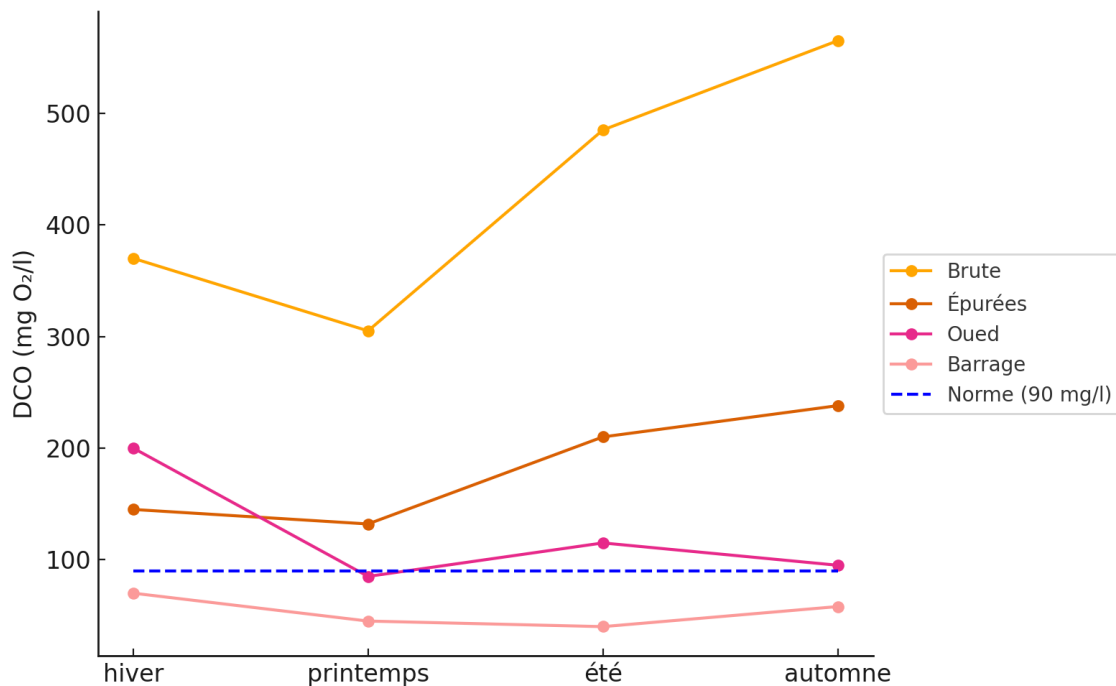


Fig. 15. Evolution saisonnière de la DCO des quarts sites d'échantillonnage.

L'analyse des résultats révèle une forte variabilité saisonnière de la DCO des différents types d'eau. En effet, les valeurs de la DCO des eaux brutes sont particulièrement très élevées au cours des quatre-saisons, avec 304,3 mgO₂/l enregistrées au printemps et 562 mgO₂/l pour l'automne. Ces résultats montrent une forte pollution de ces eaux qui suite a la nature des rejets et la concentration des matières organiques et inorganiques en période estivale due au faible débit hydrique.

Le traitement des eaux usées a significativement baissé la DCO, atteignant ainsi des valeurs de 131,13 mgO₂/l au printemps et 143,3 mgO₂/l en hiver, avec un taux d'abaissement de 50 % à 62 % pour toutes les saisons. Malgré cette amélioration de la

qualité des eaux, le niveau de la DCO enregistré reste supérieur à la valeur limite qui est de 90 mgO  /l.

Le milieu récepteur, d'abord représenté par l'oued, a contribué d'une manière efficace dans la réduction de la DCO, avec une baisse de 37 % au printemps jusqu'à 60 % en automne par rapport à l'eau épurée. Le barrage constitue le point d'accumulation des eaux qui proviennent de l'oued Wassal avant d'être utilisées principalement pour l'irrigation. En effet, ces eaux montrent des concentrations de la DCO inférieure à la norme durant toute l'année avec des valeurs qui varient de 36,66 mgO  /l    69,23 mgO  /l, traduisant ainsi une qualité acceptable d'eau de ce compartiment.

4.1.8.   volution saisonnière de la teneur en ammoniacque

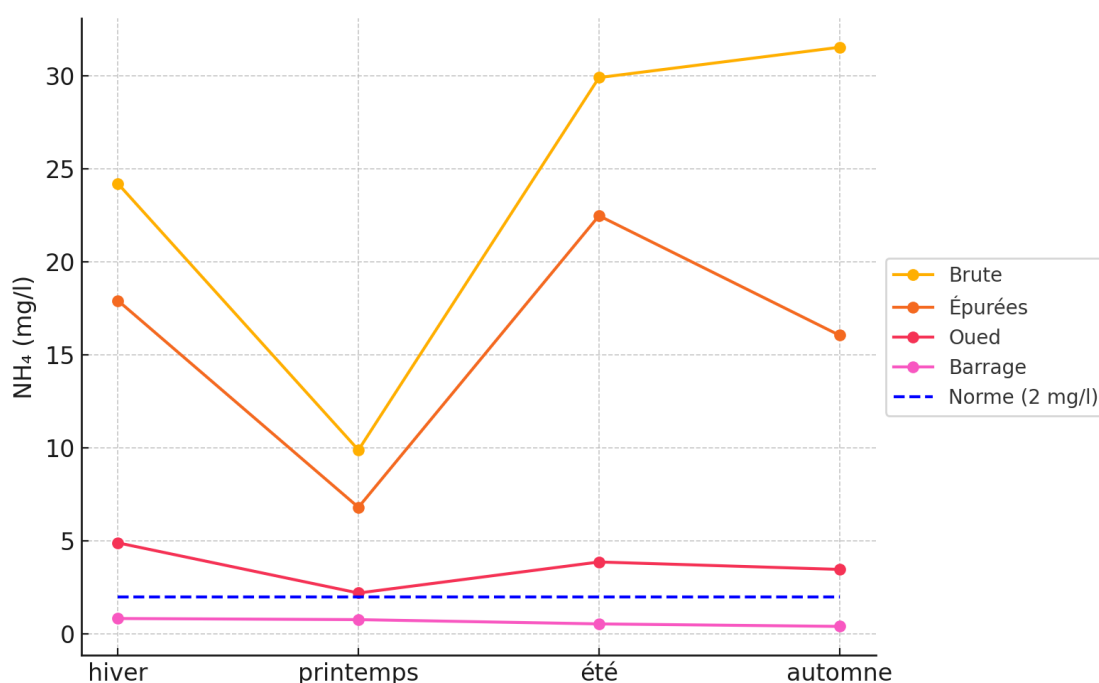


Fig. 16. Evolution saisonnière de la teneur en NH     des quarts sites d'échantillonnage.

L'ammoniaque est un composé azoté qu'on trouve en abondance dans les eaux usées, et qui résulte de la dégradation de la matière organique. La concentration de NH     est considérée comme l'un des meilleurs indicateurs chimiques de pollution des eaux.

Dans les eaux usées brutes, le taux d'ammonium est excessivement élevé avec des pics surtout en été et en automne avec respectivement 29,2 mg/l et 31,55 mg/l ; au printemps, cette concentration baisse significativement pour atteindre 9,89 mg/l au printemps.

D'après les résultats, le traitement réduit considérablement le niveau de l'ammoniaque jusqu'à 50 % en automne, cependant les valeurs restent bien au-dessus de la norme.

Au niveau du milieu récepteur, la teneur en NH_4^+ chute spectaculairement, surtout au niveau du barrage, pour se stabiliser entre 0,4 mg/l et 0,83 mg/l durant toute l'année. Ces valeurs sont largement inférieures à la norme, ce qui rend ces eaux respectivement meilleures pour l'irrigation.

4.1.9. Évolution saisonnière de la concentration des nitrates

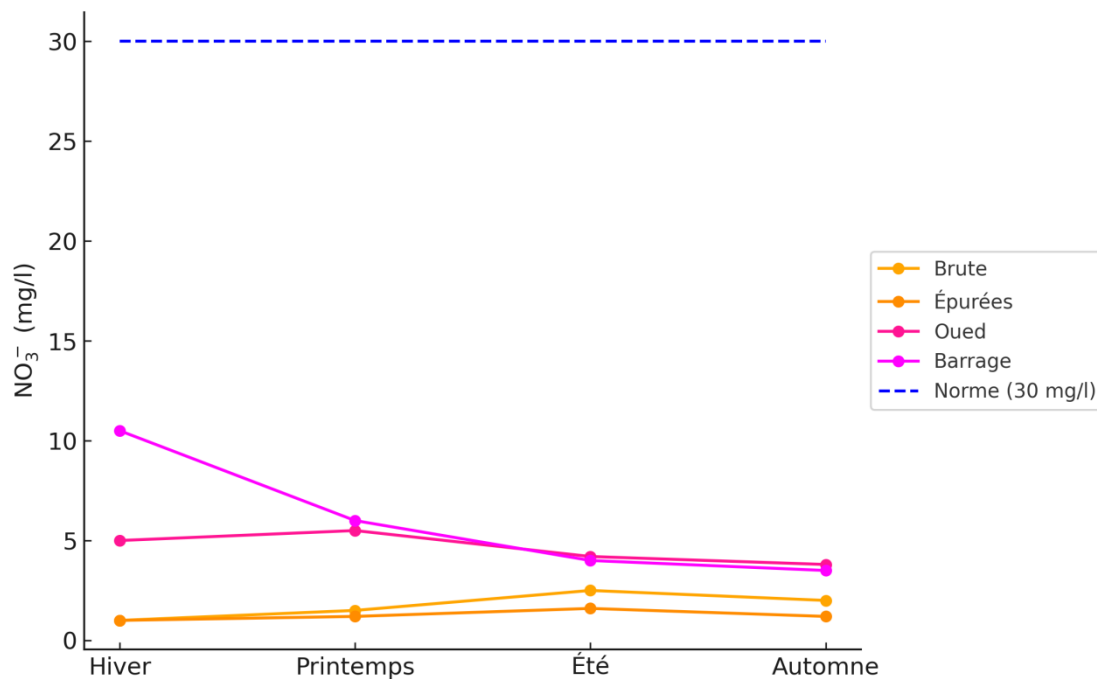


Fig. 17. Evolution saisonnière de la teneur en NO_3^- des quarts sites d'échantillonnage.

Les nitrates constituent un polluant majeur des eaux, leur concentration élevée dans les eaux usées peut réduire l'efficacité du processus de traitement.

D'une manière générale, les eaux brutes ainsi que les eaux épurées présentent des teneurs proportionnellement faibles en nitrates, elle varie dans l'eau brute de 0,77 en hiver mg/l à 2,82 mg/l en été, le traitement permet l'élimination d'une grande partie des nitrates et particulièrement en été et en automne avec un taux d'abaissement de 50%, ce qui témoigne d'une bonne efficacité du traitement.

Dans l'oued, les concentrations des nitrates sont significativement plus élevées comparées à celles dans les eaux brutes et traitées ; Elles varient entre 3,45 mg/l en

automne et 5,41 mg/l au printemps ; cependant, elles restent largement faibles par rapport à la norme.

En revanche, les eaux du barrage contiennent davantage de nitrates avec des concentrations qui s'élèvent à 10,41 mg/l en hiver et 5,85 mg/l au printemps, toutefois ces concentrations, qui se trouvent en dessous de la norme, ne présentent aucun danger pour les cultures.

4.1.10. Évolution saisonnière de la concentration des nitrites

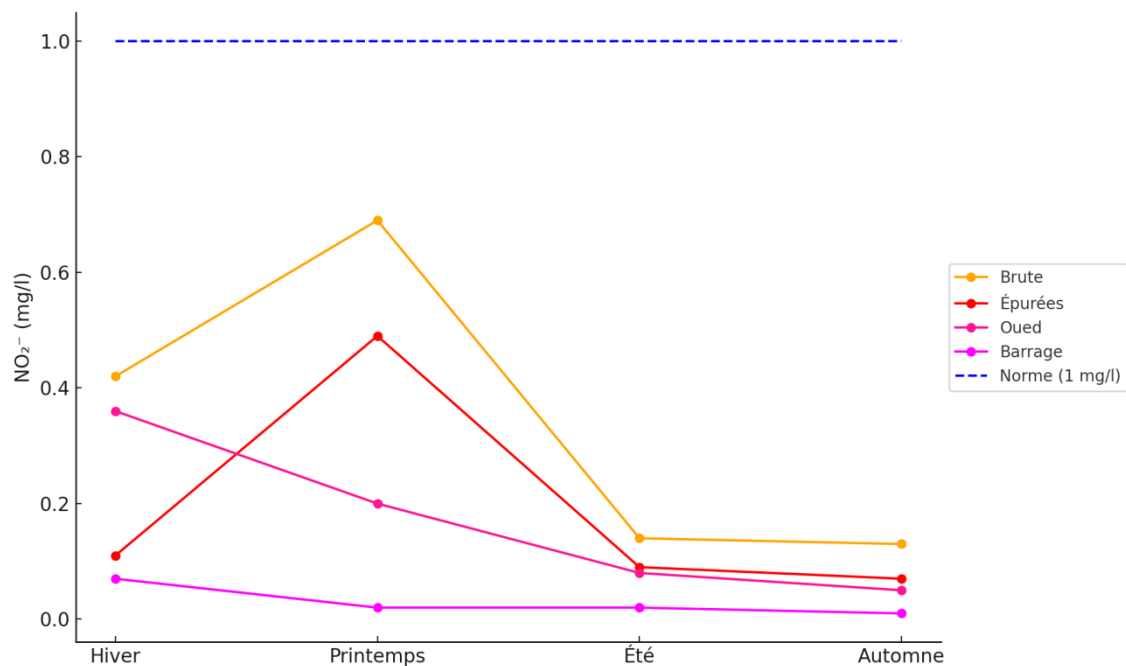


Fig. 18. Evolution saisonnière de la teneur en NO_2^- des quarts sites d'échantillonnage.

