

UNIVERSITÉ KASDI MERBAH OUARGLA

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

Département des Sciences Biologiques

Année universitaire : 2024/2025

N° d'enregistrement :

/...../...../...../...../



Thèse

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences Biologiques

Spécialité Écologie Saharienne et environnement

**Impacts environnementaux de la réutilisation des eaux usées épurées dans le Sahara
Septentrional Algérien**

Présentée et soutenue publiquement Par :

Serraye Aicha

Le 02/10/2025

Devant le jury composé de :

Karabi Mokhtar	MCA	UKM-Ouargla	Président
Idder Mohammed Tahar	Pr	UKM-Ouargla	Directeur de thèse
Daddi Bouhoun Mustapha	Pr	UKM-Ouargla	Co-directeur de thèse
Saggai Sofiane	Pr	ESAS-El-Oued	Examineur
Bezzalla Adel	MCA	UB2- Batna	Examineur
Ghazi Cherif	MCA	UB2- Batna	Examineur

Remerciements

Je remercie toutes les personnes et les établissements qui ont contribué à ce travail, que ce soit par un soutien financier, académique, émotionnel, administratif, social ou technique.

J'exprime ma gratitude à mon Directeur de thèse, Pr. Idder Tahar, pour son soutien exceptionnel tout au long de ces années de travail. Aussi, je tiens à remercier mon Co-directeur, Pr. Daddi Bouhoun Mustapha, pour ses précieux conseils et orientations dans les détails de cette recherche.

Je remercie également le président du jury, le MCA Karabi Mokhtar, ainsi que les examinateurs, le Professeur Saggai Sofiane, le MCA Bezzalla Adel et le MCA Ghazi Cherif, qui ont enrichi mon travail et contribué à approfondir ma réflexion sur les impacts possibles de réutilisation des eaux usées traitées dans la wilaya d'El-Oued.

Je tiens à exprimer mes sincères remerciements à M. Tani Ahmed, directeur du laboratoire de répression des fraudes d'El-Oued, pour avoir accepté de préparer et d'analyser mes échantillons. Aussi, je remercie infiniment le staff de l'ONA El-Oued, pour leur soutien indéfectible durant toutes les années de travail. Je remercie tous les laboratoires internationaux en Allemagne et en Pologne, en particulier Pr. Diatta Jean, ainsi qu'un grand merci au Pr. Nili M. Seghir, pour leur précieux soutien et leur collaboration dans la réalisation des analyses.

Je souhaite exprimer mes sincères remerciements à Mr. Bala Abbas, conservateur général des forêts de la wilaya de Djanet, pour son aide précieuse dans la réalisation d'analyses dendrométriques, ainsi qu'au laboratoire d'ADE Unité d'El-Oued pour son appui dans la préparation des échantillons d'eau.

Je tiens spécialement à rendre hommage aux personnes qui m'ont apporté un soutien exceptionnel tout au long de ce projet et qui, malheureusement, nous ont quittés avant de voir sa réalisation: Ma chère tante et deuxième mère, Tata Warda Abdessemed, Ammi Lakhdar Bari, ma belle-mère Christine Kleinfeldt. Leur présence et leurs encouragements resteront à jamais gravés dans ma mémoire.

J'adresse également tous mes spécifiques remerciements pour son soutien continu, ses prières, sa confiance et ses conseils encourageants et patience à Baba Elhadj Serraye Said. Je suis également très reconnaissant pour tout le soutien, les encouragements et l'aide que mes frères Zoubir, Othman et Ataf m'ont apporté pour réaliser cette thèse.

Et surtout Mama Hafida Abdessemed, mon mari Christoph Kleinfeldt, et mon cher oncle Abdessemed Moustafa, qui ont travaillé avec moi, main dans la main, et se sont engagés pleinement dans la réalisation de ce travail. Je suis très reconnaissante et je les remercie infiniment ; je n'oublierai jamais leur soutien et leur présence à mes côtés, jour et nuit, même dans les situations les plus difficiles.

Résumés

El-Oued est l'une des régions Sahariennes les plus actives dans le secteur de l'agriculture. Cependant, comme il est le cas pour toutes les régions arides, la région d'El-Oued souffre d'un problème de déficit en eau "naturelle" qui pourrait entraver le développement local de ce secteur d'activité. Les pouvoirs publics encouragent de plus en plus le recours aux ressources en eau non conventionnelles, comme l'utilisation des eaux usées urbaines épurées dans l'arrosage des plantes brise-vent, des plantes ornementales, et l'irrigation des herbes (gazon) et des cultures. De ce fait, la région d'El-Oued a été dotée d'un système d'épuration des eaux usées qui permettrait cette réutilisation. L'objectif de cette étude porte sur les impacts environnementaux qui résulteraient de cette réutilisation, tels que le risque de contamination des produits agricoles et des arbres irrigués, et les risques de dégradation des ressources en eau naturelles. Les résultats indiquent une forte salinité des eaux usées traitées par rapport aux eaux de forage avec une valeur moyenne de $CE = 5,41 \text{ mS/cm}$ qui dépasse la norme algérienne (3 mS/cm) et la norme internationale de l'OMS ($<3 \text{ mS/cm}$). L'irrigation avec cette eau peut nuire aux cultures de Sorgho et d'Eucalyptus à cause de la salinisation. De plus, il existe un risque de contamination des eaux souterraines par l'infiltration des sels provenant des sols irrigués avec ces eaux usées traitées. En revanche, pour les ETM et selon les normes nationales et internationales, aucun problème d'accumulation ni de contamination par Zn^{2+} (valeur moyenne = $0,080 \text{ mg/l}$) ou par Mn^{2+} (valeur moyenne = $0,104 \text{ mg/l}$) impactant les plantes n'a été observé. Les résultats confirment aussi que la réutilisation des eaux usées traitées a un impact positif sur la croissance du Sorgho et de l'Eucalyptus dû à leur apport important de N (valeur moyenne de $N-NO_3^- = 1,96 \text{ mg/l}$), P (valeur moyenne = $1,70 \text{ mg/l}$), et de K^+ (valeur moyenne = $86,93 \text{ mg/l}$). En conclusion, le système d'épuration par lagunage aéré doit être amélioré, notamment vis-à-vis de ses performances liées à la salinité pour se conformer aux normes nationales de réutilisation, et afin d'assurer une utilisation durable de l'eau usée traitée dans la région d'El-Oued tout en préservant son environnement saharien fragile.

Mots clés : eaux usées épurées, réutilisation, impacts environnementaux, oasis d'El-Oued, Algérie.

ABSTRACT

El-Oued is one of the most active Saharan regions in the agricultural sector. However, as is the case for all arid regions, El-Oued region suffers from a deficit of natural water that could inhibit the local development in this sector. The authority is encouraging the use of non-conventional water resources, such as the reuse of wastewater to irrigate windbreak plants, ornamental plants, crops and grass. For that, El-Oued region was equipped with a wastewater treatment system that would allow this reuse. The objective of this study is to examine the environmental impacts that would result from such reuse, for example, the risk of contamination of agricultural products and irrigated trees. Also, the risks of degradation of natural water resources. The results indicated a high salinity of treated wastewater compared to fresh water, with an average value of $EC = 5.41 \text{ mS/cm}$ which exceeds the Algerian standard (3 mS/cm) and the international WHO standard ($<3 \text{ mS/cm}$). Irrigation with this water can damage Sorghum and Eucalyptus crops because of salinization. Additionally, there is a risk of groundwater contamination due to the infiltration of salts from irrigated soils. For the metallic trace elements (MTE) and according to national and international standards, no problems of accumulation or contamination by Zn^{2+} (mean value = 0.080 mg/l) or Mn^{2+} (mean value = 0.104 mg/l) impacting plants were observed. The results confirm also that the reuse of this treated wastewater has a positive impact on the growth of Sorghum and Eucalyptus due to its high input of N (mean value of $N-NO_3^- = 1.96 \text{ mg/l}$), P (mean value = 1.70 mg/l), and K^+ (mean value = 86.93 mg/l). In conclusion, the aerated lagoon system must be modified to comply with the national wastewater reuse standards and to ensure its sustainable reuse in El-Oued region while preserving its fragile Saharan environment.

KEYWORDS: treated wastewater, reuse, Environmental impacts, El-Oued oasis, Algeria.

ملخص

منطقة الوادي هي إحدى المناطق الصحراوية الأكثر نشاطًا في قطاع الزراعة. ومع ذلك، وكما هو الحال في جميع المناطق الجافة، تعاني منطقة الوادي من مشكلة عجز في موارد المياه الطبيعية والتي تدخل في التنمية المحلية لهذا القطاع. تشجع السلطات العمومية على زيادة الموارد المائية غير التقليدية، على سبيل المثال إعادة استخدام مياه المناطق الحضرية المستعملة المعالجة في سقي النباتات المصادة للرياح ونباتات الزينة، وري الأعشاب والمحاصيل. ومنه، زودت منطقة الوادي بنظام تنقية المياه المستعملة مما يسمح بإعادة استخدامها من جديد.

تهدف هذه الدراسة إلى استقصاء التأثيرات البيئية التي تنتج عن إعادة استخدام المياه المستعملة المعالجة، مثل دراسة أخطار تلوث المنتجات الزراعية والأشجار المروية، ودراسة مخاطر إعادة استخدام هاته المياه على موارد المياه الطبيعية.

تشير النتائج إلى ملوحة قوية للمياه المستعملة المعالجة مقارنة بمياه السقي للآبار مع قيمة متوسطة ل $CE = 5,41$ مللي سيمنس/سم، تتجاوز المعيار الجزائري (3 مللي سيمنس /سم) والمعيار الدولي ل OMS (>3 مللي سيمنس /سم)، وقد يؤدي هذا الري إلى الضرر بمحاصيل الذرة الرفيعة وأشجار الكالبتوس بسبب الملوحة. إضافة إلى ذلك، هناك خطر تلوث المياه الجوفية بسبب تسرب الأملاح عبر التربة المسقية بالمياه المستعملة المعالجة. من أجل العناصر المعدنية الثقيلة وتبعًا للمعايير الوطنية والدولية، لا توجد مشكلة تراكم أو تلوث بالزنك (القيمة المتوسطة = 0,080 مجم / لتر) أو بالمنجنيز (القيمة المتوسطة = 0,104 مجم / لتر) ملحوظة على النباتات المسقية. تؤكد النتائج أيضًا أن إعادة استخدام المياه المستعملة المعالجة لها تأثير إيجابي على نمو المحاصيل والأشجار المدروسة، نظرًا لأهمية النيتروجين (القيمة المتوسطة ل $N-NO_3^- = 1,96$ مجم/لتر)، و الفوسفور (القيمة المتوسطة = 1,70 مجم/لتر)، والبوتاسيوم (القيمة المتوسطة = 86,93 مجم/لتر). في الختام، يجب تعديل نظام تصفية المياه المستعملة بالبحيرات المهواة، وذلك من أجل الاستجابة للمعايير الوطنية لإعادة الاستعمال، ومن أجل ضمان استخدام مستدام للمياه المستعملة المعالجة في منطقة الوادي مع الحفاظ على نظامها البيئي الصحراوي الهش .

الكلمات المفتاحية: المياه المستعملة المعالجة، إعادة الاستعمال، التأثير البيئي، واحة الوادي، الجزائر.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION GÉNÉRALE.....		1
PARTIE I	SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	4
CHAPITRE I	CONTEXTE GÉNÉRAL DE LA RÉUTILISATION DES EAUX USÉES ÉPURÉES	5
I.1.	ORIENTATION VERS LE RECYCLAGE D'EAU USÉE	6
I.2.	ORIGINES DES EAUX USÉES	7
I.3.	RÉUTILISATION DES EAUX USÉES TRAITÉES	7
<i>I.3.1.</i>	<i>RECYCLAGE DES EAUX USÉES EN ALGÉRIE.....</i>	<i>8</i>
I.4.	TECHNIQUE DE LAGUNAGE AÉRÉ	10
I.5.	IMPORTANCE DE LAGUNAGE AÉRÉ	11
I.6.	LAGUNAGE AÉRÉ DANS LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT	14
I.7.	LAGUNAGE AÉRÉ DANS LES PAYS DÉVELOPPÉS	16
I.8.	RÈGLEMENTATIONS D'EAU USÉE	18
<i>I.8.1.</i>	<i>RÈGLEMENTATION INTERNATIONALE.....</i>	<i>18</i>
<i>I.8.2.</i>	<i>RÈGLEMENTATION NATIONALE.....</i>	<i>19</i>
PARTIE II	PARTIE PRATIQUE	20
CHAPITRE II	MATÉRIEL ET MÉTHODE	21
II.1.	PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE	22
<i>II.1.1.</i>	<i>GÉOGRAPHIE.....</i>	<i>22</i>
<i>II.1.2.</i>	<i>GÉOLOGIE ET TOPOGRAPHIE.....</i>	<i>22</i>
<i>II.1.3.</i>	<i>HYDROGÉOLOGIE</i>	<i>23</i>
<i>II.1.4.</i>	<i>PÉDOLOGIE.....</i>	<i>24</i>
<i>II.1.5.</i>	<i>CLIMAT</i>	<i>25</i>
<i>II.1.6.</i>	<i>DÉMOGRAPHIE</i>	<i>26</i>
<i>II.1.7.</i>	<i>ÉCONOMIE</i>	<i>27</i>
<i>II.1.7.1.</i>	<i>ACTIVITÉ AGRICOLE.....</i>	<i>27</i>
<i>II.1.7.2.</i>	<i>ACTIVITÉ INDUSTRIELLE</i>	<i>27</i>
<i>II.1.7.3.</i>	<i>ACTIVITÉ TOURISTIQUE.....</i>	<i>28</i>
II.2.	APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE.....	28
II.3.	ÉCHANTILLONNAGE ET MÉTHODES D'ANALYSE	31
<i>II.3.1.</i>	<i>ÉCHANTILLONNAGE DE L'EAU.....</i>	<i>31</i>
<i>II.3.2.</i>	<i>ÉCHANTILLONNAGE DE PLANTE.....</i>	<i>35</i>
<i>II.3.2.1.</i>	<i>SORGHO</i>	<i>35</i>
<i>II.3.2.2.</i>	<i>EUCALYPTUS</i>	<i>36</i>
<i>II.3.2.3.</i>	<i>ANALYSE DES PLANTES.....</i>	<i>38</i>
II.4.	ÉTUDE STATISTIQUE	41

CHAPITRE III	RÉSULTATS ET DISCUSSION	42
III.1. EAU		43
<i>III.1.1. PARAMÈTRES DE SALINITÉ DE L'EAU</i>		43
<i>III.1.2. ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES DANS L'EAU</i>		45
III.1.2.1. ZINC DANS L'EAU		46
III.1.2.2. MANGANÈSE DANS L'EAU		48
<i>III.1.3. PARAMÈTRES D'EAU USÉE TRAITÉE</i>		50
III.2. PLANTE		52
<i>III.2.1. AZOTE ET ETM DANS LA PLANTE</i>		52
<i>III.2.2. ZINC DANS LA PLANTE</i>		53
<i>III.2.3. MANGANÈSE DANS LA PLANTE</i>		54
III.2.1.1. AZOTE DANS LE SORGHO		55
III.2.1.2. ZINC DANS LE SORGHO		56
III.2.1.3. MANGANÈSE DANS LE SORGHO		57
III.2.1.4. AZOTE DANS L'EUCALYPTUS		60
III.2.1.5. ZINC DANS L'EUCALYPTUS		62
III.2.1.6. MANGANÈSE DANS L'EUCALYPTUS		63
CONCLUSION GÉNÉRALE		70
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES		74
ANNEXES		93

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1: PARAMÈTRES, APPAREILS, MÉTHODES ET LABORATOIRES D'ANALYSES D'EAUX EXPÉRIMENTALES.....	34
TABLEAU 2 : PARAMÈTRES, APPAREILS, MÉTHODES ET LABORATOIRES D'ANALYSES DE PLANTES EXPÉRIMENTALES.	39
TABLEAU 3: RÉSULTATS PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX EXPÉRIMENTALES.	45
TABLEAU 4: PARAMÈTRES DESCRIPTIFS DE LA QUALITÉ DES EAUX USÉES TRAITÉES UTILISÉES DANS L'EXPÉRIENCE.	51
TABLEAU 5: RÉSULTATS DE TEST PERMANOVA POUR LE SORGHO.	58
TABLEAU 6: TEST D'HOMOGENÉITÉ DE LA DISPERSION (PERMDISP) DE SORGHO.	58
TABLEAU 7: RÉSULTATS DE TEST PERMANOVA POUR L'EUCALYPTUS.	65
TABLEAU 8: TEST D'HOMOGENÉITÉ DE LA DISPERSION (PERMDISP) D'EUCALYPTUS.	65

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 : SITES D'ÉTUDES ET PARCELLES EXPÉRIMENTALES (SOURCE DE MAP: GOOGLE EARTH SUR LE WEB, 33°25'09"N 6°51'04"E, ÉLEVATION 72 M. URL LINK: HTTPS://EARTH.GOOGLE.COM/WEB IMAGES©2020 AIRBUS, CNES/AIRBUS, MAXAR TECHNOLOGIES, MAP DATA©2020).....	30
FIGURE 2: SCHÉMA REPRÉSENTATIF DE LA ZONE, DES SITES ET DES PARCELLES D'ÉCHANTILLONNAGE DES PLANTES EXPÉRIMENTALES IRRIGUÉES AVEC LES DEUX TYPES D'EAU (SERRAYE.A, 2025).	40
FIGURE 3 : VARIATION DE LA CONCENTRATION DE ZINC DANS LES DEUX TYPES D'EAUX EXPÉRIMENTALES AU COURS DU TEMPS.....	46
FIGURE 4: VARIATION DE LA CONCENTRATION DE MANGANÈSE DANS LES DEUX TYPES D'EAUX EXPÉRIMENTALES AU COURS DU TEMPS.	49
FIGURE 5 : CONCENTRATION D'AZOTE TOTALE (N_{TOT}) DANS LA PARTIE AÉRIENNE DE SORGHO. LES BARRES INDIQUENT L'ÉCART TYPE.....	55
FIGURE 6: CONCENTRATION DE ZINC (ZN^{2+}) DANS LA PARTIE AÉRIENNE DE SORGHO.....	56
FIGURE 7 : CONCENTRATION DE MANGANÈSE (MN^{2+}) DANS LA PARTIE AÉRIENNE DE SORGHO.	57
FIGURE 8 : PRÉSENTATION GRAPHIQUE DE L'ÉCHELLE MULTIDIMENSIONNELLE NON MÉTRIQUE (NMDS) DES PARAMÈTRES DE SORGHO.....	59
FIGURE 9: CONCENTRATION D'AZOTE TOTALE ($NTOT$) DANS LES FEUILLES D'EUCALYPTUS À DIFFÉRENTS ÂGES D'ARBRES. ÂGES DES ARBRES DE GAUCHE À DROITE : 3 ANS, 7 ANS. LES BARRES INDIQUENT L'ÉCART TYPE. 61	61
FIGURE 10: CONCENTRATION DE ZINC (ZN^{2+}) DANS LES FEUILLES D'EUCALYPTUS À DIFFÉRENTS ÂGES D'ARBRES. ÂGES DES ARBRES DE GAUCHE À DROITE : 3 ANS, 7 ANS. LES BARRES INDIQUENT L'ÉCART TYPE.	62
FIGURE 11 : CONCENTRATION DU MANGANÈSE (MN^{2+}) DANS LES FEUILLES D'EUCALYPTUS À DIFFÉRENTS ÂGES D'ARBRES. ÂGES DES ARBRES DE GAUCHE À DROITE : 3 ANS, 7 ANS. LES BARRES INDIQUENT L'ÉCART TYPE. 64	64
FIGURE 12: PRÉSENTATION GRAPHIQUE DE L'ÉCHELLE MULTIDIMENSIONNELLE NON MÉTRIQUE (NMDS) D'EUCALYPTUS.....	66

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1: ARRÊTÉ INTERMINISTÉRIEL CORRESPONDANT AU 2 JANVIER 2012 FIXANT LES SPÉCIFICATIONS DES EAUX USÉES ÉPURÉES.

ANNEXE 2: NORMES DES ÉLÉMENTS PHYSICO-CHIMIQUES DANS LES EAUX USÉES ÉPURÉES DESTINÉES À L'IRRIGATION (FAO, 1985).

ANNEXE 3: SEUILS PHYTOTOXIQUES DES OLIGO-ÉLÉMENTS POUR L'IRRIGATION AVEC LES EFFLUENTS D'EAUX USÉES MUNICIPALES (FAO, 1985).

ANNEXE 4: LISTE DES CULTURES POUVANT ÊTRE IRRIGUÉES AVEC DES EAUX USÉES ÉPURÉES (JOURNAL OFFICIEL ALGÉRIEN N°41, 2012).

ANNEXE 5: INTERPRÉTATION STATISTIQUE DES VALEURS F DE L'ANALYSE DE PERMANOVA.

ANNEXE 6: INTERPRÉTATION STATISTIQUE DE VALEUR P.

ANNEXE 7: INTERPRÉTATION STATISTIQUE DE COEFFICIENT DE CORRÉLATION.

ANNEXE 8: RÉSULTATS DE TEST SIMPER RÉALISÉ AVEC LE LANGUAGE DE R SUR LES PLANTES DE SORGHO.

ANNEXE 9: RÉSULTATS DE TEST SIMPER RÉALISÉ AVEC LE LANGUAGE DE R SUR LES ARBRES D'EUCALYPTUS.

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AFNOR	Association Française de Normalisation
ANOVA	Analyse de la Variance
DBO₅	Demande Biochimique en Oxygène 5 jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DSA	Direction des Services Agricoles
EF	Eau de forage
ENAGEO	Entreprise Nationale de Géophysique
ET	Eaux usées traitées
ETM	Éléments traces métalliques
FAO	Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
MES	Matière En Suspension
MRESH	Ministère des Ressources en Eau et de la Sécurité Hydrique
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONA	Office National de l'Assainissement
ONID	Office National de l'Irrigation et du Drainage
ONM	Office national de la météorologie
RDA	Analyse de Redondance
UE	Union Européenne
UNESCO	Organisation des Nations Unies pour l'Éducation, la Science et la Culture
USEPA	Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis
STEPs	Stations d'Épuration

INTRODUCTION GÉNÉRALE

INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'existence sur Terre dépend de l'eau car elle est indispensable à la vie des êtres vivants. Sa quantité peut être l'origine des conflits à l'échelle mondiale. La population globale devrait atteindre 9 milliards de personnes en 2025, dont 1,8 milliards de personnes confrontées à des pénuries d'eau. Des cas graves d'insuffisance d'eau ont été détectés en Afrique du nord, au nord de la Chine, au nord-ouest de l'Inde, au sud-ouest et au centre des États-Unis, au Pakistan et au Mexique. Par conséquent, répondre à la demande croissante d'eau est une préoccupation majeure dans le monde entier surtout dans les zones arides (Heggy *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2022; Rizzo *et al.*, 2020).

L'Algérie est également classée comme un pays souffrant de pénurie d'eau douce, car la plupart de son territoire étant constituée de régions arides et hyperarides. Actuellement, la gestion des ressources en eau est sa plus grande inquiétude. Pour cette raison, diverses solutions ont déjà été initiées par l'État algérien pour résoudre ce problème en mettant en place plusieurs projets dans le but de l'exploitation des ressources en eau alternatives d'une manière fiable et durable (Mihi *et al.*, 2022).

La réutilisation des eaux usées traitées (ET) comme une alternative aux eaux naturelles (Angelakis *et al.*, 2023; Partyka et Bond, 2022) est l'une des options qui pourraient être appliquées dans de nombreuses régions arides en Algérie telle que la région d'El-Oued, où le lagunage aéré est la seule méthode choisie pour l'épuration de l'eau usée, et grâce à cette technique l'eau recyclée est devenue moins polluée à moindre coût (Benmalek *et al.*, 2022).

À El-Oued, cette épuration génère un volume quotidien important d'eaux usées traitées, mais sans aucune exploitation malgré le grand besoin de la région en eau durable, d'autant plus que cette région est devenue un pôle agricole consommateur d'eau dans ces dernières années (Abdelmonem *et al.*, 2024; Benhacine *et al.*, 2021; Haoua, 2024). De ce fait, l'État algérien prévoit de renforcer les pratiques de gestion de l'eau et de promouvoir la durabilité des ressources hydriques dans la région d'El-Oued. Là où la réutilisation des eaux usées traitées peut être un bon choix pour couvrir les exigences croissantes d'irrigation en réduisant sa dépendance aux eaux souterraines (Khezzani and Bouchemal, 2018),

notamment pour l'arrosage des plantes brise-vent, des plantes ornementales et l'irrigation des herbes.

Afin d'envisager la possibilité de cette réutilisation de l'eau usée traitée, les autorités locales d'El-Oued souhaiteraient examiner les impacts environnementaux de ce projet, car tous les effets négatifs éventuels de cette réutilisation devront être pris en compte. Cela permettrait à la fois de bénéficier de l'eau en protégeant la population et l'écosystème saharien (Hamamouche and Hartani, 2022; ONA, 2022).

Les eaux usées traitées ne sont pas aussi propres et saines que les eaux naturelles, leur qualité pourrait être compromise par des niveaux élevés de polluants comme l'excès des sels et des éléments traces métalliques (ETM) qui peuvent entraîner une dégradation de la qualité des plantes irriguées et la diminution de leurs rendements. Une mauvaise gestion des eaux usées peut également entraîner une contamination des eaux souterraines et nuire à la santé humaine et à l'environnement (Al-Shali *et al.*, 2024; Haroon *et al.*, 2020; Zalacáin *et al.*, 2019). De plus, la forte teneur en sel des eaux usées mal traitées peut contribuer à l'augmentation de la salinité déjà élevée du Chott Halloufa, l'exutoire final des eaux usées épurées de la région d'El-Oued rendant difficile la survie de ses plantes et de ses animaux.

Malgré ces problèmes liés à la pollution et à la préservation des ressources naturelles en eau, la réutilisation des eaux usées traitées à des fins d'irrigation dans la région d'El-Oued peut présenter de nombreux avantages environnementaux, notamment, en ce qui concerne la réduction des rejets d'eaux usées dans Chott Halloufa. Cependant, ce processus de réutilisation doit être géré avec soin afin de minimiser tout effet négatif possible (Zidane *et al.*, 2024). Cela comprend la surveillance étroite de la qualité des eaux usées traitées, la sélection de méthodes et de calendriers d'irrigation appropriés, et la gestion des techniques d'apport de ces eaux pour diminuer leur infiltration dans le sol et, par la suite, la contamination des ressources en eaux souterraines.

Notre travail cible deux objectifs complémentaires qui sont :

- Déterminer les caractéristiques des eaux de forage utilisées actuellement pour l'irrigation dans la région d'El-Oued, et examiner les caractéristiques des eaux usées traitées qui pourraient être utilisées pour les mêmes fins sous des conditions particulières. Cette étude vise à apporter des informations nouvelles et originales sur les implications

environnementales de la réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation non agricole (plantes brise-vent, plantes ornementales).

- Estimer les effets de la réutilisation des eaux usées traitées sur les plantes cultivées et les arbres irrigués dans un écosystème aride.

C'est pour cette raison que nous avons essayé d'estimer la quantité de pollution qui pourrait être transférée de l'eau vers la plante suivant deux approches méthodologiques qui sont :

- 1- L'étude qualitative des eaux de forage et des eaux usées traitées en analysant et en comparant leurs caractéristiques physico-chimiques.
- 2- L'étude d'impact de l'utilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation des plantes par rapport à l'utilisation de l'eau de forage. Cette étude se concentrera sur les variations des teneurs en sels d'azote et en éléments traces métalliques.

Notre travail visera à terme à fournir des informations utiles aux décideurs et aux parties prenantes impliquées dans la promotion de la gestion durable de l'eau à El-Oued et dans d'autres régions arides à travers le monde.

Cette thèse est divisée en deux parties complémentaires :

- La première partie concerne la synthèse bibliographique exposée dans le Chapitre I nommé "Contexte général de la réutilisation des eaux usées épurées". Ce chapitre explique la situation générale de la réutilisation des eaux usées et la technique de lagunage aéré pour le traitement. Il aborde également les réglementations nationales et internationales de la réutilisation de ces eaux non conventionnelles.

- La deuxième partie est réservée à l'étude expérimentale. Elle présente deux chapitres : II et III. Le chapitre II décrit la zone d'étude, l'approche méthodologique, ainsi que les méthodes d'échantillonnage et d'analyses utilisées, alors que le chapitre III contient les résultats obtenus, ainsi que leur discussion et aussi les analyses statistiques.

PARTIE I

SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I

CONTEXTE GÉNÉRAL DE LA RÉUTILISATION DES EAUX USÉES ÉPURÉES

Depuis plusieurs années, les sources d'eau conventionnelles comme la neige, les précipitations, les rivières et les eaux souterraines sont gravement touchées par les changements climatiques. Par conséquent, les approvisionnements en eau diminuent surtout dans les zones où la rareté s'intensifie. Les pays pauvres en eau ont besoin d'un changement fondamental dans la planification et la gestion de cette vitale source par l'exploitation créative d'autres ressources en eau non conventionnelles (Angelakis et al., 2025; Qadir et al., 2022b).

Les ressources en eau non conventionnelles sont essentielles pour conserver l'avenir d'eau dans les zones arides où l'eau est reconnue comme une ressource précieuse et une pierre angulaire dans l'économie. Cependant, l'utilisation de celles-ci nécessite des technologies spéciales et innovations (Qadir et al., 2022b).

I.1. ORIENTATION VERS LE RECYCLAGE D'EAU USÉE

Le recyclage d'eau est considéré comme une très bonne méthode pour une source d'eau renouvelable. Cependant, cette eau alternative confère également une valeur économique et intrinsèque puisque elle est utilisée plus d'une fois avant d'être réintroduite dans le cycle hydrologique (Beekman, 1998), donc sa réutilisation est devenue un composant important dans les plans de conservation et d'approvisionnement continue d'eau (Khezzani and Bouchemal, 2018; Mannina *et al.*, 2019; McNabb, 2017; Salgot *et al.*, 2006; Schneider, 2016; Zikalala *et al.*, 2019).

L'eau recyclée fournit un volume d'eau plus constant que les autres sources alternatives dépendantes des précipitations. Cela aide à protéger les masses d'eau restantes contre la pollution. Ainsi, elle est de plus en plus considérée comme une source obligatoire d'approvisionnement en eau supplémentaire (Chen *et al.*, 2013).

Karthe *et al.* (2021) ont dit que le recyclage des eaux usées nourrit l'espoir que dans l'avenir même les régions soumises à un stress hydrique pourront obtenir des bénéfices environnementaux et socioéconomiques grâce à une utilisation plus durable d'eau. Dans notre monde moderne, la gestion de cette source irremplaçable repose souvent sur les technologies et les modifications apportées par l'homme à l'environnement, qui peuvent être à la fois des causes et des solutions aux problèmes liées à l'eau.

D'après Djeddi (2007), l'objectif de la réutilisation des eaux usées traitées est non seulement de fournir les quantités supplémentaires d'eau en accélérant le cycle d'épuration naturelle d'eau, mais également d'assurer l'équilibre de ce cycle et protéger les milieux recevant. Cette réutilisation présente une action planifiée qui vise la production de quantités complémentaires en eau afin de combler les déficits hydriques et servir aux multiples usages agricoles, industriels et urbains.

