

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Hassiba Benbouali de Chlef
Faculté de Génie Civil et d'Architecture
Département d'Hydraulique



THÈSE

Présentée pour l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCES

Spécialité : Hydraulique

Par

Sofiane ABAIDIA

Thème :

IMPACT DES EAUX ISSUES DES STATIONS D'EPURATION SUR L'IRRIGATION ET LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES

Soutenue le 11 novembre 2025 devant le jury composé de :

Yamina EL MEDDAHI	Professeure	Université de Chlef	Présidente
Boualem REMINI	Professeur	Université de Blida	Rapporteur
Karim EZZIANE	Professeur	Université de Chlef	Co-Rapporteur
Hacene Noureddine BENFETTA	Professeur	Université de Mascara	Examineur
El Hadj MOKHTARI	Professeur	Université de M'sila	Examineur
Bilel ZEROUALI	M.C.A.	Université de Chlef	Examineur

*A ma très chère Maman,
Elle sait pourquoi...*

Remerciements

"La gratitude, c'est le sentiment que l'âme éprouve lorsqu'elle se souvient de ce qu'elle a reçu, et qu'elle ne s'en croit pas digne."

François Cheng, Cinq méditations sur la beauté, 2006

"Seul on va plus vite, ensemble on va plus loin."

Proverbe africain

Enfin ! Après toutes ces années et cette fameuse question "La soutenance, c'est pour quand ?" qui a rythmé nos conversations, je peux aujourd'hui répondre : "C'est fait !"

Cette aventure doctorale n'aurait jamais pu aboutir sans le soutien de nombreuses personnes formidables que je souhaite remercier du fond du cœur. Il faut dire que cette thèse a été réalisée pendant des moments particulièrement difficiles et douloureux de ma vie, ce qui rend ces remerciements d'autant plus sincères et nécessaires.

Un grand merci à mon directeur de thèse, Professeur Boualem REMINI, qui a su me guider avec patience et bienveillance dans ce parcours parfois chaotique. Merci pour votre disponibilité, vos précieux conseils et votre confiance, même quand mes idées partaient dans tous les sens !

Je remercie chaleureusement mon co-directeur de thèse, Karim EZZIANE, pour son accompagnement et ses encouragements. Votre regard expert et vos suggestions ont donné une nouvelle dimension à ce travail.

Merci aux membres du jury : Professeurs : Amina EL MEDDAHI, Hacène Noureddine BENFETTA, El Hadj MOKHTARI et Docteur Bilel ZEROUALI. Je vous suis reconnaissant d'avoir accepté d'évaluer ce travail et de m'avoir fait l'honneur de votre présence lors de cette soutenance tant attendue !

Un remerciement tout particulier au Professeur Mohamed GHRICI et à son épouse Professeure Zamila HARICHANE et toute leur équipe, en particulier : Docteur Ali BENZAAMIA. Vous avez été bien plus que des mentors, vous avez été une véritable famille académique ! Votre soutien sans faille, votre générosité et votre bienveillance m'ont porté dans les moments les plus difficiles. Merci également pour votre aide précieuse et votre accueil toujours chaleureux.

Je tiens aussi à remercier particulièrement Rachid, mon ami, qui m'a ouvert les portes d'un

monde fascinant. Tes connaissances en Systèmes d'Information Géographique ont été inestimables, et ta générosité à partager ton savoir m'a fait gagner des mois de recherche. Merci pour ta patience et tes explications toujours claires !

Un grand merci également à mes deux amis Brahim et Kaddour ! Vous m'avez non seulement fourni des données précieuses mais aussi initié aux mystères des analyses statistiques et des logiciels spécialisés. Sans vos explications patientes et vos conseils avisés, je serais probablement encore en train de me débattre avec mes premières régressions !

Un clin d'œil affectueux à tous ces "fantômes de la nuit" croisés sur les forums, ces âmes généreuses qui ne dorment jamais et qui répondent aux questions désespérées à 2h du matin ! Merci à vous, développeurs anonymes, passionnés d'Excel et génies de la programmation, pour vos solutions créatives et vos codes qui m'ont sauvé la mise tant de fois. Vous êtes les héros méconnus de la recherche moderne !

À ma famille, mes plus tendres remerciements. Ma maman, merci pour ton amour inconditionnel, ta patience légendaire (surtout quand je disparaissais des semaines entières dans mes recherches !) et ta foi en moi. À mon frère Amine, je t'adresse mes vœux les plus sincères de prompt rétablissement et un immense merci pour ton soutien moral. Tu as toujours su trouver les mots justes pour me remonter le moral !

Une pensée particulière pour mon frère Ishak qui vit à l'étranger : malgré la distance, tu n'as jamais cessé de penser à moi et de m'encourager. Tes messages et ton soutien à distance ont été un réconfort précieux dans cette aventure.