Les résultats indiquent une concentration faible en nitrites des eaux brutes avec une variation saisonnière significative ; de 0,14 mg/l en automne à 0,69 mg/l au printemps. Après traitement, la concentration des NO_2 a remarquablement diminué durant toutes les saisons, sauf au printemps (0,5 mg/l).

Les valeurs sont très faibles au niveau du barrage ($\leq 0,07$ mg/l) et modérément faibles au niveau d'oued avec un maximum de 0,36 mg/l noté en hiver.

Les concentrations des nitrites de tous les types d'eau demeurent inférieures à la limite réglementaire durant toute l'année, indiquant leur conformité à la réutilisation pour l'irrigation.

4.1.11. Évolution saisonnière de la concentration des PO_4^{3-}

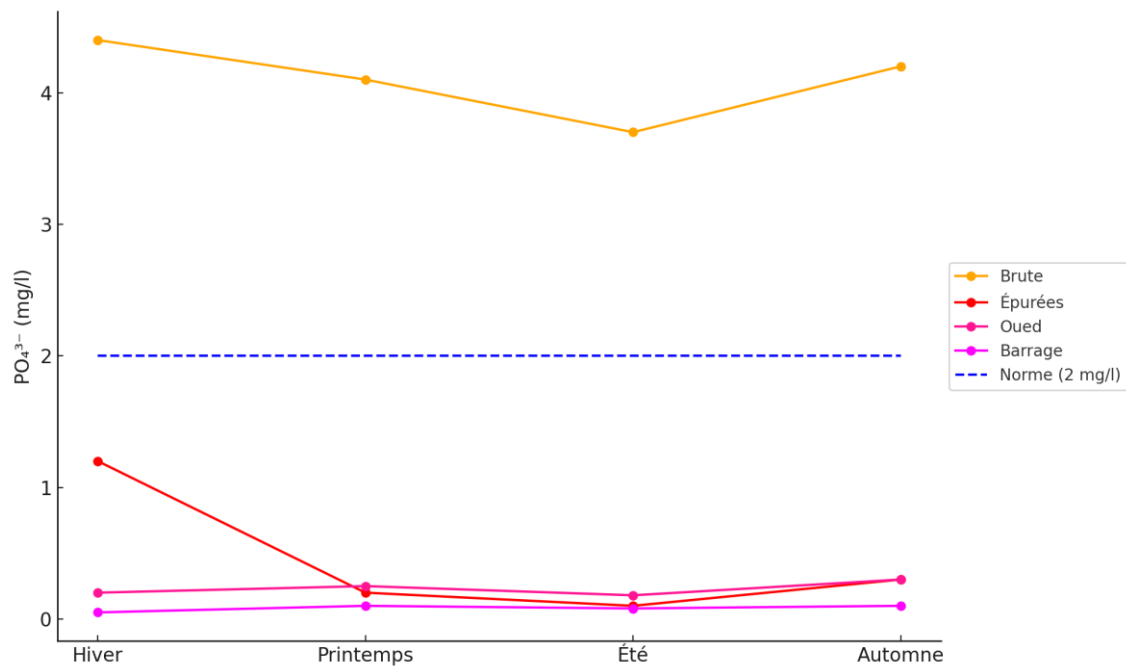


Fig. 19. Evolution saisonnière de la teneur en PO_4^{3-} des quarts sites d'échantillonnage.

Les résultats du dosage des ions potassiques indiquent une présence qui dépasse les normes dans les eaux brutes, atteignant un maximum de 4,3 mg/l en hiver ; ces concentrations décroissent considérablement jusqu'à 95 % au printemps après traitement.

Les teneurs des nitrites au niveau du milieu récepteur sont nettement faibles le long de l'année, et restent largement inférieures aux normes fixées pour la réutilisation en irrigation ; les valeurs fluctuent entre 0,07 mg/l et 0,18 mg/l pour le barrage.

4.2. Résultats de cytogénotoxicité du bio-essai

4.2.1. Inhibition de la croissance racinaire

Le bio-essai sur *Allium cepa* a révélé des effets cytotoxiques et génotoxiques significatifs sur les différentes sources d'eau de la région étudiée, avec des variations saisonnières marquées ($p < 0,001^{***}$). Une inhibition significative de la croissance racinaire a été observée dans les échantillons exposés respectivement aux eaux usées non traitées, à l'eau traitée et à l'eau de l'oued. Le témoin positif à l'azoture de sodium a montré une inhibition significative de la croissance, avec un nombre de racines de 33,75 et une longueur de racines de 1,93 cm, confirmant sa cytotoxicité. Cependant, le témoin négatif à l'eau distillée présentait le nombre de racines le plus élevé à 96 h (57,25), tandis que les eaux usées (hiver) présentaient le nombre le plus faible (37,5) (Fig. 20).

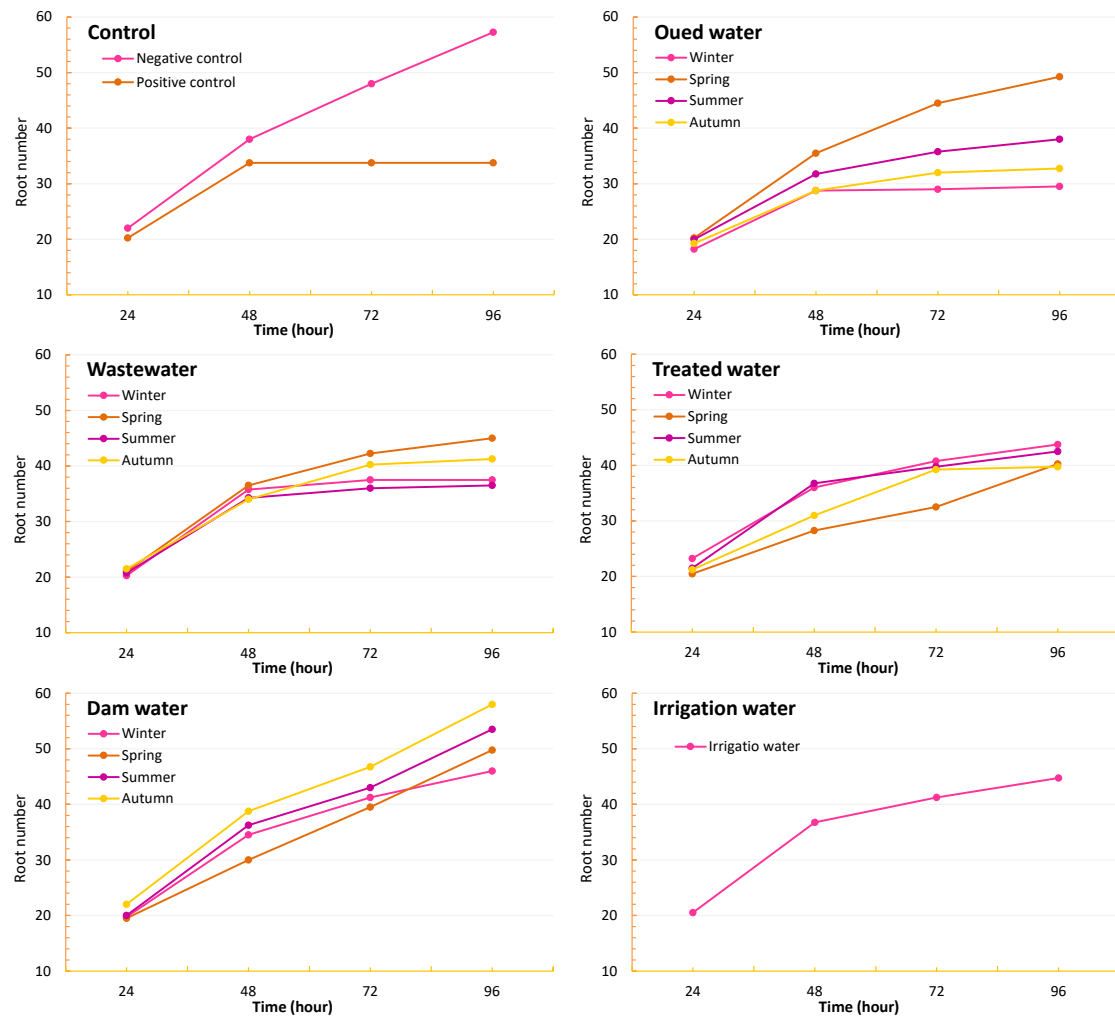


Fig. 20. Evolution du nombre de racines (24 à 96 h) pour chaque source d'eau

La même tendance a été observée pour la longueur des racines, là où elle était la plus inhibée dans les eaux usées non traitées (hiver), avec une longueur des racines réduite à 2,08–2,63 cm à 96 h (par rapport au traitement témoin = 5,45 cm ; $p < 0,001^{***}$), reflétant environ 62–72 % d'inhibition (Fig. 21)

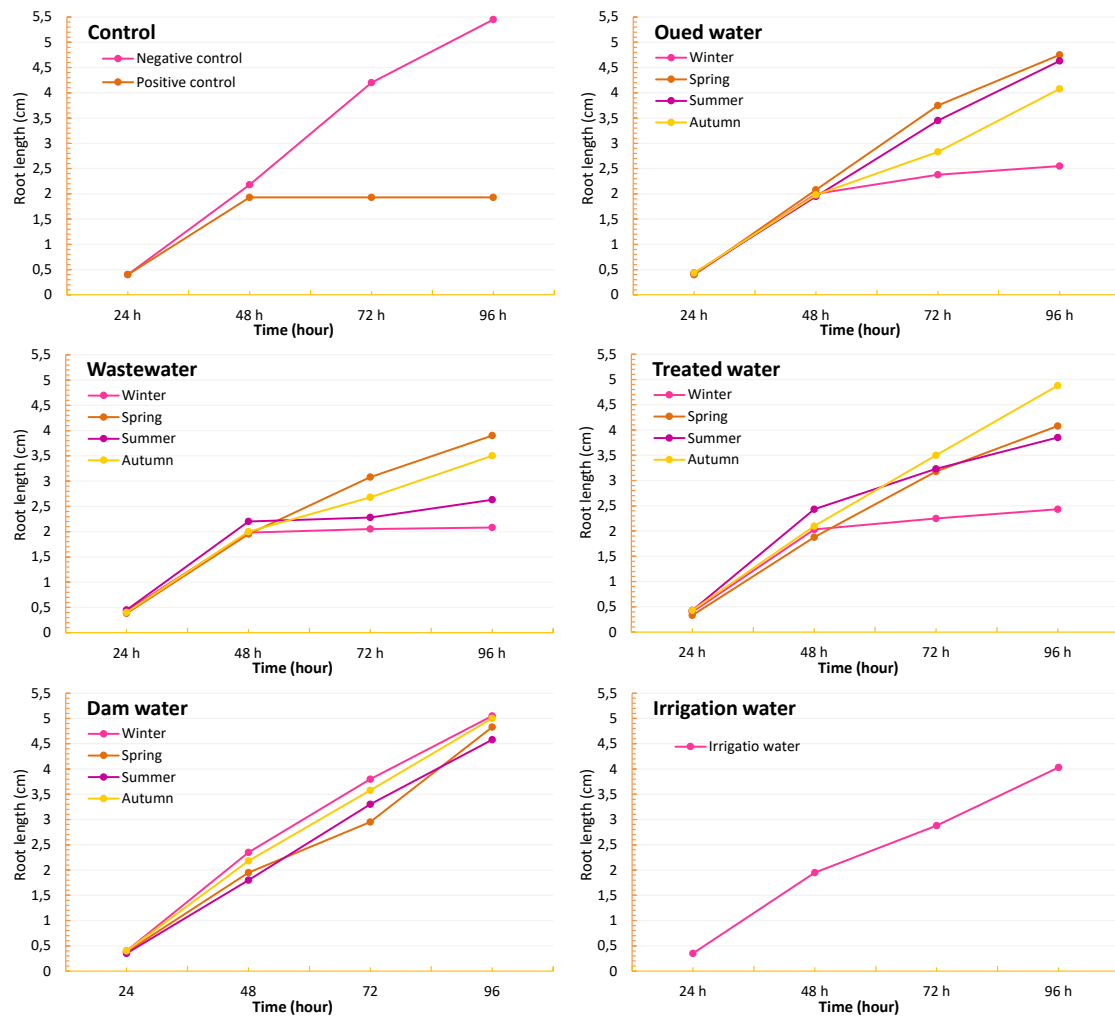


Fig. 21. Évolution de la longueur des racines (24 à 96 h) pour chaque source d'eau.