1.2. ORIGINES DES EAUX USÉES

En tant que type d'eau non traditionnelle, l'eau usée est à l'origine constituée par le mélange d'eau fraîche avec les contaminants de toutes natures physiques, chimiques ou biologiques. Elle est aussi nommée effluent liquide non purifié. Elle est une eau qui a été altérée par l'activité humaine. Le traitement de ces eaux usées consiste à convertir les eaux usées en eau qui peut être rejetée dans l'environnement (Tuser, 2021) .

Par ailleurs, les eaux usées non traitées peuvent s'agir d'eaux polluées, elles sont chargées en substances toxiques qui circulent dans les canalisations d'assainissement. Elles englobent également les eaux de pluies tombées sur le sol (Ben mabrouk et Mellak, 2020).

Chaque source d'eau usée a ses propres caractéristiques et ses propres constituants qui nécessitent différents niveaux de traitement et qui peuvent présenter des avantages et inconvénients pour chaque but de réutilisation. Ainsi, il est également important de connaître toutes les sources d'eau usées et leurs particularités pour les adapter au besoin de réutilisation. En outre, les sources d'eau usées sont les effluents d'eaux provenant d'utilisations précédentes, contenant les eaux grises, eaux noires, eaux usées municipales et les effluents industriels (Wenning, 2025).

1.3. RÉUTILISATION DES EAUX USÉES TRAITÉES

Le but traditionnel du traitement des eaux usées est d'éliminer leur danger pour la santé publique et minimiser la pollution des cours d'eau. Actuellement, l'intention est beaucoup plus sur la récupération et la valorisation de ces dernières (Ramalho, 2013; Tripathy *et al.*, 2025).

L'utilisation répétée de l'eau usée est devenue un sujet de plus en plus important dans le monde au fil des siècles. Au cours de l'histoire, certaines cultures anciennes utilisaient déjà

des méthodes de traitement d'eau usée pour l'irrigation et pour d'autres fins (*Angelakis et al.*, 2020).

Dernièrement, de nombreux pays, y compris les États-Unis, le Japon, l'Australie et l'Union européenne, ont adopté de nouvelles politiques qui encouragent le recyclage et la réutilisation de cette eau essentiellement pour l'irrigation et pour la production énergétique. La récupération et la réutilisation des eaux usées sont désormais considérées comme des options viables dans la lutte contre la pauvreté mondiale en eau et pour contribuer de manière significative au développement durable (Eastman, 2022; McNabb, 2017; Mini *et al.*, 2015).

En comparant avec d'autres techniques de récupération d'eau douce, le coût de l'énergie pour le dessalement d'eau par des méthodes thermiques peut atteindre jusqu'à neuf fois le besoin énergétique des stations d'épuration des eaux usées pour produire la même quantité d'eau (*Lahlou et al.*, 2021).

Partout dans le monde, l'utilisation des eaux usées faudrait être une composante essentielle dans les nouvelles politiques pour une économie circulaire, dans laquelle les communautés devraient rechercher des synergies avec la productivité réelle et la consommation des sources hydriques naturelles afin de les préserver à long terme. L'utilisation des eaux usées peut aussi être un élément important visant à réduire la pollution dans les écosystèmes si elle est gérée d'une façon sécuritaire (*Drewes et al.*, 2018; Hettiarachchi and Ardakanian, 2018; Lamizana *et al.*, 2022; Rotondi *et al.*, 2019; Starkl *et al.*, 2022; Ungureanu *et al.*, 2020).

I.3.1. RECYCLAGE DES EAUX USÉES EN ALGÉRIE

L'Algérie, à l'instar de nombreux pays méditerranéens, cherche constamment à diversifier ses ressources en eau en développant les infrastructures de traitement et de réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation, les activités industrielles et la recharge artificielle des aquifères pour faire face aux besoins grandissants de la population en source d'eau (*Touil et al.*, 2020).

Dans le cadre de l'objectif du millénaire pour le développement durable associé à l'assainissement, l'Algérie a produit un programme national pour l'assainissement des liquides et le traitement des eaux usées. Une enquête faite en 2012 a déclaré que, 43000 kilomètres de réseau linéaire sont en service. Le taux de raccordement moyen du réseau

d'assainissement national des 48 wilayas est de 87 % pour un volume total d'eaux usées de 1,2 milliard de m³/année. Le ministère algérien des ressources en eau a donné des statistiques sur le potentiel d'assainissement des eaux usées, le nombre des STEPs en état fonctionnel est de 145 avec une capacité totale de 12,000,000 EQH, avec un volume de 800 Hm³/an (Hamiche *et al.*, 2020).

En Algérie, la transition vers la réutilisation des eaux usées traitées est soutenue par les autorités. Le gouvernement algérien a lancé plusieurs projets pilotes visant à tester la faisabilité et l'efficacité de la réutilisation des eaux usées. Il y avait des collaborations pour développer les technologies de traitement avec d'autres pays experts dans le domaine de la réutilisation (Lilia *et al.*, 2025; Zekri Slim, 2020).

Également, l'état a investi fortement dans la construction des infrastructures de traitement des eaux usées pour permettre une réutilisation en bonnes conditions. L'encouragement de l'état algérien pour la réutilisation de ces eaux passait aussi par l'éducation des gens à l'aide des campagnes de sensibilisation sur la valeur de l'eau usée traitée, son recyclage et son promouvoir de réutilisation. À cet égard, le gouvernement algérien a suivi des méthodes modernes pour la diffusion d'information telles que les messageries SMS envoyées aux résidents par téléphone constamment par le MRESH et l'ONID. Les entreprises du secteur privé sont toujours essayées de développer des techniques de traitement adéquates aux régions telliennes et sahariennes du pays, et tout cela pour assurer une gestion efficace et efficiente des ressources d'eau. Ces actions visent à encourager la transition sécurisée vers une gestion plus durable des eaux usées et à garantir une meilleure qualité d'eau pour les usages actuels et futurs (Bouchentouf and Benabdeli, 2021; Drouiche *et al.*, 2012; El Moussaoui *et al.*, 2019; Fatta-Kassinou *et al.*, 2016; Hannachi *et al.*, 2014; Qadir *et al.*, 2007).

Cependant, la réutilisation des eaux usées reste un défi important en Algérie, car cela nécessite des infrastructures coûteuses pour le traitement, ainsi qu'une sensibilisation accrue et un engagement de la part de la population et des entreprises en même temps (Hamiche *et al.*, 2015).

En effet, la réutilisation des eaux usées en Algérie peut contribuer à résoudre la pénurie d'eau potable dans le pays et à préserver les ressources hydriques superficielles et souterraines. Il est important de poursuivre les initiatives afin de développer les technologies

de traitement et d'encourager cette réutilisation au niveau national (Ait-Mouheb *et al.*, 2020).

Hamiche *et al.* (2015) ont lancé qu'une stratégie de valorisation et de recyclage a été programmée par l'État algérien à travers un programme national à mener d'ici 2030 pour irriguer les espaces verts et les stades de sport, et développer l'irrigation autour des agglomérations à partir des eaux usées traitées.

I.4. TECHNIQUE DE LAGUNAGE AÉRÉ

Bdour (2007) a dit que le lagunage aéré est une technique d'épuration des eaux usées qui utilise une série de bassins peu profonds pour agir comme des lagunes de stabilisation. Dans cette méthode, les plantes telles que l'hyacinthe d'eau ou la lentille d'eau sont utilisées pour accumuler les métaux lourds, tandis que les bactéries, le plancton et les algues agissent pour purifier l'eau.

Un système de lagunage aéré est un système à deux ou trois bassins conçus pour éliminer les matières organiques biodégradables. Le premier bassin est entièrement mélangé par tous les solides en suspension, cela maximise le taux de retrait des matières organiques. Un deuxième bassin fonctionne à un niveau de puissance plus faible, permettant ainsi aux solides de se déposer au fond, les solides subissent une dégradation et une stabilisation anaérobies. Un troisième bassin est fréquemment utilisé pour une élimination supplémentaire des solides en suspension et une clarification renforcée. Le temps de rétention dans ces bassins varie entre 3 à 12 jours. Pour appliquer cette technique, une grande superficie de terrain est généralement requise, et afin d'éviter la pollution des eaux souterraines, ces bassins doivent généralement être doublés (Kirk-Othmer, 2018).

Par ailleurs, une lagune aérée peut être une lagune à mélange complet ou une lagune aérée à mélange partiel. Les lagunes à mélange complet fournissent suffisamment d'aération. La lagune aérée à mélange partiel est conçue pour permettre l'accumulation de solides déposables au fond de la lagune, où ils se décomposent d'une façon anaéro-biotique. Dans ces deux types des lagunes aérées, L'efficacités d'élimination de la matières organiques biodégradables varient normalement de 80 à 90 %, selon le temps de rétention et les dispositions pour l'élimination des solides en suspension (Shahraki, 2025).

Le processus de lagune aérée repose sur l'exploitation des micro-organismes, tout comme le processus de boues activées qui utilise une technologie presque identique. Cependant, le processus de lagune aérée présente une concentration plus faible de matières volatiles en suspension dans le mélange de boues activées dans le réacteur, en raison de l'absence de recirculation des boues. De plus, la population de bactéries actives est également réduite en raison d'un temps de rétention prolongé dans la lagune aérée. Cette dernière utilise une aération mécanique de surface, dont le mécanisme principal d'élimination des matières organiques est l'oxydation plutôt que la biodégradation. Dans le processus de lagune aérée, l'oxydation est principalement liée au contact des bactéries avec la matière organique (Deronzier and Choubert, 2004; Hach, 2018; Mohebzadeh *et al.*, 2013).

En adition, les lagunes aérées sont utilisées pour le traitement des eaux usées légèrement nocives, ces eaux usées sont souvent peu chargées en matières organiques et en nutriments, ce qui les rend plus faciles à traiter. Comme exemples les eaux usées domestiques provenant de foyers normaux, les eaux usées provenant de petits commerces tels que des restaurants ou des boulangeries, les eaux usées provenant de petites industries telles que des ateliers de mécanique légère ou des imprimeries de petite taille, et les eaux de pluie et les eaux de ruissellement provenant de zones urbaines ou industrielles ; à condition qu'elles ne contiennent pas de polluants dangereux (Malovanyy *et al.*, 2018; Moura *et al.*, 2009).

I.5. IMPORTANCE DE LAGUNAGE AÉRÉ

Le lagunage aéré demeure un choix important pour les communautés et les industries souhaitant traiter leurs eaux usées de manière durable. Dans les régions où les coûts de main-d'œuvre et d'énergie représente une contrainte, les systèmes de traitement naturels sont encore plus attractifs en tant qu'alternatives. Parmi les systèmes de traitement naturels, le traitement en lagune est depuis longtemps reconnu pour les eaux usées dans les zones rurales et les petites communautés (Jiang *et al.*, 2018).

De surcroît, Les procédés de traitement des eaux usées effectués dans les lagunes aérées sont largement mis en œuvre en raison de leur coût abordable comparé à d'autres systèmes de traitement, le lagunage aéré est relativement peu coûteux à installer et à maintenir. De plus, ce processus est relativement simple et facile à utiliser, et ne nécessite pas de compétences techniques avancées. En supplément, le lagunage aéré est caractérisé par de leurs faibles exigences d'entretien (Moura *et al.*, 2009).

Également, Sean *et al.* (2020) ont confirmé que le processus de lagunage aérée a une faible consommation énergétique, De même, il nécessite moins d'énergie que d'autres technologies de traitement des eaux usées tel que la méthode de l'osmose inverse et la méthode de désinfection par rayonnement UV. L'aération dans le lagunage aéré se fait principalement à l'aide de l'air ambiant.

L'une des façons d'économiser de l'énergie dans le lagunage aéré est de faire fonctionner les aérateurs de manière intermittente, par exemple, avec une puissance spécifique installée de 5 W/m^3 , l'énergie requise pour l'aération est beaucoup plus faible que l'énergie requise pour maintenir les solides en suspension. Cela peut entraîner une consommation d'énergie spécifique élevée, environ 6-7 kWh par mois et par habitant (Jupsin et Vasel, 2007). Cependant, pour les lagunes, le potentiel de récupération d'énergie à partir de la production de biogaz est échangé contre leur facilité d'exploitation (Jiang *et al.*, 2018).

En plus de cela, Ambulkar *et al.* (2011) ont avoué que le lagunage aéré reste important et utilisable de nos jours suite à sa faible empreinte carbone. L'empreinte carbone d'une station de traitement des eaux usées correspond aux émissions totales de gaz à effet de serre, elle est généralement exprimée en équivalent CO_2 émis. L'objectif principal de chaque technique de traitement est de réduire son empreinte carbone résultant de la consommation d'énergie. L'empreinte carbone est estimée à partir des données de consommation d'énergie mensuelles, ces données sont exprimées premièrement en kWh mensuelles, puis, elles ont été converties en équivalent d'empreinte carbone en utilisant un facteur de $0,43 \text{ kWh / kg CO}_2$. L'empreinte carbone diminue en fonction de diminution de la consommation d'énergie.

Dû à sa faible consommation énergétique, le lagunage aéré a une empreinte carbone relativement faible par rapport aux d'autres systèmes de traitement d'eaux usées. Dans le lagunage aéré, l'eau usée est pompée dans une lagune peu profonde, où elle est aérée avec de l'oxygène. L'oxygène est fourni par des aérateurs, qui peuvent à son tour être alimentés par l'énergie solaire ou à l'électricité produite par des sources renouvelables, telles que l'énergie éolienne ou hydraulique. Les micro-organismes où bien les bactéries présentes dans l'eau usée utilisent ensuite cet oxygène pour décomposer les matières organiques, tout ça peut réduire significativement la consommation d'énergie et par conséquent carbone (Paing *et al.*, 2003).

Vijayan *et al.* (2017) ont ajouté que les lagunes aérées produisent aussi l'oxyde nitreux (N_2O) pendant les processus de nitrification, de dénitrification et lors des réactions chimiques qui ont lieu dans la station d'épuration.

Il convient également de noter que les processus de lagunage aéré produisent peu de gaz à effet de serre tels que le méthane (CH_4) par rapport aux autres techniques d'épuration. Pour les lagunes aérées, cela comprend les émissions directes de gaz à effet de serre produites pendant le processus de traitement des eaux usées, telles que la dégradation des matières organiques, la nitrification et la dénitrification, ainsi que les émissions indirectes produites par l'utilisation d'électricité et de produits chimiques pendant l'opération et la maintenance de la station d'épuration et la disposition des boues (Sobhi *et al.*, 2023).

Par ailleurs, La capacité de traitement est un critère clé dans la comparaison du lagunage aéré avec d'autres techniques de traitement, car elle permet d'évaluer son importance relative. Cela peut être utilisé pour traiter une grande variété de flux d'eaux usées, y compris les eaux usées industrielles. Le lagunage aéré a une grande capacité de traitement, il peut supprimer jusqu'à 95 % de pollution organique soluble dans les eaux polluées, il est également capable d'éliminer les éléments nutritifs et autres contaminants (Amenu, 2014).

De plus, Osman (2014) a mentionné que les bassins de lagunage aéré sont également capables d'éliminer certains composés toxiques, tels que les métaux lourds, grâce à un système de traitement qui utilise une combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques dans le traitement.

En lien avec la protection de l'environnement, le lagunage aéré est une technique qui, dans de nombreux cas, permet d'obtenir des effluents traités qui satisfont aux exigences de rejet imposées par les organismes de protection de l'environnement. Le principal avantage de l'étang aéré est sa capacité à s'intégrer efficacement dans l'environnement puisqu'il n'utilise aucun produit chimique ou autre polluant pour traiter les eaux usées (Vendramel *et al.*, 2015).

Senthil Kumar et Saravanan (2018) ont rapporté que, les lagunes aérées utilisent des bulles d'air riches en oxygène qui aident à réduire les odeurs associées aux eaux usées ou aux autres déchets industriels dans la lagune. Cela en fait un moyen efficace de s'intégrer dans

les écosystèmes existants sans causer de perturbation ou de dommage aux habitats de la faune locale.

De même, il est important de souligner que le lagunage aéré joue un rôle crucial dans la promotion de pratiques de gestion écologique en augmentant les niveaux d'oxygène dans l'eau usée traitée. Cette augmentation peut être bénéfique pour la vie aquatique située à proximité ou en aval de lagune aérée, car elle favorise le développement de certaines espèces et contribue à améliorer la qualité globale de l'environnement aquatique (Roy *et al.*, 2021).

En sus, les lagunes aérées sont conçues pour produire très peu de boues, car le processus d'aération aide à décomposer la matière organique dans les eaux usées. Cela signifie que moins de solides s'accumulent au fond d'une lagune et doivent être enlevés pour élimination ou traitement ultérieur. En tenant compte que la quantité de boues produite dépend également de la qualité de l'entretien d'un bassin de lagunage aéré ; où un entretien régulier peut aider à réduire l'accumulation au fil du temps (Environmental Protection Agency, 2009).

I.6. LAGUNAGE AÉRÉ DANS LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT

Les lagunes aérées restent une méthode courante de traitement des eaux usées dans de nombreux pays, ça due à ces avantages qu'elles offrent entre la purification et la réutilisation après recyclage. On peut constater que cette pratique est plus courante dans les pays en développement, où l'eau est souvent plus rare et les ressources financières pour les projets de traitement des eaux usées sont plus limitées. Certains exemples de pays en développement qui utilisent cette technique comprennent l'Inde, le Mexique, le Maroc, l'Algérie, le Pakistan, la Colombie, El Salvador, Ghana, Guatemala, Honduras, Inde, Jordanie, Maroc, Nicaragua, Tunisie, Tanzanie, Ouganda, Territoires palestiniens occupés (Elbehiry *et al.*, 2021; Mannina, 2017).

Selon Blanca Jimenez et Takashi Asano (2008), il y a 08 usines de traitement des eaux usées dans les Territoires palestiniens; trois sont situées dans la bande de Gaza, tandis que cinq sont en Cisjordanie. La plupart de ces STEPs sont des lagunes aérées. En Arabie Saoudite, il existe 30 grandes installations de traitement des eaux usées dans le pays avec une capacité de conception totale de 1426000 m³/j, dont 04 stations de traitement sont des lagunes aérées. En Asie du Sud-Est, L'approvisionnement en eau souterraine serve un cinquième des 200 villes dans la Thaïlande, avec plus de 200000 puits d'une capacité de 7,55 x 10⁶ m³/j. Le

prélèvement de cette eau est réapprovisionné avec la recharge des aquifères par les effluents traités des STEPs, sous le système des lagunes aérées et étang de stabilisation.

Julaei et Fatemi (2020) ont montré un exemple d'un pays de l'Asie d'ouest, Iran, où la lagune aérée est le système le plus utilisé dans le traitement des eaux usées, il est adopté dans 41 stations de traitement et couvre 2563782 habitants.

Au Mexique, il existe 2540 stations de traitement des eaux usées avec un total de 17,5 Mm³ d'eaux usées municipales collectées par jour, presque 20 % des eaux usées sont traitées en utilisant des étangs aérés. Tijuana-Rosarito l'une des plus grandes villes du Mexique où 6 % de ses stations d'épuration sont opérées sous le même système (Arreola-Serrano *et al.*, 2022; Blanca Jimenez et Takashi Asano, 2008).

La Jordanie, pays de la région du Moyen-Orient, s'est classée le deuxième plus pauvre en eau potable en 2017, donc elle adopte la réutilisation depuis longtemps. À la région de Wadi sir, la station de lagunage aéré a été mise en service en 1997 avec un débit de 4,000 m³/jour (Hellal *et al.*, 2021).

À l'Inde, le pays du sud de l'Asie, les métropoles de Delhi et Mumbai ont le taux le plus élevé de la capacité des eaux usées produites soit 26 % de la capacité totale du territoire Indien. La méthode de Lagunage aérée est suivie dans plusieurs stations de traitement là-bas, par exemple, les stations de Versova, Bhandup et Ghatkopar avec une capacité de traitement de l'ordre suivant de 90,280, 300 millions de litres par jour (Raut et Kashyap, 2021).

En Afrique de l'Est, et sous la même méthode d'épuration, Kilingo *et al.*(2021) ont signalé que le Kenya est actuellement effectué par 03 stations de traitement.

Une seule étude en Égypte a évalué l'utilisation de systèmes de lagunes aérées pour le traitement des eaux usées municipales dans la ville d'Ismailia. L'effluent traité est utilisé pour irriguer les arbres de bois autour de l'usine de traitement des eaux usées (Hellal *et al.*, 2021).

Au Maroc, le rapport entre les eaux usées traitées et les eaux usées produites est égal à 24 %. Ce ratio est considéré comme l'un des plus faibles par rapport aux autres pays de la région méditerranéenne tels que l'Égypte (57 %) ou la Tunisie (79 %). Le lagunage aéré constitue 03 % de l'ensemble total des techniques suivies pour traiter les eaux usées urbaines dans le pays (El Ghadraoui *et al.*, 2022).

En 2001, l'Algérie a adopté les lagunes aérées pour le traitement des eaux usées dans les régions urbaines et rurales en tant que la technique la plus adaptée aux conditions climatiques et économiques du pays. Néanmoins, l'offre de grandes surfaces pour la réalisation de ce système reste une contrainte majeure dans cette option de traitement, surtout dans les zones où le terrain est cher et parfois indisponible dans la partie nord du pays (Hammadi *et al.*, 2016).

Le nombre total des stations de lagunage en Algérie est de 10 stations fonctionnelles parmi un total global de 142 stations nationales d'épuration (ONA, 2021).

Les stations de lagunage aéré sont distribuées dans différentes wilayas surtout les wilayas de Sud où les conditions climatiques sont beaucoup plus favorables et surtout les espaces nécessaires disponibles. Au niveau de la wilaya de Ouargla, il existe 02 stations d'épuration, une est située à Saïd Otba, elle a été mise en service en 2009 avec une capacité totale de 400000 eq/habitant, le rejet final de ses eaux usées traitées est sebkhet Sefioune (Ounoki S and Achour S, 2014). L'autre station a été mise en service en 2010 à Sidi Khouiled avec une capacité de 7156 eq/habitant, son effluent traité qui atteint 995 m³/j est transféré à la zone d'Oum Raneb. Pour la wilaya d'El-Oued, il y a 04 stations fonctionnelles de lagunage aéré. Dans l'extrême Sud, la wilaya de Tamanrasset aussi est dotée de ce système de traitement, où les eaux usées traitées sont transférées vers Oued Tagrambait (Zegait *et al.*, 2021).

I.7. LAGUNAGE AÉRÉ DANS LES PAYS DÉVELOPPÉS

Les pays développés ont des systèmes d'épuration d'eaux usées plus avancés, mais le lagunage aéré a toujours une place dans ces différents systèmes de traitement. En effet, certains pays tels que les États-Unis, l'Espagne, la France et l'Australie ont réutilisé les eaux usées épurées pour des utilisations non potables telles que l'irrigation des cultures, les espaces verts, la recharge des nappes phréatiques, etc.

Aux États-Unis, plus de 8 000 stations de traitement des eaux usées adoptent ce système ; il représente plus de 50 % de l'ensemble total des méthodes de traitement dans les stations de pays. En Allemagne, presque 3000 lagunes aérées réparties sur environ 10000 stations de traitement des eaux usées sont actuellement en service. Également, l'Australie utilise la même technologie des étangs aérés dans 737 stations avec un taux de 60 % de toutes les autres méthodes de traitement (Coggins *et al.*, 2019).

Au Canada, les bassins de stabilisation aérée ont longtemps été largement utilisés dans le traitement des effluents des usines de pâte kraft. Ils sont également utilisés dans le traitement des autres types d'effluents de fabriques de pâte, y compris les effluents des pâtes chimio thermomécaniques. Ce traitement de lagunage aéré vise à une élimination élevée de 85 jusqu'à 95 % de la quantité totale de la demande biochimique en oxygène et des chlorophénols toxiques, de la résine, des acides gras et des composés organiques micropolluants de faible poids moléculaire (Bajpai, 2018).

Concernant les pays méditerranéens, la France a plus de 2500 lagunes aérées, ce qui signifie 20 % du nombre total des stations de traitement d'eaux usées urbaines. En 2017, les stations d'épuration raccordent 97 % de la population espagnole, dont 10 de ces stations fonctionnent sous le même système de lagune aérée, ce dernier étant réparti dans les villes suivantes : Andalousie, Catalogne, Communauté Valencienne, Baléares, et Murcie (Coggins *et al.*, 2019; Rodríguez-Villanueva et Sauri, 2021).

Pareillement, la Norvège adopte la technique de lagunage aéré dans certaines petites communautés rurales. Par exemple, La station d'épuration de la ville de Bølstad a appliqué le système de lagunage aéré durant toute sa mise en service de 1962 jusqu'à 1997, avec un total d'eaux usées traitées aux alentours de 200 000 m³ pour une surface de 45 000 m² (Haarstad et Maehlum, 2008). Avant 2008, le lagunage aéré était également établi par la société norvégienne Borregaard pour traiter toutes les eaux usées provenant de la transformation du bois avant d'être rejetées dans la rivière « Glomma », le plus grand fleuve du Norvège. Cette station de traitement a traité un volume d'eau usée d'environ 30 000 m³. À cause des conditions climatiques défavorables, cet efflux était toujours maintenu à environ 37 °C pour une croissance optimale des micro-organismes et afin d'obtenir une dégradation efficace des substances organiques (Olsen *et al.*, 2010).

I.8. RÈGLEMENTATIONS D'EAU USÉE

I.8.1. RÈGLEMENTATION INTERNATIONALE

Le statut juridique de l'eau au niveau international n'est pas développé, l'eau n'a pas un statut spécial. Ainsi, le statut de cette source fait toujours l'objet d'un large débat visant à promouvoir la construction d'un régime juridique international compatible avec les multiples défis de l'eau et de l'environnement. À cet égard, le concept de développement durable de l'eau est rapidement devenu l'un des objectifs de la communauté internationale (Paquerot, 2004).

Au niveau mondial, il est reconnu qu'une bonne gestion de l'eau est un élément décisif pour atteindre les objectifs de développement durable, avec la nécessité d'un engagement politique de la part des pouvoirs publics, d'un large soutien public et de la contribution importante de la société civile. Au niveau régional, la gestion de l'eau et le respect des règlements de réutilisation de l'eau bien précis sont l'une des préoccupations majeures des pays arides et semi-arides, au centre de tout développement durable, alors que dans nombre de ces pays, les prélèvements d'eau s'approchent de l'ordre de grandeur des ressources. Alors que la pénurie d'eau exacerbe les tensions liées à l'eau entre les secteurs et entre les utilisateurs de l'eau ou les États. Des programmes spécifiques, soutenus par la coopération internationale et la solidarité sont lancés pour apporter des réponses appropriées aux problèmes critiques de l'eau dans les pays arides (Besbes *et al.*, 2019).

L'action de la communauté internationale dans le domaine de l'environnement et de la gestion de l'eau est importante aux niveaux cognitif et institutionnel. À cet égard, l'UNESCO peut être considérée comme le précurseur de la mondialisation scientifique des enjeux liés à l'eau. D'autre part, des conférences internationales, des forums, des sommets et des conventions ont contribué à la formulation de cadres institutionnels, au renforcement des capacités nationales et à la mise en œuvre de programmes de gestion de l'eau (Bouleau et Richard, 2020; Guttinger, 1992).

Les années 1970 ont constitué un important repère international en ce qui concerne les règlements et les lignes directrices nationales sur la réutilisation de l'eau recyclée. Ce point critique est important car il s'agit également d'une période de sensibilisation accrue aux risques pour l'environnement et la santé publique. Les années 70 ont éclairé la manière dont la réutilisation des eaux usées a été conçue jusqu'à présent dans les arènes internationales

de l'expertise, où les préoccupations concernant les effets possibles sur la santé publique ont favorisé une approche prudente. En 1973, l'OMS a publié ses premières lignes directrices sur la réutilisation de l'eau qui, à l'époque, ciblaient principalement les pays en développement. En 1978, l'État de la Californie a publié ses propres critères pour l'irrigation avec les eaux usées, ce qui prouvera bientôt d'être très influent dans le monde. À la fin de la décennie 1978-1988, les premières réglementations nationales spécifiquement adaptées à la réutilisation de l'eau ont été adoptées en Tunisie et en Italie (Ait-Mouheb *et al.*, 2020).

I.8.2. RÉGLEMENTATION NATIONALE

En 2005, une nouvelle loi sur l'eau a été mise en place en Algérie (Loi N°. 05-12, 2005) qui vise à établir les principes et les règles pour l'utilisation, la gestion et le développement durable des ressources en eau, elle insiste sur l'utilisation rationnelle de l'eau. Le décret exécutif N°. 07-149 du 20 mai 2007 a établi des règles détaillées pour la réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation ainsi que les différents standards y afférents. Le décret exécutif N°. 07-270 du 11 septembre 2007 a établi les conditions et procédures pour l'établissement d'un système de tarification de l'eau destinée à l'irrigation. Le décret exécutif N°. 07-399 du 23 décembre 2007 concerne la protection qualitative des ressources en eau. Le décret exécutif N°. 07-69 du 19 février 2007 a établi les conditions et procédures d'autorisation de l'utilisation des eaux thermales (Drouiche *et al.*, 2020; Kherbache, 2020).

Ensuite, le gouvernement algérien a créé un arrêté interministériel du 02 janvier 2012 encore plus détaillé dans le but de la réutilisation des eaux après recyclage, notamment pour l'utilisation des eaux usées traitées dans le secteur agricole qui est considéré le plus grand consommateur d'eau au niveau national (ONA, 2022).

PARTIE II.

PARTIE PRATIQUE

CHAPITRE II

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Dans cette partie, nous allons tous d'abord présenter les différentes caractéristiques de la région d'étude. Cette présentation qui aunera les aspects : géographique, géologique, topographique, climatique, hydrologique, pédologie, démographique, économique et aussi touristique. Nous allons ensuite présenter le protocole expérimental adopté.

Dans ce chapitre, l'approche méthodologique a été bien clarifiée par éclaircir les raisons du choix des paramètres analysés, et expliquer les méthodes d'échantillonnage et d'analyse que nous avons utilisées.

II.1. PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

II.1.1. GÉOGRAPHIE

La wilaya d'El-Oued est localisée dans le Sahara algérien, précisément au nord de l'Erg Oriental (Zeghdi *et al.*, 2016). Elle se situe au centre d'une grande cuvette synclinale, appelée aussi région du Bas-Sahara à cause de sa faible altitude.

Cette wilaya est située entre la latitude 32°30'00" et 34°12'00" Nord et la longitude 6°15'00" et 7°20'00" Est, avec une superficie de 4458680 ha (DSA, 2022). Elle est située à 638 km au sud-Est de la capitale Alger (Google Maps, 2022). La wilaya d'El-Oued a été divisée en 11 Dairas et 22 Communes, selon le dernier découpage administratif (décret exécutif, 2021).

II.1.2. GÉOLOGIE ET TOPOGRAPHIE

De point de vue géologique, et selon (Youdjou, 2006), El-Oued fait partie des formations quaternaires affleurant sous forme de dunes sableuses. Les formations du crétacé jusqu'au quaternaire contiennent les réservoirs d'eau souterraine.

Les explications de Khebizi *et al.* (2020) ont montré que le Souf appartient à la partie septentrionale du bassin inférieur du Sahara. Les formations sableuses du Pontien et du Pliocène affleurent dans la partie Ouest et Sud-Ouest vers Touggourt, et sont formées de calcaires lacustres. Le Crétacé supérieur est formé de carbonates et n'apparaît que dans le sud-est. Les formations sableuses quaternaires recouvrent les formations mio-pliocènes avec des dunes récentes comme Sifs Soltane et El-Yhoudi, à l'Ouest, et El-Arif au Sud.