Merci aussi à mes cousins Samira, Djamel et Okba pour leur présence chaleureuse et leurs encouragements constants. Vous avez su créer une atmosphère familiale bienveillante qui m'a donné la force de persévérer.

Mes chers collègues et amis de cette belle aventure, en particulier Madame MESBAH et mademoiselle ADDA BENZIANE, qui ont été d'un soutien remarquable tout au long de ce parcours. Votre bienveillance quotidienne, vos encouragements constants et votre compréhension lors des moments difficiles ont été précieux.

Un grand merci aussi à tous ceux qui, d'une manière ou d'une autre, ont contribué à cette aventure. Chaque encouragement, chaque coup de main, chaque "alors, ça avance ?" bienveillant a compté plus que vous ne l'imaginez.

À vous tous qui avez cru en moi et qui avez rendu ce rêve possible, mille mercis !

Résumé

Dans un contexte de pénurie hydrique croissante et de pression agricole soutenue, la réutilisation des eaux usées traitées (REUT) représente une alternative stratégique pour la préservation des ressources en eau. Toutefois, l'impact de cette pratique sur les eaux souterraines reste mal documenté, notamment en zones alluviales intensivement exploitées. La présente étude, menée dans la plaine du Moyen Chéouiff (Algérie), vise à évaluer l'influence d'une station d'épuration sur la qualité des eaux souterraines, et à déterminer dans quelle mesure les rejets traités peuvent altérer leur aptitude à l'irrigation. Pour atteindre cet objectif, des échantillons ont été prélevés à deux périodes distinctes : avant et après la mise en service de la station d'épuration. Les analyses physico-chimiques ont porté sur plusieurs paramètres indicateurs de salinité et de sodicité (CE, TH, SAR, RSC, SSP, MAR, KR et PI), complétés par une analyse multivariée (ACP, CHA) permettant d'identifier les sources de variabilité et de regrouper les échantillons selon leur signature hydrochimique. Des cartes de classification ont également été générées afin de spatialiser les zones à risque. Les résultats indiquent que, bien que 41 % des eaux restent compatibles avec l'irrigation selon les normes FAO, une part importante présente des valeurs élevées de conductivité et de sodium, traduisant un risque réel pour la structure des sols. L'analyse statistique a révélé deux groupes d'eaux souterraines : un premier, faiblement minéralisé, non impacté ; et un second, fortement minéralisé, corrélé spatialement à la zone de rejet de la station d'épuration. Ces observations suggèrent une relation significative entre le fonctionnement de la station et la variation de la qualité des eaux souterraines.

Mots-clés : Eau souterraine ; qualité ; indice ; analyse multivariée, station d'épuration ; Moyen Cheliff.

Abstract

In a context of increasing water scarcity and sustained agricultural pressure, the reuse of treated wastewater (TWWR) represents a strategic alternative for preserving water resources. However, the impact of this practice on groundwater remains poorly documented, particularly in intensively exploited alluvial zones. The present study, conducted in the Middle Cheliff plain (Algeria), aims to assess the influence of a wastewater treatment plant on groundwater quality, and to determine to what extent treated discharges may affect its suitability for irrigation. To achieve this objective, groundwater samples were collected at two distinct time periods: before and after the commissioning of the treatment plant. Physicochemical analyses focused on several indicators of salinity and sodicity (EC, TH, SAR, RSC, SSP, MAR, KR and PI), complemented by multivariate analysis (PCA, HCA) to identify sources of variability and group the samples based on their hydrochemical signatures. Classification maps were also generated to spatially locate the areas at risk. The results indicate that, although 41% of the water samples remain suitable for irrigation according to FAO standards, a significant proportion shows high electrical conductivity and sodium content, indicating a real risk to soil structure. Statistical analysis revealed two distinct groundwater groups: the first, weakly mineralized and unimpacted; the second, strongly mineralized and spatially correlated with the wastewater discharge zone. These findings suggest a significant relationship between the operation of the treatment plant and changes in groundwater quality.

Keywords: Groundwater; quality; index; multivariate analysis; wastewater treatment plant; Middle Cheliff.