De plus, l'eau d'irrigation a montré une inhibition modérée (4,03 cm à 96 h représentant 26 % de réduction ; $p = 0,01^{**}$) tandis que les eaux usées traitées ont montré une inhibition plus faible (par exemple, 4,88 cm en automne contre 2,43 cm en hiver ; $p = 0,002^{**}$), mais elle est restée répressive de l'élongation des racines par rapport au traitement témoin ($p = 0,03^{*}$). Néanmoins, l'eau du barrage a révélé des tendances saisonnières claires ; les échantillons d'automne ont soutenu une croissance presque normale (5,0 cm ; $p = 0,12$ par rapport au témoin), tandis que les échantillons d'hiver ont réduit la longueur des racines d'environ 7 à 12 % (5,05 cm ; $p = 0,04^{*}$). À l'inverse, l'eau d'Oued a montré des contrastes saisonniers marqués ; les échantillons d'hiver ont provoqué une inhibition sévère (2,55 cm à 96 h, réduction de 55 % ; $p < 0,001^{***}$), tandis que les échantillons de printemps se sont approchés des niveaux de contrôle (4,75 cm ; $p = 0,08$).

En général, les aberrations les plus fréquemment observées étaient des chromosomes retardataires, des ponts chromosomiques et la formation de micronoyaux, tous indicateurs de lésions de l'ADN et de perturbations du fuseau mitotique (Tableau 6). Le témoin négatif à l'eau distillée présentait la plus faible fréquence d'aberrations chromosomiques (2,44 %), tandis que le témoin positif à l'azoture de sodium induisait des aberrations à 5,74 %, confirmant sa génotoxicité. Globalement, les aberrations chromosomiques étaient significativement plus fréquentes dans les eaux usées, les eaux traitées et les eaux d'oued respectivement que dans le témoin négatif ($p < 0,0001^{***}$). Les eaux usées non traitées (hiver) présentaient les fréquences d'aberrations les plus élevées (19,64 %, $p < 0,001^{***}$) dominées par les ponts chromosomiques (20 à 45 comptages) et les métaphases C (45 à 123 comptages) (Fig. 22). Cependant, les eaux usées traitées réduisaient les aberrations de 23 à 42 % (11,99 à 17,50 % ; $p = 0,01^*$ par rapport aux eaux usées non traitées), mais une génotoxicité résiduelle persistait. De plus, l'eau de l'oued, en hiver et en automne, présentait des aberrations élevées (10,19 à 14,21 % ; $p < 0,001^{***}$), caractérisées par des anomalies d'adhésion plus élevées (54 à 87 comptages). Les aberrations causées par l'eau du barrage ont culminé en automne (7,14 % ; $p = 0,03^*$), en corrélation avec le ruissellement agricole. De plus, l'eau d'irrigation présentait une fréquence d'aberrations élevée de 5,74 %, comparable au témoin positif, se manifestant par des anomalies d'adhésion élevées (42 points) et des métaphases C (7 points). Cela suggère une génotoxicité significative.

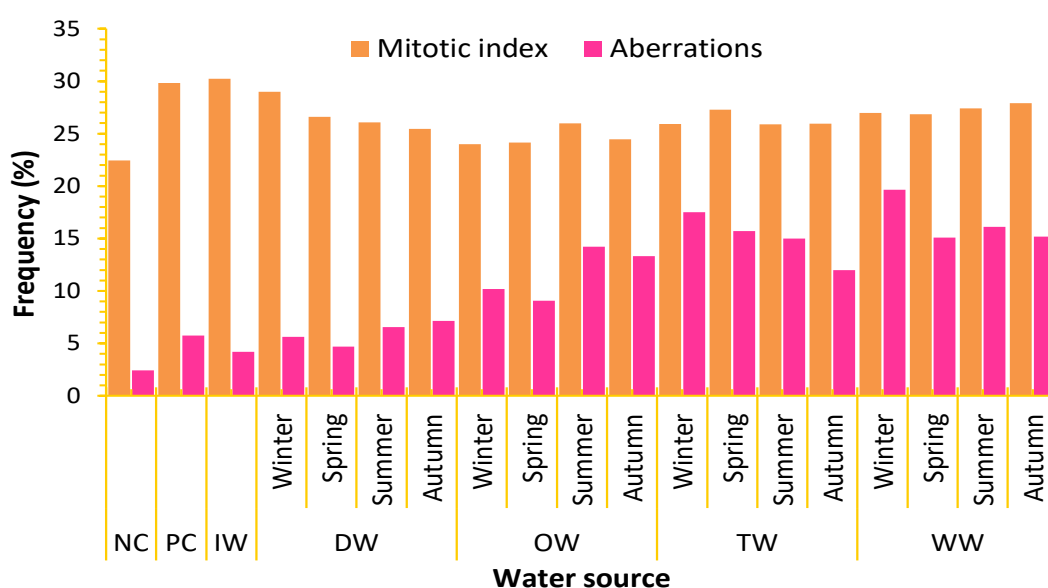
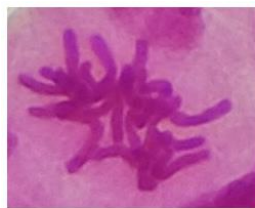


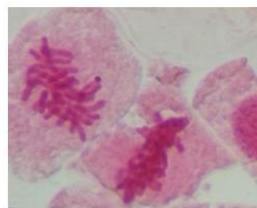
Fig. 22. Répartition de l'indice mitotique et des fréquences d'aberrations chromosomiques dans différentes sources d'eau.

Tableau 6. Les aberrations chromosomiques rencontrées dans les différentes sources d'eau.

Source d'eau	Saison	Nombre de cellules	Chromosomes vagabonds	Ponts chromosomiques	Polyploidie	C-metaphase	Adhésivité des chromosomes	Micronoyaux	Chromosomes retardataires	Cassures chromosomiques
contrôle négatif		5259	0	5	0	4	6	0	1	0
contrôle positif		5432	12	10	130	2	0	4	3	0
Eaux usées	Hiver	5400	6	45	0	63	123	9	36	4
	Printemps	5407	1	31	0	45	102	6	32	1
	Été	5345	4	20	0	68	101	14	25	3
	Automne	5452	2	39	0	45	112	10	8	1
Eaux traitées	Hiver	5425	3	30	0	71	86	6	45	0
	Printemps	5451	1	46	0	62	76	10	36	0
	Été	5385	1	28	0	60	81	1	31	0
	Automne	5436	4	13	0	55	69	7	20	0
Eaux de l'Oued	Hiver	5398	4	13	0	43	54	8	24	0
	Printemps	5394	2	16	0	37	52	2	9	0
	Été	5417	3	37	0	50	87	6	11	0
	Automne	5435	1	21	0	64	74	7	6	0
Eaux du barrage	Hiver	5327	0	4	0	17	39	6	5	0
	Printemps	5459	1	8	0	14	28	4	5	0
	Été	5441	2	7	0	19	41	7	6	0
	Automne	5451	6	6	0	29	32	3	8	0
Eaux d'irrigation	Été	5350	2	4	0	7	42	4	5	0



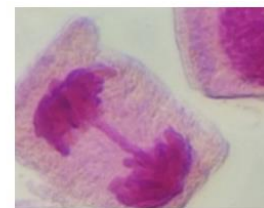
C-metaphase



Stickiness at metaphase



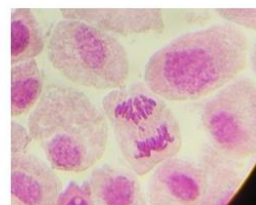
Anaphase with chromosome bridge



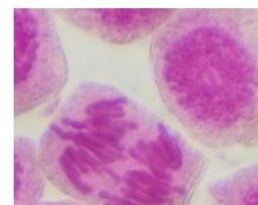
Telophase with chromosome bridge



Vagrant chromosome



Chromosome break



Chromosome laggard

Fig. 23. Aberrations chromosomiques.

4.2.2. Corrélation entre qualité de l'eau, inhibition de la croissance, cytotoxicité et génotoxicité

Une analyse de corrélation de Pearson approfondie a établi un lien quantitatif entre les paramètres de qualité de l'eau et les critères d'évaluation des bio-essais.

Les mesures de pollution organique, DBO_5 ($r = -0,64^{**}$ avec la longueur des racines ; $r = 0,8^{**}$ avec la fréquence des aberrations) et DCO ($r = -0,59^{**}$; $r = 0,7^{**}$), étaient fortement associées ($p < 0,001^{***}$) à une inhibition de l'élongation des racines et à une augmentation des lésions chromosomiques. De même, les matières en suspension totales (MES) étaient corrélées négativement avec la longueur des racines ($r = -0,59^{**}$) et positivement avec les aberrations ($r = 0,72^{**}$), impliquant les contaminants particuliers dans le stress cytogénotoxique.

De plus, la force ionique, indiquée par la conductivité électrique (CE), a montré la plus grande influence sur les deux critères d'évaluation ($r = -0,66^{**}$ par rapport à la longueur des racines ; $r = 0,83^{**}$ par rapport aux aberrations ; $p < 0,001^{***}$), soulignant la salinité comme un facteur primaire d'inhibition de la croissance et de génotoxicité. En revanche, l'oxygène dissous (O_2) a montré un effet protecteur ($r = 0,71^{**}$ par rapport à la longueur des racines ; $r = -0,85^{**}$ par rapport aux aberrations ; $p < 0,001^{***}$), soulignant le rôle de l'hypoxie dans l'exacerbation des dommages génétiques. De plus, l'ammonium (NH_4^+) est également apparu comme un facteur de stress significatif ($r = -0,58^{**}$; $r = 0,68^{**}$; $p < 0,001^{***}$), tandis que le nitrate (NO_3^-) et le phosphate (PO_4^{3-}) ont montré des corrélations plus faibles ($|r| < 0,4^*$), indiquant une importance secondaire dans la cytogénotoxicité aiguë.

L'intégration avec les mesures cytologiques a révélé que des DBO_5 , DCO, CE et NH_4^+ plus élevés coïncident avec un arrêt accru de la prophase ($r = 0,68^{**}$; $p = 0,002^{**}$) et un index mitotique élevé (bien que modéré mais significatif, $|r| < 0,25^*$), démontrant que les facteurs de stress chimiques activent les points de contrôle du cycle cellulaire. Les ponts chromosomiques et la fréquence des micronoyaux étaient les biomarqueurs les plus sensibles de la toxicité d'origine hydrique, chacun étant fortement corrélé à une croissance racinaire réduite ($r = -0,85^{**}$ et $-0,78^{**}$, respectivement ; $p < 0,001^{***}$), fournissant ainsi des indicateurs fiables de l'exposition génotoxique.

En ce qui concerne les corrélations entre les paramètres biologiques, la longueur des racines à 96 h était corrélée de manière significative et négative avec la fréquence des

aberrations chromosomiques ($r = -0,79^{**}$; $p < 0,001^{***}$) et avec l'indice mitotique ($r = -0,82^{**}$; $p < 0,001^{***}$), confirmant que les échantillons induisant les plus grands dommages à l'ADN produisaient également l'inhibition la plus prononcée de la croissance des racines. Une corrélation positive plus faible mais significative entre l'indice mitotique et les aberrations ($r=0,24^*$, $p =0,03^*$) suggère que les échantillons d'eau provoquant des taux de division cellulaire accrus ont également tendance à générer une instabilité chromosomique accrue.

De plus, la proportion de cellules arrêtées en prophase était corrélée positivement à la fois à l'indice mitotique ($r = 0,68^{**}$, $p = 0,002^{**}$) et à la fréquence d'aberration ($r = 0,74^{**}$, $p < 0,001^{***}$), ce qui est cohérent avec un blocage du cycle cellulaire induit par le stress en prophase. Parmi les types de lésions individuelles, les ponts chromosomiques ($r = -0,85^{**}$ par rapport à la longueur des racines, $p < 0,001^{***}$) et la formation de micronoyaux ($r = -0,78^{**}$ par rapport à la longueur des racines, $p < 0,001^{***}$) sont apparus comme les prédicteurs les plus sensibles de l'inhibition de la croissance, soulignant leur valeur en tant que biomarqueurs de la génotoxicité transmise par les eaux usées.