Les alluvions actuelles sont principalement présentées par des formations évaporitiques, notamment les chotts comme chott Djerid à l'Est, et chotts de Dxioua, El Anal, Chegga, El Meryeir, et El Melah à l'Ouest. Et enfin Sebkhia Safioune au Sud-Ouest. En outre, des marécages, des dayas et des croûtes de gypse et de sel se produisent à certains endroits. À

l'échelle régionale, les diagraphies stratigraphiques pétrolières de Sonatrach en 1965, 1975, et 1985 ont révélé en profondeur, une série sédimentaire complète du Crétacé depuis le Néocomien.

La topographie d'El-Oued est un peu spéciale par la présence de dunes et de ghouts (bosses et creux). Les dunes dépassent parfois 100 m de hauteur. La wilaya a une faible altitude du sud vers le nord qui atteinte moins de 25 m au-dessous de niveaux de mer. Les chotts sont l'exutoire naturel des eaux souterraines (Youdjou, 2006).

II.1.3. HYDROGEOLOGIE

Pour le contexte hydrologique de la vallée du Souf, Chebbah et Allia (2015) ont annoncé que la wilaya d'El-Oued n'a pas de ressources superficielles en eaux. Les origines des ressources hydriques sont souterraines représentées par des aquifères superposés de bas en haut se présentant comme suit : l'aquifère du Continental Intercalaire (CI), l'aquifère de Complexe Terminale (CT), et l'aquifère quaternaire, nommé la nappe phréatique. Ce système aquifère du Bas Sahara est classé comme le deuxième plus grand du monde.

La nappe phréatique est constituée de sables fins interstratifiés localement avec des argiles et lentilles de gypse. Cet aquifère a une épaisseur d'environ 100 m et une profondeur sous la superficie de sol de 1 à 40 m. Sous cet aquifère se trouve un substrat argileux imperméable. C'était avant la principale source d'eau potable de la région d'El-Oued, mais en raison de la demande exponentielle en eau causée par la croissance démographique, l'urbanisation et les besoins de développement économique, les autorités locales ont intensifié l'usage des eaux souterraines profondes du Complexe Terminal et de Continental Intercalaire (Barkat *et al.*, 2022).

Malgré la richesse de la wilaya en eaux souterraines, Miloudi et Remini (2016) ont démontré qu'elles sont de mauvaise qualité d'eau. L'aquifère superficiel est devenu moins utilisé en raison sa minéralisation excessive et son degré élevé de pollution minérale et organique. Cela est également le cas pour la plupart des oasis du Sahara algérien (Idder, 1998; Idder et al., 2014). Selon Zair *et al.*(2024), la dégradation de la qualité de cet aquifère est causée, d'une part, par la lithologie des formations géologiques composée essentiellement de gypse et de carbonate, et d'autre part, par le rejet d'eaux usées domestiques qui augmentent de plus en plus avec le développement démographique dans la région d'El-Oued (Boualem et Salah,

2018). En outre, l'utilisation d'engrais agricoles a contribué largement à la pollution de cette nappe phréatique (Khelfaoui *et al.*, 2021).

Par conséquent l'État s'est orienté vers le prélèvement des eaux des aquifères du Complexe Terminal, soit pour l'approvisionnement en eau potable soit pour l'irrigation des cultures. En 2019, le total des puits d'eau captant l'aquifère du CT était de 203 forages avec un volume d'exploitation moyen de 563 Hm³/an (DRE, 2019). Cet aquifère devient rapidement surexploité, entraînant la détérioration rapide de la qualité d'eau et un significatif abaissement de son niveau piézométrique. Cet aquifère est en multicouche composé, respectivement, par les sables du Mio-Pliocène, les grès et graviers du Pontien et les calcaires et dolomies de l'âge éocène-sénonien. Ce réservoir est situé à 220 m de profondeur avec une épaisseur de 300 m (Ouairekh *et al.*, 2021).

Le réservoir du Continental Intercalaire (CI) est contenu dans les formations continentales du Crétacé inférieur (Barrémien et Albien), composées principalement de grès, de sables et d'argiles (Chebbah et Allia, 2015). Le réservoir s'étend sur environ 600 000 km². Le toit de l'aquifère, constitué d'argiles et d'évaporites du Cénomaniens, se situe à une profondeur de 1200 à 1500 m.

Sur le plan sanitaire, la population de la wilaya d'El-Oued est exposée chaque jour à un excès de fluorure présent dans les eaux souterraines utilisée comme eaux potables (Heggy *et al.*, 2021).

II.1.4. PÉDOLOGIE

Les sols d'El-Oued sont généralement non compliqués. Les couches arables sont constituées de sols sableux perméables pauvres en matière organique et riches en calcaire, gypse, et parfois argile (Selmane et Benslama, 2015).

Dans sa synthèse bibliographique, Meissa (2016) a abordé la partie pédologique de la wilaya dont il a mentionné que les sols sont très légers et d'une très grande porosité. Leur texture est sableuse, composée presque de 97% de sable, et 3% de limon. Ces sols sont généralement salins et basiques (Khezzani *et al.*, 2019).

En 1993, l'étude géophysique menée par l'ENAGEO à El-Oued a classé les étages de sol comme suit :

- Terrain superficiel, d'une épaisseur variable, allant de 30 à 50 m, correspondant aux sables dunaires ;
- Terrain ayant une épaisseur variable, allant de 50 à 80 m, correspondant aux sables argileux et aux argiles sableuses ;
- Couche épaisse entre 5 à 90 m, correspond aux argiles sableuses ; elle ne se trouve pas dans tout le territoire de la wilaya ;
- Quatrième couche correspond au substratum argileux.

Après la mise en irrigation, l'accumulation des sels dans les sols d'El-Oued a atteint jusqu'à 50 mS/cm. Cela s'est aggravé par la topographie quasiment plane qui rend le drainage naturel des eaux excédentaires chargée en sels difficile. Le climat aride et la salinité sont les facteurs qui ont le plus agi sur la formation du sol d'El-Oued comme il est le cas pour le plupart des sols des régions sahariennes (Idder *et al.*, 2014). La pédogenèse est abondamment influencée donc par l'immense évaporation (Khadraoui et Taleb, 2008).

II.1.5. CLIMAT

El-Oued est caractérisé par un climat hyper aride. Selon la station météorologique de l'aéroport d'El-Oued affiliée à l'ONM, la moyenne annuelle des températures est de l'ordre de 21,58° C. Le mois le plus chaud est juillet avec 33,3° C ; le mois le plus froid est janvier avec 9,9° C. La période chaude dure du mois de mai jusqu'au mois de septembre. Cette période connaît une évaporation importante qui peut atteindre les 334 mm/j au mois de juillet pour un cumule moyen annuel de 2499 mm. Le maximum d'ensoleillement correspond au mois de juin, avec un volume horaire de 12,9 h/j. La moyenne annuelle totale de l'insolation est de 10,78 h/j. La période pluviale de l'année est très temporaire, le cumul des précipitations annuelles moyennes est de l'ordre de 65 mm. L'humidité relative peut atteindre 61% jusqu'à 63 % en hiver (décembre et janvier).

El-Oued appartient à la limite septentrionale du Sahara qui correspond à une ligne définie par l'isohyète des 100 mm (+ ou – 50 mm) de précipitations annuelles (Kouzmine, 2007).

Les vents dominants sont de direction Nord-Est provenant de la méditerranée libyque, chargés d'humidité, appelés « El-bahri », soufflent très fort au printemps. Leur vitesse

moyenne est de l'ordre de 45 km/heure (Giahs, 2010). Un autre vent de direction Sud-Nord, chaud et moins fréquent, plus sec et violent nommé Sirocco « Chihili » apparaît généralement dans la période estivale et au printemps (Zeghdi *et al.*, 2016).

II.1.6.DÉMOGRAPHIE

Dans le passé, la région d'El-Oued avait une croissance démographique très modérée, mais depuis les années 1990, cette croissance a pris de l'ampleur. Cette dynamique démographique est liée à la croissance endogène associée à des taux de natalité plus élevés et à l'activité des migrations internes et externes due à la concrétisation d'ambition d'intégration nationale qui était guidée par le centralisme et l'égalitarisme. Toutes deux sont facilitées par l'explosion des ressources financières issues de l'extraction pétrolière (Kouzmine et Fontaine, 2018).

La wilaya d'El-Oued connaît un problème d'hypertrophie urbaine due à la forte croissance démographique suite à une progression très rapide de l'urbanisme anarchique et mal contrôlé (Narou et Farhi, 2010). Elle est l'une des 73 agglomérations sahariennes qui sont aujourd'hui à une grande extension périphérique des zones urbanisées, en particulier l'agglomération intercommunale d'El Oued avec une croissance très remarquable qui dépasse 77 % (Kouzmine et Fontaine, 2018).

Cependant, l'attractivité de cette wilaya frontalière est due à la dynamique économique créée par les acteurs privés dans le secteur agricole par la grande mise en valeur des terres agricoles à partir de l'année 2002 d'une part. Et part d'autre, par l'activité industrielle des opérateurs nationaux et étrangers, ce qui a engendré le développement de commerces et de services. Ces dynamiques conduisent à la polarisation des activités et à l'urbanisation des populations (Côte, 2002).

D'après les dernières statistiques de 2022, la population d'El-Oued est estimée à 716 905 personnes dont 194 880 habitants dans la commune d'El-Oued, tandis que le taux d'accroissement moyen de la population est estimé à 3 %, avec une densité de 20 hab/km². La commune d'El-Oued a la plus grande densité de population par une densité de 2524 hab/km² (O.N.S, 2022).

II.1.7. ÉCONOMIE

II.1.7.1. ACTIVITÉ AGRICOLE

El-Oued est devenue une wilaya agricole, graduellement depuis les années 2000 (Nili *et al.*, 2020). En particulier en ce qui concerne les cultures maraîchères consommables localement, surtout la pomme de terre et la tomate. Selon les statistiques de la DSA de wilaya, El-Oued est classée la première wilaya agricole au niveau national dans la production de pommes de terre (Lamine, 2019) avec une production de 19564975 qt en 2021. Selon le nouveau rapport de DSA, la superficie agricole utile est de 113200 ha, alors que la superficie agricole totale s'élève à près de 1768900 ha. Le palmier dattier caractérise la nature saharienne de la wilaya. Sa production lui donne une importance agricole typique, dont la superficie plantée est de 38905 ha avec une production annuelle de 2798100 Q (DSA, 2022).

L'olivier est parmi les nouvelles cultures développés dans la wilaya, d'après Khezzani *et al.*(2019), les statistiques de 2018 ont montré qu'il y a plus de 1,05 millions d'oliviers couvrant une superficie de 2815 ha, dont 57% sont au stade de production. Environ 54,5% de la production d'oliviers est destinée à la production d'huile, tandis que 45,5% sont destinés à la consommation de table. En 2021, la productivité annuelle de l'huile d'olive atteignait 3060 hl, avec une production d'olive de 49250 qx. El-Oued a également des cultures industrielles comme l'arachide, où la superficie utilisée pour cette production est de 3946 ha, avec une production de 124000 qx en 2021 (DSA, 2022).

La production animale fait partie de la production agricole où le camelin présente un total de 55025 têtes. Le nombre de poules pondeuses est de 15150, avec un nombre de poulets de chair de 3110374 (DSA, 2022).

II.1.7.2. ACTIVITÉ INDUSTRIELLE

Actuellement, El-Oued contient 688 très petites entreprises, 59 petites entreprises, et 22 moyennes entreprises, dont 251 sont pour la production alimentaire. Le deuxième domaine de production industrielle est la métallurgie avec un nombre d'entreprises de 155. De façon générale, les différentes activités industrielles exercées dans la wilaya sont : l'industrie du bois, l'imprimerie, la production de produits chimiques (caoutchouc et plastique) et de matériaux de construction. Par ailleurs, la fabrication de la céramique et du verre est assurée par 48 entreprises. Enfin, l'industrie du vêtement et du textile, l'industrie du cuir et de la chaussure constitue aussi une part importante dans ce secteur assurée par 30 entreprises.

Les difficultés et les obstacles rencontrés dans l'activité industrielle dans la wilaya d'El-Oued peuvent se résumer par le retard dans la promulgation des décrets et des textes réglementaires liés à la loi de l'investissement. Et outre, par le manque d'informations économiques suffisantes concernant les institutions actives en termes de leurs noms, de leurs activités et du nombre réel de travailleurs dans ce considérable secteur (wilaya d'El-Oued, 2022).

II.1.7.3. ACTIVITÉ TOURISTIQUE

El-Oued fait partie du Sahara algérien où se trouvent des paysages uniques, aussi une richesse naturelle et culturelle attirante pour le tourisme, surtout les dunes sablonneuses (Anoune et Habbache, 2019). El-Oued est une ville très touristique avec son architecture typique. Ses mosquées, zaouias, et minarets sont très originaux. Elle est surnommée « la ville aux mille coupoles » (Sahraoui, 2019). En plus, la wilaya d'El-Oued a des zones humides naturellement différentes comme les chotts et les sebkhas qui sont encore attrayantes pour les touristes (Medarag *et al.*, 2009). En outre, la mise en place de complexes touristiques de luxe situés à l'entrée ouest de la wilaya a redynamisé le tourisme (Fetta, 2022).

Le chef-lieu d'El-Oued est situé sur un site désertique au milieu des dunes du grand Erg oriental. Elle est bordée au nord par les wilayas de Tébessa et Khenchela, au nord et au nord-ouest par la wilaya de Biskra, au sud et au sud-est par la wilaya de Ouargla, et à l'est par la Tunisie (Sahraoui, 2019).

II.2. APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

Dans le but d'étudier les impacts environnementaux de la réutilisation des eaux usées épurées par lagunage aéré dans la région d'El-Oued, nous avons ciblé deux axes de recherche :

- 1- Évaluer les caractéristiques des eaux de forage et des eaux usées traitées car elles peuvent être utilisées comme eaux alternatives pour l'irrigation dans la région d'El-Oued si elles répondent aux normes d'irrigation.
- 2- Estimer les effets de l'irrigation avec des eaux usées traitées sur les plantes en les comparant avec les plantes irriguées avec de l'eau de forage.

Pour cela, nous avons essayé d'estimer le degré de pollution qui peut être transférée de l'eau vers la plante suivant deux approches méthodologiques :

- 1- L'étude des critères qualitatifs des eaux de forage et des eaux usées traitées en mettant l'accent sur les paramètres de salinité et de contamination par l'ETM.
- 2- L'étude des impacts de l'irrigation avec des eaux usées traitées sur le végétal par rapport à l'irrigation de ce végétal avec les eaux de forage, en se focalisant sur la teneur en sels et la teneur en ETM.

La figure 1 présente la zone, les sites et les parcelles d'échantillonnage. La zone d'étude est située dans la municipalité de Kouinine où se trouve la station d'épuration "STEP1". Cette zone a été choisie en fonction de la disponibilité des eaux usées épurées nécessaires à la réalisation de l'expérimentation. L'autre raison qui nous a conduits au choix de cette zone est le fait que nous ayons pu obtenir l'autorisation de mener des expériences sur les terrains appartenant à cette station d'épuration.

Dans cette zone, on a choisi 4 sites et chaque site a été divisé en 03 parcelles selon le type d'irrigation et d'échantillonnages pratiqués. On a au total 12 parcelles expérimentales. Le choix des sites 2 et 4 a été fait en fonction des conditions pédoclimatiques similaires aux sites 1 et 3.

Pour les sites 1 et 2 (Figure 1), la culture utilisée a été le Sorgho fourrager.

Les parcelles de site 1 sont irriguées avec l'eau usée traitée. Les parcelles sont :

S1(P1ET) : première parcelle irriguée avec l'eau traitée,

S1(P2ET) : deuxième parcelle irriguée avec l'eau traitée,

S1(P3ET) : troisième parcelle irriguée avec l'eau traitée,

Les parcelles de site 2 sont irriguées avec l'eau de forage. Les parcelles sont :

S2(P1EF) : première parcelle irriguée avec l'eau de forage,

S2(P2EF) : deuxième parcelle irriguée avec l'eau de forage,

S2(P3EF) : troisième parcelle irriguée avec l'eau de forage,

Pour les sites 3 et 4 (Figure 1), l'arbre irrigué a été l'Eucalyptus. Les sites 3 et 4 ont le même nombre de parcelles que les sites 1 et 2.

Les parcelles de site 3 sont irriguées avec l'eau usée traitée. Les parcelles sont :

S3(P1ET) : première parcelle irriguée avec l'eau traitée,

S3(P2ET) : deuxième parcelle irriguée avec l'eau traitée,

S3(P3ET) : troisième parcelle irriguée avec l'eau traitée,

Les parcelles de site 4 sont irriguées avec l'eau de forage. Les parcelles sont :

S4(P1EF) : première parcelle irriguée avec l'eau de forage,

S4(P2EF) : deuxième parcelle irriguée avec l'eau de forage,

S4(P3EF) : troisième parcelle irriguée avec l'eau de forage,

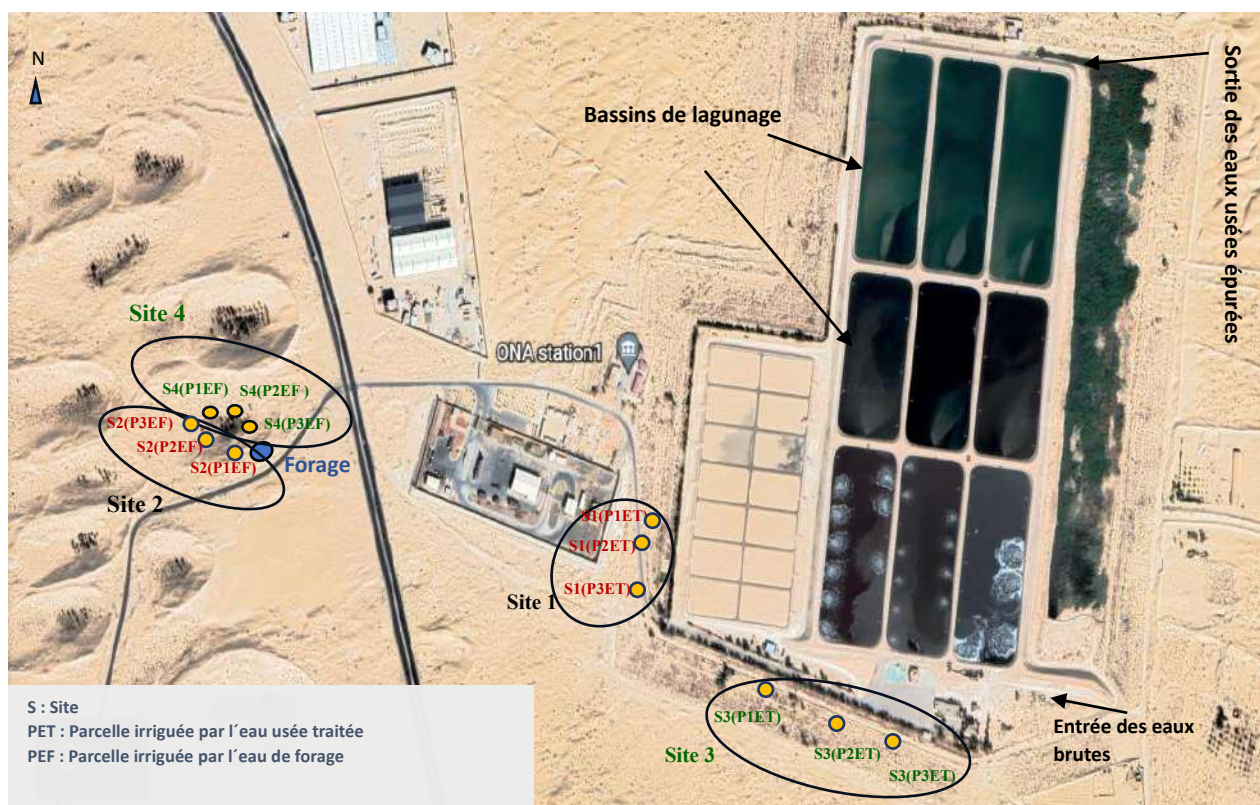


Figure 1 : Sites d'études et parcelles expérimentales (Source de Map: Google Earth sur le web, 33°25'09"N 6°51'04"E, élévation 72 m. URL link: <https://earth.google.com/web> Images©2020 Airbus, CNES/Airbus, Maxar Technologies, Map Data©2020).

Les eaux usées épurées de la STEP1 sont utilisées pour l'irrigation de l'Eucalyptus (*Eucalyptus sp*) comme arbre ornemental de brise-vent dans la STEP. La pratique de l'irrigation s'est déroulée de 2009 à ce jour. L'épuration de ces eaux usées se fait par lagunage aéré ; ils sont utilisés dans l'irrigation, sauf pour les investigations scientifiques. Ils sont transférés quotidiennement vers le rejet final du chott Halloufa qui est situé à 45 km environ de la STEP1 (ONA, 2022).

La technique d'arrosage utilisée dans nos expériences est l'immersion à cause du problème de colmatage du système d'irrigation, souvent rencontré lors de l'irrigation par l'eau usée traitée dans la STEP. De plus, l'irrigation par ces eaux s'est toujours faite après une filtration. Le filtre utilisé est changé chaque semaine pendant toute la période d'étude, dans le but de minimiser les problèmes de bouchage des tuyaux. Par ailleurs, la technique d'immersion a été choisie car c'est elle qui est utilisée pour l'irrigation dans les fermes agricoles d'El-Oued (Boucharia et Hammouya, 2021).

II.3. ÉCHANTILLONNAGE ET MÉTHODES D'ANALYSE

Le nombre d'échantillons et la méthode de l'analyse suivie pour l'eau et la plante étaient définis en fonction du budget, des matériels et des réactifs offerts par les laboratoires de recherche.

II.3.1. ÉCHANTILLONNAGE DE L'EAU

Deux types d'eau ont été prélevés : eaux usées traitées (ET) et eaux de forage (EF). L'échantillonnage s'est fait sur deux périodes : saison d'automne dans le mois de septembre et octobre, et saison de printemps dans le mois de mars et avril. L'échantillonnage s'est déroulé sur 03 ans successives : 2018, 2019, 2020. La répétition de prélèvement d'échantillons a été de 06 fois pour chaque année. Donc nous avons obtenu une taille de l'échantillon $n= 36$ pour ET et de $n= 36$ pour EF.

Ces échantillons ont ensuite été préparés et conservés à une température de 04°C et transportés au laboratoire pour les analyses requises. Le transport et la conservation d'échantillons ont été effectués de telle sorte que la composition de l'eau ne soit pas modifiée à son arrivée au laboratoire. Il est important que l'eau ne subisse pas de variation de température susceptible de modifier le résultat d'analyse.

Les eaux de forage (EF) utilisées pour notre expérience proviennent d'un puits de 20 m de profondeur, situé au sein d'une ferme agricole proche de la station d'épuration (Figure 2).

Les eaux usées traitées (ET) ont été prélevées de la conduite de sortie des eaux usées épurées (Figure 2).

Les échantillons d'eaux usées traitées ont été filtrés une seconde fois sur papier Whatmann à 16 μm et à 10 μm pour les analyses chimiques. Ils sont filtrés à 0,2 μm pour l'analyse des ETM. Les bouteilles d'échantillons d'eaux sont en plastique PET de 500 ml.

Nous avons mesuré principalement la quantité de sels suivants dans les eaux étudiées : sodium (Na^+), magnésium (Mg^{2+}), calcium (Ca^{2+}) et le potassium (K^+) (tableau 1).

Les autres paramètres indicateurs de salinité tels que le potentiel hydrogène (pH) et la conductivité électrique (CE) sont aussi mesurés. Le nitrogène nitrate (NO_3^-) et le phosphore (P), comme les sels nutritifs pour la croissance des plantes (Soltani-Gerdefaramarzi *et al.*, 2023) sont aussi analysés.

Pour les ETM, on a analysé les suivants : zinc (Zn^{2+}) et manganèse (Mn^{2+}) (tableau 1).

En addition, les eaux usées traitées contiennent des polluants, ces derniers sont des indicateurs de leur qualité (Benmalek *et al.*, 2022). D'où nous avons effectué des analyses pour les paramètres spécifiques suivants : la DBO₅, la DCO et les MES (tableau 1).

Les échantillons d'eau ont été préparés et analysés durant l'étude dans 04 laboratoires :

1. Le laboratoire de la répression des fraudes opérationnels d'El-Oued dans lequel la préparation, la filtration, le stockage des échantillons et l'analyses des paramètres pH et CE qui ont été réalisés sous normes NF T90-008 et NF T90-031 par le Multiparamètre mètre pH/Cond 3320 de WTW. Les nitrates ont été mesurés par la méthode du salicylate de sodium.
2. Le laboratoire de l'Office National D'assainissement d'El-Oued, dans lequel nous avons réalisé des analyses pour les paramètres suivants : DBO₅, DCO, MES. Les méthodes et les appareils d'analyses sont indiqués dans le tableau 1.
3. Le laboratoire analytique de chimie - l'UFZ Helmholtz, GmbH Leipzig en Allemagne dans lequel le système ICP-MS par l'appareil de ICP-MS8800 a été utilisé suivant la norme DIN EN ISO 11885 / DEV E22 pour les analyses de Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , et les analyses de Zn^{2+} et Mn^{2+} . Les échantillons des eaux usées traitées ont été acidifiés à pH 1-2 avec du HNO_3 (65 %) et filtrés conformément à la norme DIN EN ISO 11885 / DEV E22 avant l'analyse.

4. Le laboratoire du département d'agronomie de la faculté des sciences agricoles et environnementales de l'université de Rostock en Allemagne dans lequel le système de l'ICP-OES a été utilisé suivant la norme DIN EN ISO 11885 pour l'analyse de K^+ et de P.

Le tableau récapitulatif (tableau 1) présente tous les paramètres analysés dans les eaux expérimentales, ainsi que les appareils, les méthodes, les normes et les laboratoires d'analyses suivis dans notre recherche.

Tableau 1: Paramètres, appareils, méthodes et laboratoires d'analyses d'eaux expérimentales.

Paramètres	Appareil	Méthode / norme d'analyse	Laboratoire d'analyse
pH	pH-mètre	NF T90-008	
CE	Conductivimètre	NF T90-031	Laboratoire de la répression des fraudes d'El-Oued, Algérie.
N-NO_3^-	Spectrophotomètre	Méthode du salicylate de sodium.	
DBO_5	-Bouteille - Oxitop et Pastilles d'hydroxyde de potassium	ISO 5813/ Méthode iodométrique.	Laboratoire de l'ONA, El-Oued, Algérie.
DCO	Spectrophotomètre UV-Visible	ISO 6060	
MES	Rompe de filtration	Méthode de filtration	
Ca^{2+}	Système ICP-MS Appareil de ICP-MS8800	DIN EN ISO 11885 / DEV E22	Laboratoire analytique de chimie- l'UFZ Helmholtz, GmbH Leipzig , Allemagne
Mg^{2+}			
Na^+			
Zn^{2+}			
Mn^{2+}			
K^+	Système ICP-OES ICP-OES analyseur	DIN EN ISO 11885	Laboratoire du département d'agronomie de la faculté des sciences agricoles et environnementales de l'université de Rostock, Allemagne
P			

II.3.2.ÉCHANTILLONNAGE DE PLANTE

II.3.2.1. SORGHO

D'après (Khan *et al.*, 2010), Le Sorgho fourrager est largement utilisé pour l'alimentation et le fourrage dans le monde entier. Il est considéré comme la cinquième culture céréalière la plus importante après le blé, le maïs, le riz et l'orge.

Le Sorgho est potentiellement une matière première idéale pour l'industrie de l'éthanol cellulosique car il produit des rendements élevés et possède des propriétés chimiques adéquates pour la conversion de carburant. Il est potentiellement une culture de substitution appropriée en raison de sa grande adaptabilité environnementale et de sa tolérance à la sécheresse et à la salinité, en plus d'être une matière première de biomasse lignocellulosique. Il est aussi une culture assez rustique et économe (Chaganti *et al.*, 2021).

À El-Oued, il est beaucoup utilisé en alimentation animale et comme plante servant de brise-vent. Cette culture importante dans les régions chaudes atteint des rendements plus élevés avec moins d'intrants que de nombreuses autres cultures bioénergétiques dans les environnements arides et semi-arides. Le rendement de la biomasse aérienne est élevé, allant de 35 t/ha à 54 t/ha (M. Galavi, A. Jalali, 2009; Maucieri *et al.*, 2016; Seleiman *et al.*, 2021).

Les eaux usées peuvent avoir un effet positif sur la croissance des cultures car elles étaient souvent riches en matière organique et en nutriments tels que le potassium et le phosphore (Khaskhoussy *et al.*, 2022). Le Sorgho est l'une de ces cultures qui possède une grande tolérance aux stress environnementaux tels que les hautes températures et la salinité (GhassemiSahebi *et al.*, 2020). Dans ce cas, nous avons choisi cette culture fourragère pour être étudiée dans la ville d'El-Oued. Dans les régions arides, les effets spécifiques de l'irrigation par les eaux usées traitées sur le Sorgho dans les sols dégradés n'ont pas encore été étudiés.

L'irrigation par ces eaux usées entraîne parfois une élévation de certains métaux lourds toxiques dans les sols, qui se concentrent ensuite dans la plante irriguée et la chaîne alimentaire (Mohamed Muthana et Al-Hammadi, 2019). Il est important d'analyser les métaux lourds dans le Sorgho fourrager puisque les effluents d'eaux usées peuvent entraîner une accumulation importante de ces éléments dans les cultures, provoquant un risque pour la santé animale et humaine (Abdelazim M. Negm, El-Sayed E. Omran, 2019; Alghobar et

Suresha, 2017, 2016; Balkhair et Ashraf, 2016; Chaganti *et al.*, 2020; Chaoua *et al.*, 2019; Chojnacka *et al.*, 2020; Gatta *et al.*, 2020, 2018; Hettiarachchi et Ardakanian, 2018; Khan *et al.*, 2015; Nebil, 2010; Qureshi *et al.*, 2016; Touil *et al.*, 2020; Ugulu *et al.*, 2020).

Dans notre protocole de recherche (Figure 3), nous avons réalisé 04 campagnes de sorgho, le premier semis a été en 2018. Les campagnes sont comme suit :

- Année 2018 : campagne de septembre-novembre,
- Année 2019 : campagne de Mars-Mai et campagne septembre-novembre,
- Année 2020 : campagne Mars-Mai.

Notre essai de plantation du Sorgho (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) a été mené sans addition d'engrais ou de produits phytosanitaires. Les principaux facteurs contrôlant les sites plantés étaient l'irrigation avec de l'eau de forage ou des eaux usées traitées. Le Sorgho a été mis en culture selon un dispositif expérimental en blocs aléatoires complets, avec trois répétitions. Chaque bloc est constitué de 03 micro-parcelles élémentaires de 12 m². Le semis a eu lieu avec des espacements de 50 cm entre les lignes et de 40 cm entre les plants, soit une densité de plantation de 20 plants par mètre carré.

Les échantillons de Sorgho ont été prélevés dans le stade de maturation. Seule la partie aérienne a été prise. La méthode d'échantillonnage utilisée est prise d'une façon aléatoire, dans chaque parcelle élémentaire. On a en tout 18 échantillons collectés à chaque campagne pour les deux sites expérimentaux.