الملخص

في ظل تزايد ندرة المياه والضغط الزراعي المستمر، تُعد إعادة استخدام المياه العادمة المعالجة خيارًا استراتيجيًا للحفاظ على الموارد المائية. غير أن تأثير هذه الممارسة على المياه الجوفية لا يزال غير موثق بشكل كافٍ، لا سيما في المناطق الرسوبية التي تعرف استغلالاً زراعياً مكثفًا. تهدف هذه الدراسة، التي أُنجزت في سهل الشلف الأوسط (الجزائر)، إلى تقييم تأثير محطة تطهير المياه العادمة على جودة المياه الجوفية، ومعرفة مدى تأثير المصبات المعالجة على مدى صلاحية هذه المياه للري. ولتحقيق هذا الهدف، تم أخذ عينات من المياه الجوفية خلال فترتين زمنيتين مختلفتين: قبل وبعد دخول محطة المعالجة الخدمة. شملت التحاليل الفيزيائية والكيميائية عدّة مؤشرات على الملوحة والقاعدية (EC, TH, SAR, RSC, SSP, MAR, KR) و (PI)، بالإضافة إلى استخدام التحليل الإحصائي متعدد المتغيرات) التحليل بالمركبات الرئيسية PCA، والتصنيف الهرمي (CHA) لتحديد مصادر التباين وتصنيف العينات حسب توقيعهما الهيدروكيميائي. كما تم إنتاج خرائط تصنيفية لتحديد المناطق الأكثر عرضة للمخاطر من الناحية المكانية. تشير النتائج إلى أن 41% من العينات تظل صالحة للري وفقًا لمعايير منظمة الأغذية والزراعة (الفاو)، إلا أن نسبة معتبرة منها تُظهر ارتفاعًا في التوصيلية الكهربائية وتركيز الصوديوم، ما يشكّل خطرًا حقيقيًا على بنية التربة. كما كشف التحليل الإحصائي عن وجود مجموعتين مميزتين من المياه الجوفية: الأولى قليلة التمعدين وغير متأثرة، والثانية عالية التمعدين ومرتبطة مكانيًا بمنطقة صرف مياه محطة التطهير. وتُشير هذه الملاحظات إلى وجود علاقة واضحة بين تشغيل محطة المعالجة وتغير جودة المياه الجوفية.

الكلمات المفتاحية: المياه الجوفية، الجودة، مؤشر، تحليل متعدد المتغيرات، محطة تطهير، الشلف الأوسط.

Table de matières

Introduction Générale.....	2
-----------------------------------	----------

CHAPITRE I

Généralités sur l'eau et sa qualité en irrigation

I.1. Introduction	5
I.2. Ressources en eau.....	5
I.3. Les usages de l'eau.....	6
I.3.1. Usage agricole	7
I.3.2. Usage industriel.....	7
I.3.3. Usage domestique et collectif.....	8
I.4. Qualité de l'eau	8
I.5. Réglementation et gestion de la qualité de l'eau	10
I.6. Paramètres de la qualité de l'eau.....	11
I.7. Effet de la qualité des eaux d'irrigation sur la salinité et la sodicité des sols et leurs impacts sur l'agriculture.....	12
I.7.1. Caractérisation de la qualité des eaux d'irrigation	13
I.7.1.1. Paramètres de qualité.....	13
I.7.1.2. Classification des eaux d'irrigation.....	13
I.8. Processus de salinisation des sols irrigués.....	15
I.8.1. Mécanismes d'accumulation saline.....	15
I.8.2. Facteurs influençant la salinisation	15
I.9. Processus de sodisation des sols.....	16
I.9.1. Mécanismes d'échange cationique.....	16
I.9.2. Effets sur les propriétés physiques	17
I.10. 4. Impacts sur les cultures et la production agricole.....	17
I.10.1. Effets osmotiques de la salinité	17
I.10.2. Toxicité spécifique des ions	17
I.10.3. Effets indirects sur la nutrition	18
I.11. Conclusion.....	19

CHAPITRE II

Réutilisation des Eaux Usées Traitées : Enjeux, et Impact sur les Ressources Souterraines

II.1. Introduction	21
II.2. Concept de la REUT.....	21

II.3.	Réutilisation intégrée des eaux usées dans le cycle hydrologique	22
II.4.	Évolution Historique de la Réutilisation des Eaux Usées	24
II.5.	État actuel de la réutilisation des eaux usées à l'échelle mondiale	25
II.6.	Domaines de réutilisation des eaux usées traitées	27
II.6.1.	Réutilisation des eaux usées traitées pour la recharge des nappes souterraines	29
II.6.1.1.	Justification hydrologique et environnementale	29
II.6.1.2.	Approches techniques et critères de sélection	29
II.6.2.	Usages domestiques non potables : potentialités et contraintes	30
II.6.2.1.	Réduction de la pression sur l'eau potable	30
II.6.2.2.	Seuils limites sanitaires et acceptabilité sociale	30
II.6.3.	Réutilisation potable des eaux usées traitées	31
II.6.3.1.	Réutilisation indirecte	31
II.6.3.2.	Réutilisation directe	32
II.6.4.	Réutilisation des Eaux Usées Traitée en Agriculture	33
II.6.4.1.	Situation mondiale de la réutilisation des eaux usées traitées	33
II.6.4.2.	Défis et obstacles à la généralisation	35
II.6.4.3.	Perspectives et actions futures	37
II.7.	Etudes sur l'impact des EUT sur les eaux souterraines	38
II.8.	Conclusion	47