4.2.3. Dynamique saisonnière des interactions physicochimiques et biologiques

Les pics saisonniers de concentrations de polluants correspondent directement aux maximas d'effets cytotoxiques et génotoxiques. Dans les eaux de l'oued, les conditions estivales de DCO élevée ($199,7 \pm 12,1 \text{ mgO}_2/\text{L}$) et de faible OD ($< 5 \text{ mg/L}$) ont produit la fréquence d'aberrations la plus élevée ($14,21 \%$; $p = 0,004^{**}$). Les eaux usées brutes hivernales ont combiné une charge organique extrême ($\text{DBO}_5 = 267,5 \pm 37,5 \text{ mgO}_2/\text{L}$), une teneur élevée en NH_4^+ ($31,6 \pm 0,8 \text{ mg/L}$) et une hypoxie ($\text{OD} \approx 1 \text{ mg/L}$), ce qui a donné lieu à une génotoxicité maximale ($19,64 \%$ d'aberrations). Bien que le traitement des eaux usées ait atténué la toxicité globale, les effluents traités présentaient toujours un pic d'aberration hivernale significatif ($17,50 \%$ contre $11,99 \%$ en automne ; $p = 0,02^*$), mettant en évidence des inefficacités saisonnières dans la coagulation/floculation et la nitrification. L'eau du barrage a montré deux pics d'indice mitotique, hivernal ($28,98 \%$) et estival ($26,06 \%$), et des aberrations correspondantes ($5,63 \%$ et $6,56 \%$), reflétant l'accumulation de polluants pendant les périodes de faible débit et de stratification thermique. Ces résultats démontrent que les fluctuations de la charge organique, de la force ionique, des concentrations de nutriments et de la disponibilité en oxygène sont les principaux facteurs de risque cytogénotoxique saisonnier.

5. Discussion des résultats

La température exerce une grande influence sur les différents processus biologiques, physico-chimiques au sein des différents milieux (Chapman et Kimstach, 1996).

La température des différents types d'eau a connu une variation saisonnière normale, liée aux conditions climatiques locales (Merghem et al., 2016), avec des valeurs plus faibles en hiver et plus élevées en été et en automne.

Les eaux usées et traitées présentent des températures similaires à celles des eaux superficielles environnantes, en particulier en été et en automne, avec des valeurs atteignant 23,5 °C. En hiver, les températures descendent en dessous de 8 °C, ce qui peut ralentir l'activité microbienne dans la station d'épuration et impacter négativement l'efficacité du traitement biologique, en particulier la dégradation de la matière organique et le phénomène de nitrification (Metahri, 2012). Ces résultats concordent avec de nombreux résultats (Chabi et Hammar, 2019 ; Saifi, 2018).

Pour le milieu récepteur, les températures sont relativement plus stables, proches de celles des autres compartiments en été et au printemps et légèrement plus élevées en hiver. Cela est dû au volume d'eau plus important et à une exposition plus prolongée au rayonnement solaire, contribuant ainsi à une inertie thermique du plan d'eau.

Les températures enregistrées durant toute l'année répondent parfaitement aux exigences réglementaires et, par conséquent, indiquent l'absence de tout risque de perturbation thermique des écosystèmes.

Le pH des différents compartiments est relativement stable, avec des valeurs généralement entre 7 et 8, avec une légère variabilité saisonnière, ce qui est favorable pour le bon fonctionnement des écosystèmes (Benyoucef et Kribaa, 2021).

Le traitement des eaux brutes n'a pratiquement pas d'effet sur le pH ; les valeurs montrent un pH légèrement basique, qui peut s'expliquer par la présence dans les rejets domestiques de substances à effet alcalin telles que les détergents et autres. Des résultats similaires ont été enregistrés par de nombreux auteurs (Saifi et al., 2018 ; Chabi et Hammar, 2019).

Le pH du milieu récepteur est plus alcalin, surtout en période chaude, en raison de l'interaction des rejets de la station avec les sédiments riches en carbonates du lit d'oued.

En outre, l'analyse des résultats du pH confirme la conformité des rejets aux normes nationales et, par conséquent, l'absence d'impacts négatifs sur l'équilibre du milieu.

Les eaux brutes montrent des niveaux de CE relativement similaires à ceux des eaux épurées ; cela est dû au système de traitement classique, reconnu pour ses limites à éliminer les sels dissous (Tchobanoglous et al., 2003).

Les eaux du milieu récepteur, et en particulier celles du barrage, montrent des niveaux sensiblement inférieurs à ceux des rejets de la station. Les variations saisonnières des valeurs de la CE pourraient être attribuées à la dilution provoquée par l'augmentation du débit d'eau au printemps due aux précipitations importantes durant cette saison, et à une faible dilution/forte évaporation durant la saison chaude et sèche. Ces mêmes remarques sont notées (Saifi, 2018 ; Benyoucef et Kribaa, 2021).

La CE des rejets ainsi que celle des eaux du milieu récepteur sont conformes aux normes en vigueur ; ces eaux constituent une excellente source d'irrigation en ce qui concerne ce paramètre. Cependant, une surveillance de près est jugée nécessaire, notamment en saison chaude et sèche, qui coïncide généralement avec les périodes d'irrigation, pour prévenir tout impact négatif sur les cultures irriguées et en particulier celles reconnues pour leur sensibilité accrue aux sels.

Le niveau des MES reflète une forte charge en matière solide des eaux usées due aux apports domestiques et/ou de ruissellement importants ; les variations saisonnières des concentrations des MES peuvent être attribuées aux fortes précipitations et à l'augmentation de l'activité anthropique, particulièrement au printemps, période durant laquelle on a enregistré les valeurs les plus élevées. Le processus d'épuration permet de réduire significativement le taux des MES ; cependant, cette réduction n'est pas satisfaisante, car la concentration des MES reste au-delà des normes réglementaires pour l'utilisation en irrigation. Une telle charge en MES peut entraîner le colmatage des réseaux d'irrigation et compromettre sérieusement l'équilibre des écosystèmes aquatiques en diminuant la transparence des eaux, réduisant ainsi la pénétration de la lumière, ce qui

conduit à une perturbation de la photosynthèse des organismes aquatiques (Hernes, 2009 ; Ferretto, 2014).

En revanche, dans le milieu récepteur, les faibles valeurs de MES observées témoignent d'une auto-épuration naturelle efficace, notamment par décantation ; ces eaux, et en particulier celles du barrage, sont bien adaptées à l'irrigation.

La quantification des teneurs de l'oxygène dissous constitue un indicateur essentiel pour évaluer l'efficacité du traitement et la qualité des eaux épurées, qu'elles soient destinées à l'irrigation ou rejetées dans le milieu récepteur. Ce paramètre reflète l'état de santé des écosystèmes aquatiques. En effet, la diminution de la concentration de l'O₂ dissous entraîne un déséquilibre biologique, voire la mortalité des organismes aquatiques tels que les poissons. Selon l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA), la teneur en OD reflète la capacité d'un écosystème aquatique à soutenir la vie. Des niveaux inférieurs à 5 mg/L sont considérés comme stressants pour les poissons, et des concentrations inférieures à 3 mg/L sont insuffisantes pour leur survie.

Les résultats montrent des teneurs faibles en oxygène dissous des eaux avant et après traitement durant toute l'année, à l'exception du printemps où une légère augmentation est observée. Dans tous les cas, les niveaux d'O₂ dissous se trouvent en dessous de la norme de 5 mg/L. Une oxygénation insuffisante peut réduire l'efficacité du traitement et détériorer la qualité des effluents (Spellman, 2008). Cette oxygénation faible est due probablement aux conditions climatiques, notamment la température (Ouali et al., 2018) et à la charge organique importante ; en effet, cette dernière entraîne un déficit en oxygène dissous dans les milieux aquatiques suite à sa consommation par les micro-organismes pour décomposer la matière organique (Kabata-Pendias, 2015).

L'évolution saisonnière des concentrations d'oxygène dissous s'avère prometteuse au printemps, en été et en automne ; les valeurs sont proches de la norme de 5 mg/L, favorables à une bonne activité biologique et à une auto-épuration active. En revanche, les eaux de barrage affichent des niveaux d'oxygénation largement supérieurs à la norme durant toute l'année. Cela peut s'expliquer par la réduction de la charge organique, l'aération naturelle grâce à une bonne exposition à l'air libre et l'agitation de la surface de l'eau par le vent, ainsi que par le phénomène de la photosynthèse réalisée par les organismes aquatiques, qui entraîne la libération d'avantage d'oxygène (Boutin et Dutartre, 2014).

La DCO des eaux brutes est remarquablement élevée, particulièrement en saison sèche ; cela est probablement dû à la diminution du débit hydrique et à la concentration de la matière organique durant l'été et l'automne. Le traitement des eaux usées réduit significativement cette charge jusqu'à 62 % ; ce taux de réduction représente la moyenne des performances de la majorité des stations d'épuration (entre 40 et 80 %). Malgré cette amélioration, les valeurs de la DCO dépassent les normes réglementaires fixées à 90 mg O₂/L. Ces résultats concordent avec ceux trouvés (Ait Baziz et al., 2022 ; Ababsa et al., 2020).

La fluctuation saisonnière de la DCO est probablement liée aux conditions climatiques et en particulier aux précipitations, qui entraînent la dilution des effluents, le lessivage des sols agricoles et le ruissellement urbain qui peuvent véhiculer des quantités non négligeables de polluants.

Les eaux d'oued montrent un niveau d'auto-épuration intéressant dû principalement à une dilution par les précipitations printanières et à l'activité des micro-organismes responsables de la dégradation de la matière organique. Cependant, les valeurs dépassent les normes de 90 mg O₂/L dans la plus grande partie de l'année ; le même résultat a été rapporté (Hamed et al., 2018), qui signalent que les oueds en Algérie sont devenus des décharges de toutes sortes de déchets.

Au niveau du barrage, ces facteurs sont amplifiés ; les résultats révèlent une amélioration significative de la qualité des eaux avec des valeurs de la DCO largement inférieures à la norme, permettant ainsi une réutilisation sécuritaire pour l'irrigation.

L'analyse de la DBO₅ constitue une méthode privilégiée pour apprécier la pollution organique des eaux et évaluer l'efficacité du traitement d'effluents bruts en matière d'élimination de la matière organique biodégradable (Yu et al., 2019).

La concentration élevée de matière organique des eaux brutes résulte probablement d'une pollution fécale accrue et d'une intensification des rejets domestiques exacerbée par la diminution du débit hydrique pendant la saison sèche. Ces résultats confirment ceux (Ait Baziz et al., 2023 ; Aissaoui, 2023).

L'abaissement de la DBO₅ observé après traitement résulte d'une bonne dégradation de la matière organique par les bactéries. Toutefois, le dépassement des normes à certaines périodes de l'année suggère une efficacité partielle du système

épuratoire, probablement due à une surcharge organique du système et à une baisse du rendement de traitement biologique lors des conditions climatiques extrêmes, d'où la nécessité de son renforcement. En effet, Benyoucef et Kribaa (2021) ont observé que, malgré des rendements épuratoires dépassant 90 %, les valeurs des eaux traitées restent largement supérieures à la norme algérienne des eaux traitées (30 mg/L).

L'analyse des eaux du milieu récepteur, notamment du barrage, révèle une amélioration de la qualité de l'eau en aval de la station, particulièrement au printemps, période durant laquelle la DBO_5 diminue de manière spectaculaire, indiquant une dégradation progressive et efficace de la matière biodégradable le long du continuum. Cette évolution témoigne d'une auto-épuration remarquable, favorisée par un meilleur débit, une photodégradation naturelle, une sédimentation et une décantation lentes, une température modérée et une oxygénation élevée augmentant l'activité microbienne (Ennabih et Mayaux, 2020).

Cependant, bien que les valeurs de la DBO_5 pour les eaux d'oued dépassent parfois la norme, surtout en saison sèche, elles ne sont pas préoccupantes pour l'usage agricole. Ces résultats concordent avec ceux observés (Madi, 2018).

L'ammoniac dans les eaux usées provient principalement des urines, du lessivage agricole et de l'ammonification, qui transforme l'azote de la forme organique à la forme ammoniacale. Sa concentration élevée constitue un risque pour la santé des écosystèmes aquatiques, en induisant l'eutrophisation des eaux superficielles.

Les données révèlent des teneurs élevées en ammonium dans les eaux brutes tout au long de l'année, particulièrement en périodes chaudes. Cette élévation est liée probablement à une forte charge en matière organique et à l'activité biologique accrue, favorisée par des températures ambiantes qui accroissent la génération d'ammonium.

Concernant les eaux épurées, nous avons observé une réduction significative des taux de NH_4^+ jusqu'à 50 % en automne. Cependant, même après traitement, les concentrations restent alarmantes, indiquant une épuration insuffisante et une faible nitrification pour ramener les concentrations à des niveaux acceptables pour l'irrigation. Ces résultats rejoignent ceux observés (Mimeche, 2014) à Biskra.

Les eaux de l'oued et du barrage présentent des teneurs nettement plus faibles en NH_4^+ que les deux types d'eau précédents ; en effet, l'ammonium est la forme d'azote la

moins rencontrée dans les eaux naturelles (Derwich et al., 2010). L'atténuation de la teneur en NH_4^+ est probablement due à la dilution des eaux de barrage et au phénomène de nitrification, qui conduit à la formation des nitrates à partir des ions ammonium en présence de teneurs suffisantes en oxygène dissous et de températures favorables (Rodier et al., 2009).

En revanche, les concentrations de NH_4^+ des eaux de barrage et, dans une moindre mesure, celles des eaux de l'oued respectent largement les normes fixées pour la réutilisation agricole, suggérant un potentiel de valorisation pour l'irrigation.

Les nitrates que l'on trouve dans les eaux usées sont majoritairement issus de la transformation microbienne de l'azote organique et ammoniacal d'origine domestique et industrielle (Rejsek, 2002), ou du lessivage des sols cultivés (WHO, 2017).