La durée d'irrigation durant toute l'expérience est d'environ 1 heure par jour, 3 à 4 fois par semaine en automne et hiver. Au printemps, la durée d'irrigation est de 1 heure un jour sur 2. La quantité d'eau d'irrigation journalière est de 20 l/30 mn pour chaque parcelle irriguée. Les sols n'avaient pas été irrigués auparavant lors de la mise en place de l'expérience.

II.3.2.2. EUCALYPTUS

L'Eucalyptus est une espèce d'arbre très plantée dans le monde, elle occupe près de 20 millions d'hectares globalement (Hubbard *et al.*, 2010; Kotzé *et al.*, 2025; Medeiros *et al.*, 2025). Généralement, le genre Eucalyptus est principalement utilisé en foresterie pour la production d'huiles essentielles, de tanins, de pulpe, de bois et d'énergie du bois (Kasekete *et al.*, 2022).

L'arbre d'*Eucalyptus sp* est planté à El-Oued parce qu'il convient aux conditions de sécheresse. Il tolère également à la salinité du sol et de l'eau ainsi que le stress thermique. En plus, il a été utilisé contre l'engorgement des eaux à cause de la remontée de la nappe phréatique dans la wilaya. Lorsque cet arbre est adulte, il peut absorber entre 200 et 500 litres d'eau par jour (Khezzani *et al.*, 2022).

Les eaux usées traitées ont divers effets positifs sur les plantations d'*Eucalyptus*. Leurs nombreux nutriments peuvent améliorer le développement des feuilles, des ramifications, de diamètre et d'hauteur de ces arbres. De ce fait, l'irrigation avec ces eaux peut donner des quantités raisonnables des éléments nutritives et améliorer par conséquent la croissance et la production de ces plantes (Maaloul *et al.*, 2019). Cependant, l'utilisation de ces eaux alternatives est associée à un risque élevé d'accumulation de métaux lourds dans les tissus végétaux et engendre une phytotoxicité (Al-Habahbeh *et al.*, 2021; Albdaiwi *et al.*, 2022).

De plus, l'absorption de ces ETM par les différentes parties de l'arbre peut être sélective selon le facteur de la bioaccumulation. Ensuite, il n'y a pas beaucoup d'études biochimiques associées à la contamination par les ETM venant des eaux usées traitées dans les arbres ligneux des régions arides (Mosa *et al.*, 2023).

Pour notre étude, les sites expérimentaux ont été installés de 2018 à 2021 (Figure 3). La durée d'irrigation durant toute l'expérience est une heure par jour, 2 fois par semaine en automne et en hiver. Au printemps, la durée d'irrigation est de 1 heure 3 fois par semaine, tandis qu'en été, elle est de 1 heure chaque jour. Le débit était de 90 L/min pour toutes les parcelles irriguées.

En fonction du budget, du transport aérien et de la disponibilité de réactifs, que les feuilles d'*Eucalyptus* ont été prélevées de la partie aérienne de l'arbre dans notre étude expérimentale.

Les feuilles ont été échantillonnées au hasard dans les arbres sélectionnés dans les sites 3 et 4. Les échantillons de feuilles d'*Eucalyptus* ont été collectés dans les trois parcelles du site 3 irriguées avec des eaux usées traitées, le même nombre d'échantillons dans les trois parcelles du site 4 irriguées avec des eaux de forage. Dans chaque parcelle, 03 arbres d'âge de 3 ans et 03 arbres d'âge de 7 ans ont été sélectionnés. Au total, 18 arbres ont été sélectionnés pour l'échantillonnage des feuilles dans chaque site.

II.3.2.3. ANALYSE DES PLANTES

Tous les échantillons des plantes de sorgho et d'Eucalyptus ont été transportés au laboratoire de contrôle de la qualité et de prévention des fraudes d'El-Oued, pesés frais et séchés à l'aide d'une balance analytique KERN ACJ/AES. Le processus de séchage a été effectué à l'air libre et au four à 55°C pendant 24 heures. Les échantillons ont été préparés avant le transport par un broyage ultra fin d'échantillons secs. La conservation s'est faite dans des sacs kraft de 120 sur 270 mm pour le transport et le stockage à température ambiante.

Notre étude a mis l'accent sur la teneur en N en raison de son rôle important dans la production de matière sèche dans les plantes étudiées. Il présente un des éléments majeurs qui peuvent former la biomasse (Sharrow et Ismail, 2004). La teneur en azote total (N_{Tot}) a été mesurée dans les échantillons de feuilles de Sorgho et d'Eucalyptus dans le laboratoire de chimie agricole et de biogéochimie environnementale de l'université des sciences du vivant de Poznan, en Pologne selon la procédure de titrage en utilisant la méthode Kjeldahl.

Ensuite, les paramètres analytiques qui sont aussi examinés comprenaient les ETM suivants : Zn^{2+} et Mn^{2+} . Les analyses ont été réalisées dans le département analytique de chimie de l'UFZ Helmholtz-centre des recherches environnementales GmbH Leipzig en Allemagne selon la norme DIN EN ISO 11885, par le système ICP-MS en utilisant ICP-MS8800.

Le tableau suivant (tableau 2) résume tous les paramètres analysés dans les plantes expérimentales, ainsi que les appareils, les méthodes, les normes et les laboratoires d'analyses suivis dans notre recherche.

Tableau 2 : Paramètres, appareils, méthodes et laboratoires d'analyses de plantes expérimentales.

Paramètre	Appareil	Méthode d'analyse	Laboratoire d'analyse
N_{Tot}	-plaque chauffante -unité de distillation -titrateur	Méthode Kjeldahl	Laboratoire de chimie agricole et de biogéochimie environnementale de l'Université des sciences de la vie de Poznan, Pologne
Zn^{2+}	Système ICP-MS Appareil de ICP-MS8800	DIN EN ISO 11885	Laboratoire analytique de chimie - l'UFZ Helmholtz, GmbH Leipzig , Allemagne
Mn^{2+}			

La Figure 2 ci-dessous montre un schéma simplifié de zone, sites et parcelles d'échantillonnage des plantes et du type d'irrigation utilisé dans notre étude.

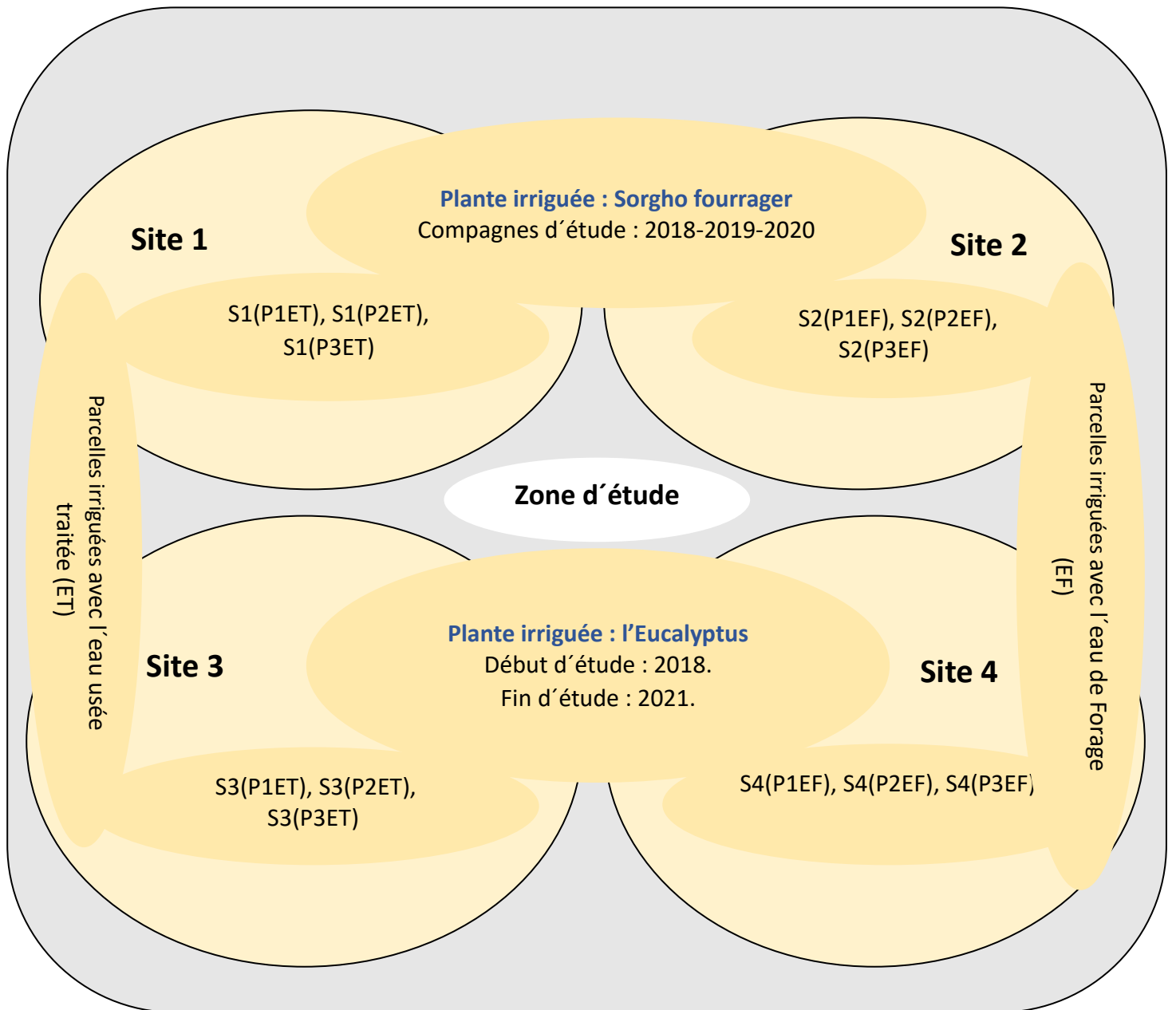


Figure 2: Schéma représentatif de la zone, des sites et des parcelles d'échantillonnage des plantes expérimentales irriguées avec les deux types d'eau (Serraye.A, 2025).

II.4. ÉTUDE STATISTIQUE

Pour nos analyses statistiques, Microsoft Excel (version 2411 créée 16,0,18227,20082) a été exploité pour gérer, trier et calculer les données. Les tests de Shapiro-Wilk et Levene's ont été effectués pour vérifier la normalité et l'homogénéité de la variance pour chaque groupe de variables dépendantes en utilisant le logiciel SPSS version 22.

Comme certaines données n'étaient pas normalement distribuées, le test non paramétrique de variance multivariée permutacionnelle (PERMANOVA) a été utilisé afin d'analyser l'effet des facteurs environnementaux sur l'ensemble de toutes les variables dépendantes (N_{tot} , Zn^{2+} et Mn^{2+}). Puis un test d'homogénéité de la dispersion (PERMDISP) a été exécuté afin de vérifier les différences observées entre les groupes étudiés et confirmer les résultats du test PERMANOVA. Finalement, nous avons visualisé les résultats de test PERMANOVA en utilisant l'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS).

En conclusion, le test post hoc SIMPER (analyse du pourcentage de similarité) a été fait en utilisant le langage R (version 4,4,2) avec le package *vegan*. Les résultats ont été interprétés en fonction des seuils de signification standard ($p = 0,05$).

CHAPITRE III

RÉSULTATS ET DISCUSSION

III.1. EAU

III.1.1. PARAMÈTRES DE SALINITÉ DE L'EAU

Le tableau 3 présente les caractéristiques physicochimiques des eaux de forage (EF) et des eaux usées traitées (ET) utilisées pour l'irrigation dans les sites étudiés. Par rapport à l'EF, l'ET a une teneur presque similaire en Mg^{2+} , et une double teneur en K^+ . Les valeurs moyennes de ces éléments dans EF et ET étaient respectivement 0,12 mg/L et 0,13 mg/L pour le Mg^{2+} , et 42,05 mg/L et 86,93 mg/L pour le K^+ . Concernant le sel de Calcium, les valeurs moyennes étaient plus faibles dans l'ET que dans l'EF avec des teneurs de 0,38 mg/L et 0,47 mg/L respectivement. De plus, la valeur moyenne de Na^+ est de 0,69 mg/L dans les EF alors que cette valeur est de 0,56 mg/L dans les ET. Les valeurs des cations échangeables se situent entre un minimum de 41,22 mg/L et un maximum de 45,72 mg/L avec une moyenne de 43,34 mg/L pour les EF. Et entre 83,83 mg/L et 90,09 mg/L avec une moyenne de 88,00 mg/L pour les ET.

Nous avons constaté que les cations échangeables dans notre résultat sont inférieures aux valeurs indiquées dans la région de Ouargla (Bouhanna, 2021) et la région aride tunisienne (Gharsallaoui *et al.*, 2011) pour les deux eaux de forage et traitées.

Les nitrate-azote ($N-NO_3^-$) étaient plus élevés dans les ET que dans les FE, avec une valeur maximale de 3,97 mg/L et une valeur minimale de 0,97 mg/L et une valeur moyenne de 1,96 mg/L pour les ET. Pour les EF, la valeur maximale était de 0,98 mg/L, la valeur minimale de 0,67 mg/L et la valeur moyenne de 0,82 mg/L.

Les concentrations de P sont plus également élevées dans l'ET que dans l'EF, avec un minimum de 1,31 mg/L pour l'ET et 0,13 mg/L pour l'EF, un maximum de 2,41 mg/L pour l'ET et 0,26 mg/L pour l'EF, et une moyenne de 1,70 mg/L pour l'ET et 0,19 mg/L pour l'EF.

Les valeurs moyennes de pH n'ont pas montré une différence remarquable dans les deux types d'eau, La valeur moyenne est de 7,43, avec un minimum de 7,15 et un maximum de 7,70 dans les EF. La valeur moyenne est de 7,33, avec un minimum de 6,67 et un maximum de 8,03 dans les ET.

Nos résultats concordent avec ceux de Bouhanna (2021), qui a mené une étude dans un écosystème saharien similaire où les résultats aussi indiquent que les pH des EF et des ET sont légèrement alcalins et conformes aux normes algériennes et internationales des eaux naturelles (Décret exécutif, 2014; OMS, 2007) et des eaux usées traitées (Arrêté Algérien,

2012; FAO, 2003) à des fins agricoles. Donc pour ce paramètre de pH, les deux types d'eaux sont permmissibles conviennent à l'utilisation en irrigation (Annexe 1 et 2).

Nos résultats sont différents de ceux trouvés par Ouhammi *et al.* (2024) dans la région aride du Maroc, où les valeurs de pH étaient plus élevées dans les eaux usées traitées, qui étaient alcalines.

En outre, les concentrations de CE étaient comprises entre 2,47 mS/cm et 4,15 mS/cm avec une moyenne de 3,44 mS/cm dans l'EF. Tandis qu'elles étaient plus élevées dans l'ET avec un minimum de 4,97 mS/cm, un maximum de 6,18 mS/cm, et une moyenne de 5,41 mS/cm. Nous avons noté que ces valeurs dans notre région d'étude sont inférieures à celles rapportées par (Negais, 2024) dans la région de Ouargla (Elles oscillent entre 13,51 à 14,70 mS/cm avec une moyenne de 14,11 mS/cm) qui partage presque les mêmes conditions hydrogéologiques que de la région d'El-Oued. Nous avons confirmé que ces valeurs dans ces deux régions dépassent la norme nationale pour les ET (Arrêté Algérien, 2012) (Annexe 1) et les EF (Décret exécutif, 2014) .

En comparant nos résultats de recherche à ceux d'autres régions arides similaires à notre région d'étude en Tunisie (Ben Hassena *et al.*, 2025), nous avons constaté que les valeurs moyennes de CE pour les EF étaient d'environ 2,28 mS/cm. elles sont inférieurs à nos résultats, tandis qu'elles étaient supérieurs à nos valeurs moyennes (CE = 5,84 mS/cm) dans les ET.

Différents paramètres de qualité d'eau peuvent avoir une incidence sur la pertinence des eaux usées recyclées dans le but d'irrigation, y compris la salinité qui pourrait causer des effets indésirables sur les sols et sur le végétal. Les concentrations de ces éléments dans les eaux usées impactent l'approche de traitement et donc le coût nécessaire pour générer une eau d'irrigation de qualité appropriée, surtout dans les régions arides et semi-arides (Tran *et al.*, 2016).

Dans les zones où les sols à texture fine recouvrent une nappe phréatique peu profonde, une salinisation supplémentaire de la zone racinaire peut se produire par remontée capillaire à partir de la nappe phréatique saline. Les risques de salinité augmentent également lorsque l'eau salée est utilisée pour l'irrigation, ils peuvent être dépendants du type de sels (Zikalala *et al.*, 2019).

Tableau 3: Résultats physico-chimiques des eaux expérimentales.

Type d'eau	Statistiques descriptives	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cations échangeables	N-NO ₃ ⁻	P	pH	CE
		(mg/L)					(mS/cm)			
Eau de forage (EF)	Min,	0,32	0,11	0,51	40,26	41,22	0,67	0,13	7,15	2,47
	Max,	0,73	0,16	0,83	44,08	45,72	0,98	0,26	7,70	4,15
	Moyenne	0,47	0,12	0,69	42,05	43,34	0,82	0,19	7,43	3,44
	σ^1	0,18	0,01	0,12	0,89	0,95	0,10	0,03	0,14	0,42
	CV ²	38,7	9,9	0,55	2,1	2,2	12,6	15,4	1,9	12,3
Eau usée traitée (ET)	Min,	0,36	0,12	0,55	82,78	83,83	0,97	1,31	6,67	4,97
	Max,	0,43	0,15	0,67	89,07	90,09	3,97	2,41	8,03	6,18
	Moyenne	0,38	0,13	0,56	86,93	88,00	1,96	1,70	7,33	5,41
	σ	0,02	0,00	0,02	1,42	1,42	0,89	0,35	0,42	0,21
	CV	5,1	3,6	3,4	1,6	1,6	45,4	20,5	5,7	3,9

1, Écart type ; 2, Coefficient de variation

III.1.2. ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES DANS L'EAU

Les ETM sont des substances toxiques de très faibles concentrations qui peuvent causer une pollution d'eau, ils deviennent un problème mondial qu'il faut résoudre pour assurer un environnement sain (Azam et Tripathi, 2025). Des recherches précédentes ont constaté une augmentation néfaste du rejet des ETM dans les écosystèmes hydriques en particulier dans les pays en développement, suite au rejet des eaux usées domestiques provenant des ménages, des eaux usées municipales provenant des collectivités et des eaux usées industrielles des usines. La nocivité de ces substances tient au fait qu'elles ne sont pas biodégradables et qu'elles s'accumulent dans les chaînes alimentaires (AlTowyan et al., 2022),

Plus précisément, les eaux usées contiennent des ETM qui peuvent être mortels pour les animaux et les humains si leurs concentrations dépassent les limites autorisées (Haroon et al., 2019; Nthwane et al., 2024). Plusieurs études ont rapporté que l'utilisation des eaux usées dans l'irrigation pourrait enrichir les sols avec des métaux lourds à des niveaux

pouvant présenter un risque potentiel pour l'environnement, la qualité des sols et la santé humaine (Abd-Elwahed, 2018; Jhariya et al., 2025).

III.1.2.1. ZINC DANS L'EAU

Nos résultats montrés dans la figure 3 donnent des concentrations moyennes de Zn^{2+} dans les EF et les ET durant toutes les années de l'expérience. Elles augmentent progressivement de 2018 à 2019 et elles sont ensuite presque constantes de 2019 à 2020. Les concentrations moyennes dans les EF sont : 0,064 mg/L en 2018, et 0,088 mg/L en 2019 et 0,082 mg/L en 2020. Les concentrations moyennes dans les ET sont : 0,068 mg/L en 2018, et 0,085 mg/L en 2019 et 0,086 mg/L en 2020.

Shah *et al.* (2024) ont dit que le Zn^{2+} se trouve dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Il pénètre dans l'environnement à partir de plusieurs sources, principalement par l'érosion des particules de sol contenant du Zn^{2+} , aussi par les déchets industriels et municipaux, le drainage des mines, le ruissellement des autoroutes, les intrusions anthropiques de zinc proviennent des lignes d'acier galvanisé, des revêtements de zinc, de l'industrie de la peinture, du traitement de l'eau de refroidissement et d'application des pesticides. Ce métal lourd peut entrer dans la chaîne alimentaire et causer des dommages aux plantes et aux herbivores lorsque sa concentration atteint 6,5 mg/l.

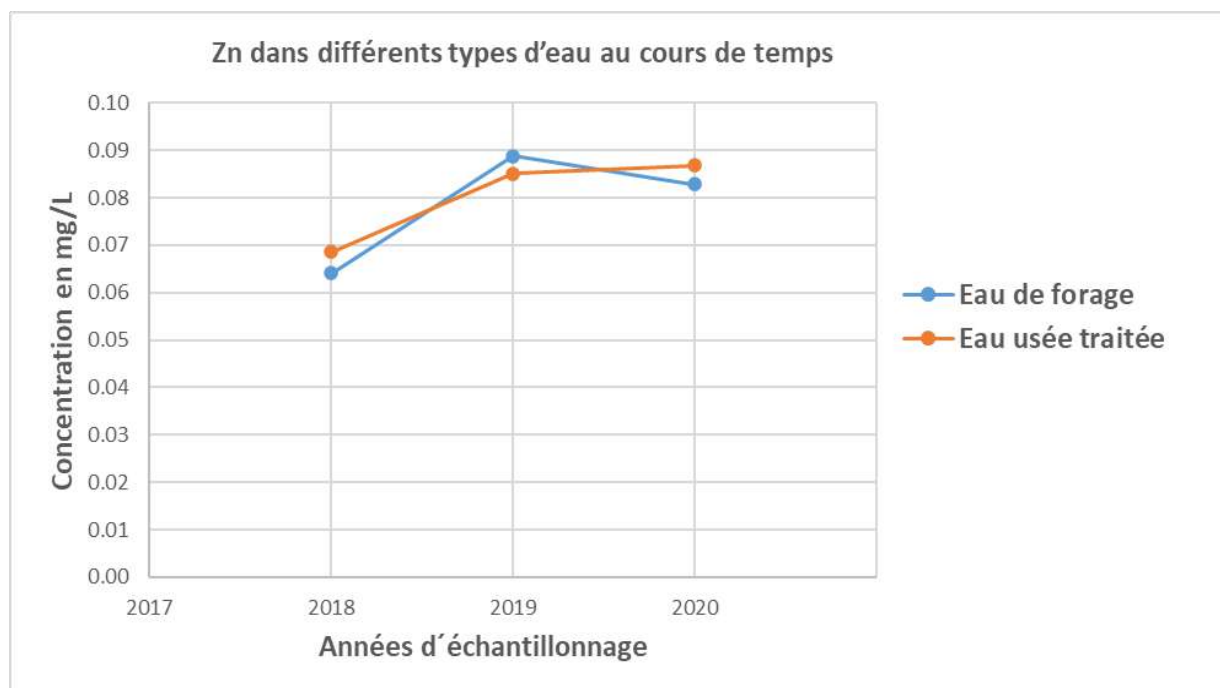


Figure 3 : Variation de la concentration de Zinc dans les deux types d'eaux expérimentales au cours du temps

Les différences géochimiques et les diverses sources anthropiques et naturelles rendent presque impossible de déterminer empiriquement le contenu du fond naturel de Zn^{2+} . Étant donné que l'utilisation des eaux usées contient des niveaux élevés de Zn^{2+} dans l'irrigation, cela peut entraîner de graves problèmes à long terme principalement par les procédés industriels qui lessivent le zinc en contaminant les eaux souterraines (Noulas *et al.*, 2018).

Dans le secteur agricole, une teneur élevée en zinc joue un rôle crucial, car les agriculteurs n'ont pas besoin d'utiliser d'engrais contenant cet élément pour stimuler la croissance de leurs cultures car l'eau d'irrigation contient suffisamment de zinc. Il est recommandé de ne pas dépasser 2,0 mg/L de cet ETM dans l'eau d'irrigation. On peut dire que l'eau peut être considérée comme fraîche et non contaminée lorsque sa teneur en Zn^{2+} est d'environ 0,015 mg/L (Karyotis *et al.*, 2014).

Selon la FAO et l'OMS, l'eau potable contenant des quantités de Zn^{2+} supérieures à 3 mg/L a une tendance à être opalescente, et elle forme un film gras lorsqu'elle est bouillie avec un goût indésirable amer et métallique. Sa couleur devient laiteuse avec une concentration en zinc supérieure à 5 mg/L. La teneur maximale recommandée de Zn^{2+} dans l'eau d'irrigation a été fixée à 2 mg/L pour prévenir la pollution des aquifères (Noulas *et al.*, 2018).

En 2001, l'OMS a confirmé des cas d'intoxication au zinc après avoir bu de l'eau ou des boissons dont les concentrations en zinc variaient de 1000 à 2500 mg/L. Cela peut provoquer des symptômes de troubles gastro-intestinaux, de nausées et de diarrhée. Sachant qu'une toxicité chronique, un cancer et la mort peuvent survenir après une exposition à de fortes doses de plusieurs grammes de cette substance (Intawongse et Dean, 2006).

La norme algérienne a établi une valeur de 10 mg/L de Zn^{2+} pour les ET qui peuvent être exploitées dans le cadre de l'irrigation agricole (Arrêté Algérien, 2012). D'après nos résultats, nous pouvons dire que toutes les concentrations de Zn^{2+} ne dépassent pas les normes internationales et nationales dans l'eau d'irrigation. Donc elles ne présentent pas de risque de toxicité hydrique.

III.1.2.2. MANGANÈSE DANS L'EAU

D'après les résultats présentés dans la figure suivante (figure 4), nous avons remarqué que les valeurs moyennes de Mn^{2+} dans les ET augmentent progressivement au fil de temps. Nous avons aussi remarqué que ces valeurs sont trois fois plus élevées dans les ET que dans les EF.

Les valeurs de Mn^{2+} dans les EF sont presque stables au fil de temps par des concentrations moyennes de 0,0268 mg/L en 2018, 0,0277 mg/L en 2019, et 0,0262 mg/L en 2020. Pour les ET, les valeurs sont progressivement : 0,0845 mg/L en 2018, 0,1105 mg/L en 2019 et 0,1178 mg/L en 2020.

Le Mn^{2+} est parmi les ions métalliques les plus courants dans les eaux usées. Ce métal a un lourd poids atomique et a une densité élevée supérieure à 5 g/cm³. Évidemment, il est difficile d'éliminer cet ETM en raison de sa grande stabilité (Patil *et al.*, 2024). Par ailleurs, la suppression de cet élément rédox-sensible est essentielle pour éviter les problèmes d'encrassement des infrastructures de distribution d'eau par les oxydes métalliques (Haukelidsaeter *et al.*, 2024).

Alamgir *et al.* (2023) ont déclaré que les principales sources de Mn^{2+} sont dues à l'altération des minéraux naturels dans le sol, les sédiments et le substrat rocheux des eaux souterraines. D'ailleurs, des niveaux excessifs de cet élément dans les eaux peuvent se produire à la suite d'une filtration de la pluie par le sol, les sédiments et les roches, et cela cause l'un des problèmes les plus graves de l'abondance de Mn^{2+} dans les eaux souterraines et leur donner une couleur rougeâtre et noire.

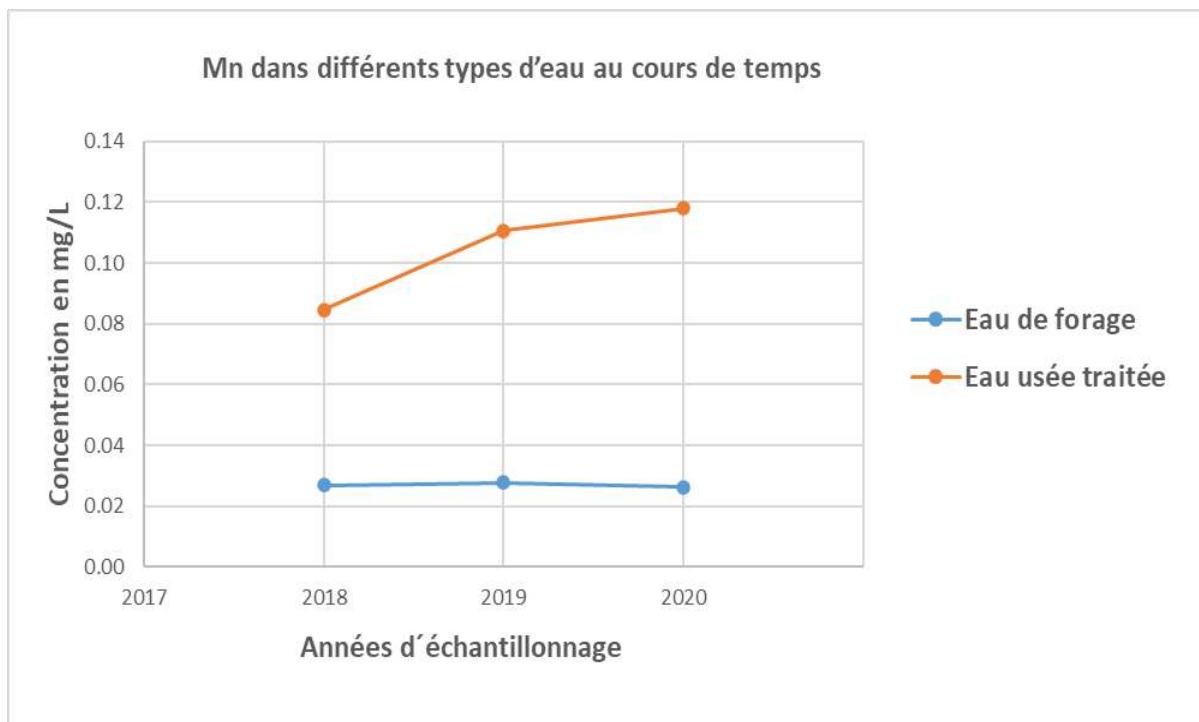


Figure 4: Variation de la concentration de Manganèse dans les deux types d'eaux expérimentales au cours du temps.

De plus, le Mn^{2+} a la capacité d'entrer dans l'écosystème hydrique en utilisant les eaux usées dans l'irrigation des cultures. Les effluents d'industries peuvent aussi contiennent des niveaux élevés de ce métal qui sont parfois au-dessus des niveaux admissibles donnés par l'OMS (2006) par 5 mg/L (Babaniyi *et al.*, 2021; Gabr, 2020; Nima Kalvani *et al.*, 2021; Siddique, 2014).

L'adsorption est la méthode la plus pratique et peu coûteuse parmi les autres méthodes (la précipitation, l'oxydation/filtration, les méthodes électrochimiques et l'échange ionique) d'élimination de Mn^{2+} dans l'eau (Alamgir *et al.*, 2023).

L'exposition à cette eau a des conséquences extrêmement dangereuses sur les êtres humains en entraînant des maladies telles que la fièvre des fumées métalliques qui provoque des symptômes tels qu'un goût métallique dans la bouche, des maux de tête, de la fièvre et des frissons, des angoisses, une oppression thoracique et de la toux (AlTowyan *et al.*, 2022).

Jeong *et al.* (2016) ont dit que, la valeur limite de Mn^{2+} dans l'eau d'irrigation selon la FAO (1985) est de l'ordre de 0,2 mg/L. Cette valeur a été fixée par la norme algérienne des ET utilisées à des fins d'irrigation a 10 mg/L (Arrêté Algérien, 2012). Ainsi, nos résultats prouvent que le Mn^{2+} présent dans les eaux étudiées est inférieur à la valeur limite

algérienne et à la valeur internationale et ne pose pas de problème de pollution ni de risque pour les cultures irriguées.