CHAPITRE III

Présentation de la Zone d'Étude

III.1.	Introduction	49
III.2.	Présentation de la zone d'étude	49
III.3.	Système hydrographique	50
III.4.	Caractéristiques climatiques régionales	51
III.4.1.	Précipitations	51
III.4.2.	Température	53
III.4.3.	Humidité	53
III.4.4.	Régime climatique	54
III.4.4.1.	Courbe ombrothermique	54
III.4.4.2.	Indice d'aridité de De Martonne	55
III.4.5.	Bilan hydrologique	56
III.4.5.1.	Bilan selon la méthode de Thornthwaite	56
III.4.5.2.	Calcul de l'infiltration	58

III.5. Géologie	59
III.5.1. Contexte géologique général	59
III.5.2. Lithostratigraphie	60
III.5.2.1. Formations anténéogènes	62
III.5.2.1.1. Terrains autochtones anciens	62
III.5.2.1.2. Terrains allochtones	62
III.5.2.2. Formations néogènes et quaternaires.....	62
III.5.2.2.1. Miocène.....	63
III.5.2.2.2. Pliocène	65
III.5.2.2.3. Villafranchien.....	65
III.5.2.2.4. Quaternaire.....	66
III.5.2.3. Tectonique	66
III.5.2.3.1. Tectonique souple	66
III.5.2.3.2. Tectonique cassante.....	67
III.5.3. Hydrogéologie et potentiel aquifère	67
III.5.4. Aquifère alluvial quaternaire.....	68
III.6. Conclusion.....	69

CHAPITRE IV

Analyse de l'aptitude des eaux souterraines à des fins d'irrigation

IV.1. Introduction	71
IV.2. Présentation de la station d'épuration de la ville de Chlef	71
IV.3. Collecte des données	74
IV.3.1. Échantillonnage et analyse des eaux souterraines	76
IV.3.1.1. Stratégie d'échantillonnage.....	76
IV.3.1.2. Protocole de prélèvement	76
IV.3.1.3. Mesures in situ et analyses de laboratoire	76
IV.3.1.4. Contrôle qualité des analyses	77
IV.3.2. Évaluation de l'aptitude des eaux souterraines à l'irrigation.....	77
IV.4. Méthodologie d'évaluation de la qualité des eaux souterraines.....	77
IV.4.1. Cadre méthodologique général.....	77
IV.5. Analyse Statistique des Données de Qualité des Eaux.....	78
IV.6. Analyse comparative des caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines.....	78
IV.6.1. Salinité et Conductivité Électrique.....	82
IV.6.2. Équilibre Acido-Basique	82

IV.6.3.	Chimisme Cationique	82
IV.6.4.	Chimisme Anionique.....	83
IV.7.	Évolution spatio-temporelle des interactions hydrochimiques dans les eaux souterraines sous l'effet prolongé d'une station d'épuration : Analyse comparative par matrices de corrélation	83
IV.7.1.	Analyse de la matrice de corrélation pour la période 2005	84
IV.7.2.	Analyse de la matrice de corrélation pour la période 2022	86
IV.8.	Analyse en Composantes Principales (ACP) de la qualité des eaux souterraines et interrelation avec les eaux usées traitées	87
IV.8.1.	Analyse ACP pour la période 2005	89
IV.8.2.	Analyse ACP pour la période 2022	90
IV.9.	Analyse de l'évolution spatio-temporelle de la qualité des eaux souterraines par classification hiérarchique ascendante (AHC)	93
IV.9.1.	Approche analytique.....	94
IV.9.2.	Structure hydrogéochimique en 2005 (état ante-STEP).....	94
IV.9.3.	Évolution structurelle en 2022 (état post-STEP).....	95
IV.10.	Conclusion.....	99

CHAPITRE V

Analyse de l'aptitude des eaux souterraines à des fins d'irrigation

V.1.	Introduction	102
V.2.	Évaluation de l'aptitude des eaux à l'irrigation.....	102
V.2.1.	Évaluation basée sur les paramètres individuels	102
V.2.2.	Évaluation par les indices agricoles standardisés	103
V.2.3.	Évaluation par les méthodes graphiques	103
V.3.	Analyse spatiale et cartographie.....	105
V.3.1.	Interpolation spatiale par la méthode IDW dans la cartographie de la qualité des eaux souterraines.....	106
V.3.2.	Couplage de la méthode IDW aux SIG dans l'étude hydrochimique des eaux souterraines 107	
V.4.	Résultats et discussions	108
V.4.1.	Évaluation de l'aptitude des eaux à l'irrigation fondée sur l'analyse paramétrique individuelle.....	108
V.4.1.1.	pH.....	114
V.4.1.2.	Conductivité électrique (CE).....	114
V.4.1.3.	Minéralisation calcique et magnésienne (Dureté totale TH).....	116
V.4.2.	Caractérisation de la qualité des eaux d'irrigation par indices standardisés	119
V.4.2.1.	Rapport d'Adsorption du Sodium (SAR).....	119