L'analyse des teneurs en nitrate montre une variation significative en fonction du type d'eau et de la saison, reflétant ainsi une dynamique biogéochimique importante influencée par les conditions climatiques et l'activité anthropique.

La teneur en nitrate des eaux épurées est plus élevée que celle des eaux brutes ; cela peut s'expliquer par la transformation d'une partie des ions ammoniacaux en nitrates par le processus de nitrification lors du traitement à boues activées. En effet, au cours du traitement, le taux de nitrates augmente souvent dans les stations à boues activées qui ne garantissent pas une dénitrification optimale des effluents (Lajaunie-Salla, 2016). Ces résultats concordent avec ceux (Nafaa Dhikrane, 2019) pour la station d'épuration d'Annaba.

Cependant, l'augmentation est beaucoup plus remarquable dans les eaux du milieu récepteur ; cela suggère une nitrification active, favorisée par des conditions climatiques optimales et une oxygénation suffisante du cours d'eau, avec la possibilité de présence d'une pollution diffuse d'origine agricole par lessivage des engrais azotés durant la période pluvieuse ou suite à l'irrigation excessive, et d'un éventuel déversement incontrôlé d'eaux usées non traitées (Rivett et al., 2008).

Les résultats obtenus indiquent une conformité aux normes de tous les types d'eau analysés pour l'usage agricole en termes de teneur en nitrate. Les eaux de barrage, en particulier, peuvent constituer une source significative d'engrais azoté nécessaire pour optimiser les rendements.

Les nitrites sont des composés transitoires du cycle de l'azote, formés lors de la nitrification, processus par lequel l'ammonium est converti en nitrate par de nombreuses bactéries pour lesquelles l'ion ammonium représente une source d'énergie (Jianlong and Ning, 2004). Leur accumulation indique un déséquilibre temporaire, empêchant la conversion des nitrites en nitrates, notamment par manque d'oxygène. Bien que leur présence dans les eaux d'irrigation soit généralement faible, ces ions, même à faible dose, peuvent être nocifs pour de nombreuses cultures (Hussen et Debela, 2020).

Les teneurs en nitrite demeurent globalement faibles dans les eaux brutes tout au long de l'année ; ces teneurs persistent même après traitement, à l'exception du printemps où une légère élévation est notée. Cette augmentation saisonnière est probablement liée à la reprise de l'activité microbienne favorisant l'oxydation de l'azote en nitrate. En l'absence d'apport suffisant en oxygène, la deuxième étape de la nitrification est limitée (Rodier et al., 1996 ; Jianlong and Ning, 2004), ce qui conduit à une accumulation ponctuelle des nitrites dans les eaux épurées.

Les concentrations en nitrites observées dans le milieu naturel récepteur, et particulièrement au niveau du barrage, sont très faibles au long des quatre saisons ; ces faibles teneurs témoignent d'une auto-épuration naturelle efficace, attribuée principalement à l'activité des bactéries nitrifiantes qui assurent l'oxydation complète des composés azotés en nitrates, un processus favorisé par l'amélioration de l'oxygénation de ce type d'eau.

Du point de vue de la réutilisation des eaux à des fins agricoles, les concentrations de nitrite relevées ne présentent aucun risque pour les cultures et sont largement inférieures aux normes de 2 mg/L.

Les matières organiques, les détergents, les déjections animales ainsi que certains produits industriels constituent les principales sources de phosphate des eaux usées. Leur présence à de fortes concentrations dans les eaux brutes est cohérente avec leur origine domestique et industrielle (Rodier et al., 2009). Ces concentrations induisent une forte pollution de ces eaux. La réduction significative des teneurs de PO_4^{3-} dans les eaux épurées témoigne d'une élimination efficace par le processus de traitement appliqué ; en effet, la plus grande partie des ions phosphatés sont éliminés par simple précipitation, décantation et adsorption sur les boues activées (Metahri, 2012), processus renforcé par des températures favorables et une activité biologique accrue. Cependant, en hiver, les

performances de traitement sont négativement affectées par les basses températures, ce qui entraîne une persistance d'une partie des phosphates dans les effluents.

Concernant les eaux du milieu récepteur, les teneurs enregistrées demeurent très faibles, ce qui s'explique par l'effet combiné de la dilution, de la précipitation naturelle et de l'assimilation par le phytoplancton dans ces milieux (Chikhaoui et al., 2008). Toutefois, les valeurs enregistrées tout au long de l'année respectent largement la réglementation en vigueur pour la réutilisation sécuritaire en irrigation en termes de ce paramètre.

L'inhibition de la croissance racinaire dans les échantillons d'eaux usées et d'eaux traitées suggère que ces sources d'eau contiennent des polluants susceptibles de perturber le développement normal des plantes. Des études antérieures ont associé la contamination de l'eau en Algérie à de fortes concentrations de métaux lourds (Aksouh et al., 2024 ; Barkat et al., 2023), de pesticides (Lebik et Ait-Amar, 2013) et de résidus pharmaceutiques (Kermia et al., 2016).

L'inhibition observée de l'élongation des racines correspond aux résultats sur la toxicité des effluents industriels, où les composés xénobiotiques altèrent les voies métaboliques essentielles à l'expansion cellulaire (Dutta et al., 2018 ; Espinoza-Quñones et al., 2009 ; Hemachandra et Pathiratne, 2017 ; Mohammed et al., 2023). De plus, nos données révèlent qu'une conductivité élevée (salinité) ($r = -0,66$ par rapport à la longueur des racines ; $p < 0,001$), une DBO₅ et une DCO ($r = -0,64$ et $-0,59$, respectivement ; $p < 0,001$), exacerbent la suppression de la croissance, suggérant que le stress osmotique agit en synergie avec les polluants organiques pour inhiber la turgescence et l'élongation des cellules. La corrélation négative entre la croissance des racines à 96 h et l'indice mitotique ($r = -0,39$, $p < 0,05$) confirme en outre qu'une activité mitotique accrue dans les échantillons d'eaux usées est associée à une inhibition de la croissance plutôt qu'à une prolifération normale, probablement due à des perturbations du cycle cellulaire (Animasaun et al., 2024). Ce double stress, ionique et génotoxique, peut altérer les voies de signalisation de l'auxine, comme indiqué dans le cadre d'une exposition combinée à la salinité et aux métaux lourds (Dutta et al., 2018), limitant davantage l'activité méristématique.

Le niveau de cytotoxicité des sources d'eau peut être évalué par la diminution de l'indice mitotique, due à l'inhibition mitotique ou à la mort cellulaire (Khan et al., 2019), qui représente une mesure acceptable et appropriée pour des organismes d'essai tels que

les cellules racinaires d'*A. cepa* (Istifli et al., 2019 ; Smaka-Kincl et al., 1996). Cependant, les résultats obtenus concernant l'évaluation de la cytotoxicité ont révélé que les eaux usées et les eaux usées traitées induisaient des valeurs d'indice mitotique significativement plus élevées, comparables au témoin positif (azoture de sodium, 29,84 %), indiquant la présence d'agents mitogènes tels que les effluents industriels et les métaux lourds, qui perturbent la dynamique des microtubules, provoquant un arrêt mitotique (par exemple, un blocage prolongé en métaphase) qui, paradoxalement, augmente l'indice mitotique (Xia et al., 2021). En d'autres termes, cela ne reflète pas une prolifération cellulaire saine, mais plutôt un arrêt de la métaphase induit par un toxique. Sous stress génotoxique, l'activation du point de contrôle du fuseau arrête les cellules en métaphase, augmentant artificiellement l'index mitotique malgré l'inhibition de l'élongation racinaire et la réduction de la progression vers l'anaphase et la télophase, un phénomène bien documenté chez *A. cepa* exposé aux métaux lourds et aux polluants organiques (Fenech, 2000 ; Mateuca et al., 2006).

Ce phénomène a été attribué, chez les organismes aquatiques, à des polluants hydrosolubles qui induisent l'arrêt de la phase G2/M et l'apoptose, altérant ainsi la progression du cycle cellulaire (Xia et al., 2021). De plus, un indice mitotique élevé pourrait également refléter des effets toxiques précoces, tels qu'une signalisation pro-mitotique ou une perturbation des mécanismes de points de contrôle, avant que la cytotoxicité se manifeste par une inhibition de la croissance racinaire ou des dommages à l'ADN (Khlebova et al., 2020 ; Smaka-Kincl et al., 1996).

Par ailleurs, l'augmentation simultanée des aberrations chromosomiques révèle que ces polluants perturbent la progression mitotique normale (Bianchi et al., 2016 ; Kassa, 2021). Il a été démontré que les métaux lourds, en particulier le cadmium et le plomb, interfèrent avec la formation du fuseau et la ségrégation des chromosomes, entraînant un arrêt mitotique et des dommages à l'ADN (Kuruppuarachchi et al., 2023 ; Potapova et Gorbsky, 2017 ; Seth et al., 2008 ; Wise et Wise, 2010).

L'indice mitotique élevé des échantillons d'eaux usées traitées démontre une élimination incomplète des agents cytotoxiques, tels que les résidus pharmaceutiques ou les composés organiques chlorés, qui sont récalcitrants au traitement conventionnel (Nefic et al., 2013). Notamment, l'eau traitée en automne présentait une valeur d'indice mitotique

légèrement inférieure, mais induisait toujours un arrêt de la prophase (71,84 %), soulignant que le traitement réduit, mais n'élimine pas, la cytotoxicité.

Bien que les échantillons d'eau de barrage aient affiché un indice mitotique plus faible, ils ont démontré un arrêt de la métaphase, suggérant des effets de poisons du fuseau provenant de produits agrochimiques comme les herbicides (par exemple, le glyphosate), qui perturbent l'assemblage des microtubules (Jalal et Bondarenko, 2025 ; Mazuryk et al., 2024).

La génotoxicité a été significativement marquée dans les eaux usées (hiver), les eaux traitées (hiver) et les eaux d'oued (été), mettant en évidence les fluctuations saisonnières des concentrations de polluants. Ces derniers sont connus pour induire des effets clastogènes (ruptures chromosomiques) et aneugènes (mauvaise ségrégation), comme en témoigne leur rôle dans la formation de micronoyaux et de ponts (Wijeyaratne et Wickramasinghe, 2020). Les variations saisonnières de température peuvent encore augmenter la biodisponibilité des polluants, amplifiant les dommages à l'ADN et les aberrations chromosomiques (Ulupinar et Okumuş, 2002). En général, les ponts chromosomiques et les micronoyaux reflètent des effets clastogènes (rupture chromosomique) et aneugènes (perte chromosomique) (Kwasniewska et Bara, 2022). Cependant, les métaphases C, où les chromosomes ne s'alignent pas au niveau de la plaque métaphasique, suggèrent une perturbation de l'appareil du fuseau, probablement due à des agents alkylants ou à des métaux lourds comme l'arsenic (Gorbsky, 2015). De plus, les adhérences chromosomiques, où les chromosomes se collent entre eux, sont corrélées à des agents de réticulation comme le formaldéhyde ou les pesticides (par exemple, l'endosulfan), qui forment des liaisons ADN-protéines (Duta-Cornescu et al., 2025).

La génotoxicité élevée observée dans l'oued peut être attribuée principalement au rejet d'eaux usées non traitées des villages environnants, rejetées directement dans le fleuve, entraînant, avec les produits chimiques agricoles, une augmentation des niveaux de polluants contribuant à la dégradation de la qualité de l'eau. La génotoxicité saisonnière de l'eau de l'oued (14,21 % en été) reflète les observations réalisées dans les bassins versants algériens influencés par les produits agrochimiques et les rejets industriels (Boudebouz et al., 2024). Des adhérences chromosomiques (87 comptages) et des ponts chromosomiques (37 comptages) observés en été indiquent des effets clastogènes, probablement dus à des

pesticides (par exemple, organophosphorés) et à des agents alkylants (Duta-Cornescu et al., 2025).

La génotoxicité la plus élevée dans les eaux usées pendant l'hiver suggère une augmentation de la concentration des contaminants dans les rejets industriels et domestiques hivernaux. Les eaux usées non traitées ont présenté une génotoxicité sévère (19,64 % d'aberrations) et une cytotoxicité (IM = 27,90 %), ce qui est cohérent avec les rapports mondiaux sur les effluents municipaux contenant des métaux lourds, des produits pharmaceutiques et des polluants organiques (Kassa, 2021 ; Mohammed et al., 2023). L'élévation de l'indice mitotique résiduel (25,89–27,30 %) suggère la présence persistante de polluants mito-stimulateurs, possiblement des métaux lourds (p. ex. Cd, Pb), qui perturbent les points de contrôle du cycle cellulaire (Nefic et al., 2013 ; Potapova et Gorbsky, 2017) ; en effet, les processus conventionnels d'épuration ne parviennent pas à éliminer les agents génotoxiques comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les perturbateurs endocriniens (Gao et al., 2020 ; Montano et al., 2025).