III.1.3. PARAMÈTRES D'EAU USÉE TRAITÉE

Nos résultats dans le tableau 4 ont expliqué la qualité des eaux usées traitées utilisées dans l'irrigation des plantes expérimentales. Les valeurs de DBO_5 des ET oscillaient entre un minimum de 41,30 mg/L et un maximum de 95,30 mg/L, avec une valeur moyenne de 56,46 mg/L. Cela signifie que ce paramètre ne conforme pas la norme algérienne de réutilisation des eaux usées traitées qui exige une valeur maximale de 30 mg/L (Annexe 1).

En comparant nos résultats à ceux obtenus par (Bouhanna, 2021) sur la DBO_5 des eaux usées traitées de la station d'épuration de Ouargla au sud d'El-Oued, utilisant la même méthode de traitement par lagunage aéré, nous avons constaté que les valeurs moyennes de la DBO_5 étaient de 24,07 mg/L respectent les normes, contrairement à nos résultats.

Par ailleurs, nos résultats de DBO_5 étaient tes proches à ceux rapportés par Touzani et al. (2024) dans la région aride de Meknès au Maroc, où une valeur moyenne de DBO_5 de 54 mg/L a été observée.

Pour la DCO, nos résultats de recherche ont montré (Tableau 3) une valeur moyenne de 112,67 mg/L, tandis que la valeur minimale était de 56,10 mg/L, et la valeur maximale était de 156,00 mg/L. D'après ces valeurs, nous avons conclu que ce paramètre est hors norme algérienne (Annexe 1).

Nos résultats étaient similaires à ceux trouvés par (Bouhanna, 2021) (valeur moyenne de DCO égale à 105,03 mg/L) dans la région de Ouargla où ils étaient aussi supérieurs aux normes nationales.

De plus, nos résultats étaient inférieurs à ceux obtenus par Chachoua et Seddini (2013) pour la DCO des eaux usées traitées des régions de Tlemcen et Aïn Temouchent, situées dans le nord-ouest de l'Algérie, où la DCO moyenne atteignait 121,72 mg/L.

D'autre part, nos résultats étaient aussi inférieurs à ceux obtenus dans la région aride de Meknès au Maroc, où Touzani et al. (2024) ont rapporté une valeur moyenne de DCO étaient de 118 mg/L pour les eaux usées traitées.

En dernier, le tableau 4 présente nos résultats des concentrations de MES. Nous avons obtenu une valeur minimale de 13,86 mg/L, et maximale de 37,70 mg/L, et une moyenne de 24,09 mg/L.

Cela nous a approuvé que ces valeurs respectaient la norme algérienne recommandée pour la réutilisation à des fins d'irrigation (Annexe 1).

Nos résultats sont inférieurs à ceux obtenus par Chachoua et Seddini (2013) dans les eaux usées traitées des régions de Tlemcen et Aïn Temouchent, lesquels ont indiqué que les MES dépassaient la norme algérienne.

En outre, nos résultats de MES étaient inférieurs à ceux rapportés par Touzani et al. (2024) dans la région aride de Meknès au Maroc, où une valeur moyenne de DBO₅ de 34 mg/L a été notée.

Tableau 4: Paramètres descriptifs de la qualité des eaux usées traitées utilisées dans l'expérience.

Type d'eau	Statistiques descriptives	DBO ₅	DCO	MES
		(mg/L)		
Eau usée traitée (ET)	Min	41,30	56,10	13,86
	Max	95,30	156,00	37,70
	Moy	56,46	112,67	24,09
	σ^1	16,95	27,30	7,63
	CV ²	30,03	24,23	31,68

1, Écart type ; 2, Coefficient de variation

III.2. PLANTE

III.2.1. AZOTE ET ETM DANS LA PLANTE

Nos résultats de recherche sont cohérents avec les études de Badr *et al.* (2016) et Torre et Ávila (2021), qui visaient à évaluer les niveaux de stock d'azote dans le Sorgho et l'Eucalyptus. Nos études ont pour objectif d'estimer l'assimilation potentielle de cette substance par ces plantes cultivées et ces arbres forestiers poussant sur les sols expérimentaux dégradés de la région d'El-Oued l'une des régions hyper-arides.

Et de là, l'azote foliaire a été discuté dans nos résultats puisqu'il contribue à la croissance des plantes et à la production de la biomasse par le processus de photosynthèse. Sa séquestration diffère selon les différents types de plantes (Rademacher *et al.*, 2009) et selon le stockage de cet élément dans les compartiments d'environnements (Sharrow et Ismail, 2004; Singh *et al.*, 2021).

Aussi, nos résultats sont concentrés sur les ETM, qui jouent plusieurs fonctions biochimiques et physiologiques chez les plantes. Ces derniers participent dans les réactions redox, et ils font une partie intégrante de la production de plusieurs enzymes végétales (Nagajyoti *et al.*, 2010).

En outre, les résultats de notre étude sont conformes aux hypothèses antérieures (Nin *et al.*, 2025; Rupa *et al.*, 2003), selon lesquelles le taux d'absorption et d'accumulation des ETM dans les tissus des plantes peut être affecté par plusieurs facteurs, notamment la température, le pH, l'humidité et la disponibilité des nutriments.

Nous avons analysé deux ETM, le Mn^{2+} et le Zn^{2+} , qui concordent avec les recherches de Andráš *et al.* (2025), indiquant que ces éléments sont essentiels au soutien des activités métaboliques des plantes. Cependant, présents en quantités excessives, ils deviennent toxiques. La toxicité de ces éléments empêche le fonctionnement des plantes. Ils agissent comme une barrière aux activités de croissance du végétal et entraînent des perturbations dans la structure de ses protéines. Ils provoquent également le blocage de groupes fonctionnels de molécules cellulaires et endommagent la fonction des enzymes et des

pigments. De plus, ils affectent gravement l'intégrité de la membrane plasmique (Kour *et al.*, 2024).

III.2.2. ZINC DANS LA PLANTE

Le zinc est l'un des premiers oligo-éléments reconnus comme essentiels pour les plantes et la concentration de ce minéral dans les végétaux reflète souvent son niveau dans le sol (Nin *et al.*, 2025). D'après nos résultats, nous avons pu suivre le mouvement de ce dernier dans les plantes comme l'a fait Allaway (1968) dans ses recherches antérieures.

Cet élément est l'un des micronutriments essentiels des plantes, il participe à plusieurs fonctions physiologiques (Rizwan *et al.*, 2019). Ce microélément joue un rôle structurel dans de nombreux facteurs de transcription, il est un cofacteur de l'ARN polymérase dans la plante et il participe à la formation des glucides. Cet ETM catalyse les processus d'oxydation dans les plantes et il est également nécessaire pour maintenir l'intégrité du ribosome. La présence de la matière organique peut favoriser son absorption dans certains végétaux (Rupa *et al.*, 2003).

Similaire aux travaux de Kaur et Garg. (2021) et afin d'analyser nos résultats et d'évaluer l'impact de l'irrigation à court terme avec deux différents types d'eaux sur la teneur de Zn^{2+} dans les plantes expérimentales, nous avons comparé nos données aux normes établies par l'OMS/FAO en 1989 et par l'USEPA (Agence de protection de l'environnement des États-Unis) en 2010. Ces normes exigent que les concentrations de Zn^{2+} dans les plantes ne doivent pas dépasser 100 mg/kg et 60 mg/kg respectivement. Par conséquent, nous avons conclu que la réutilisation des ET de la station de Kouinine ou de l'EF pour irriguer ne présentent aucun risque de contamination par le zinc sur le Sorgho et sur l'Eucalyptus.

Conformément aux résultats de Jyoti *et al.* (2018); Li *et al.* (2019); Millaleo *et al.* (2010); Rashed *et al.* (2021), nos résultats ont prouvé que les valeurs de Mn^{2+} des feuilles de Sorgho et d'Eucalyptus irrigués avec les ET ne dépassaient pas les normes de toxicité qui sont inférieures à 500 mg/kg comme définies par l'OMS/FAO (1989). Elles étaient inférieures à 150 mg/kg de matière sèche.

III.2.3. MANGANÈSE DANS LA PLANTE

Nous avons analysé le manganèse dû à son importance pour le développement des plantes, Almuktar et Scholz (2016) ont confirmé que le Mn^{2+} joue un rôle essentiel dans le développement des plantes. Cet oligoélément intervient dans plusieurs processus métaboliques, notamment la photosynthèse. Il apparaît dans les processus d'oxydation d'environ 35 enzymes de la cellule végétale. Le Mn^{2+} peut remplir deux fonctions dans la production des protéines végétales: il sert de métal catalytiquement actif, et il exerce un rôle d'activation sur les enzymes (Hänsch et Mendel, 2009).

Rashed *et al.* (2021) ont annoncé que le Mn^{2+} s'accumule habituellement dans les cellules périphériques du pétiole foliaire et des cellules parenchymateuses palissades et spongieuses et que son niveau peut varier en fonction du cultivar, de l'espèce de culture et des conditions environnementales.

D'après des études précédentes, nous avons appris que Mn^{2+} peut affecter négativement les plantes. El-Jaoual et Cox. (1998) ont dit que les plantes qui ont un manque de fer, de calcium, de magnésium ou de phosphore, ou qui contiennent une faible teneur en silicium, ou qui sont soumises à une fertilisation à dose élevée de superphosphate ou de nitrate, sont les plus sensibles à la toxicité du Mn^{2+} . De plus, les concentrations élevées de ce microélément dans les tissus végétaux peuvent inhiber les activités hormonales et enzymatiques de la plante. Kováčik *et al.* (2014) ont annoncé que la toxicité de Mn^{2+} pourrait également être liée à sa haute solubilité dans les milieux acides.

De plus, la phytotoxicité de Mn^{2+} peut se manifester par la diminution de la photosynthèse et de la biomasse végétale, ainsi que l'apparition des troubles biochimiques incluant le stress oxydatif de la plante (Almuktar et Scholz, 2016).

D'autres symptômes courants de la toxicité du Mn^{2+} sont les taches brunes nécrotiques sur les feuilles, les pétioles et les tiges. Au cours du temps, ces taches augmentent en nombre et en taille, ce qui entraîne des lésions nécrotiques, un brunissement des feuilles et la mort de la plante. Aussi, les plantes qui ont une toxicité au Mn^{2+} possèdent généralement une couleur craquelée. Cet excès de Mn^{2+} entraîne une diminution de l'absorption et limitation du transport de l'élément de Fer au niveau des plantes (Reichman, 2002).

Parlant de risque sur l'être humain, les apports quotidiens typiques de Mn^{2+} chez l'homme varient de 2 à 9 mg/jour pour les adultes. L'excès de cet élément a des effets toxiques sur le

système nerveux, il a des impacts neurocomportementaux et neurophysiologiques associés à son exposition (Santamaria, 2008).

III.2.1.1. AZOTE DANS LE SORGHO

La figure 5 présente les résultats de la concentration en azote total (N_{tot}) dans les parties aériennes du Sorgho. Les concentrations de ce sel varient d'un minimum de 2,99 mg/L à un maximum de 3,47 mg/L, avec une moyenne de 3,30 mg/L dans le Sorgho irrigué avec les ET. En comparaison, les concentrations pour celles irriguées avec de l'EF varient de 2,48 mg/L à 2,78 mg/L, avec une moyenne de 2,60 mg/L. Ces valeurs indiquent que les concentrations de N_{tot} sont plus élevées dans le Sorgho irrigué avec les ET que dans celui irrigué avec de l'EF.

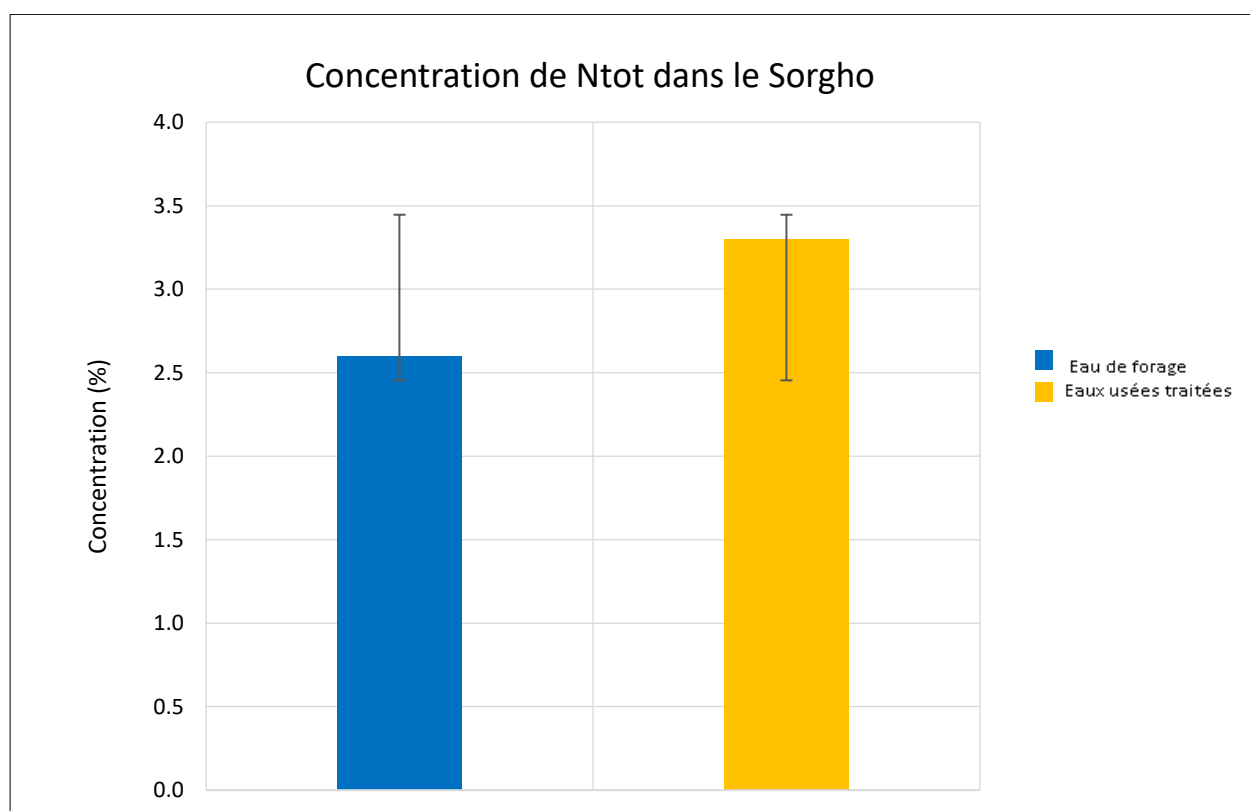


Figure 5 : Concentration d'azote totale (N_{tot}) dans la partie aérienne de Sorgho. Les barres indiquent l'écart type.

D'après ces résultats, nous pouvons confirmer les recherches de Iqbal *et al.* (2022) sur la concentration d'azote dans la plante de Sorgho irriguée avec l'ET, qui a grandement contribué au développement de la biomasse de ce végétal comme élément majeur de sa croissance productive.

III.2.1.2. ZINC DANS LE SORGHO

La figure 6 présente la teneur de Zn^{2+} dans les parties aériennes de Sorgho après une courte période d'irrigation. Les résultats des analyses montrent que les teneurs en Zn^{2+} oscillent entre 18,80 mg/kg et 24,42 mg/kg, avec une moyenne de 21,72 mg/kg, dans le Sorgho irrigué avec les ET. Nous avons constaté que ces teneurs oscillent entre 44,16 mg/kg et 46,50 mg/kg avec une moyenne de 45,26 mg/kg dans le Sorgho irrigué avec les EF.

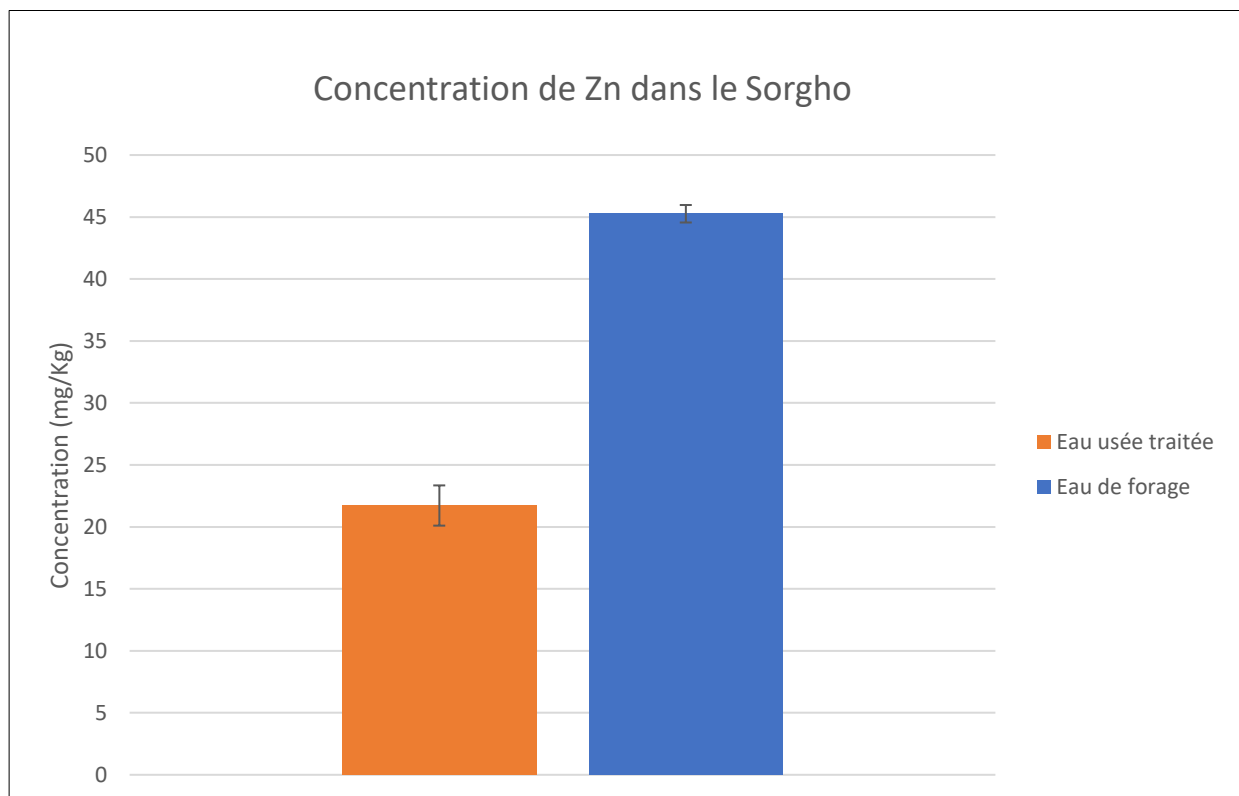


Figure 6: Concentration de Zinc (Zn^{2+}) dans la partie aérienne de Sorgho.

D'après la figure 6, nous avons aussi remarqué que les concentrations moyennes de cet élément dans le Sorgho irrigué avec des ET présentent pratiquement la moitié des valeurs obtenues dans celui qui est irrigué avec de l'EF. Ces résultats peuvent être dus à la teneur plus élevée de Zn^{2+} dans les EF transportées vers le Sorgho irrigué par rapport aux ET.

III.2.1.3. MANGANÈSE DANS LE SORGHO

Nos résultats dans la figure 7 montrent le graphe des concentrations de Mn^{2+} dans les parties aériennes de Sorgho après une courte période d'irrigation avec les ET et avec les EF. Les résultats d'analyses ont indiqué une concentration moyenne de l'ordre de 22,86 mg/kg, et une concentration minimale de l'ordre de 22,08 mg/kg, et une concentration maximale de l'ordre de 24 mg/kg dans le cas d'irrigation avec les EF. Pour le Sorgho irrigué avec les eaux ET, les concentrations de Mn^{2+} se situent entre 37,35 mg/kg et 79,38 mg/kg avec une moyenne de 54,16 mg/kg.

En comparant les résultats obtenus, nous avons constaté que les concentrations moyennes de Mn^{2+} dans le Sorgho irrigué avec les ET sont presque 2,5 fois supérieures à celles du Sorgho irrigué par les EF (Figure 7).

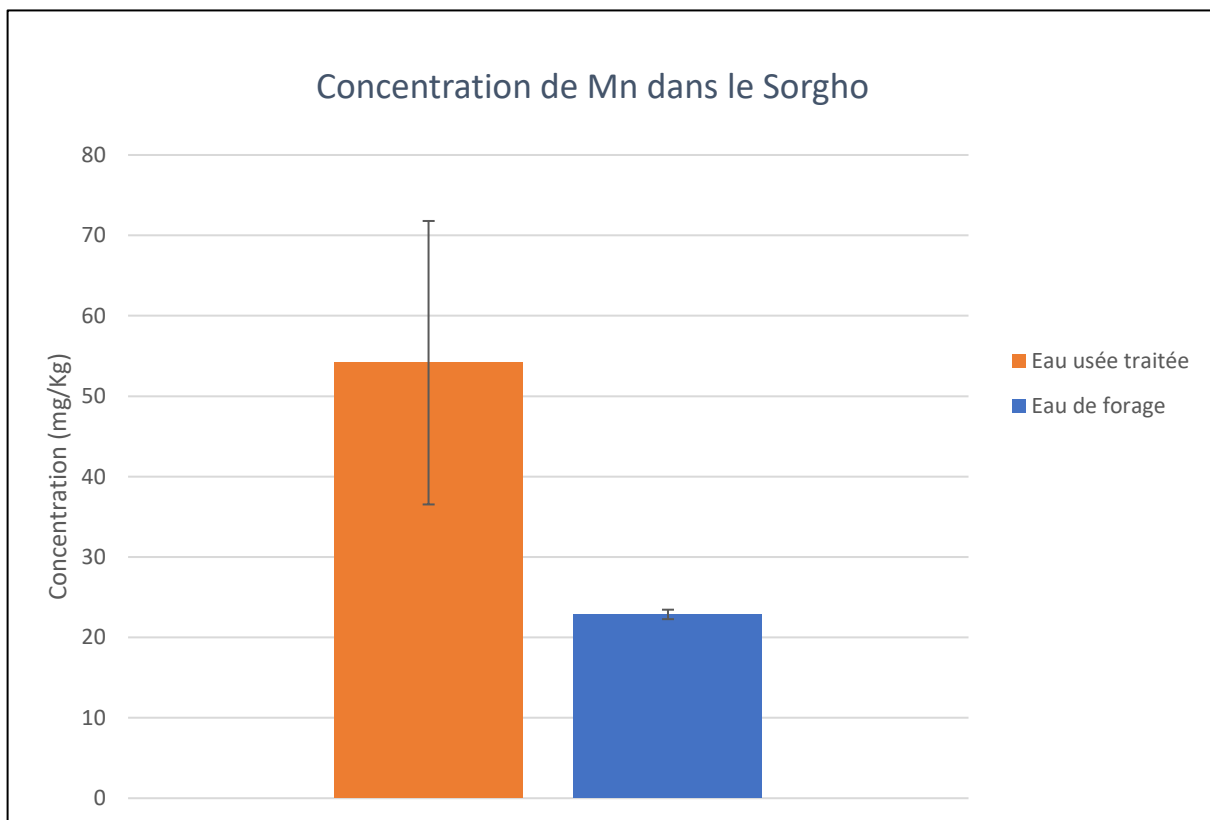


Figure 7 : Concentration de Manganèse (Mn^{2+}) dans la partie aérienne de Sorgho.

Nous avons signalé d'après les résultats de test PERMANOVA (tableau 5) que le coefficient de détermination (R^2) a expliqué un fort effet des types d'irrigation (63,61%) sur le changement des concentrations de N_{tot} , Zn^{2+} et Mn^{2+} dans le Sorgho.

Aussi, nous avons obtenu une valeur élevée de F (36,708) hautement significative ($p= 0,001$) qui a montré une forte séparation des deux types d'irrigation (tableau 5), ce qui veut dire similairement un fort impact de type d'irrigation sur les concentrations de nitrogène et des ETM examinés dans les plantes analysées.

Tableau 5: Résultats de test PERMANOVA pour le Sorgho.

Test PERMANOVA	Df	Sum Of Sqs	R ²	F	Pr(>F) (p-value)
Modèle	1	8407,6	0,6361	36,708	0,001***
Résiduel	21	4809,9	0,3639		
Totale	22	13217,4	10,000		

Ensuite, Nos résultats pour le test d'homogénéité de la dispersion (PERMDISP) ont montré une valeur significative de F ($F= 5,8602$ et $p= 0,013$) garantit également qu'un type d'irrigation peut affecter les paramètres analysés du Sorgho (N_{tot} , Zn^{2+} et Mn^{2+}) plus que l'autre type (Tableau 6).

Tableau 6: test d'homogénéité de la dispersion (PERMDISP) de Sorgho.

Test PERMANOVA	Df	Sum Of Sqs	Carrés moyens	F	Pr(>F) (p-value)
Groups	1	1053,3	1053,28	5,8602	0,013
Résiduels	21	3774,4	179,73	-	-

Pour visualiser les résultats de test PERMANOVA, nous avons utilisé l'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS) présenté dans la figure suivante (Figure 8). Nous avons vu que les points d'irrigation avec l'EF et l'irrigation avec l'ET sont très écartés, ce qui explique que le type d'irrigation affecte fortement les concentrations des paramètres analysés (N_{tot} , Zn^{2+} et Mn^{2+}) dans le Sorgho. Aussi, nous avons observé un fort rassemblement des groupes type d'irrigation EF et des groupes type d'irrigation ET, ce qui confirme leurs critères hétérogènes.

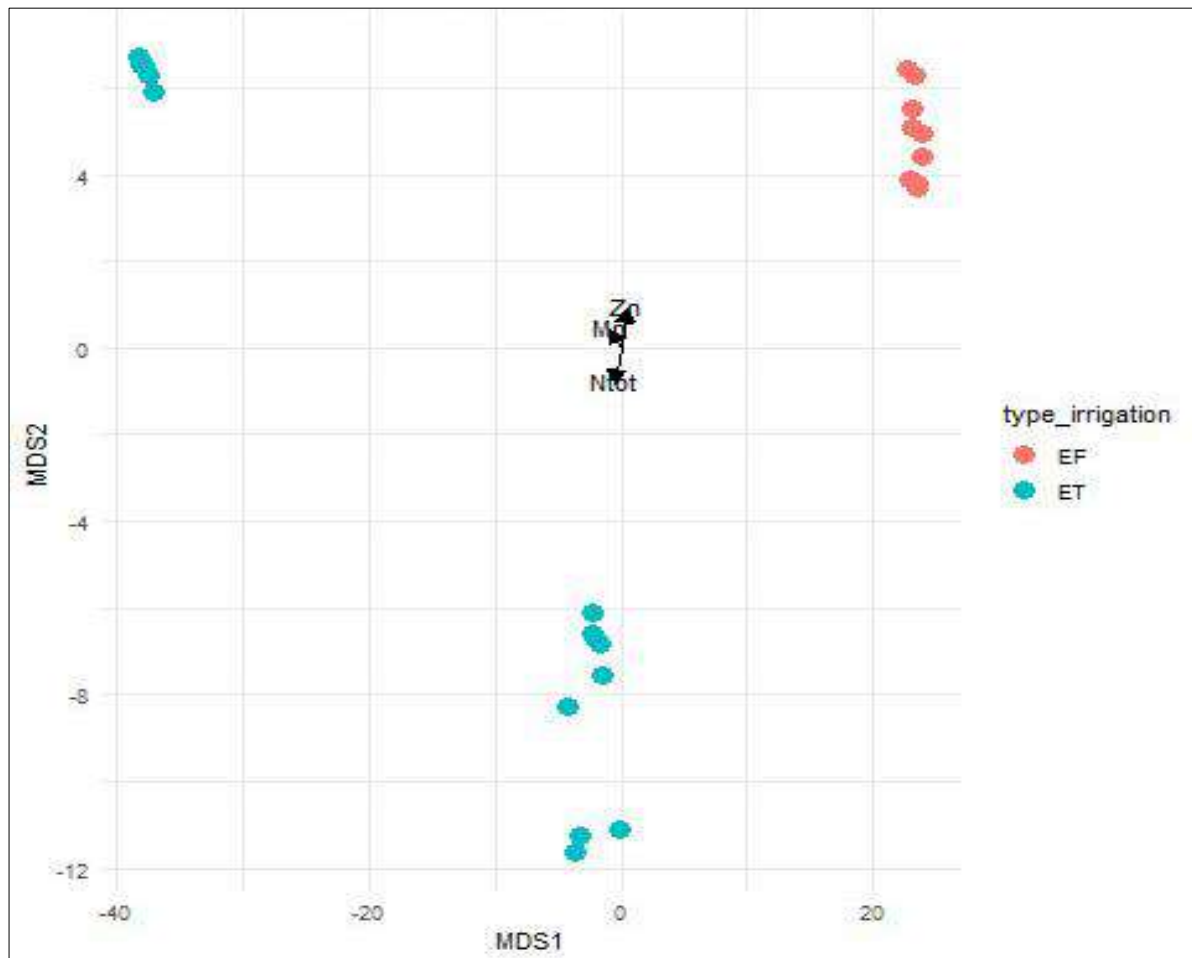


Figure 8 : Présentation graphique de l'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS) des paramètres de Sorgho.

Enfin, nous avons appliqué le post hoc test de SIMPER (test de pourcentage de similarité) (Annexe 8) pour bien illustrer quelle différence existe entre les groupes. Les résultats de ce test ont confirmé que les ET ont un effet très hautement significatif ($p= 0,001$) sur l'accumulation de nitrogène dans le Sorgho, par exemple : la variable 11 (moyenne EF = 0,17 % et moyenne ET = 0,87 %), et la variable 13 (moyenne EF = 0,12 % et moyenne ET = 0,82 %).

De plus, nos résultats dans l'annexe 8 ont montré des concentrations très hautement significatives ($p= 0,001$) de Zn^{2+} dans le Sorgho irrigué avec les ET par rapport aux concentrations de Zn^{2+} de Sorgho irrigué avec les EF (la variable 1 avec moyenne EF = 2,92 mg/kg et moyenne ET = 26,46 mg/kg avec un ratio de 17,62).

À l'inverse, d'autres variables (ex. Variables 23 et 22) ont exposé un effet très hautement significatif ($p= 0,001$) de l'EF sur la progression de nitrogène dans ces plantes.

De plus, le test détaillé de SIMPER (l'annexe 8) a pareillement démontré un impact très hautement significatif ($p = 0.001$ et 0.003) des ET en termes d'influence sur le cumule de Mn^{2+} dans le Sorgho, nous avons indiqué ça dans la plupart des variables (ex. Variables 13, 11, 7).

III.2.1.4. AZOTE DANS L'EUCALYPTUS

Dans le cas d'Eucalyptus, les résultats (Figure 9) indiquent une différence remarquable des teneurs en N_{tot} dans les feuilles d'Eucalyptus irriguées avec les ET par rapport à celles irriguées avec l'EF pour les deux âges examinés.

Pour l'âge de 3 ans, les valeurs de N_{tot} des feuilles d'arbres irrigués avec les EF variaient entre 1,32 % et 1,51 %, avec une moyenne de 1,43 %. En revanche, dans le cas d'irrigation avec les ET, les valeurs de N_{tot} variaient entre 1,75 % et 2,38 %, avec une valeur moyenne de 2,05%.