V.4.2.2.	Indice de Carbonate de Sodium Résiduel (RSC).....	121
V.4.2.3.	Pourcentage de Sodium soluble (SSP)	123
V.4.2.4.	Rapport d'Adsorption du Magnésium.....	125
V.4.2.5.	Rapport de Kelley (KR).....	127
V.4.2.6.	Indice de Perméabilité (PI).....	129
V.4.3.	Aptitude basée sur les approches graphiques	131
V.4.3.1.	Diagramme de Richards	131
V.4.3.2.	Diagramme de Wilcox.....	132
V.5.	Conclusion.....	133
	Conclusion Générale	136
	Références Bibliographiques	139

Liste des figures

Figure I. 1: Représentation schématique de l'évaluation de la qualité selon la conception de Kant. [30].....	9
Figure I. 2: Dégradation de la qualité des sols par les eaux d'irrigation [48].	12
Figure I. 3: Diagramme de classification USSL des eaux d'irrigation [49].....	14
Figure II. 1: Réutilisation mondiale de l'eau usée traitée par domaine [89].....	22
Figure II. 2: Cycles locaux de l'eau pour l'usage et la réutilisation [90].....	23
Figure II. 3: Écarts de qualité de l'eau à combler selon les types de traitements appliqués [90].....	23
Figure II. 4: Installations utilisées pour la réutilisation des eaux en Grèce antique [92].	24
Figure II. 5: Carte mondiale de (a) la production, (b) la collecte), (c) le traitement et (d) réutilisation des eaux usées traitées [96].....	26
Figure II. 6:: Éléments clés d'un système de réutilisation des eaux usées traitées en agriculture [98].....	28
Figure II. 7: Volumes annuels et pourcentages des eaux usées traitées utilisées pour l'irrigation [98].....	34
Figure II. 8: Interaction entre la type de sol, la qualité de l'eau d'irrigation et la dynamique de mobilisation des polluants lors de la transition vers l'utilisation d'eaux usées traitées [129].	37
Figure III. 1: Carte de localisation de la zone d'étude.....	50
Figure III. 2: Hydrographie de la zone d'étude.	51
Figure III. 3: Histogramme des précipitations moyennes mensuelles à la station ANRH Chlef.	52
Figure III. 4: Courbe ombrothermique de la région d'étude..	55
Figure III. 5: Projection de la station de Chlef sur l'abaque d'indice d'aridité de De Martonne.....	56
Figure III. 6: Carte géologique du Moyen Cheliff occidental.. [155].....	60
Figure III. 7: Log stratigraphique synthétique de la plaine du Moyen Chélif Occidental.[156].....	61
Figure III. 8: Coupes géologique a travers la plaine de Chlef .[156]	63
Figure III. 9: Schéma stratigraphique du Miocène inf. sur la bordure Nord du massif de l'Ouarsenis.[157].....	64
Figure III. 10: Schéma stratigraphique du Miocène sup. sur la bordure Nord du massif de l'Ouarsenis.[157] ..	64
Figure III. 11: Coupe géologique du Moyen cheliff . [156].....	66
Figure III. 12: Principales unités hydrogéologiques. [158]	68
Figure IV. 1: Localisation de la STEP de Chlef. [162].....	72
Figure IV. 2: Processus de traitement des eaux dans la STEP de Chlef. [162].....	73
Figure IV. 3: Réseau de mesure en 2005.	75
Figure IV. 4: Réseau de mesure en 2022.	75
Figure IV. 5: Histogrammes des paramètres hydrochimiques en 2005.	80
Figure IV. 6: Histogrammes des paramètres hydrochimiques en 2022.	81

Figure IV. 7: Matrice e corrélation des paramètres hydrochimiques en 2005.	84
Figure IV. 8: Matrice e corrélation des paramètres hydrochimiques en 2022.	86
Figure IV. 9: Cercle de corrélation des variables (année 2005).....	89
Figure IV. 10: Cercle de corrélation des variables (année 2022).....	90
Figure IV. 11: Cercle de corrélation des observations (année 2022).....	92
Figure IV. 12: Dendrogramme des éléments hydrochimiques (année 2005).....	95
Figure IV. 13: Dendrogramme des éléments hydrochimiques (année 2022).....	96
Figure IV. 14: Dendrogramme des stations (année 2022).	98
Figure V. 1: Distribution spatiale de la CE.....	116
Figure V. 2: Distribution spatiale de la TH.....	117
Figure V. 3: Distribution spatiale du SAR.	120
Figure V. 4: Distribution spatiale du RSC.	122
Figure V. 5: Distribution spatiale du SSP	124
Figure V. 6: Distribution spatiale du MAR.....	126
Figure V. 7: Distribution spatiale du KR	128
Figure V. 8: Distribution spatiale du PI	130
Figure V. 9: Diagramme de Richards des échantillons étudiés.....	132
Figure V. 10: Diagramme de Wilcox des échantillons étudiés	133