Cependant, les aberrations chromosomiques plus élevées, notamment les ponts et les micronoyaux, observées dans les échantillons de barrages d'été sont probablement dues aux variations saisonnières de la qualité de l'eau, où la réduction du débit et l'augmentation de l'évaporation en été concentrent les polluants tels que les métaux lourds et les contaminants organiques (Mogane et al., 2024). Le nombre d'aberrations chromosomiques dans les échantillons d'eau de barrage était significativement plus élevé en automne (7,14 % ; $p = 0,03$ contre 4,68 % au printemps), en raison de 29 métaphases C et de 32 adhérences. Cette découverte concorde avec l'afflux de pesticides après récolte (par exemple, les carbamates), qui inhibent l'acétylcholinestérase et provoquent indirectement des dommages à l'ADN (Camilo-Cotrim et al., 2022).

L'eau d'irrigation présente une génotoxicité modérée (4,20–5,74 %) ; ces perturbations du cycle cellulaire, même si elles sont inférieures à celles des eaux usées, indiquent la présence de contaminants traces persistants, tels que les métabolites de pesticides, qui échappent aux traitements conventionnels et s'accumulent dans les eaux de ruissellement agricoles. Ces anomalies présentent néanmoins des risques de dommages à l'ADN des plantes, transférant potentiellement des mutagènes dans la chaîne alimentaire (Dourado et al., 2017).

Conclusion et perspectives

La rareté des ressources en eau dans les régions arides et semi-arides constitue un handicap majeur pour le développement de l'agriculture et la durabilité des écosystèmes. L'Algérie, dont une grande partie du territoire est soumise à un climat aride à semi-aride, subit une pression croissante sur les ressources hydriques. Cette situation est aggravée par les effets des changements climatiques et l'augmentation des besoins en eau, notamment pour l'irrigation.

Dans ce contexte, la réutilisation des eaux usées épurées, à condition d'être accompagnée d'une stratégie intégrée et durable, apparaît comme une solution viable et stratégique pour remédier au déficit hydrique et satisfaire les besoins agricoles. Cette alternative permet non seulement d'économiser les ressources conventionnelles précieuses, mais aussi de valoriser une ressource autrefois considérée comme un déchet. Cependant, les eaux usées non traitées ou insuffisamment traitées peuvent constituer une source de pollution pour les milieux aquatiques et les sols agricoles, en raison de leur richesse en matières organiques, en nutriments (azote, phosphore), en agents pathogènes et parfois en métaux lourds ou en résidus de produits chimiques. L'introduction de ces eaux dans les cours d'eau ou les barrages peut entraîner la dégradation de la qualité de l'eau, provoquant des phénomènes tels que l'eutrophisation, la prolifération algale, la diminution de l'oxygène dissous et, par conséquent, la perturbation des écosystèmes aquatiques. De nombreux contaminants représentent également un risque sanitaire lorsqu'ils s'infiltrent dans les chaînes alimentaires à la suite d'une irrigation avec des eaux polluées (Kesari et al., 2021; Mishra et al., 2023). Ces contaminants présentent des propriétés cancérogènes, mutagènes et cytotoxiques, susceptibles d'induire des dommages à l'ADN, des aberrations chromosomiques et diverses maladies cellulaires.

La présente étude a pour objectif d'évaluer la qualité des eaux usées traitées au niveau de la station d'épuration de Tiaret et leur impact sur le milieu récepteur, en particulier sur le barrage de Dahmouni, en vue de leur réutilisation pour l'irrigation. Les résultats montrent une variabilité saisonnière marquée des paramètres physico-chimiques, influencée principalement par les conditions climatiques locales et l'activité anthropique. Les paramètres tels que la température, le pH et la conductivité électrique (CE) sont globalement conformes aux normes fixées pour la réutilisation agricole. Cependant, les matières en suspension (MES), la demande biologique en oxygène sur cinq jours (DBO5)

et la demande chimique en oxygène (DCO), bien qu'atténuées par le traitement, dépassent régulièrement les seuils réglementaires, notamment en période sèche. Cela suggère une efficacité partielle du traitement, probablement réduite par des surcharges organiques et des conditions climatiques défavorables.

En revanche, l'analyse des eaux du barrage révèle une amélioration significative de la qualité de l'eau en aval, suggérant un processus d'autoépuration efficace grâce à des facteurs naturels (dilution, agitation, photosynthèse, etc.). Ces eaux se révèlent donc potentiellement adaptées à l'irrigation, sous réserve d'un suivi régulier.

Bien que les eaux usées traitées présentent certaines améliorations par rapport aux effluents non traités, les eaux de barrage et d'irrigation provoquent encore des indices mitotiques élevés et des aberrations chromosomiques chez *Allium cepa*, démontrant un dysfonctionnement mitotique (arrêt de la métaphase, formation de micronoyaux) et entravant ainsi le développement racinaire. Les pics saisonniers de génotoxicité en hiver et en été soulignent l'influence des rejets industriels, du ruissellement agricole et de la variabilité climatique sur les risques liés à la qualité de l'eau.

Les actions immédiates devraient inclure une amélioration des performances du traitement des eaux usées, en particulier pour réduire la charge organique.

Il est également nécessaire de mettre en place un système de suivi régulier de la qualité des eaux circulant dans l'oued, notamment pendant la période d'irrigation.

Nous recommandons également une surveillance continue intégrée fondée sur des bioessais, afin de détecter en temps réel les inefficacités du traitement.

Enfin, les décideurs politiques doivent favoriser les investissements dans les technologies de purification avancées et appliquer des réglementations strictes pour éliminer les rejets non traités provenant des communautés en amont. Ces mesures contribueront à préserver la durabilité agricole, à protéger la santé publique et à soutenir une gestion adaptative de l'eau dans les régions semi-arides.

Références Bibliographiques

Références bibliographiques

- Ababsa, N., Kribaa, M., Tamrabet, L., Addad, D., Hallaire, V., & Ouldjaoui, A. (2020). Long-term effects of wastewater reuse on hydro-physical characteristics of grassland-grown soil in semi-arid Algeria. *Journal of King Saud University–Science*, 32(1), 1004–1013.
- Abbou, S. (2010). *La réutilisation des eaux usées épurées* (52 p.). Office National d'Assainissement de Saida.
- About Fella. (2021). *Optimisation, traitement et qualité des eaux usées épurées (éléments nutritifs, boues et métaux lourds) et impact de leur réutilisation dans l'environnement. Cas de la STEP d'El-Allélick (Annaba), N.E Algérien* [Thèse de doctorat].
- Adegoke, A. A., Amoah, I. D., Stenström, T. A., Verbyla, M. E., & Mihelcic, J. R. (2018). Epidemiological evidence and health risks associated with agricultural reuse of partially treated and untreated wastewater: A review. *Frontiers in Public Health*, 6, 337.
- Ahmad, T., Guria, C., & Mandal, A. (2020). A review of oily wastewater treatment using ultrafiltration membrane: A parametric study to enhance membrane performance. *Journal of Water Process Engineering*, 36, 101289.
- Aissaoui, D. (2023). *Caractérisation des effluents domestiques et optimisation de l'épuration biologique : Cas des STEP de la région de Tizi-Ouzou* [Thèse de doctorat, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou].
- Aksouh, M. Y., Boudieb, N., Benosmane, N., Moussaoui, Y., Michalski, R., Kłyta, J., & Kończyk, J. (2024). Presence of heavy metals in irrigation water, soils, fruits, and vegetables: Health risk assessment in peri-urban Boumerdes city. *Molecules*, 29, 4187.
- Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019, 6730305.

- Angelakis, A. N., Asano, T., Bahri, A., Jimenez, B. E., & Tchobanoglous, G. (2018). Water reuse: From ancient to modern times and the future. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 26.
- Animasaun, D. A., Adedibu, P. A., Afolabi, S. O., Abdulkareem, K. A., Ibrahim, S., & Krishnamurthy, R. (2024). Hazard assessment and cytogenotoxic effect of different concentrations of mercury chloride sterilant using the *Allium cepa* assay. *Discover Toxicology*, 1, 2.
- Athanasio, C. G., Pra, D., & Rieger, A. (2014). Water quality of urban streams: The *Allium cepa* seeds/seedlings test as a tool for surface water monitoring. *The Scientific World Journal*, 2014, 391367.
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture* (FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29). Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Baird, R., & Bridgewater, L. (Eds.). (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association.
- Balali-Mood, M., Riahi-Zanjani, B., Yousefzadeh, H., & Sadeghi, M. (2013). Concentrations of mercury, lead, chromium, cadmium, arsenic and aluminum in irrigation water wells and wastewaters used for agriculture in Mashhad, northeastern Iran. *International Journal of Occupational & Environmental Medicine*, 4(2).
- Barkat, A., Bouaicha, F., Ziad, S., Mester, T., Sajtos, Z., Balla, D., Makhoulfi, I., & Szabo, G. (2023). The integrated use of heavy metal pollution indices and the assessment of metallic health risks in the phreatic groundwater aquifer: The case of the Oued Souf valley in Algeria. *Hydrology*, 10, 201.
- Baumont, S., Camard, J.-P., Lefranc, A., Franconi, A., Observatoire Régional de Santé (Île-de-France), & Institut d'aménagement et d'urbanisme d'Île-de-France. (2014). *Réutilisation des eaux usées épurées : Risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France*. ORS Île-de-France.

- Baziz, D. A., Maazouzi, A., & Lachache, S. (2022). Physical-chemical characterisation of urban wastewater: Case study of the Boumerdes region, North–Algeria. *Journal of Water and Land Development*, 243–250.
- Bedouh, Y. (2014). *Évaluation de la toxicité des eaux usées traitées par la station d'épuration de Guelma et son impact sur l'oignon « Allium cepa »* [Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar].
- Bekkari, N. (2020). *Étude et suivi du procédé d'épuration des eaux usées sous climat aride (simulation par l'application des méthodes d'intelligence artificielle) : Cas de la station d'épuration de Touggourt* [Thèse de doctorat].
- Belaid, N. (2010). *Évaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El-Hajeb-Sfax : Salinisation, accumulation et phyto-absorption des éléments métalliques* [Thèse de doctorat].
- Benyoucef, A. (2021). *Traitement des eaux usées par la phytoépuration* [Thèse de doctorat en sciences, Université Larbi Ben M'hidi, Oum El Bouaghi].
- Benyoucef, A., & Kribaa, M. (2021). *Traitement des eaux usées par la phytoépuration*.
- Bergé, A., Gasperi, J., Rocher, V., Gras, L., Coursimault, A., & Moilleron, R. (2014). Phthalates and alkylphenols in industrial and domestic effluents: Case of Paris conurbation (France). *Science of the Total Environment*, 488, 26–35.
- Bianchi, J., Fernandes, T. C., & Marin-Morales, M. A. (2016). Induction of mitotic and chromosomal abnormalities on *Allium cepa* cells by pesticides imidacloprid and sulfentrazone and their mixture. *Chemosphere*, 144, 475–483.
- Biswas, A. K., & Tortajada, C. (2019). Water quality management: A globally neglected issue. *International Journal of Water Resources Development*, 35, 913–916.
- Bouaroudj, S., Menad, A., Bounamous, A., Ali-Khodja, H., Gherib, A., Weigel, D. E., & Chenchouni, H. (2019). Assessment of water quality at the largest dam in Algeria (Beni Haroun Dam) and effects of irrigation on soil characteristics of agricultural lands. *Chemosphere*, 219, 76–88.
- Bouchaala, L., Charchar, N., Sahraoui, H., & Gherib, A. (2021). Assessment of wastewater biological treatment efficiency and mapping of WWTPs and LTPs in

- Algeria. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 19, 1153–1169.
- Boudebouz, A., Gueroui, Y., Boussadia, M. I., Zergui, A., Bousbia, A., & Boudalia, S. (2024). A systematic review of potential toxic elements contamination in coastal and freshwater sediments from Algeria over the past two decades. *Regional Studies in Marine Science*, 79, 103819.
- Bouhanna, A. (2021). *Contribution à l'étude des impacts de la réutilisation agricole des eaux usées épurées sur la nappe phréatique : Cas de la région de Ouargla* [Mémoire de master/Thèse, Sciences agronomiques].
- Boulay, S. (2018). *Moyens de réduction des perturbateurs endocriniens présents dans les effluents hospitaliers* [Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke].
- Boutin, C., & Dutartre, A. (2014). Des macrophytes pour épurer les eaux ? *Sciences Eaux & Territoires*(15), 70–73.
- Briand, C., Bressy, A., Ghassan, C., Deroubaix, J.-F., Deshayes, S., Deutsch, J.-C., ... Zeglil, Z. (2018). *Que sait-on des micropolluants dans les eaux urbaines ?* ARCEAU ÎdF / AFB.
- Buzier, R., Tusseau-Vuillemin, M.-H., dit Meriadec, C. M., Rousselot, O., & Mouchel, J.-M. (2006). Trace metal speciation and fluxes within a major French wastewater treatment plant: Impact of successive treatment stages. *Chemosphere*, 65(11), 2419–2426.
- Camilo-Cotrim, C. F., Bailão, E. F. L. C., Ondeí, L. S., Carneiro, F. M., & Almeida, L. M. (2022). What can the *Allium cepa* test say about pesticide safety? A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 48088–48104.
- Campos, C. (2008). New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse. *Desalination*, 218(1–3), 34–42.
- Cardot, C. (2010). *Les traitements de l'eau pour l'ingénieur : Procédés physico-chimiques et biologiques. Cours et problèmes résolus*. Ellipses.