En outre, nous avons les résultats d'analyses de l' N_{tot} à l'âge de 7 ans, les valeurs de cet élément majeur variaient entre 1,88 % et 2,61 %, avec une valeur moyenne de 2,24 % dans le cas d'irrigation avec les EF. Tandis que, l'irrigation avec les ET a donné une valeur minimale de N_{tot} de 1,95 % et une valeur maximale de 2,85 % avec une valeur moyenne de 2,55%.

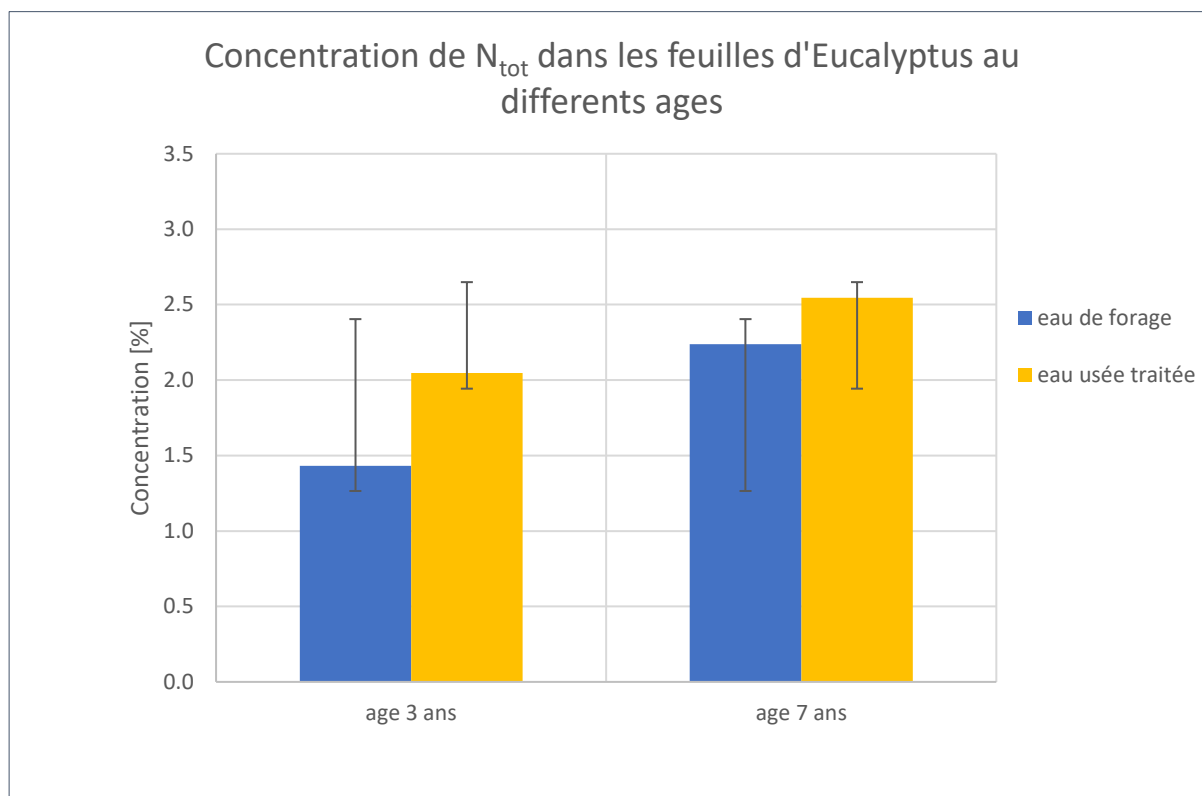


Figure 9: Concentration d'azote totale (N_{tot}) dans les feuilles d'Eucalyptus à différents âges d'arbres. Âges des arbres de gauche à droite : 3 ans, 7 ans. Les barres indiquent l'écart type.

Nos résultats ont révélé que les concentrations de N_{tot} dans les arbres d'Eucalyptus étaient plus élevées dans toutes les parcelles irriguées avec l'ET par rapport à celles irriguées avec l'EF. Ce macronutriment est mieux stocké dans les feuilles d'Eucalyptus à tous les âges lorsque l'ET a été appliqué dans l'irrigation. Ce qui peut être expliqué par la teneur plus élevée en $N-NO_3^-$ dans l'ET par rapport à l'EF.

Conformément aux résultats d'études existantes, nos résultats ont assuré que l'irrigation par les ET augmentait la teneur d'azote des arbres étudiés et pouvait stimuler la production de la biomasse dans les feuilles d'Eucalyptus (Maucieri *et al.*, 2016).

Sur la base des recherches de Fernández *et al.* (2018), et par le biais du processus d'irrigation, nos résultats confirment que la propriété fertilisante des ET peut fortement stimuler l'accumulation de l'azote foliaire d'Eucalyptus à différents âges.

III.2.1.5. ZINC DANS L'EUCALYPTUS

Les concentrations de Zn^{2+} dans les feuilles d'Eucalyptus irriguées par deux types d'eau sont montrées dans la figure 10 . Pour les arbres de 3 ans, les concentrations oscillent entre 18,05 mg/kg et 30,30 mg/kg avec une concentration moyenne de 24,06 mg/kg dans le cas d'irrigation avec les EF. Ces valeurs vont de 16,34 mg/kg à 19,93 mg/kg avec une concentration moyenne de 17,77 mg/kg dans le cas d'irrigation avec les ET.

Tandis que, pour l'âge d'arbre de 7 ans et sous l'irrigation avec les EF, les concentrations de Zn^{2+} dans les feuilles variaient entre 20,11 mg/kg et 27,18 mg/kg, avec une moyenne de 23,59 mg/kg. Dans le cas d'irrigation avec les ET, nos résultats ont montré des valeurs allant de 13,40 mg/kg et 23,25 mg/kg avec une concentration moyenne de 17,57 mg/kg (Figure 10).

Nous avons donc constaté que les concentrations de Zn^{2+} sont élevées dans le cas d'irrigation avec les EF par rapport à celles irriguées avec les ET.

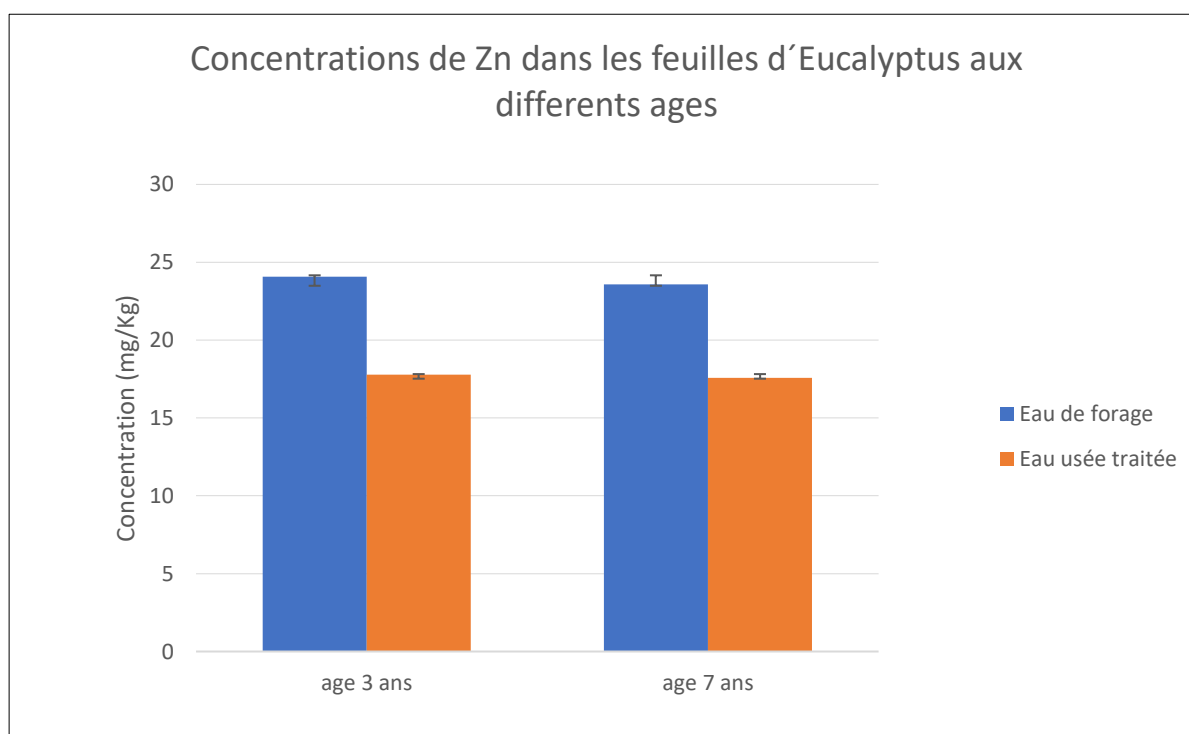


Figure 10: Concentration de Zinc (Zn^{2+}) dans les feuilles d'Eucalyptus à différents âges d'arbres. Âges des arbres de gauche à droite : 3 ans, 7 ans. Les barres indiquent l'écart type.

Les conclusions de nos recherches sur l'effet du Zn^{2+} sur les plantes irriguées avec de l'EF où l'ET pouvant contenir ou transporter des quantités de cet élément sont basées sur les recherches de Reichman (2002), qui a confirmé que la toxicité du Zn^{2+} peut se manifester sous forme d'une chlorose générale des feuilles. Cette chlorose peut évoluer vers une rougeur due à la production d'anthocyanines dans les plus jeunes feuilles. Dans certains cas, les plantes peuvent être affectées par des lésions nécrotiques, entraînant la mort totale de des feuilles.

III.2.1.6. MANGANÈSE DANS L'EUCALYPTUS

Concernant l'Eucalyptus, nos résultats dans la figure 11 exposent les valeurs de Mn^{2+} dans les feuilles d'Eucalyptus irriguées avec les EF et les ET.

Pour les arbres de 3 ans, les valeurs de Mn^{2+} varient entre 80,33 mg/kg et 97,87 mg/kg avec une moyenne de 89,07 mg/kg. Dans le cas des arbres irrigués avec les ET, ces valeurs rangeaient entre 46,52 mg/kg et 76,48 mg/kg avec une valeur moyenne de 63,72 mg/kg.

Pour les arbres de 7 ans, nous avons enregistré des valeurs entre 43,51 mg/kg et 121,56 mg/kg avec une moyenne de 66,59 mg/kg dans les arbres irrigués avec les EF.

Dans le cas de l'irrigation avec les ET, les valeurs minimales de Mn^{2+} étaient 30,65 mg/kg, tandis que les valeurs maximales étaient de 87,34 mg/kg. La valeur moyenne de ce micronutriment a été testée de 61,39 mg/kg (Figure 11).

Nous avons constaté que les concentrations en Mn^{2+} diminuent avec l'âge des arbres. Elles sont plus concentrées dans les feuilles des Eucalyptus irrigués avec les EF que dans celles irriguées avec les ET.

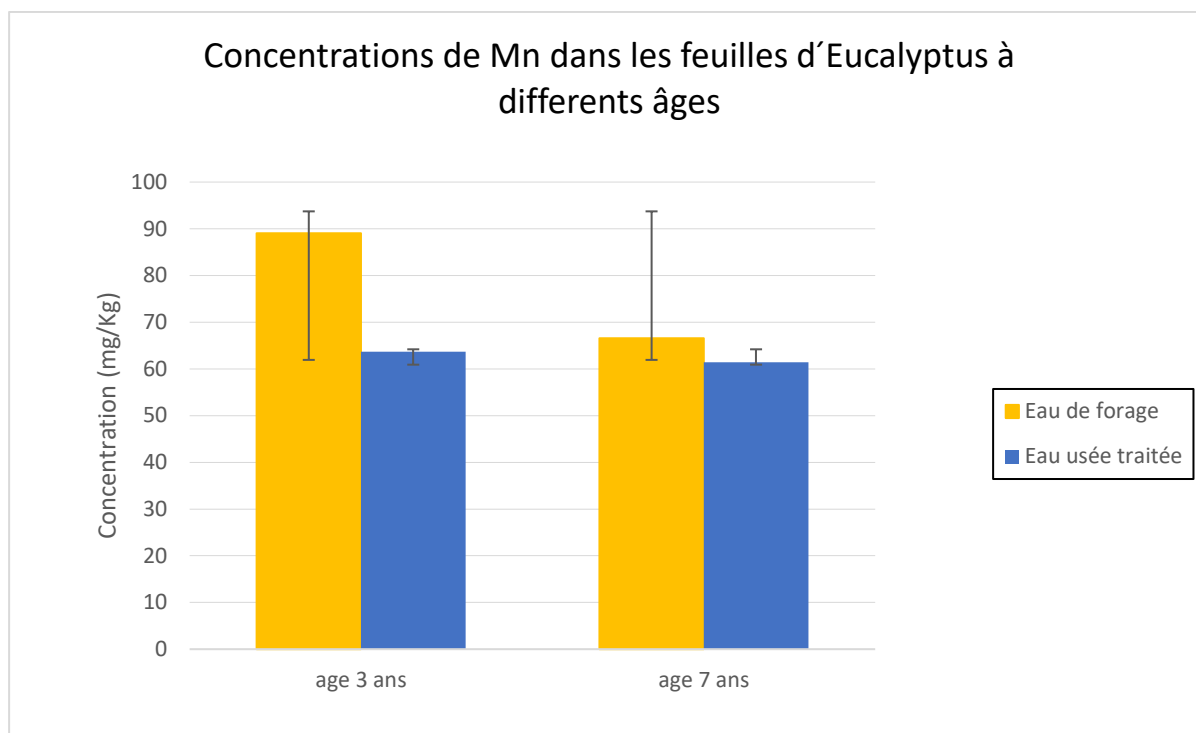


Figure 11 : Concentration du Manganèse (Mn^{2+}) dans les feuilles d'Eucalyptus à différents âges d'arbres. Âges des arbres de gauche à droite : 3 ans, 7 ans. Les barres indiquent l'écart type.

Nous avons expliqué l'absorption de Mn^{2+} par les plantes dans nos résultats d'analyses sur la base des conclusions d'Uren (2013), qui a prouvé que le pH de la solution du sol est le principal contrôleur de cette absorption de Mn^{2+} par les racines des plantes irriguées.

Les résultats des tests statistiques sur les arbres d'Eucalyptus sont les suivants :

Le test PERMANOVA (Tableau 7) a approuvé un effet modéré de l'ensemble type d'irrigation et âge d'arbre sur les éléments étudiés des feuilles d'arbres (N_{tot} , Zn^{2+} et Mn^{2+}) avec un R^2 égal à 0,31253. De plus, la valeur de F ($F= 4,84$) révélée dans le tableau 10 nous a confirmé la différence entre ces deux groupes (type d'irrigation et âge d'arbre). En addition, les résultats nous ont affirmé un effet très significatif ($p= 0,009$) du type d'irrigation et de l'âge sur l'évolution des concentrations en sel N_{tot} , et les ETM Zn^{2+} et Mn^{2+} dans les feuilles d'Eucalyptus.

Tableau 7: Résultats de test PERMANOVA pour l'Eucalyptus.

Test PERMANOVA	Df	Sum Of Sqs	R ²	F	Pr(>F) (p-value)
Modèle	3	4751,3	0,31253	4,8492	0,009 **
Résiduel	32	10451,5	0,68747		
Totale	35	15202,8	1,00000		

Nous avons réalisé un test d'homogénéité de la dispersion (PERMDISP) présenté dans le tableau 8. Les résultats ont montré une valeur de $F = 1,84$ qui expose une différence dans la dispersion entre le groupe type d'irrigation et le groupe âge d'arbre non statistiquement significative ($p = 0,16$). Donc nous pouvons certifier la fiabilité des résultats de test PERMANOVA.

Tableau 8: test d'homogénéité de la dispersion (PERMDISP) d'Eucalyptus.

Test PERMANOVA	Df	Sum Of Carrés	Of Carrés moyens	F	Pr(>F) (p-value)
Groups	1	234,4	234,38	1,84	0,167
Residuals	34	4311,4	126,81	-	-

Ensuite, nous avons visualisé la mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS) des résultats de l'arbres dans la Figure 12. Les différents couleurs des points roses et des points bleus ont indiqué un fort impact des types d'irrigation sur les paramètres d'Eucalyptus analysés.

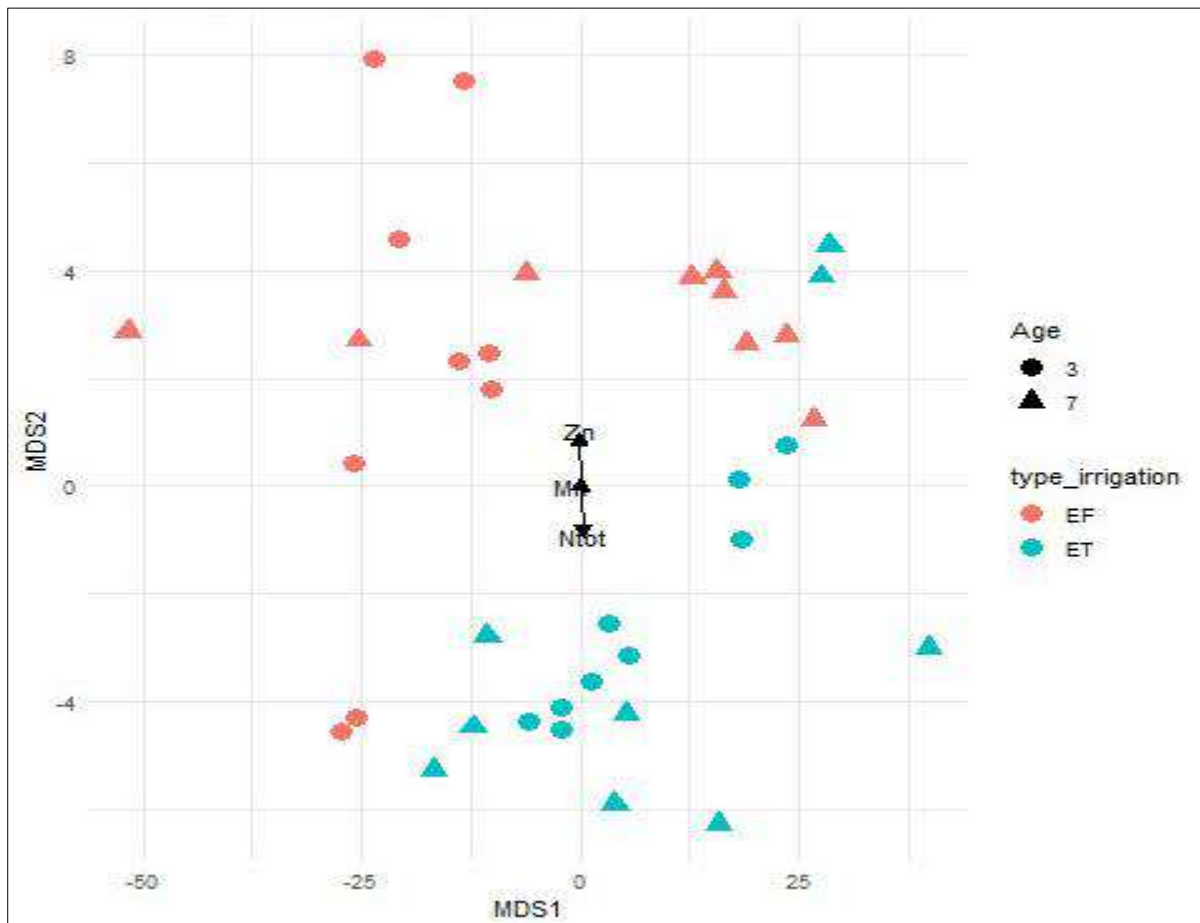


Figure 12: Présentation graphique de l'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS) d'Eucalyptus.

La figure 12 montre ainsi que les points et les triangles bleus sont majoritairement regroupés contrairement aux points et triangles roses. Cette observation confirme que les ET changent significativement les paramètres analysés dans les feuilles d'arbres. En supplément, les paramètres de Zn^{2+} , du Mn^{2+} et de N_{tot} sont proches du centre et peuvent être influencés par les deux groupes de variables environnementales (type d'irrigation et âge d'arbre).

Le test post hoc de SIMPER (Annexe 9) a prouvé une différence significative entre les deux types d'eaux d'irrigation utilisés dans notre étude. Toutes les variables ont eu un effet significatif sur l'accumulation de N_{tot} dans les feuilles d'eucalyptus. Par exemple, la variable 2 présentait une moyenne de EF = 0,43 % et une moyenne de ET = 1,20 %, tandis que la variable 14 exposé une moyenne de EF= 0,42 % et une moyenne de ET= 1,19 %. Ces deux variables ont présenté une différence très hautement significative ($p= 0,001$) dans leurs effets, notamment dans les feuilles d'Eucalyptus irriguées avec l'ET dans le cas des arbres de l'âge de 7 ans.

En revanche, à l'exception de la variable 30, dont la moyenne de EF = 1,44 % et la moyenne de ET = 0,67 %, les concentrations de N_{tot} étaient plus élevées lorsque les arbres étaient irrigués avec l'EF.

Concernant les concentrations de Zn^{2+} , le test de SIMPER (Annexe 9) a indiqué que certaines variables (ex. Variables 23, 30, 32, 27 et 29) ont attesté une accumulation plus élevée de Zn^{2+} dans les feuilles d'eucalyptus irriguées avec de l'EF par rapport à celles irriguées avec des ET, avec une signification statistique très élevée ($p= 0,001$). Inversement, d'autres variables (ex. Variables 7, 1, 11, 13 et 17) ont affirmé une accumulation significativement plus faible de Zn^{2+} dans les feuilles irriguées avec de l'EF, montrant également une signification statistique très élevée. D'une manière générale, l'analyse confirme que l'irrigation avec de l'EF augmente significativement les niveaux de Zn^{2+} dans les feuilles d'Eucalyptus plus que l'irrigation avec des ET.

Par ailleurs, en ce qui concerne l'effet de l'âge, les arbres de 7 ans ont accumulé du Zn^{2+} significativement plus ($p = 0,01$) que les arbres de 3 ans pour la plupart des variables (telles que les variables 13 et 15).

Identiquement, le Mn^{2+} est fortement absorbé par les feuilles d'Eucalyptus irriguées avec l'ET avec une différence significative ($p = 0,02$). Notamment pour les arbres de 7 ans, la variable 11 a donné une moyenne de EF= 43,74 mg/kg et une moyenne de ET = 59,02 mg/kg. Tandis que, les résultats étaient différents pour d'autres variables avec une valeur significative de $p = 0,02$. Par exemple, la variable 22 a une moyenne de EF= 47,18 mg/kg et une moyenne de ET = 31,90 mg/kg, alors que la variable 34 a une moyenne de EF= 36,36 mg/kg et une moyenne de ET = 22,29 mg/kg, en particulier pour les arbres de 3 ans.

Sur la base de ces résultats statistiques de Mn^{2+} , nous avons conclu que l'EF permet une plus grande absorption de Mn^{2+} dans les feuilles d'eucalyptus de 7 ans que les ET (Annexe 9).

CONCLUSION GÉNÉRALE

CONCLUSION GÉNÉRALE

Certaines caractéristiques des eaux de forage actuellement utilisées pour l'irrigation ont des similarités avec les eaux usées traitées de la région d'El-Oued. En comparant les caractéristiques de cette eau recyclée avec les normes algériennes pour sa réutilisation à des fins d'irrigation (Annexe 1), nous constatons qu'elles répondent à ces normes pour certains éléments analysés, tandis qu'elles ne sont pas conformes aux normes pour certains autres.

D'après nos résultats, les eaux usées traitées et les eaux de forage sont généralement très salées. Cependant, les eaux usées traitées ont une conductivité électrique moyenne (CE) plus élevée par rapport à l'eau de forage. La valeur de 5,41 mS/cm trouvée, qui dépasse celle de la norme algérienne et la norme internationale de l'OMS (3 mS/cm) pour la réutilisation des eaux usées traitées dans le domaine agricole, peut entraîner la dégradation de la structure du sol et l'endommagement des cultures irriguées.

Les concentrations en ions d'hydrogène dans les eaux usées traitées sont acceptables ($\text{pH} = 7,33$) et elles ne dépassent pas les valeurs seuils de réutilisation ($6.5 \leq \text{pH} \leq 8.5$), dépendamment des normes nationales et internationales (Annexe 1).

En accord avec les recherches de (Alnaimy *et al.*, 2021; Hashem et Qi, 2021), nos résultats ont montré que l'irrigation avec les eaux usées traitées peut améliorer la fertilité des sols sableux grâce à leur taux considérable en phosphore (valeur moyenne de 1,70 mg/l) et en nitrate (valeurs moyennes de 1,96 mg/l) plus élevés par rapport à ceux des eaux de forage.

En outre, les résultats des concentrations de cations échangeables dans les eaux usées traitées sont deux fois plus élevés (88,00 mg/L) que dans les eaux de forage (43,34 mg/L). Conformément aux travaux de Tampo *et al.* (2022), le taux remarquable de potassium (86,93 mg/l) analysé dans ces eaux pourrait participer au développement des plantes irriguées en réduisant l'intervention des engrais chimiques.

Les concentrations des ETM dans les eaux usées traitées de la région d'El-Oued sont très minimales et ne dépassent pas les limites nationales de la réutilisation ($< 10 \text{ mg/l}$). Elles présentent une valeur moyenne de Zn^{2+} égale à 0,080 mg/l et une valeur moyenne de Mn^{2+} égale à 0,104 mg/l. Donc la réutilisation de ces eaux n'expose pas à un risque de contamination par le zinc ou par le manganèse via leur transfert vers les sols irrigués, leur absorption par les plantes irriguées ou leur infiltration dans les nappes profondes.

Pour le végétal, nous avons confirmé que l'irrigation avec les eaux usées traitées a un impact positif significatif sur les concentrations de nitrogène, comme élément crucial pour le développement des plantes de Sorgho et d'Eucalyptus à court et à long terme. Ceci dans la mesure où étant l'irrigation avec les eaux usées traitées améliore très significativement (SIMPER $p= 0,001$) les niveaux de N_{tot} dans les feuilles des arbres d'Eucalyptus âgés de 7 ans par rapport à ceux irrigués avec l'eau de forage. De ce fait, notre étude a validé que le transfert des sels d'azote peut provenir des eaux usées traitées et impacter la plante dans la région d'El-Oued.

De même, les résultats ont confirmé un effet très hautement significatif (SIMPER; $p= 0,001$) de l'irrigation avec les eaux de forage sur l'augmentation des ETM Zn^{2+} et Mn^{2+} chez le Sorgho et les arbres d'Eucalyptus à l'âge de 7 ans. Cependant, selon les normes internationales, l'eau de forage comme les eaux usées traitées n'ont pas un impact négatif polluant concernant les ETM analysés dans les deux plantes étudiées au fil du temps (Annexe 5).

D'après tout ce qui précède, nous pouvons dire que les eaux usées traitées de la région d'El-Oued proviennent de l'utilisation urbaine des eaux souterraines (eau de forage), et elles souffrent d'un taux de salinité plus élevé à cause de l'inefficacité du système de lagunage aéré à atténuer les problèmes de salinité. À cet égard, il est recommandé :

- D'apporter des modifications au fonctionnement de la station d'épuration de Kouinine. Par exemple, une plantation des espèces végétales halophytes afin de favoriser l'absorption du sel. Ou bien l'amélioration des techniques de traitement par l'incorporation de membranes denses qui permettent le passage de l'eau et réduire en même temps les concentrations excessives de sel. Ces ajustements peuvent aider à atteindre des niveaux acceptables de salinité et conformes aux normes nationales et internationales de réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation dans la région d'El-Oued.
- D'encourager les études scientifiques pour trouver des méthodes économiques et durables pour l'amélioration du climat et de réduire les énormes taux d'évapotranspiration dans la région d'El-Oued, en cherchant les possibilités de reboisement des espèces forestières tolérantes à la salinité et appartenant au groupe des plantes qui peuvent être irriguées avec des eaux usées traitées.

- De s'inspirer des expériences des autres pays possédant des climats similaires au climat des régions sahariennes, surtout les pays en développement qui ont évolué dans le traitement et la réutilisation des eaux usées.
- D'associer tous les experts des domaines de l'hydraulique, de l'agriculture, des sciences environnementales, des sciences économiques, y compris les universités et les centres de recherche, pour mettre l'accent sur les stratégies de gestion des eaux usées traitées qui sont encore peu maîtrisées dans la région d'El-Oued, comme dans la plupart des régions du Sahara algérien.

En conclusion, notre étude indique qu'une gestion raisonnable, réglementée et durable des eaux non conventionnelles est cruciale dans la région d'El-Oued et dans toutes les autres zones désertiques.