Liste des Tableaux

Tableau I. 1: Classification USSL des eaux d'irrigation selon la salinité [49].....	13
Tableau I. 2: Classification USSL des eaux d'irrigation selon la sodicité [49].....	14
Tableau II. 1: Exemples de projets de recharge de nappes avec eaux usées traitées dans différents pays.	30
Tableau II. 2: Caractéristiques comparées des projets de réutilisation potable indirecte et directe.....	33
Tableau III. 1: Précipitations moyennes mensuelles à la station ANRH Chlef (1980-2020).	52
Tableau III. 2: Températures moyennes mensuelles à la station ONM Chlef (1980-2020).	53
Tableau III. 3: Moyennes annuelles et mensuelles d'humidité relative (%), à la station ONM Chlef (période 1974-1994).	53
Tableau III. 4: Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite.	57
Tableau V. 1: Indices utilisés dans la classification des eaux pour l'irrigation.	105
Tableau V. 2: Comparaison des paramètres analysés avec les valeurs guides de la FAO (2005)	109
Tableau V. 3: Comparaison des paramètres analysés avec les valeurs guides de la FAO (2022)	109
Tableau V. 4: Classement de l'aptitude des eaux à l'irrigation	112

Liste des abréviations

1. Indices et paramètres de qualité des eaux d'irrigation

Abréviation	Signification
CE	Conductivité Électrique
KI	Kelly Index (Indice de Kelley – parfois redondant avec KR)
KR	Kelley's Ratio (Rapport de Kelley)
MAR	Magnesium Adsorption Ratio (Rapport d'Adsorption du Magnésium)
MH	Magnesium Hazard (Danger Magnésien)
Na%	Pourcentage de Sodium
PI	Permeability Index (Indice de Perméabilité)
RSC	Residual Sodium Carbonate (Carbonate Résiduel de Sodium)
SAR	Sodium Adsorption Ratio (Rapport d'Adsorption du Sodium)
SSP	Soluble Sodium Percentage (Pourcentage de Sodium Soluble)

2. Méthodes statistiques

Abréviation	Signification
ACP / PCA	Analyse en Composantes Principales / Principal Component Analysis
CHA / HCA	Classification Hiérarchique Ascendante / Hierarchical Cluster Analysis

3. Éléments chimiques et ions analysés

Abréviation	Signification
Ca ²⁺	Calcium
Cl ⁻	Ion Chlorure
CO ₃ ²⁻	Carbonate
HCO ₃ ⁻	Bicarbonate
K ⁺	Potassium
Mg ²⁺	Magnésium
Na ⁺	Sodium
NO ₃ ⁻	Nitrate
pH	Potentiel Hydrogène
SO ₄ ²⁻	Sulfate
TDS	Total Dissolved Solids (Solides Dissous Totaux)

4. Organisations, institutions et normes

Abréviation	Signification
FAO	Food and Agriculture Organization
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
USSL	United States Salinity Laboratory

5. Ressources et pratiques hydriques

Abréviation	Signification
AOP	Advanced Oxydation Process (Processus Avancé d'Oxydation)
DPR	Direct Potable Reuse (Réutilisation Directe pour l'Eau Potable)
EUT	Eaux Usées Traitées
IPR	Indirect Potable Reuse (Réutilisation Indirecte pour l'Eau Potable)
MAR	Managed Aquifer Recharge (Recharge Contrôlée des Nappes)
REUT	Réutilisation des Eaux Usées Traitées
RO	Reverse Osmosis (Osmose inverse)

Introduction Générale

Introduction Générale

L'eau constitue une ressource vitale, stratégique et de plus en plus rare dans de nombreuses régions du monde, notamment dans les zones arides et semi-arides comme le nord de l'Algérie. Dans ce contexte, la gestion rationnelle des ressources en eau devient un enjeu prioritaire pour garantir la sécurité alimentaire, soutenir le développement socio-économique et préserver les écosystèmes. L'agriculture, principal secteur consommateur d'eau, est particulièrement vulnérable aux effets de la rareté hydrique, surtout lorsque les eaux utilisées pour l'irrigation sont de qualité médiocre.

Dans la plaine alluviale du Moyen Chéouiff, zone à vocation agricole intensive, la disponibilité et la qualité des eaux d'irrigation conditionnent directement les performances agricoles. La réutilisation des eaux usées traitées (REUT), bien qu'offrant un potentiel intéressant pour pallier le déficit hydrique, soulève des interrogations quant à son impact sur la qualité des sols et des eaux souterraines, notamment en termes de salinité et de contamination chimique. Ainsi, se pose la problématique suivante : dans quelle mesure les eaux d'irrigation utilisées dans la région du Moyen Chéouiff — incluant celles issues du traitement des eaux usées — sont-elles compatibles avec les exigences de durabilité agricole et de préservation des ressources souterraines ?