- Chabi, M., & Hammar, Y. (2019). Modeling of energy expenditure in wastewater treatment plant with activated sludge: Case of Souk Ahras station. *Synthèse : Revue des Sciences et de la Technologie*, 25(1), 144–154.
- Chapman, D., & Kimstach, V. (1996). Selection of water quality variables. In D. Chapman (Ed.), *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring* (2nd ed., pp. 59–126). E & FN Spon.
- Chikhaoui, M. A., Hlaili, A. S., & Mabrouk, H. H. (2008). Réponses saisonnières du phytoplancton aux rapports d'enrichissements N:Si:P dans la lagune de Bizerte (Sud-Ouest de la Méditerranée). *Comptes Rendus Biologies*, 331(5), 389–408.
- Chochois, L., & Migné-Fouillen, V. (2011). *Méthodologie utilisée pour la détermination de normes de qualité environnementale (NQE)*. INERIS.
- Condom, N. (2015). *Réutilisation des eaux usées pour l'irrigation agricole en zone péri-urbaine de pays en développement : Égypte – Agriculture dans le delta du Nil* [Rapport].
- Condom, N., & Declercq, R. (2016). *Réutilisation des eaux usées pour l'irrigation agricole en zone périurbaine de pays en développement : Pratiques, défis et solutions opérationnelles* [Rapport ECOFILAE].
- Coquery, M., Pomiès, M., Ruel, S. M., Budzinski, H., Miège, C., Esperanza, M., ... Choubert, J.-M. (2011). Mesurer les micropolluants dans les eaux usées brutes et traitées : Protocoles et résultats pour l'analyse des concentrations et des flux. *TSM – Techniques Sciences Méthodes: Génie urbain, génie rural*, 1, 25–43.
- Corcoran, E. (2010). *Sick water? The central role of wastewater management in sustainable development: A rapid response assessment*. UNEP/Earthprint.
- De Castro e Sousa, J. M., Peron, A. P., da Silva e Sousa, L., de Moura Holanda, M., de Macedo Vieira Lima, A., de Oliveira, V. A., ... Junior, H. F. J. (2017). Cytotoxicity and genotoxicity of Guaribas River water (Piauí, Brazil), influenced by anthropogenic action. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189, 301.
- Deloitte. (2015). *Optimising water reuse in the EU: Public consultation analysis report*.

- Derwich, E., Benaabidate, L., Zian, A., Sadki, O., & Belghiti, D. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec Oued Fès. *LARHYSS Journal*, 8.
- Dhaouadi, H. (2008). *Traitement des eaux usées urbaines : Les procédés biologiques d'épuration* [Ouvrage/rapport].
- Dimane, F., Haboubi, K., Hanafi, I., & El Himri, A. (2016). Étude de la performance du dispositif de traitement des eaux usées par boues activées de la ville d'Al-Hoceima (Maroc). *European Scientific Journal*, 12(17), 272.
- Direction de la Mobilisation des Ressources en Eau (M.R.E.). (2018). *Rapport de bilan semestriel 2018* (66 p.).
- Djeddi (ép. Bouatia), H., & Rahmoune, C. (s. d.). *Utilisation des eaux d'une station d'épuration pour l'irrigation des essences forestières urbaines* [Thèse de doctorat, Université Frères Mentouri–Constantine 1].
- Djili, K., Daoud, Y., & Touaf, L. (2003). La salinisation et la sodisation des sols d'Algérie. In *Congrès scientifique sur l'apport de la recherche scientifique et des nouvelles technologies dans le développement et la mise en valeur des régions arides et semi-arides* (pp. 2–3).
- Dourado, P. L. R., Rocha, M. P., Roveda, L. M., Raposo, J. L. J., Candido, L. S., Cardoso, C. A. L., ... Grisolia, A. B. (2017). Genotoxic and mutagenic effects of polluted surface water in the midwestern region of Brazil using animal and plant bioassays. *Genetics and Molecular Biology*, 40, 123–133.
- Downward, S. R., & Taylor, R. (2007). An assessment of Spain's Programa AGUA and its implications for sustainable water management in the province of Almería, southeast Spain. *Journal of Environmental Management*, 82(2), 277–289.
- Duta-Cornescu, G., Dugala, M. L., Constantin, N., Pojoga, M.-D., & Simon-Gruita, A. (2025). Evaluation of clastogenic and aneugenic action of two bio-insecticides using *Allium* bioassay. *Journal of Xenobiotics*, 15, 35.
- Dutta, J., Ahmad, A., & Singh, J. (2018a). Study of industrial effluents induced genotoxicity on *Allium cepa* L. *Caryologia*, 71, 139–145.

- Dutta, S., Mitra, M., Agarwal, P., Mahapatra, K., De, S., Sett, U., & Roy, S. (2018b). Oxidative and genotoxic damages in plants in response to heavy metal stress and maintenance of genome stability. *Plant Signaling & Behavior*, 13, e1460048.
- Ennabih, A., & Mayaux, P. L. (2020). *Depoliticising poor water quality: Ambiguous agreement in a wastewater reuse project in Morocco* [Rapport/étude].
- United States Environmental Protection Agency. (2025). *Indicators: Dissolved oxygen*.
- Espinoza-Quinones, F. R., Szymanski, N., Palacio, S. M., Modenes, A. N., Rizzutto, M. A., Silva, F. G., Jr., Oliveira, A. P., Oro, A. C., & Martin, N. (2009). Inhibition effect on the *Allium cepa* L. root growth when using hexavalent chromium-doped river waters. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 82, 767–771.
- Etchebarne, F., Aveni, P., Escudier, J. L., & Ojeda, H. (2019). Reuse of treated wastewater in viticulture: Can it be an alternative source of nutrient-rich water? *BIO Web of Conferences*, 12, 01009.
- Food and Agriculture Organization. (2018). *Wastewater treatment and use in agriculture* (FAO Irrigation and Drainage Paper 47).
- Food and Agriculture Organization. (1985). *Directives pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation* (Bulletin FAO d'irrigation et de drainage n° 29, révision 1).
- Food and Agriculture Organization. (2003). *Utilisation des eaux usées pour l'irrigation : Manuel d'utilisation*.
- Farhadkhani, M., Nikaeen, M., Yadegarfar, G., Hatamzadeh, M., Pourmohammadbagher, H., Sahbaei, Z., & Rahmani, H. R. (2018). Effects of irrigation with secondary treated wastewater on physicochemical and microbial properties of soil and produce safety in a semi-arid area. *Water Research*, 144, 356–364.
- Fellah, S., Khiari, A., Kribaa, M., Arar, A., & Chenchouni, H. (2018). Effect of water regime on growth performance of durum wheat (*Triticum durum* Desf.) during different vegetative phases. *Irrigation and Drainage*, 67(5), 762–778.

- Fenech, M. (2000). The *in vitro* micronucleus technique. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 455, 81–95.
- Ferretto, N. (2014). *Étude de la matière organique dissoute fluorescente naturelle et anthropique en Méditerranée côtière nord-occidentale* [Thèse de doctorat, Aix-Marseille].
- Fidele, M. K. (2020). *Conception d'une station expérimentale de traitement des eaux usées par filtres plantés de macrophytes : Cas de l'Université Kimpa Vita d'Uige/Angola* [Thèse de doctorat, Université Côte d'Azur].
- Focazio, M. J., Kolpin, D. W., Barnes, K. K., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Zaugg, S. D., ... Thurman, M. E. (2008). A national reconnaissance for pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States—II: Untreated drinking-water sources. *Science of the Total Environment*, 402(2–3), 201–216.
- Franck, R. (2002). *Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques*. Scérén CRDP Aquitaine.
- Frat, L. (2020). *Caractérisation des eaux usées d'un réseau d'assainissement... : De l'analyse physico-chimique au développement d'un nouveau bioessai toxicologique* [Thèse de doctorat, Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France].
- Gao, X., Kang, S., Xiong, R., & Chen, M. (2020). Environment-friendly removal methods for endocrine-disrupting chemicals. *Sustainability*, 12, 7615.
- Gerba, C. P., Betancourt, W. Q., & Kitajima, M. (2017). How much reduction of virus is needed for recycled water? A continuously changing need for assessment. *Water Research*, 108, 25–31.
- Gorbsky, G. J. (2015). The spindle checkpoint and chromosome segregation in meiosis. *The FEBS Journal*, 282, 2471–2487.
- Gupta, A. B., & Gupta, S. K. (2001). Simultaneous carbon and nitrogen removal from high-strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. *Water Research*, 35(7), 1714–1722.

- Hassan, H. B., Moniruzzaman, M., Majumder, R. K., Ahmed, F., Quaiyum Bhuiyan, M. A., Ahsan, M. A., & Al-Asad, H. (2023). Impacts of seasonal variations and wastewater discharge on river quality and associated human health risks: A case of northwest Dhaka, Bangladesh. *Heliyon*, 9, e18171.
- Hemachandra, C. K., & Pathiratne, A. (2017). Cytogenotoxicity screening of source water, wastewater, and treated water of drinking water treatment plants using two *in vivo* test systems: *Allium cepa* root-based and Nile tilapia erythrocyte-based tests. *Water Research*, 108, 320–329.
- Hernes, P. J., Bergamaschi, B. A., Eckard, R. S., & Spencer, R. G. (2009). Fluorescence-based proxies for lignin in freshwater dissolved organic matter. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114(G4).
- Hind, M., Hamdi, H., Bendou, A., Benzine, L., & Cavalli, E. (2012). Impact of the reuse of treated wastewater in irrigation: An analysis of ionic lixivates. *Revue des Sciences de l'Eau*, 25, 69–73.
- Hussen, A., & Debela, A. (2020). Nitrite toxicity in plants and its environmental effects. *Journal of Environmental Sciences*, 15(2), 234–245.
- Istifli, E. S., Husunet, M. T., & İla, H. B. (2019). Cell division, cytotoxicity, and the assays used in the detection of cytotoxicity. In E. S. Istifli & H. B. İla (Eds.), *Cytotoxicity—Definition, identification, and cytotoxic compounds*. IntechOpen.
- Jalal, M. A. F., & Bondarenko, S. (2025). Agrochemicals: Definition and regulation. In M. A. F. Jalal & S. Bondarenko (Eds.), *Radiochemical analysis of agrochemicals: Environmental fate and metabolism* (pp. 1–50). Springer Nature Switzerland.
- Jianlong, W., & Ning, Y. (2004). Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. *Process Biochemistry*, 39(10), 1223–1229.
- Jiménez, B., & Asano, T. (2008). Water reclamation and reuse around the world. In *Water reuse: An international survey of current practice, issues and needs* (pp. 3–26).
- Jiménez-Cisneros, B. (2014). Water reuse and recycling. In *Comprehensive water quality and purification* (pp. 296–323). Elsevier.

- Kabata-Pendias, A., & Szteke, B. (2015). *Trace elements in abiotic and biotic environments*. Taylor & Francis.
- Karvelas, M., Katsoyiannis, A., & Samara, C. (2003). Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process. *Chemosphere*, 53(10), 1201–1210.
- Kassa, B. A. (2021). Cytotoxicity and genotoxicity evaluation of municipal wastewater discharged into the head of Blue Nile River using the *Allium cepa* test. *Scientific African*, 13, e00911.
- Kermia, A. E. B., Fouial-Djebbar, D., & Trari, M. (2016). Occurrence, fate and removal efficiencies of pharmaceuticals in wastewater treatment plants discharging in the coastal environment of Algiers. *Comptes Rendus Chimie*, 19, 963–970.
- Kesari, K. K., Soni, R., Jamal, Q. M. S., Tripathi, P., Lal, J. A., Jha, N. K., ... Ruokolainen, J. (2021). Wastewater treatment and reuse: A review of its applications and health implications. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232, 208.
- Khan, S., Anas, M., & Malik, A. (2019). Mutagenicity and genotoxicity evaluation of textile industry wastewater using bacterial and plant bioassays. *Toxicology Reports*, 6, 193–201.
- Khlebova, L., Sokolova, G. G., & Brynzova, S. E. (2020). Genotoxicity assessment of bottom sediments of the Chumysh River using the *Allium* test. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 543, 012023.
- Kim, I. S., Vigneswaran, S., & Jang, N. (2008). Current practices of water reuse in industry. In *Water reuse: An international survey of current practice, issues, and needs* (pp. 250–259).
- Kuruppuarachchi, S. U., Jayawardena, U. A., & Gunathilake, V. K. (2023). Use of the *Allium cepa* model to assess the cytogenotoxicity of *Luffariella herdmani* marine sponge extract. *Alternatives to Laboratory Animals*, 51, 175–187.
- Kwasniewska, J., & Bara, A. W. (2022). Plant cytogenetics in the micronuclei investigation—The past, current status, and perspectives. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(3), 1306.