Encourager la réutilisation de ces eaux pour l'irrigation peut minimiser le gaspillage d'eau « naturelle », en particulier des eaux souterraines qui sont très peu renouvelables. Cette approche est essentielle au maintien de l'équilibre hydrique dans les écosystèmes désertiques fragiles.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Abd-Elwahed, M.S., 2018. Influence of long-term wastewater irrigation on soil quality and its spatial distribution. *Ann. Agric. Sci.* 63, 191–199.
2. Abdelazim M. Negm, El-Sayed E. Omran, and S.A.-F., 2019. Update, conclusions, and Recommendation for the “Unconventional Water Resources and Agriculture in Egypt.” © Springer International Publishing AG, part of Springer Nature 2018.
3. Abdelmonem, M., Nadjet, Z., Badra, A., Abderrahmane, K., Boualem, R., 2024. Geostatistical methods for mapping groundwater nitrate concentrations: a case study of the El-Oued region. *Water Supply* 24, 3238–3252.
4. Ait-Mouheb, N., Mayaux, P.-L., Mateo-Sagasta, J., Hartani, T., Molle, B., 2020. Water reuse: A resource for Mediterranean agriculture, *Water Resources in the Mediterranean Region*. Elsevier Inc.
5. Al-Habahbeh, K.A., Al-Nawaiseh, M.B., Al-Sayaydeh, R.S., Al-Hawadi, J.S., Albdaiwi, R.N., Al-Debei, H.S., Ayad, J.Y., 2021. Long-term irrigation with treated municipal wastewater from the wadi-musa region: Soil heavy metal accumulation, uptake and partitioning in olive trees. *Horticulturae* 7.
6. Al-Shali, M., Al-Farsi, K., Al-Rashdi, Y., Abdullahi, I., Mahato, S., Al-Busaidi, A., Meena, U., Meena, R., 2024. Ensuring Sustainable Agricultural Practices: Treated Wastewater Quality and Its Impact on Groundwater for Irrigation in Oman. *Water, Air, Soil Pollut.* 235, 1–18.
7. Alamgir, M., Islam, S.M.T., Saju, J.A., Mizan, T., Islam, S., Fayshal, M.A., 2023. Iron and Manganese Removal From Groundwater Using Cigarette Filter Based Activated Carbon 978–984.
8. Albdaiwi, R.N., Al-Hawadi, J.S., Al-Rawashdeh, Z.B., Al-Habahbeh, K.A., Ayad, J.Y., Al-Sayaydeh, R.S., 2022. Effect of Treated Wastewater Irrigation on the Accumulation and Transfer of Heavy Metals in Lemon Trees Cultivated in Arid Environment. *Horticulturae* 8.
9. Alghobar, M.A., Suresha, S., 2016. Effect of Wastewater Irrigation on Growth and Yield of Rice Crop and Uptake and Accumulation of Nutrient and Heavy Metals in Soil. *Appl. Ecol. Environ. Sci.*
10. Alghobar, M.A., Suresha, S., 2017. Impact of irrigation with wastewater on

accumulation of heavy metals in soil and crops in the region of Marrakech in Morocco. *J. Saudi Soc. Agric. Sci.*

11. Allaway, W.H., 1968. Agronomic Controls Over the Environmental Cycling of Trace Elements. *Adv. Agron.* 20, 235–274.
12. Almuktar, S.A.A.N., Scholz, M., 2016. Mineral and biological contamination of soil and *Capsicum annum* irrigated with recycled domestic wastewater. *Agric. Water Manag.* 167, 95–109.
13. Alnaimy, M.A., Shahin, S.A., Vranayova, Z., Zelenakova, M., Abdel-Hamed, E.M.W., 2021. Long-term impact of wastewater irrigation on soil pollution and degradation: A case study from Egypt. *Water (Switzerland)* 13, 1–15.
14. AlTowyan, L., AlSagabi, S., AlAjyan, T., AlSulami, K., Goumri-Said, S., 2022. The removal of manganese ions from industrial wastewater using local Saudi and commercial bentonite clays. *Groundw. Sustain. Dev.* 19.
15. Ambulkar, A., Zeller, S.N., Klinger, D., 2011. One-year operational data for wiconisco wastewater treatment plant illustrating process improvements and carbon footprint reduction with SolarBee® circulators. *Water Pract. Technol.* 6.
16. Amenu, D., 2014. Characterization of Wastewater and Evaluation of the Effectiveness of the Wastewater Treatment Systems. *World J. Life Sci. Res.* 1, 1–11.
17. Andráš, P., Midula, P., Kmeťová, J., Ševčíková, J., Tomaškin, J., Drímal, M., Janštová, J., Masný, M., Kharbish, S., 2025. Pechochemical fractionation of potentially toxic elements within the context of soil–plant interactions at abandoned heap-field of Caporciano (Italy). *Plant Soil.*
18. Angelakis, A.N., Tzanakakis, V.A., Capodaglio, A.G., Dercas, N., 2023. A Critical Review of Water Reuse: Lessons from Prehistoric Greece for Present and Future Challenges. *Water (Switzerland)* 15, 1–20.
19. Angelakis, A.N., Zaccaria, D., Krasilnikoff, J., Salgot, M., Bazza, M., Roccaro, P., Jimenez, B., Kumar, A., Yinghua, W., Baba, A., Harrison, J.A., Garduno-Jimenez, A., Fereres, E., 2020. Irrigation of world agricultural lands: Evolution through the Millennia. *Water (Switzerland)* 12.
20. Anoune, H., Habbache, F., 2019. Le Tourisme Durable: Quelles Perspectives Au Sahara Algerien? *Rev. Sci. Hum.* 51, 5–21.
21. Arreola-Serrano, A.S., Mendoza-Espinosa, L.G., Hernández-Cruz, A., Daesslé, L.W., Villada-Canela, M., 2022. Quantifying the pollutant load into the Southern California

- Bight from Mexican sewage discharges from 2011 to 2020. *Front. Water* 4.
22. Arrêté Algérien, I., 2012. Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation. *J. Off. LA Repub. Alger.* 41, 2012.
 23. Azam, M.M., Tripathi, J.K., 2025. Health and ecological risk assessment of metals in surface water from urban wetlands of Gurugram, India. *Geochem. Trans.* 26, 15.
 24. Babaniyi, R., Afolabi, F., Ogunlade, M., Afolabi, J., Babaniyi, G., 2021. Heavy Metals and Microbiological Assessment of Wastewater in Selected Abattoirs in Ekiti State. *J. Environ. Treat. Tech.* 2021 9, 788–795.
 25. Badr, M.A., Abou-Hussein, S.D., El-Tohamy, W.A., 2016. Tomato yield, nitrogen uptake and water use efficiency as affected by planting geometry and level of nitrogen in an arid region. *Agric. Water Manag.* 169, 90–97.
 26. Bajpai, P., 2018. *Bio-technology for Pulp and Paper Industry*, second ed. ed, Japan Tappi Journal. Springer Nature Singapore Pte Ltd. 2018, India.
 27. Balkhair, K.S., Ashraf, M.A., 2016. Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia. *Saudi J. Biol. Sci.* 23, S32–S44.
 28. Barkat, A., Bouaicha, F., Mester, T., Debabeche, M., Szabó, G., 2022. Assessment of Spatial Distribution and Temporal Variations of the Phreatic Groundwater Level Using Geostatistical Modelling: The Case of Oued Souf Valley—Southern East of Algeria. *Water (Switzerland)* 14.
 29. Bdour, A., 2007. Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the mediterranean region. *Restoring Our Nat. Habitat - Proc. 2007 World Environ. Water Resour. Congr.* 2015, 1–15.
 30. Beekman, G.B., 1998. Water conservation, recycling and reuse. *Int. J. Water Resour. Dev.* 14, 353–364.
 31. Ben Hassena, A., Trabelsi, L., Zouari, M., Decou, R., Triki, M.A., Khabou, W., Labrousse, P., Zouari, N., 2025. Effect of treated wastewater irrigation and mycorrhizal inoculation on *Olea europaea*: Physiological, anatomical and morphological responses. *J. Agric. Food Res.* 21.
 32. Ben mabrouk, G., Mellak, S., 2020. Traitement des eaux usées par la fibres Alfa et l'argile. *Univ. MOHAMED BOUDIAF - M'SILA* 94.
 33. Benhacine, H., Hammadi, L., Belkaid, A.B., 2021. *Revue Cahiers Economiques* 02, 467–478.

34. Benmalek, A., Amiri, K., Bekkari, N.E., Debbakh, A., Mellah, A., 2022. État de lieux des traitements des eaux usées dans les régions arides 0, 1–5.
35. Besbes, M., Chahed, J., Hamdane, A., 2019. National Water Security. Springer International Publishing AG, Switzerland.
36. Blanca Jimenez and Takashi Asano, 2008. Water Reuse : An International Survey of current practice, issues and needs, Scientific and Technical Report. IWA Publishing, London.
37. Boualem, B., Salah, M., 2018. Gestion du phénomène de la remontée des eaux dans la région d ' El Oued (SE Algérie) et la possibilité d ' utilisée les eaux usées épurées en irrigation . *Int. J. Environ. Water* 7.
38. Boucharia, T., Hammouya, A., 2021. Les atouts et les contraintes de la production agricoles dans la région du Souf. UNIVERSITÉ EL CHAHID HAMMA LAKHDER EL-OUED.
39. Bouchentouf, S., Benabdeli, K., 2021. Water resources and food security in Algeria: Diagnosis and new strategy proposition. *African J. Agric. Res.* 17, 414–424.
40. 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. UNIVERSITE KASDI MERBAH – OUARGLA.
41. Bouleau, G., Richard, S., 2020. Les lois sur l ' eau à la lumière de la directive cadre . Evolution récente de la réglementation française de l ' eau . HAL Id : hal-02592474.
42. Chachoua, M., Seddini, A., 2013. Mounira CHACHOUA et Abdelali SEDDINI Étude de la qualité des eaux épurées par le lagunage naturel en Algérie. *Afrique Sci.* 09, 113–121.
43. Chaganti, V.N., Ganjegunte, G., Niu, G., Ulery, A., Flynn, R., Enciso, J.M., Meki, M.N., Kiniry, J.R., 2020. Effects of treated urban wastewater irrigation on bioenergy sorghum and soil quality. *Agric. Water Manag.* 228, 105894.
44. Chaganti, V.N., Ganjegunte, G., Somenahally, A., Hargrove, W.L., Ulery, A., Enciso, J.M., Flynn, R., 2021. Response of soil organic carbon and soil health indicators to treated wastewater irrigation in bioenergy sorghum production on an arid soil. *L. Degrad. Dev.* 32, 2197–2209.
45. Chaoua, S., Boussaa, S., El Gharmali, A., Boumezzough, A., 2019. Impact of irrigation with wastewater on accumulation of heavy metals in soil and crops in the region of Marrakech in Morocco. *J. Saudi Soc. Agric. Sci.* 18, 429–436.
46. Chebbah, M., Allia, Z., 2015. Geochemistry and hydrogeochemical process of groundwater in the Souf valley of Low Septentrional Sahara, Algeria. *African J.*

Environ. Sci. Technol. 9, 261–273.

47. Chen, Z., Ngo, H.H., Guo, W., 2013. A critical review on the end uses of recycled water. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 43, 1446–1516.
48. Chojnacka, K., Witek-Krowiak, A., Moustakas, K., Skrzypczak, D., Mikula, K., Loizidou, M., 2020. A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater: Prospects and challenges. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 130, 109959.
49. Coggins, L.X., Crosbie, N.D., Ghadouani, A., 2019. The small, the big, and the beautiful: Emerging challenges and opportunities for waste stabilization ponds in Australia. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 6, 1–18.
50. Côte, M., 2002. De quelques villes nouvelles au Sahara (Note). *Méditerranée* 99, 71–76.
51. de la Torre, F., Ávila, C., 2021. Special issue editorial: Plant nitrogen assimilation and metabolism. *Plants* 10, 4–7.
52. Décret exécutif, 2014. Paramètres de qualité de l'eau de consommation humaine. *J. Off. LA Repub. Alger.* N° 13 14–90.
53. décret exécutif, 2021. la composition, la consistance et les limites territoriales des communes. *J o u r n a l o f f i c i e l l a Repub. Alger. Democr. Pop.* 26, 28.
54. Deronzier, G., Choubert, J.-M., 2004. Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées. Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique. *Doc. Tech. FNDAE* 29, 49.
55. djeddi, hamsa, 2007. Utilisation des eaux d'une station d'épuration pour l'irrigation des essences fortières urbaines. 144.
56. DRE, 2019. Rapport techniques d'exploitation des eaux souterraines dans la vallée du Souf.
57. Drewes, J.E., Becker, D., Jungfer, C., Krömer, K., Mohr, M., Nahrstedt, A., Winker, M., Zimmermann, M., 2018. Mindestanforderungen an eine Wasserwieder- verwendung: Hinweise aus Sicht der WavE-Forschungsprojekte des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF). *gwf - Wasser|Abwasser* 12, 50–59.
58. Drouiche, N., Ghaffour, N., Naceur, M.W., Lounici, H., Drouiche, M., 2012. Towards sustainable water management in Algeria. *Desalin. Water Treat.* 50, 272–284.
59. Drouiche, N., Khacheba, R., Soni, R., 2020. Water policy in Algeria. *Glob. Issues Water Policy* 23, 19–46.
60. DSA, 2022. Fiche technique-DSA,2022. El-Oued; Algeria.

61. Eastman, S.O., 2022. The Perception of Guyanese to Urban Wastewater Reuse. *Int. J. Innov. Res. Eng. Multidiscip. Phys. Sci.* 10, 0–12.
62. El-Jaoual, T., Cox, D.A., 1998. Manganese toxicity in plants. *J. Plant Nutr.* 21, 353–386.
63. El Ghadraoui, Ayoub, El Achaby, M., Mandi, L., Ouazzani, N., Zouhir, F., El Ghadraoui, Abdeljalil, Aziz, F., 2022. Constructed Wetland as an Efficient Technology for the Treatment of Urban/Industrial Wastewater in the Arid Regions: Morocco as a Model. Springer Nature Switzerland AG 2022.
64. El Moussaoui, T., Wahbi, S., Mandi, L., Masi, S., Ouazzani, N., 2019. Reuse study of sustainable wastewater in agroforestry domain of Marrakesh city. *J. Saudi Soc. Agric. Sci.* 18, 288–293.
65. Elbehiry, F., Alshaal, T., Elhawati, N., Elbasiouny, H.Y., 2021. Cost-efficient Wastewater Treatment Technologies: Natural Systems.
66. Environmental Protection Agency, 2009. Principles of design and operations of wastewater treatment pond systems for plant operators, engineers, and managers. *Niger. J. Clin. Pract.* 12, 289–293.
67. FAO, 2003. Irrigation avec des eaux usées traitées – Manuel d’utilisation.
68. Fatta-Kassinos, D., Dionysiou, D.D., Kümmerer, K., 2016. Wastewater Reuse and Current Challenges.
69. Fernández, M., Alaejos, J., Andivia, E., Vázquez-Piqué, J., Ruiz, F., López, F., Tapias, R., 2018. Eucalyptus x urograndis biomass production for energy purposes exposed to a Mediterranean climate under different irrigation and fertilisation regimes. *Biomass and Bioenergy* 111, 22–30.
70. Fetta, B., 2022. Patrimoine et développement local , la nécessaire prise en compte de la demande : l ’ exemple du tourisme en Algérie. *Rev. Int. des Sci. Gest.* 5, 20–42.
71. Gabr, M., 2020. Study of Reclaimed Water Reuse Standards and Prospects in Irrigation in Egypt. *Port-Said Eng. Res. J.* 24, 65–75.
72. Gatta, G., Gagliardi, A., Disciglio, G., Lonigro, A., Francavilla, M., Tarantino, E., Giuliani, M.M., 2018. Irrigation with treated municipalwastewater on artichoke crop: Assessment of soil and yield heavy metal content and human risk. *Water (Switzerland)*.
73. Gatta, G., Libutti, A., Gagliardi, A., Disciglio, G., Tarantino, E., Beneduce, L., Giuliani, M.M., 2020. Wastewater Reuse in Agriculture: Effects on Soil-Plant System Properties.

74. Gharsallaoui, M., Benincasa, C., Ayadi, M., Perri, E., Khelif, M., Gabsi, S., 2011. Study on the impact of wastewater irrigation on the quality of oils obtained from olives harvested by hand and from the ground and extracted at different times after the harvesting. *Sci. Hortic. (Amsterdam)*. 128, 23–29.
75. GhassemiSahebi, F., Mohammadrezapour, O., Delbari, M., KhasheiSiuki, A., Ritzema, H., Cherati, A., 2020. Effect of utilization of treated wastewater and seawater with Clinoptilolite-Zeolite on yield and yield components of sorghum. *Agric. Water Manag.* 234, 106117.
76. Giahs, S., 2010. Système oasien« Ghout », El-Oued. Algérie. Plan de travail national.
77. Google Maps, 2022. Alger à El Oued -distance [WWW Document]. URL <https://www.google.com/maps/dir/Alger/El+Oued/@35.0424834,2.5504452,7z/data=!3m1!4b1!4m14!4m13!1m5!1m1!1s0x128fb26977ea659f:0x4231102d38a36f49!2m2!1d3.0587561!2d36.753768!1m5!1m1!1s0x1259110e27dc0d5b:0x18e06c3aaedd4496!2m2!1d6.8516511!2d33.367811!3e0> (accessed 6.20.22).
78. Guttinger, P., 1992. Le statut juridique de l'eau souterraine. *économie Rural*. 208(1), 66–69.
79. Haarstad, K., Maehlum, T., 2008. Pesticides in Norwegian Landfill Leachates. *Open Environ. Biol. Monit. J.* 1, 8–15.
80. Hach, 2018. Paramètres de l'azote : nitrification, dénitrification, etc.
81. Hamamouche, F., Hartani, T., 2022. Chantier COSTEA " REUSE - Reutilisation des eaux usées en agriculture, Rapport de synthèse Algérie.
82. Hamiche, A.M., Stambouli, A.B., Flazi, S., 2015. A review on the water and energy sectors in Algeria: Current forecasts, scenario and sustainability issues. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 41, 261–276.
83. Hamiche, A.M., Stambouli, A.B., Flazi, S., Tayeb, A., 2020. Desalination in algeria: Photovoltaic power plant for tmm (tahlyat myah magtaa) of oran as a case study. *Handb. Environ. Chem.* 98, 285–315.
84. Hammadi, B., Bebba, A.A., Gherraf, N., 2016. Degradation of organic pollution aerated lagoons. In an arid climate: the case the treatment plant Ouargla (Algeria). *Acta Ecol. Sin.* 36, 275–279.
85. Hannachi, A., Gharzouli, R., Djellouli, T.Y., 2014. Gestion et valorisation des eaux usées en Algérie. *Larhyss J.* n°19, 51–62.
86. Hänsch, R., Mendel, R.R., 2009. Physiological functions of mineral micronutrients (Cu,

Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). *Curr. Opin. Plant Biol.* 12, 259–266.

87. Haoua, A.S., 2024. Analyse de la situation de la plasticulture et des cultures maraichères en Algérie : Quel développement dans les régions sahariennes ? Analysis of the Situation of Plasticulture and Market Gardening in Algeria : What Development in the Saharan Regions ? 227–242.
88. Haroon, B., Hassan, A., Abbasi, A.M., Ping, A., Yang, S., Irshad, M., 2020. Effects of co-composted cow manure and poultry litter on the extractability and bioavailability of trace metals from the contaminated soil irrigated with wastewater. *J. Water Reuse Desalin.* 10, 17–29.
89. Haroon, B., Ping, A., Pervez, A., Faridullah, Irshad, M., 2019. Characterization of heavy metal in soils as affected by long-term irrigation with industrial wastewater. *J. Water Reuse Desalin.* 9, 47–56.
90. Hashem, M.S., Qi, X.X., 2021. Treated Wastewater Irrigation — A Review 1–37.
91. Haukelidsaeter, S., Boersma, A.S., Piso, L., Lenstra, W.K., van Helmond, N.A.G.M., Schoonenberg, F., van der Pol, E., Hurtarte, L.C.C., van der Wielen, P.W.J.J., Behrends, T., van Kessel, M.A.H.J., Lücker, S., Slomp, C.P., 2024. Efficient chemical and microbial removal of iron and manganese in a rapid sand filter and impact of regular backwash. *Appl. Geochemistry* 162, 105904.
92. Heggy, E., Bermudez, V., Vermeersch, M., 2021. Sustainable Energy- Water- Environment Nexus in Deserts.
93. Hellal, M.S., Al-Sayed, A., El-Liethy, M.A., Hassan, G.K., 2021. Technologies for wastewater treatment and reuse in Egypt: Prospectives and future challenges, *Handbook of Advanced Approaches Towards Pollution Prevention and Control.*
94. Hettiarachchi, H., Ardakanian, R., 2018. Erratum to: Safe Use of Wastewater in Agriculture, *Safe Use of Wastewater in Agriculture.*
95. Hubbard, R.M., Stape, J., Ryan, M.G., Almeida, A.C., Rojas, J., 2010. Effects of irrigation on water use and water use efficiency in two fast growing Eucalyptus plantations. *For. Ecol. Manage.* 259, 1714–1721.
96. Idder, T., 1998. La dégradation de l'environnement urbain liée aux excédents hydriques au Sahara algérien : impact des rejets d'origine agricole et urbaine et techniques de remédiation proposées : l'exemple de Ouargla Présentée. Angers.
97. Idder, T., Idder, A., Tankari Dan-Badjo, A., Benzida, A., Merabet, S., Negais, H., Serraye, A., 2014. Les oasis du Sahara Algérien, entre excédents hydriques et salinité.

L'exemple de l'oasis de Ouargla. *Rev. des Sci. l'Eau* 27, 155–164.

98. Intawongse, M., Dean, J.R., 2006. Uptake of heavy metals by vegetable plants grown on contaminated soil and their bioavailability in the human gastrointestinal tract. *Food Addit. Contam.* 23, 36–48.
99. Iqbal, S., Farooq, M., Sanaullah, M., Ullah, A., Nadeem, F., 2022. Effect of nitrogen application and sorghum mulch on nitrogen use efficiency, microbial biomass carbon, extracellular enzymes activities and growth of mashbean (*Vigna mungo* (L.) Hepper). *J. Plant Nutr.* 45, 703–712.
100. Jeong, H., Kim, H., Jang, T., 2016. Irrigation water quality standards for indirect wastewater reuse in agriculture: A contribution toward sustainable wastewater reuse in South Korea. *Water (Switzerland)* 8.
101. Jhariya, U., Chien, M.F., Umetsu, M., Kamitakahara, M., 2025. New insights into immobilized bacterial systems for removal of heavy metals from wastewater. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*
102. Jiang, Y., Bebee, B., Mendoza, A., Robinson, A.K., Zhang, X., Rosso, D., 2018. Energy footprint and carbon emission reduction using off-the-grid solar-powered mixing for lagoon treatment. *J. Environ. Manage.* 205, 125–133.
103. Julaei, A.A., Fatemi, S.H. Reza, 2020. Comprehensive review of Municipal Wastewater Treatment Plants of Iran, in terms of Number, Processes, Capacities, Disadvantages. In: 6th International Conference on Chemistry and Chemical Engineering. pp. 0–7.
104. Jupsin, H., Vassel, J.L., 2007. Modelisation of the contribution of sediments in the treatment process case of aerated lagoons. *Water Sci. Technol.* 55, 21–27.
105. Jyoti, A., Pg, R., Kumar, A., 2018. Manganese: Affecting our Environment (Water, Soil and Vegetables). *IJRST-International J. Innov. Res. Sci. Technol.* 4, 2–8.
106. Karthe, D., Bogardi, J.J., Borchardt, D., 2021. Water Resources Management: Integrated and Adaptive Decision Making. *Handb. Water Resour. Manag. Discourses, Concepts Examples* 365–381.
107. Karyotis, T., Arampatzis, G., Andreas Panagopoulos, Evangelos Hatzigiannakis, Evangelos Tziritis, Katerina Karyoti, J.V., 2014. Nutrients, trace elements and water deficit in Greek soils cultivated with olive trees. *Environ. Qual.* 13, 9–20.
108. Kasekete, D.K., Ligot, G., Mweru, J.P.M., Drouet, T., Rousseau, M., Moango, A., Bourland, N., 2022. Growth, Productivity, Biomass and Carbon Stock in Eucalyptus

saligna and *Grevillea robusta* Plantations in North Kivu, Democratic Republic of the Congo. *Forests* 13.

109. Kaur, H., Garg, N., 2021. Zinc toxicity in plants: a review. *Planta* 253, 1–28.
110. Khadraoui, A., Taleb, S., 2008. Qualité des eaux dans le sud algérien, potabilité, pollution et impact sur le milieu.
111. Khan, A., Khan, S., Khan, M.A., Qamar, Z., Waqas, M., 2015. The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 13772–13799.
112. Khan, M.A., Shahid Shaukat, S., Hany, O., Jabeen, S., 2010. Irrigation of sorghum crop with waste stabilization pond effluent: Growth and yield responses. *Pakistan J. Bot.* 42, 1665–1674.
113. Khaskhoussy, K., Kahlaoui, B., Misle, E., Hachicha, M., 2022. Impact of Irrigation with Treated Wastewater on Physical-Chemical Properties of Two Soil Types and Corn Plant (*Zea mays*). *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 22, 1377–1393.
114. Khebizi, H., Benlaoukli, B., Bouaicha, F., Adadzi, P., Bouras, O., 2020. Salinization origin of Souf Terminal Complex: Application of statistical modelling and WQI for groundwater management. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 1–16.
115. Khelfaoui, F., Sayad, L., Attoui, B., Bouselsal, B., Ghezaili, S., 2021. Contribution of a Geographic Information System to Assess the Vulnerability to Groundwater Pollution of the Free Water Table from the Oued Souf Region (South-East Algeria). *Civ. Environ. Eng. Reports* 31, 1–17.
116. Kherbache, N., 2020. Water policy in Algeria: Limits of supply model and perspectives of water demand management (WDM). *Desalin. Water Treat.* 180, 141–155.
117. Khezzani, B., Bouchemal, S., 2018. Development and Conservation of Water Resources for Agriculture in an Arid Environment: A Case Study of the Souf Oasis (Algerian Sahara). *Ann. Arid Zone* 57, 1–11.
118. Khezzani, B., Khechekhouche, E.A., Zaater, A., Guezzoun, N., Tliba, B., Brahim, A.B., Chouikh, A., Zeghdi, A., 2022. Eucalyptus sp. as biodrainage system in an arid region: A case study from the Souf oasis (south Algeria). *Maced. J. Ecol. Environ.* 24, 31–38.
119. Khezzani, B., Zitouna Messaoud, H., Ghezal, H., Halis, Y., 2019. An assessment study of olive a new crop adopted in Algerian Oases: A case study of the Oasis of El-

- Oued province. *Ann. Arid Zone* 58, 79–89.
120. Kilingo, F., Bernard, Z., Hong –bin, C., 2021. The Analysis of Wastewater Treatment System Efficiencies in Kenya: A Review Paper. *Int. J. Sci. Res. Publ.* 11, 204–215.
 121. Kirk-Othmer, 2018. Wastewater Treatment. *Encycl. Chem. Technol.*
 122. Kotzé, J.D.F., Wannenburg, A., van Wilgen, B.W., 2025. Changes in the cover of selected invasive alien plant taxa between 2008 and 2023 in South Africa. *Biol. Invasions* 27, 1–17.
 123. Kour, D., Sharma, B., Negi, R., Kumar, S., Kaur, S., Kaur, T., Khan, S.S., Kour, H., Ramniwas, S., Rustegi, S., Rai, A.K., Singh, S., Shreaz, S., Yadav, A.N., Ahluwalia, A.S., 2024. Microbial Amelioration of Heavy Metal Toxicity in Plants for Agro-Environmental Sustainability. *Water. Air. Soil Pollut.* 235, 1–25.
 124. Kouzmine, Y., 2007. DYNAMIQUES ET MUTATIONS TERRITORIALES DU SAHARA ALGERIEN VERS DE NOUVELLES APPROCHES FONDÉES SUR L'OBSERVATION. Université de Franche-Comté.
 125. Kouzmine, Y., Fontaine, J., 2018. Démographie et urbanisation au Sahara algérien à l'aube du XXI^e siècle. <http://journals.openedition.org/emam>.
 126. Kováčik, J., Štěrbová, D., Babula, P., Švec, P., Hedbavny, J., 2014. Toxicity of naturally-contaminated manganese soil to selected crops. *J. Agric. Food Chem.* 62, 7287–7296.
 127. Lahlou, F.Z., Mackey, H.R., McKay, G., Al-Ansari, T., 2021. Reuse of treated industrial wastewater and bio-solids from oil and gas industries: Exploring new factors of public acceptance. *Water Resour. Ind.* 26, 100159.
 128. Lamine, O.M., 2019. Irrigated agriculture in Souf –El Oued (Algeria): actors and factors of development. *J. Algérien des régions Arid.* 13 (2), 114–128.
 129. Lamizana, B., Mahjoub, O., Caucci, S., Mafuta, C., Guenther, E., Cisse, G., Andersson, K., Hernández-Sancho Francesc, 2022. Municipal water. In: *Unconventional Water Resources*. Springer Nature Switzerland AG 2022, pp. 131–155.
 130. Li, J., Jia, Y., Dong, R., Huang, R., Liu, P., Li, X., Wang, Z., Liu, G., Chen, Z., 2019. Advances in the mechanisms of plant tolerance to manganese toxicity. *Int. J. Mol. Sci.* 20.
 131. Lilia, Z., Sameh, A., Fadila, F., Zahra, K.F.Z., Khelifi, W., Aissa, B., Sakher, E.,

- Abdel Mohsen, S., 2025. TREATED AND WASTEWATER QUALITY CHARACTERIZATION OF SIDI MAROUANE WWTP IN MILA PROVINCE , ALGERIA : SUITABILITY AND REUSE DOI : <https://doi.org/10.5281/zenodo.14631761> Zaoui L ., Abbaci S ., Fekrache F ., Kahit F . Z ., Khelifi W ., Benselhoub A ., Sakher. *Geogr. Sci* 2.
132. Liu, W., Liu, X., Yang, H., Ciais, P., Wada, Y., 2022. Global Water Scarcity Assessment Incorporating Green Water in Crop Production. *Water Resour. Res.* 58.
133. M. Galavi, A. Jalali, S.R.M. and H.G., 2009. 2009 Effect of treated municipal wastewater on forage yield, quantitative and qualitative properties of sorghum. *Asian J. plant Sci.* 8, 489–494.
134. Maaloul, A., Michalet, S., Saadaoui, E., Ghzel, N., Bekir, J., Romdhane, C. Ben, Mars, M., Dijoux-Franca, M.G., Romdhane, M., 2019. Effect of treated wastewater on growth and secondary metabolites production of two Eucalyptus species. *Agric. Water Manag.* 211, 1–9.
135. Malovanyy, M., Zhuk, V., Sliusar, V., Sereda, A., 2018. Two stage treatment of solid waste leachates in aerated lagoons and at municipal wastewater treatment plants. *Eastern-European J. Enterp. Technol.* 1, 23–30.
136. Mannina, G., 2017. Erratum to: *Frontiers in Wastewater Treatment and Modelling*.
137. Mannina, G., Rebouças, T.F., Cosenza, A., Sánchez-Marrè, M., Gibert, K., 2019. Decision support systems (DSS) for wastewater treatment plants – A review of the state of the art. *Bioresour. Technol.* 290, 121814.
138. Maucieri, C., Cavallaro, V., Caruso, C., Borin, M., Milani, M., Barbera, A.C., 2016. Sorghum biomass production for energy purpose using treated urban wastewater and different fertilization in a mediterranean environment. *Agric.* 6, 1–15.
139. McNabb, D.E., 2017. Water resource management: Sustainability in an era of climate change. *Water Resour. Manag. Sustain. an Era Clim. Chang.* 1–465.
140. Medarag, H., Boubir, N., Farhi, A., 2009. LE ROLE DES SERVICES ET DES INVESTISSEMENTS DANS L’HYPERTROPHIE DE LA VILLE D’EL OUED AU BAS SAHARA ALGERIEN. *Environ. URBAIN / URBAN Environ.* 3, 1–12.
141. Medeiros, P.L. de, Pimenta, A.S., Miranda, N. de O., Melo, R.R. de, Amorim, J. da S., Azevedo, T.K.B. de, 2025. The Myth That Eucalyptus Trees Deplete Soil Water— A Review. *Forests* 16, 1–31.

142. Meissa, B., 2016. L' eau et l' espace agraire dans l'Oued Souf : cas de l' ancienne palmeraie. Kasdi-Merbah -Ouargla.
143. Mihi, A., Ghazela, R., wissal, D., 2022. Mapping potential desertification-prone areas in North-Eastern Algeria using logistic regression model, GIS, and remote sensing techniques. *Environ. Earth Sci.* 81, 1–14.
144. Millaleo, R., Reyes-Díaz, M., Ivanov, A.G., Mora, M.L., Alberdi, M., 2010. Manganese as essential and toxic element for plants: Transport, accumulation and resistance mechanisms. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 10, 476–494.
145. Miloudi, A. monem, Remini, B., 2016. Water Potentiality of Sustainable Management Challenges in the Oued Souf Region, south east Algeria. *Int. J. Energ.* 1, 36.
146. Mini, C., Hogue, T.S., Pincetl, S., 2015. The effectiveness of water conservation measures on summer residential water use in Los Angeles, California. *Resour. Conserv. Recycl.* 94, 136–145.
147. Mohamed Muthana, T., Al-Hammadi, M.M., 2019. Assessing the impact of wastewater irrigation on cobalt cadmium and lead contents of grains of Sorghum bicolor. *Arch. Pharm. Sci. Ain Shams Univ.* 3, 90–98.
148. Mohebzadeh, T., Taghizadeh, M.M., Takdastan, A., Dehghani, M., 2013. Comparing the performance of wastewater treatment using activated sludge and aerated lagoons processes in the removal efficiency of estradiol hormones. *Jundishapur J Heal. Sci* 5, 149–156.
149. Mosa, A., Hawamdeh, O.A., Rady, M., Taha, A.A., 2023. Ecotoxicological monitoring of potentially toxic elements contamination in Eucalyptus forest plantation subjected to long-term irrigation with recycled wastewater. *Environ. Pollut.* 329, 121739.
150. Moura, A., Tacão, M., Henriques, I., Dias, J., Ferreira, P., Correia, A., 2009. Characterization of bacterial diversity in two aerated lagoons of a wastewater treatment plant using PCR-DGGE analysis. *Microbiol. Res.* 164, 560–569.
151. Nagajyoti, P.C., Lee, K.D., Sreekanth, T.V.M., 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. *Environ. Chem. Lett.* 8, 199–216.
152. Narou, B.H.M., Farhi, A., 2010. Le rôle des services et des investissements dans l'hypertrophie de la ville d'El Oued au bas Sahara algérien. *Environ. Urbain* 3, c-1-c-18.