Pour y répondre, cette étude adopte une approche analytique fondée sur :

- des prélèvements d'eaux souterraines en différents points de la plaine,
- des analyses physico-chimiques des principaux paramètres de qualité,
- L'usage d'outils statistiques multivariés (ACP, CHA) pour identifier les relations entre les variables et classer les types d'eau.
- et l'application de plusieurs indices d'évaluation agronomique (CE, SAR, RSC, SSP, etc.),

Afin de répondre aux problématiques posées par l'évaluation de la qualité des eaux d'irrigation et les impacts de la réutilisation des eaux usées traitées sur les sols et les ressources souterraines, ce travail de recherche est structuré en cinq chapitres complémentaires, chacun contribuant à l'atteinte des objectifs scientifiques de l'étude :

- Le premier chapitre propose un cadre théorique et conceptuel sur les ressources en eau

Introduction Générale

à l'échelle mondiale et régionale. Il traite de leur répartition, de leurs usages principaux (agricoles, industriels et domestiques), et des enjeux liés à leur gestion durable dans un contexte de pressions croissantes.

- Le second chapitre est consacré à l'analyse de la réutilisation des eaux usées traitées (REUT) en tant qu'alternative stratégique face à la raréfaction croissante des ressources conventionnelles. Il examine les domaines d'application possibles de cette pratique, en particulier dans le secteur agricole, ainsi que les usages urbains non potables et la recharge artificielle des nappes.
- Le troisième chapitre décrit en détail le cadre géographique, climatique, géologique et hydrogéologique de la plaine alluviale du Moyen Chéiff, région agricole stratégique située à l'ouest de l'Algérie.
- Le quatrième chapitre mobilise des outils d'analyse statistique multivariée (ACP, AHC) afin de regrouper les échantillons selon leur similarité chimique et de dégager les variables les plus influentes. Cette démarche permet d'identifier les processus hydrogéochimiques dominants, de distinguer les sources potentielles de pollution (naturelle ou anthropique) et de mieux comprendre la variabilité spatiale de la qualité des eaux dans la région.
- Le dernier chapitre présente les résultats analytiques issus des échantillons d'eaux souterraines collectés dans la zone d'étude. Les données physico-chimiques sont interprétées à la lumière des normes internationales, notamment celles de la FAO et du laboratoire USSL.

Chapitre I

Généralités sur l'eau et
sa qualité en irrigation

I.1. Introduction

Les ressources en eau sont essentielles à la vie sur Terre et jouent un rôle fondamental dans le développement économique et social. Elles sont indispensables pour l'approvisionnement en eau potable, l'agriculture, l'industrie et la production d'énergie. Cependant, la croissance démographique, l'urbanisation rapide, l'industrialisation et les changements climatiques exercent une pression croissante sur ces ressources, augmentant le risque de pénurie et de dégradation de leur qualité [1].

Les disparités spatiales et temporelles dans la disponibilité en eau exacerbent les défis liés à sa gestion. En effet, certaines régions bénéficient d'une abondance de ressources hydriques, tandis que d'autres, notamment les zones arides et semi-arides, sont confrontées à des conditions de stress hydrique sévères [2]. En Afrique du Nord, la rareté de l'eau constitue une problématique majeure nécessitant des stratégies de gestion durables et intégrées [3].

Par ailleurs, la qualité des ressources en eau est un enjeu crucial. La contamination des eaux de surface et souterraines par des polluants d'origine agricole (nitrates, pesticides), industrielle (métaux lourds, hydrocarbures) et domestique (eaux usées non traitées) constitue une menace pour la santé publique et l'environnement [4]. Face à ces défis, la surveillance et la modélisation de la qualité de l'eau sont devenues des outils essentiels pour l'évaluation et la gestion durable des ressources hydriques [5].

L'objectif de ce chapitre est d'examiner les différents types de ressources en eau, leur répartition à l'échelle mondiale et régionale, ainsi que les principaux facteurs influençant leur qualité. Une attention particulière sera portée aux méthodes d'évaluation de la qualité de l'eau et aux stratégies de gestion durable permettant de préserver ces ressources vitales.

I.2. Ressources en eau

L'eau constitue un élément fondamental pour les sociétés humaines et les écosystèmes. La notion de ressource en eau désigne l'ensemble des eaux accessibles et utilisables pour différents besoins, qu'elles soient de surface (rivières, lacs, barrages) ou souterraines (nappes phréatiques, aquifères). Selon Haque et al. [6], une ressource en eau est définie par sa disponibilité, sa qualité et sa capacité à être exploitée pour des usages spécifiques.