- Laëtitia, F. (2020). *Caractérisation des eaux usées d'un réseau d'assainissement...* [Thèse de doctorat, Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France].
- Lajaunie-Salla, K. (2016). *Modélisation de la dynamique de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Gironde* [Thèse de doctorat, Université de Bordeaux].
- Lebik, H., & Ait-Amar, H. (2013). Pesticides occurrence in groundwater sources of Mouzaia (Algeria). *African Journal of Agricultural Research*, 8, 4269–4279.
- Madi, M. (2018). *Caractérisation de la qualité des eaux de surface...* [Thèse de doctorat de 3e cycle, Université Mentouri de Constantine].
- Maki, A., & Chenini, F. (2023). *Les eaux non conventionnelles pour le développement agricole dans les pays de l'Afrique du Nord* [Rapport/chapitre].
- Mamine, N., Khaldi, F., & Grara, N. (2020). Survey of the physico-chemical and parasitological quality of the wastewaters used in irrigation (Souk Ahras, North-East of Algeria). *Iranica Journal of Energy & Environment*, 11(1), 78–88.
- Mateuca, R., Lombaert, N., Aka, P. V., Decordier, I., & Kirsch-Volders, M. (2006). Chromosomal changes: Induction, detection methods, and applicability in human biomonitoring. *Biochimie*, 88, 1515–1531.
- Mazuryk, J., Klepacka, K., Kutner, W., & Sharma, P. S. (2024). Glyphosate: Hepatotoxicity, nephrotoxicity, hemotoxicity, carcinogenicity, and clinical cases of endocrine, reproductive, cardiovascular, and pulmonary system intoxication. *ACS Pharmacology & Translational Science*, 7, 1205–1236.
- McCulligh, C. (2023). Wastewater and wishful thinking: Treatment plants to “revive” the Santiago River in Mexico. *Environment and Planning E: Nature and Space*, 6(3), 1966–1986.
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2016). Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2(2), e1500323.
- Merghem, K. A., El Halouani, H., Alnedhary, A. A., Dssouli, K., Gharibi, E., Alansi, R. Q., & Al-Nahmi, F. (2016). Étude de l'impact des rejets d'eaux usées brutes et épurées sur la qualité de l'Oued Bani Houat (bassin de Sanaa) : Étude spatio-temporelle. *Journal of Materials and Environmental Science*, 7(5), 1516–1530.

- Metahri, M. S. (2012). *Élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée... : Cas de la STEP Est de Tizi Ouzou* [Thèse de doctorat, Université Mouloud Mammeri].
- Metcalf & Eddy, Inc., Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., & Burton, F. L. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5e éd.). McGraw-Hill Education.
- Miglani, R., Parveen, N., Kumar, A., Ansari, M. A., Khanna, S., Rawat, G., ... Ansari, M. N. (2022). Degradation of xenobiotic pollutants: An environmentally sustainable approach. *Metabolites*, 12, 818.
- Mimeche, L. (2014). *Étude de faisabilité... filtres plantés en milieu aride—Application à la région de Biskra* [Thèse de doctorat, Université Mohamed Khider Biskra].
- Mishra, R. K., Mentha, S. S., Misra, Y., & Dwivedi, N. (2023). Emerging pollutants of severe environmental concern in water and wastewater: A comprehensive review on current developments and future research. *Water-Energy Nexus*, 6, 74–95.
- Mogane, L. K., Ncube, E. J., Msagati, T. A. M., & Masebe, T. M. (2024). Impact of parametric seasonal variations on water quality in the Crocodile River and Inyaka Dam in the Mpumalanga Province, South Africa. *Heliyon*, 10, e38246.
- Mohammed, J. S., Mustapha, Y., Him, M. A., & Danladi, Z. N. (2023). Assessment of cytogenotoxicity of plastic industrial effluent using *Allium cepa* root tip cells. *International Journal of Cell Biology*, 2023, 5161017.
- Montano, L., Baldini, G. M., Piscopo, M., Liguori, G., Lombardi, R., Ricciardi, M., ... Motta, O. (2025). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the environment: Occupational exposure. *Health Risks and Fertility Implications*, 13, 151.
- Morante-Carballo, F., Montalvan-Burbano, N., Quiñonez-Barzola, X., Jaya-Montalvo, M., & Carrión-Mero, P. (2022). What do we know about water scarcity in semi-arid zones? A global analysis and research trends. *Water*, 14, 2685.
- Muruganandham, M., Suri, R. P. S., Jafari, S., Sillanpää, M., Lee, G.-J., Wu, J. J., & Swaminathan, M. (2014). Recent developments in homogeneous advanced

- oxidation processes for water and wastewater treatment. *International Journal of Photoenergy*, 2014, 821674.
- Nafaa Dhikrane. (2019). *Stratégie de mobilisation des ressources en eau non conventionnelle... Annaba* [Thèse de doctorat]. Université d'Annaba.
- Nefic, H., Musanovic, J., Metovic, A., & Kurteshi, K. (2013). Chromosomal and nuclear alterations in root tip cells of *Allium cepa* L. induced by alprazolam. *Medical Archives*, 67, 388–392.
- Noury, B. (2021). *Acceptabilité sociale et communication participative : Le cas de la réutilisation des eaux usées traitées dans le Luberon* [Thèse de doctorat, Aix-Marseille].
- Office National d'Assainissement (ONA). (2019). *Document technique* (8 p.). Direction ONA Ouargla.
- Organisation mondiale de la Santé. (2012). *Guide OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux résiduaires*.
- Osburn, C. L., Handsel, L. T., Mikan, M. P., Paerl, H. W., & Montgomery, M. T. (2012). Fluorescence tracking of dissolved and particulate organic matter quality in a river-dominated estuary. *Environmental Science & Technology*, 46(16), 8628–8636.
- Ouali, N., Belabed, B. E., & Chenchouni, H. (2018). Modelling environmental contamination with heavy metals in flathead grey mullet *Mugil cephalus* and upper sediments from North African coasts of the Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*, 639, 156–174.
- Oubelkacem, A., Scardigno, A., & Choukr-Allah, R. (2020). Treated wastewater reuse on citrus in Morocco: Assessing the economic feasibility of irrigation and nutrient management strategies. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16(6), 898–909.
- Pan, Y. R., Wang, X., Ren, Z. J., Hu, C., Liu, J., & Butler, D. (2019). Characterization of implementation limits and identification of optimization strategies for sustainable

- water resource recovery through life-cycle impact analysis. *Environment International*, 133, 105266.
- Pasquini, L. (2013). *Micropolluants issus de l'activité domestique dans les eaux urbaines et leur devenir en station d'épuration* [Thèse de doctorat, Université de Lorraine].
- Potapova, T., & Gorbsky, G. J. (2017). The consequences of chromosome segregation errors in mitosis and meiosis. *Biology*, 6, 12.
- Qadir, M., Drechsel, P., Jiménez-Cisneros, B., Kim, Y., Pramanik, A., Mehta, P., & Olaniyan, O. (2020). Global and regional potential of wastewater as a water, nutrient and energy source. *Natural Resources Forum*, 44(1), 40–51.
- QEAN, C. A., & Beauvais, S. D. L. O. (1992). *Stations d'épuration : Dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation*.
- R Core Team. (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ramade, F. (2007). *Introduction à l'écotoxicologie : Fondements et applications*. Tec & Doc.
- Rejsek, F. (2002). *Analyse de l'eau : Aspects réglementaires et techniques*. CRDP.
- Ricart, S., Rico, A. M., & Ribas, A. (2019). Risk-yuck factor nexus in reclaimed wastewater for irrigation: Comparing farmers' attitudes and public perception. *Water*, 11(2), 187.
- Rice, K. M., Walker, E. M., Jr., Wu, M., Gillette, C., & Blough, E. R. (2014). Environmental mercury and its toxic effects. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 47(2), 74.
- Rivett, M. O., Buss, S. R., Morgan, P., Smith, J. W., & Bemment, C. D. (2008). Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes. *Water Research*, 42(16), 4215–4232.
- Rodier, J., Bazin, C., Chambon, P., Broutin, J.-P., Champsaud, H., & Rodi, L. (2005). *Analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer* (8e éd.). Dunod.

- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). *L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer* (9e éd.). Dunod.
- Rogowska, J., Cieczyńska-Semenowicz, M., Ratajczyk, W., & Wolska, L. (2020). Micropollutants in treated wastewater. *Ambio*, 49, 487–503.
- Roland, V. (2010). *Eau, environnement et santé publique* (3e éd.). Lavoisier.
- Ryder, G. (2017). *Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017 : Les eaux usées, une ressource inexploitée*.
- Saifi, H., Saifi, R., Benabdelkader, M., Saidi, M., & Mabrouk, Y. (2018). Impact des stations d'épuration des eaux usées sur l'environnement. *Revue des Énergies Renouvelables—SIENR*, 18, 87–91.
- Réutilisation des eaux usées traitées (REUT) en Méditerranée, aperçu de la réutilisation dans les pays du 5+5 : Contexte sectoriel et retours d'expériences*. (2020). Centre d'Actions et de Réalisations Internationales (CARI).
- Savary, P. (2010). *Guide des analyses de la qualité de l'eau*. Territorial Éditions.
- Seth, C. S., Misra, V., Chauhan, L. K., & Singh, R. R. (2008). Genotoxicity of cadmium on root meristem cells of *Allium cepa*: Cytogenetic and comet assay approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71, 711–716.
- Singh, V. (2024). Water pollution. In V. Singh (Ed.), *Textbook of environment and ecology* (pp. 253–266). Springer Nature Singapore.
- Smaka-Kincl, V., Stegnar, P., Lovka, M., & Toman, M. J. (1996). The evaluation of waste, surface and groundwater quality using the *Allium* test procedure. *Mutation Research*, 368, 171–179.
- Spellman, F. R. (2008). *Handbook of water and wastewater treatment plant operations*. CRC Press.
- Tchobanoglous, G., Leverenz, H., Neller, M., & Crook, J. (2011). *Direct potable reuse: A path forward*. WateReuse Research Foundation / WateReuse California.
- Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. McGraw-Hill.

- Thebo, A. L., Drechsel, P., Lambin, E. F., & Nelson, K. L. (2017). A global, spatially explicit assessment of irrigated croplands influenced by urban wastewater flows. *Environmental Research Letters*, 12(7), 074008.
- Tsagarakis, K. P., Menegaki, A. N., Siarapi, K., & Zacharopoulou, F. (2013). Safety alerts reduce willingness to visit parks irrigated with recycled water. *Journal of Risk Research*, 16(2), 133–144.
- Tunc, T., & Sahin, U. (2015). Changes in the physical and hydraulic properties of a loamy soil under irrigation with simpler-reclaimed wastewaters. *Agricultural Water Management*, 158, 213–224.
- Ulupinar, M., & Okumuş, İ. (2002). Detection of mutagenic-carcinogenic pollutants in aquatic systems using cytogenetic methods in fish. *Turkish Journal of Zoology*, 26, 141–148.
- Varol, M., & Sunbul, M. R. (2019). Environmental contaminants in fish species from a large dam reservoir and their potential risks to human health. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 169, 507–515.
- Wellens, J., Derouane, J., Pale, S., Sall, M. T., & Tychon, B. (2019). Integrated water resources management: Past, present and future. *Geo-Eco-Trop*.
- Wen, Y., Schoups, G., & Van De Giesen, N. (2017). Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. *Scientific Reports*, 7, 43289.
- World Health Organization. (2017). *Nitrate and nitrite in drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*.
- Wijeyaratne, W., & Wickramasinghe, P. (2020). Chromosomal abnormalities in *Allium cepa* induced by treated textile effluents: Spatial and temporal variations. *Journal of Toxicology*, 2020, 8814196.
- Wise, S. S., & Wise, J. P. (2010). Aneuploidy as an early mechanistic event in metal carcinogenesis. *Biochemical Society Transactions*, 38, 1650–1654.

- Xia, Y., Zhang, X., Sun, D., Gao, Y., Zhang, X., Wang, L., ... Sun, J. (2021). Effects of water-soluble components of atmospheric particulates from rare-earth mining areas in China on lung cancer cell cycle. *Particle and Fibre Toxicology*, 18, 27.
- Yasmeen, K., Yasmin, K., & Adnan, M. (2024). Traits impacting water crisis management. *Discover Water*, 4, 12.
- Yazid, B. (2014). *Évaluation de la toxicité des eaux usées traitées par la station d'épuration de Guelma et son impact sur l'oignon « Allium cepa »* [Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar].
- Yu, P., Cao, J., Jegatheesan, V., & Du, X. (2019). A real-time BOD estimation method in wastewater treatment process based on an optimized extreme learning machine. *Applied Sciences*, 9(3), 523.
- Yue, W., Cai, Y., Xu, L., Yang, Z., Yin, X. A., & Su, M. (2017). Industrial water resources management based on violation risk analysis of the total allowable target on wastewater discharge. *Scientific Reports*, 7(1), 5055.
- Zhang, J., Shao, Y., Liu, G., Qi, L., Wang, H., Xu, X., & Liu, S. (2021). Wastewater COD characterization: RBCOD and SBCOD characterization analysis methods. *Scientific Reports*, 11(1), 691.