153. Nebil, B., 2010. Evaluation 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 phytoabsorption des éléments métalliques 236.
154. Negais, H., 2024. La réutilisation des eaux usées épurées et leur impact sur les cultures irriguées (cas de l'Oasis de Ouargla). UNIVERSITE KASDI MERBAH-OUARGLA.
155. Nili, M.S., Boutalbi, A., Miloudi, M., 2020. EFFECT OF SOME CHEMICAL ADDITIVES ON REDUCING THE PERMEABILITY.
156. Nima Kalvani, Alireza Mesdaghinia, Kamyar Yaghmaeian, Samaneh Abolli, Sommayeh Saadi, Abdollah Rashidi Mehrabadi, Mahmood Alimohammadi, Abdollah Rashidi, 2021. Evaluation of iron and manganese removal effectiveness by treatment plant modules based on water pollution index; a comprehensive approach. J. Environ. Heal. Sci. Eng. 19, 1005–1013.
157. Nin, S., Bonetti, D., Antonetti, M., Macci, C., Giordani, E., Bini, L., 2025. Assessing the Influence of Marine Port Remediated Sediments on Highbush Blueberry Growth and Trace Elements Accumulation. Agronomy 15, 1–19.
158. Noulas, C., Tziouvalekas, M., Karyotis, T., 2018. Zinc in soils, water and food crops. J. Trace Elem. Med. Biol. 49, 252–260.
159. Nthwane, Y.B., Fouda-Mbanga, B.G., Thwala, M., Pillay, K., 2024. A comprehensive review of heavy metals (Pb²⁺, Cd²⁺, Ni²⁺) removal from wastewater using low-cost adsorbents and possible revalorisation of spent adsorbents in blood fingerprint application. Environ. Technol. (United Kingdom) 46, 414–430.
160. O.N.S, 2022. Démographie de la wilaya d'El-Oued. El-Oued; Algeria.
161. Olsen, J.S., Aarskaug, T., Thrane, I., Pourcel, C., Ask, E., Johansen, G., Waagen, V., Blatny, J.M., 2010. Alternative routes for dissemination of legionella pneumophila causing three outbreaks in Norway. Environ. Sci. Technol. 44, 8712–8717.
162. OMS, 2007. pH in drinking-water, Guidelines for Drinking-water Quality.
163. ONA, 2021. Fiche technique de l'Office National de Assainissement.
164. ONA, 2022. Rapport sur l'état de réutilisation des eaux usées dans la wilaya d'El-Oued.
165. Osman, M., 2014. Waste Water Treatment in Chemical Industries: The Concept and Current Technologies. J. Waste Water Treat. Anal. 05, 1–12.
166. Ouarekh, M., Bouselsal, B., Elksier, M.S., Benaabidate, L., 2021. Water quality assessment and hydrogeochemical characterization of the Complex Terminal aquifer

- in Souf valley, Algeria. Arab. J. Geosci. 14, 2239.
167. Ouhammi, M., Merzouki, M., Bouchrif, B., 2024. Evaluation of physicochemical and microbiological contamination of wastewater treated by aerated lagoons and their reuse in irrigation of zucchini and lettuce crops. Case Stud. Chem. Environ. Eng. 10, 100921.
168. Ounoki S, Achour S, 2014. Evaluation De La Qualite Physicochimique Et Bacteriologique Des Eaux Usees Brutes Et Epurees De La Ville D'Ouargla. Possibilite De Leur Valorisation En Irrigation. Larhyss J. 20, 247–258.
169. Paing, J., Sambuco, J., Costa, R., Picot, A.R.B., 2003. Bilan du carbone dans le lagunage anaérobie appliqué sous climat méditerranéen Mass balance of carbon in anaerobic ponds applied under a mediterranean climate Bilan du carbone dans le lagunage anaérobie appliqué sous climat m. J. Water Sci. 16.
170. Paquerot, S., 2004. DE L'INTUITION À LA PRÉCISION CONCEPTUELLE, LES DIFFÉRENTES PERCEPTIONS DU/DES BIEN/S PUBLIC/S À L'ÉCHELLE MONDIALE : L'EXEMPLE DE L'EAU DOUCE.
171. Partyka, M.L., Bond, R.F., 2022. Wastewater reuse for irrigation of produce: A review of research, regulations, and risks. Sci. Total Environ. 828, 154385.
172. Patil, A., Kaur, S., Arya, A.V. and M., 2024. MANGANESE (Mn 2 +) POLLUTION AND ITS BIOREMEDIATION : AN OVERVIEW. Biochem. Cell. Arch 24, 1–11.
173. Qadir, M., Sharma, B.R., Bruggeman, A., Choukr-Allah, R., Karajeh, F., 2007. Non-conventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries. Agric. Water Manag. 87, 2–22.
174. Qureshi, A.S., Hussain, M.I., Ismail, S., Khan, Q.M., 2016. Evaluating heavy metal accumulation and potential health risks in vegetables irrigated with treated wastewater. Chemosphere 163, 54–61.
175. Rademacher, P., Khanna, P.K., Eichhorn, J., Guericke, M., 2009. Tree Growth, Biomass, and Elements in Tree Components of Three Beech Sites 105–136.
176. Ramalho, R.S., 2013. Introduction to Wastewater Treatment Processes, Introduction to Wastewater Treatment Processes.
177. Rashed, M., Hoque, T., Jahangir, M., Hashem, M., 2021. Manganese as a Micronutrient in Agriculture: Crop Requirement and Management. J. Environ. Sci. Nat. Resour. 12, 225–242.
178. Raut, N., Kashyap, S.R., 2021. Assessment of water reuse potential of

- wastewater treatment systems used in Mumbai, India. *Int. Res. J. Adv. Sci. Hub* 3, 12–19.
179. Reichman, S.M.A., 2002. *The Response Of Plant To Metal Toxicity: A Review Of Focusing On Copper, Magnase And Zinc*, Australian Minerals and Energy Environment Foundation.
180. Rizwan, M., Ali, S., Rehman, M.Z. ur, Maqbool, A., 2019. A critical review on the effects of zinc at toxic levels of cadmium in plants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 6279–6289.
181. Rizzo, L., Gernjak, W., Krzeminski, P., Malato, S., McArdell, C.S., Perez, J.A.S., Schaar, H., Fatta-Kassinos, D., 2020. Best available technologies and treatment trains to address current challenges in urban wastewater reuse for irrigation of crops in EU countries. *Sci. Total Environ.* 710, 136312.
182. Rodríguez-Villanueva, P., Sauri, D., 2021. Wastewater treatment plants in mediterranean spain: An exploration of relations between water treatments, water reuse, and governance. *Water (Switzerland)* 13.
183. Rotondi, D., Straniero, L., Saltarella, M., Balducci, F., Impedovo, D., Pirlo, G., 2019. Semantics for wastewater reuse in agriculture. *Conf. Proc. - IEEE Int. Conf. Syst. Man Cybern.* 2019-Octob, 598–603.
184. Roy, S.M., Jayraj, P., Machavaram, R., Pareek, C.M., Mal, B.C., 2021. Diversified aeration facilities for effective aquaculture systems—a comprehensive review. *Aquac. Int.* 29, 1181–1217.
185. Rupa, T.R., Rao, C.S., Rao, A.S., Singh, M., 2003. Effects of farmyard manure and phosphorus on zinc transformations and phyto-availability in two alfisols of India. *Bioresour. Technol.* 87, 279–288.
186. Sahraoui, N., 2019. The impact of the modernization of the city of el oued on its traditional hydraulic system. *Int. J. Spaces Urban Territ.* 96–113.
187. Salgot, M., Huertas, E., Weber, S., Dott, W., Hollender, J., 2006. Wastewater reuse and risk: Definition of key objectives. *Desalination* 187, 29–40.
188. Santamaria, A.B., 2008. Manganese exposure, essentiality & toxicity. *Indian J. Med. Res.* 128, 484–500.
189. Schneider, A.R., 2016. Comportement et mobilité des éléments traces métalliques dans des sols environnant une usine de seconde fusion du plomb Approches expérimentales et modélisation 250.

190. Sean, W.Y., Chu, Y.Y., Mallu, L.L., Chen, J.G., Liu, H.Y., 2020. Energy consumption analysis in wastewater treatment plants using simulation and SCADA system: Case study in northern Taiwan. *J. Clean. Prod.* 276, 124248.
191. Seleiman, M.F., Al-Suhaibani, N., El-Hendawy, S., Abdella, K., Alotaibi, M., Alderfasi, A., 2021. Impacts of long-and short-term of irrigation with treated wastewater and synthetic fertilizers on the growth, biomass, heavy metal content, and energy traits of three potential bioenergy crops in arid regions. *Energies* 14, 1–22.
192. Selmane, M., Benslama, M., 2015. Contribution to the study of soil macrofauna under Palm groves in the North-East of the Algerian Sahara (Oued Souf area). *J. Biodivers. Environ. Sci.* 6, 203–213.
193. Senthil Kumar, P., Saravanan, A., 2018. Sustainable Waste Water Treatment Technologies 1–25.
194. Shah, A., Zakharova, J., Batool, M., Coley, M.P., Arjunan, A., Hawkins, A.J., Bolarinwa, T., Devi, S., Thumma, A., Williams, C., 2024. Removal of cadmium and zinc from water using sewage sludge-derived biochar. *Sustain. Chem. Environ.* 6, 100118.
195. Shahraki, A.A., 2025. Clean Water Production from Urban Sewage by Algae-Based Treatment Techniques, a Reflection of Case Studies. *Sustain.* 17.
196. Sharrow, S.H., Ismail, S., 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agrofor. Syst.* 60, 123–130.
197. Siddique, K., 2014. Different Heavy Metal Concentrations in Plants and Soil Irrigated with Industrial / Sewage Waste Water. *Int. J. Environ. Monit. Anal.* 2, 151.
198. Singh, J., Singh, B., Sharma, S., 2021. Comparison of soil carbon and nitrogen pools among poplar and eucalyptus based agroforestry systems in Punjab, India. *Carbon Manag.* 12, 693–708.
199. Sobhi, M., Zheng, J., Li, B., Gaballah, M.S., Aboagye, D., Guo, J., Dong, R., 2023. Carbon footprint of dairy manure management chains in response to nutrient recovery by aerobic pre-treatment. *J. Environ. Manage.* 328, 116975.
200. Soltani-Gerdefamarzi, S., Alemzadeh, A., Yarami, N., Dehestani-Ardakani, M., 2023. The Effects of Irrigation Methods and Water Quality on Soil Chemical Properties and Leaf Nutrient Uptake of *Lavandula* (*Lavandula angustifolia* L.) in an Arid Region. *J. Plant Growth Regul.* 42, 1256–1265.
201. Starkl, M., Brunner, N., Das, S., Singh, A., 2022. Sustainability Assessment for

- Wastewater Treatment Systems in Developing Countries. *Water* 14, 241.
202. Tampo, L., Alfa-Sika Mande, S.L., Adekanmbi, A.O., Boguido, G., Akpataku, K.V., Ayah, M., Tchakala, I., Gnazou, M.D.T., Bawa, L.M., Djaneye-Boundjou, G., Alhassan, E.H., 2022. Treated wastewater suitability for reuse in comparison to groundwater and surface water in a peri-urban area: Implications for water quality management. *Sci. Total Environ.* 815.
203. Touil, S., Chabaca, M.N., Hasbaia, O., 2020. Impact assessment of long treated wastewater irrigation on soil and crops in Algeria. *Euro-Mediterranean J. Environ. Integr.* 5, 1–10.
204. Touzani, A., HAMMOUDANI., Y.E., DIMANE, F., TAHIRI, M., HABOUBI, K., 2024. Evaluation of the quality of treated wastewater from the Fez wastewater treatment plant using wastewater quality index Evaluation of the quality of treated wastewater from the Fez wastewater treatment plant using wastewater quality index. *Earth Environ. Sc* 1398.
205. Tripathy, S., Kar, O.P., Pradhan, A., 2025. Challenges and Innovations in Industrial Wastewater Treatment: Safeguarding Water Resources and Promoting Sustainable Practices. *Water. Air. Soil Pollut.* 236, 1–14.
206. Tuser, C., 2021. What is Wastewater Treatment? [WWW Document]. URL <https://www.wwdmag.com/wastewater-treatment/wastewater-treatment/article/10938537/what-is-wastewater-treatment> (accessed 11.9.22).
207. Ugulu, I., Khan, Z.I., Rehman, S., Ahmad, K., Munir, M., Bashir, H., 2020. Effect of wastewater irrigation on trace metal accumulation in spinach (*Spinacia oleracea* L.) and human health risk. *Pakistan J. Anal. Environ. Chem.* 21, 92–101.
208. Ungureanu, N., Vlăduț, V., Voicu, G., 2020. Water scarcity and wastewater reuse in crop irrigation. *Sustain.* 12, 1–19.
209. Uren, N.C., 2013. Cobalt and Manganese. Springer Science+Business Media Dordrecht 201.
210. Vendramel, S., Bassin, J.P., Dezotti, M., Sant'Anna, G.L., 2015. Treatment of petroleum refinery wastewater containing heavily polluting substances in an aerobic submerged fixed-bed reactor. *Environ. Technol. (United Kingdom)* 36, 2052–2059.
211. Vijayan, G., Saravanane, R., Sundararajan, T., 2017. Carbon Footprint Analyses of Wastewater Treatment Systems in Puducherry. *Comput. Water, Energy, Environ. Eng.* 06, 281–303.

212. Wenning, R., 2025. Books and Other Reviews A surprising weapon in the fight against 21, 220–226.
213. wilaya d'El-Oued, 2022. Rapport 1ER trimestre sur l'activité industrielle , El-Oued. El-Oued.
214. Youdjou, N., 2006. Quantification des potentialités en eau de la vallée de l' Oued Souf. Région aride à semi-aride de la wilaya d ' El Oued . Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene -USTHB-.
215. Zair, N., Attoui, B., Miloudi, A., Abderrahmane, K., Souyei, B., 2024. Assessing drinking water quality in Eloued, south-East Algeria, using the groundwater pollution index (GPI) and the synthetic pollution index (SPI) model. Environ. Monit. Assess. 196, 1019.
216. Zalacáin, D., Martínez-Pérez, S., Bienes, R., García-Díaz, A., Sastre-Merlín, A., 2019. Salt accumulation in soils and plants under reclaimed water irrigation in urban parks of Madrid (Spain). Agric. Water Manag. 213, 468–476.
217. Zegait, R., Kouadri, S., Kateb, S., Azlaoui, M., 2021. Reliability and Problems of Wastewater Treatment Processes in the Algerian Sahara. Promis. Tech. Wastewater Treat. Water Qual. Assess.
218. Zeghdi, S., Bebbah Ahmed, A., Laouini, S.E., 2016. Chemistry wastewater treatment of El-Oued City (South-east of Algeria) by utilization of *Typha latifolia*. Orient. J. Chem. 32, 3043–3052.
219. Zekri Slim, 2020. Water Policies in MENA Countries. Springer Nature Switzerland AG 2020.
220. Zidane, L., Belaribi, H., Zeyour, A., Maamir, A., Bezzalla, A., Zaouch, A., Moussaoui, M., Ababsa, N., Chenchouni, H., 2024. Treated Water Quality and Interrelationships Between Wastewater Parameters at WWTP of Batna City (Algeria) 8–11.
221. Zikalala, P., Kisekka, I., Grismer, M., 2019. Calibration and global sensitivity analysis for a salinity model used in evaluating fields irrigated with treated wastewater in the salinas valley. Agric. 9.

Annexes

Annexe 1: arrêté interministériel correspondant au 2 janvier 2012 fixant les spécifications des eaux usées épurées.

20		JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 41		25 Chaâbane 1433 15 juillet 2012		
2. PARAMETRES PHYSICO - CHIMIQUES						
PARAMETRES		UNITÉ	CONCENTRATION MAXIMALE ADMISSIBLE			
Physiques	pH	—	6.5 ≤ pH ≤ 8.5			
	MES	mg/l	30			
	CE	ds/m	3			
	Infiltration le SAR = $\sigma - 3$ CE	3 - 6	ds/m	0.2		
		6 - 12		0.3		
		12 - 20		0.5		
20 - 40		1.3				
Chimiques	DBO5	mg/l	30			
	DCO	mg/l	90			
	CHLORURE (Cl)	meq/l	10			
	AZOTE (NO ₃ - N)	mg/l	30			
	Bicarbonate (HCO ₃)	meq/l	8.5			
Eléments toxiques (*)	Aluminium	mg/l	20.0			
	Arsenic	mg/l	2.0			
	Béryllium	mg/l	0.5			
	Bore	mg/l	2.0			
	Cadmium	mg/l	0.05			
	Chrome	mg/l	1.0			
	Cobalt	mg/l	5.0			
	Cuivre	mg/l	5.0			
	Cyanures	mg/l	0.5			
	Fluor	mg/l	15.0			
	Fer	mg/l	20.0			
	Phénols	mg/l	0.002			
	Plomb	mg/l	10.0			
	Lithium	mg/l	2.5			
	Manganèse	mg/l	10.0			
	Mercure	mg/l	0.01			
	Molybdène	mg/l	0.05			
	Nickel	mg/l	2.0			
	Sélénium	mg/l	0.02			
	Vanadium	mg/l	1.0			
Zinc	mg/l	10.0				

(*) : Pour type de sols à texture fine, neutre ou alcalin.

Annexe 2: normes des éléments physico-chimiques dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (FAO, 1985).

Caractéristiques des eaux usées traitées	Unité	Degré de restriction a l'usage		
		Aucun	Léger modéré	a Sévere
problemes en irrigation	ptentiels			
Salinité				
ECW ¹	dS/m	<0,7	0,7-3,0	> 3,0
TDS	mg/l	<450		>2000
Infiltration				
SAR² et ECw				
0-3	dS/m	> 0,7	0,7-0,2	< 0,2
3--6		> 1,2	1,2-0,3	< 0,3
6--12		> 1,9	1,9-0,5	< 0,5
12--20		> 2,9	2,9-1,3	< 1,3
20--40		> 5,0	5,0-2,9	< 2,9
Toxicité des ions spécifique				
Sodium (Na)				
irrigation surface	SAR	< 3	3--9	> 9
irrigation aspersion	par méq/l	< 3	> 3	
Chlorure (Cl)				
irrigation surface	méq/l	< 4	4--10	> 10
irrigation aspersion	par méq/l	< 3	> 3	> 3,0
Bore (B)				
	mg/l	< 0,7	0,7-3,0	> 3,0
Effets divers				
Azote(NO ₃ -N) ³	mg/l	< 5	5--30	> 30
Bicarbonate(HCO ₃)	méq/l	< 1,5	1,5--8,5	> 8,5
pH		Gamme normale 6,5-8,4		

¹ ECw désigne la conductivité électrique en décisisSiemens par mètre à 25 °C, ² SAR est le rapport d'adsorption de sodium, ³ NO₃-N est l'azote nitrate rapporter en termes d'azote élémentaire.

Annexe 3: seuils phytotoxiques des oligo-éléments pour l'irrigation avec les effluents d'eaux usées municipales (FAO, 1985).

Élément	valeur maximale (mg/l)	Remarques
aluminium	5,00	Peut entraîner une non-productivité dans les sols acides (pH < 5,5), mais des sols plus alcalins à pH > 7,0 précipiteront l'ion et élimineront toute toxicité,
arsenic	0,10	La toxicité pour les végétaux varie considérablement, allant de 12 mg/l pour l'herbe du Soudan à moins de 0,05 mg/l pour le riz,
béryllium	0,10	La toxicité pour les plantes varie considérablement, allant de 5 mg/l pour le chou frisé à 0,5 mg/l pour les haricots de brousse,
cadmium	0,01	Toxique pour les haricots, les betteraves et les navets à des concentrations aussi faibles que 0,1 mg/l dans les solutions nutritives, Limites prudentes recommandées en raison de son potentiel d'accumulation dans les plantes et les sols à des concentrations qui peuvent être nocives pour l'homme,
cobalt	0,05	Toxic to tomato plants at 0,1 mg/l in nutrient solution, Tends to be inactivated by neutral and alkaline soils,
chrome	0,10	Pas généralement reconnu comme un élément de croissance essentiel, Limites prudentes recommandées en raison du manque de connaissances sur sa toxicité pour les plantes,
cuivre	0,20	Toxique pour un certain nombre de plantes à des concentrations comprises entre 0,1 et 1,0 mg/l dans les solutions nutritives,
fluorure	1,00	Inactivé par des sols neutres et alcalins,
fer	5,00	Non toxique pour les plantes dans des sols aérés, mais peut contribuer à l'acidification du sol et à la perte de disponibilité du phosphore et du molybdène essentiels, L'arrosage par-dessus peut entraîner des dépôts disgracieux sur les plantes, les équipements et les bâtiments,
lithium	2,50	Toléré par la plupart des cultures jusqu'à 5 mg/l; mobile dans le sol, Toxique pour les agrumes à de faibles concentrations (<0,075 mg/l), Agit de façon semblable au bore,
manganèse	0,20	Toxique pour un certain nombre de cultures à quelques dixièmes de quelques mg/l, mais généralement seulement dans les sols acides,
molybdène	0,01	Non toxique pour les plantes à des concentrations normales dans le sol et l'eau, Peut être toxique pour le bétail si le fourrage est cultivé dans des sols avec de fortes concentrations de molybdène disponible,
nickel	0,20	Toxique pour un certain nombre de plantes à 0,5 mg/l à 1,0 mg/l; toxicité réduite à pH neutre ou alcalin,
plomb	5,00	Peut inhiber la croissance des cellules végétales à de très fortes concentrations,
sélénium	0,02	Toxique pour les plantes à des concentrations aussi faibles que 0,025 mg/l et toxique pour le bétail si le fourrage est cultivé dans des sols avec des niveaux relativement élevés de sélénium ajouté, Comme élément essentiel pour les animaux, mais en très faibles concentrations,
titane		Effectivement exclus par les plantes ; tolérance spécifique inconnue,
vanadium	0,10	Toxique pour de nombreuses plantes à des concentrations relativement faibles,
zinc	2,00	Toxique pour de nombreuses plantes à des concentrations très variables ; toxicité réduite à pH > 6,0 et dans les sols organiques ou à texture fine,

Annexe 4: liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées (Journal officiel Algérien N°41, 2012).

Groupes de cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées	Liste des cultures
Arbres fruitiers (1)	Dattiers, vigne, pomme, pêche, poire, abricot, nêfle, cerise, prune, nectarine, grenade, figue, rhubarbe, arachides, noix, olive,
Agrumes	Pamplemousse, citron, orange, mandarine, tangerine, lime, clementine
Cultures fourragères (2)	Bersim, maïs, Sorgho fourragers, vesce et luzerne,
Cultures industrielles	Tomate industrielle, haricot a rames, petit pois a rames, betterave, sucrière, coton, tabac, lin,
Culture céréalières	Blé, orge, triticales et avoine,
Culture de production de semences	Pomme de terre, haricot et petit pois,
Arbustes fourragers	Acacia et atriplex,
Plantes florales à sécher où à usage industriel	Rosier, iris, jasmin, marjolaine et romarin,
(1) L'irrigation avec des eaux usées traitées est permise à condition que l'on cesse l'irrigation au moins deux (2) semaines avant la récolte, Les fruits tombés au sol ne sont pas ramassés et sont à détruire,	
(2) Le pâturage direct dans les parcelles irriguées par les eaux usées traitées est strictement interdit et, ce afin de prévenir toute contamination du cheptel et par conséquent des consommateurs,	

Annexe 5: interprétation statistique des valeurs F de l'analyse de PERMANOVA.

Valeur de F	Interprétation de valeur F
F (~1)	les groupes sont semblables
F (~2-5)	il existe une certaine différence entre les groupes
F ≥10	les groupes sont très différents

Annexe 6: interprétation statistique de valeur p.

Valeur de p	Interprétation de valeur p
p > 0.1	différence n'est pas significative
0.05 < p ≤ 0.1	différence est légèrement significative
0.01 < p ≤ 0.05	différence est significative
0.001 < p ≤ 0.01	différence est très significative
p ≤ 0.001	différence est hautement significative

Annexe 7: interprétation statistique de coefficient de corrélation.

Valeur de R	Interprétation de valeur p
 r < 0.10	pas de corrélation
0.10 ≤ r < 0.30	corrélation faible
0.30 ≤ r < 0.50	corrélation modérée
0.50 ≤ r < 0.70	corrélation forte
0.70 ≤ r < 1.00	corrélation très forte
 r = 1	corrélation parfaite

Annexe 8: résultats de test SIMPER réalisé avec le langage de R sur les plantes de Sorgho.

```
SIMPER RESULTAS Sorgho  
> summary(simper_results)
```

Contrast: ET_EF

	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p			
16	0.031940	0.006870	4.649000	41.030000	1.090000	0.054	0.001	***		
17	0.031780	0.006998	4.541000	40.920000	1.150000	0.108	0.001	***		
19	0.031430	0.006887	4.564000	40.340000	1.000000	0.162	0.001	***		
23	0.031430	0.006705	4.687000	40.810000	1.520000	0.215	0.001	***		
18	0.031380	0.006826	4.598000	40.380000	1.110000	0.269	0.001	***		
21	0.031240	0.007189	4.346000	40.400000	1.250000	0.322	0.001	***		
20	0.031140	0.007222	4.312000	40.350000	1.300000	0.375	0.001	***		
22	0.031000	0.006735	4.602000	40.460000	1.680000	0.427	0.001	***		
15	0.030640	0.007229	4.239000	39.770000	1.330000	0.480	0.001	***		
11	0.028530	0.009634	2.961000	25.170000	61.530000	0.528	0.001	***		
13	0.028490	0.009657	2.950000	25.280000	61.590000	0.576	0.001	***		
12	0.028460	0.009558	2.977000	24.940000	61.200000	0.625	0.001	***		
14	0.028430	0.009426	3.016000	24.760000	60.950000	0.673	0.001	***		
10	0.028280	0.009119	3.101000	24.520000	60.470000	0.721	0.001	***		
2	0.018700	0.010172	1.838000	16.020000	31.120000	0.753	0.004	**		
1	0.018630	0.010587	1.760000	16.180000	31.760000	0.785	0.004	**		
3	0.018310	0.010756	1.702000	14.910000	30.620000	0.816	0.004	**		
9	0.018220	0.008110	2.247000	15.360000	27.740000	0.847	0.003	**		
7	0.018110	0.008661	2.091000	15.010000	27.950000	0.878	0.003	**		
5	0.018070	0.008806	2.052000	14.960000	28.070000	0.908	0.003	**		
4	0.018060	0.006988	2.584000	17.340000	28.440000	0.939	0.004	**		
8	0.018050	0.008192	2.204000	15.220000	27.580000	0.970	0.003	**		
6	0.017790	0.008643	2.058000	15.090000	27.920000	1.000	0.004	**		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Permutation: free

Number of permutations: 999

WILCOX RESULTS

```
> print(wilcox_results)
```

	Parameter	W	p_value	p_adjusted
W	Ntot	0	8.179582e-05	2.453875e-04
W1	Zn	126	2.447411e-06	7.342234e-06
W2	Mn	0	2.447411e-06	7.342234e-06

Annexe 9: résultats de test SIMPER réalisé avec le langage de R sur les arbres d'Eucalyptus.

SIMPER RESULTS- EUCALYPTUS

Contrast: EF_ET

	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p	
11	0.013846	0.007644	1.811400	44.040000	59.910000	0.038	0.013	*
22	0.013793	0.007622	1.809500	48.210000	32.310000	0.076	0.013	*
34	0.013129	0.007381	1.778700	36.580000	23.200000	0.111	0.023	*
28	0.013079	0.007343	1.781100	35.580000	22.310000	0.147	0.020	*
4	0.013044	0.007296	1.787800	34.680000	21.320000	0.183	0.018	*
31	0.012536	0.007099	1.766000	32.180000	19.220000	0.217	0.016	*
16	0.012476	0.007010	1.779800	31.890000	19.670000	0.251	0.017	*
8	0.012269	0.007349	1.669500	22.260000	34.180000	0.285	0.035	*
17	0.012214	0.007266	1.681000	21.860000	34.030000	0.318	0.023	*
2	0.012065	0.007389	1.632800	24.450000	35.430000	0.351	0.075	.
14	0.011759	0.007268	1.617800	23.240000	33.490000	0.383	0.094	.
7	0.011583	0.006880	1.683500	22.150000	34.140000	0.415	0.017	*
10	0.011348	0.006422	1.767200	28.250000	17.340000	0.446	0.011	*
25	0.011192	0.006598	1.696400	28.690000	16.210000	0.476	0.009	**
19	0.011184	0.006525	1.714000	28.240000	16.250000	0.507	0.009	**
13	0.011151	0.006777	1.645500	19.930000	30.310000	0.537	0.028	*
12	0.010529	0.005933	1.774800	26.600000	16.890000	0.566	0.007	**
6	0.010222	0.005792	1.764700	26.200000	16.840000	0.594	0.007	**
23	0.009873	0.006526	1.512800	29.240000	15.940000	0.621	0.003	**
29	0.009454	0.006374	1.483200	21.090000	24.900000	0.647	0.425	
15	0.009171	0.006267	1.463300	18.150000	23.660000	0.672	0.325	
18	0.009023	0.005451	1.655500	24.910000	16.130000	0.697	0.009	**
1	0.008740	0.005772	1.514300	18.980000	25.490000	0.721	0.122	
35	0.008457	0.005949	1.421600	20.240000	20.840000	0.744	0.991	
3	0.008267	0.005693	1.452200	17.950000	21.020000	0.766	0.652	
9	0.008227	0.005682	1.447900	18.020000	20.610000	0.789	0.766	
24	0.008209	0.005753	1.427000	19.490000	19.640000	0.811	1.000	
30	0.007945	0.005463	1.454200	23.750000	12.910000	0.833	0.002	**
36	0.007912	0.005318	1.487800	23.960000	13.240000	0.854	0.002	**
26	0.007874	0.005450	1.444800	23.520000	12.890000	0.876	0.003	**
27	0.007708	0.004650	1.657600	21.670000	14.380000	0.897	0.008	**
21	0.007684	0.004810	1.597600	20.700000	16.490000	0.918	0.096	.
32	0.007670	0.004651	1.649200	21.490000	14.390000	0.939	0.011	*
20	0.007662	0.004967	1.542700	22.340000	13.240000	0.960	0.004	**
33	0.007605	0.005126	1.483500	22.530000	12.990000	0.981	0.004	**
5	0.007067	0.004526	1.561400	18.770000	19.020000	1.000	0.298	

Signif. codes: 0 *** 0.001 ** 0.01 * 0.05 . 0.1 1