L'eau représente à la fois une ressource essentielle à la vie et un enjeu stratégique en raison de

ses divers usages économiques, notamment en agriculture, en industrie, dans les transports et pour la production énergétique. Bien que largement présente sur Terre, elle est majoritairement sous forme d'eau salée, représentant environ 97 % du volume total. La proportion d'eau douce disponible est limitée, une grande partie étant stockée dans les calottes glaciaires ou emprisonnée dans des aquifères profonds. Ainsi, seule une fraction estimée à 0,7 % de l'eau totale est réellement exploitable. En moyenne, cette quantité correspond à environ 5 700 m³ par personne et par an, mais cette valeur masque d'importantes disparités géographiques. Certains pays, comme la République démocratique du Congo, bénéficient de plus de 50 000 m³ d'eau douce par habitant chaque année, tandis que d'autres, tels que Malte, disposent de moins de 80 m³ par personne et par an, illustrant ainsi des contrastes marqués dans l'accès aux ressources hydriques [7].

Aujourd'hui, le changement climatique et la pression anthropique affectent fortement ces ressources, modifiant leur distribution et leur disponibilité. La variabilité climatique entraîne des sécheresses plus fréquentes dans certaines régions et une augmentation des précipitations extrêmes dans d'autres, perturbant ainsi les cycles hydrologiques et accentuant les déséquilibres hydriques à l'échelle mondiale [8]. De plus, l'intensification des activités humaines, notamment agricoles et industrielles, contribue à la dégradation de la qualité des eaux, avec une pollution accrue par les nitrates, les pesticides et les métaux lourds [9], [10]. Dans ce contexte, certaines régions sont particulièrement vulnérables à ces changements. Le bassin méditerranéen, les zones arides et désertiques ou encore les régions soumises aux moussons connaissent des défis majeurs liés à la disponibilité et à la qualité des ressources en eau. Ces tensions autour de l'eau, amplifiées par la croissance démographique et les besoins croissants en alimentation et en énergie, sont à l'origine de conflits et de reconfigurations géopolitiques majeures [11].

I.3. Les usages de l'eau

L'eau est une ressource essentielle dont les usages sont généralement classés en trois grandes catégories : agricoles, industriels et domestiques. Ces différentes utilisations varient en fonction des besoins socio-économiques et des ressources hydriques disponibles.

Les tendances historiques des prélèvements montrent une évolution marquée par une forte croissance entre 1950 et 1980, période correspondant à l'essor économique d'après-guerre. Ce rythme s'est ensuite ralenti avant de connaître une reprise au début du XXI^e siècle. Les projections pour les décennies à venir suggèrent une poursuite de cette augmentation sous

l'effet conjugué de la croissance démographique et de l'intensification des activités économiques [12].

I.3.1. Usage agricole

Le secteur agricole est le principal utilisateur d'eau à l'échelle mondiale, représentant environ 69 % des prélèvements totaux d'eau douce. De plus, dans la plupart des régions du monde, plus de 70 % de l'eau douce est utilisée pour l'agriculture [13], [14]. L'irrigation constitue l'usage dominant, avec des techniques variées selon l'origine des ressources (eaux de surface ou souterraines) et leur disponibilité. L'Asie est la région où la demande agricole en eau est la plus élevée, notamment dans des pays densément peuplés tels que la Chine, l'Inde et le Pakistan. La Révolution Verte a joué un rôle déterminant dans l'amélioration de la sécurité alimentaire de ces régions en permettant une augmentation significative des rendements agricoles. Toutefois, cette intensification n'est pas sans conséquences, soulevant plusieurs défis majeurs :

- La salinisation des sols, due à l'évapotranspiration qui concentre les sels naturellement présents dans l'eau d'irrigation, entraînant une dégradation des terres agricoles [15] ;
- Les transformations des systèmes agraires, qui modifient en profondeur les traditions locales, les structures sociales et les modes d'organisation des exploitations [16] ;
- L'évaluation économique du foncier et des infrastructures agricoles, qui pose des enjeux en matière d'investissement et de rentabilité [17] ;
- L'exigence de compétences techniques, nécessitant la formation des agriculteurs pour optimiser l'utilisation de l'eau [18] ;
- Les pertes d'eau lors du transport, qui réduisent l'efficacité des systèmes d'irrigation, une part importante de l'eau prélevée n'atteignant pas les cultures [19].

I.3.2. Usage industriel

Les usages industriels de l'eau représentent environ 32 % des prélèvements globaux, bien que seulement 10 % de cette quantité soit effectivement consommée [20]. Une part significative de l'eau industrielle est restituée au milieu naturel, mais souvent avec une altération de sa qualité, en raison de polluants chimiques ou physiques tels que les matières dissoutes, l'augmentation de la température et les particules en suspension [21].

L'industrie énergétique est également un grand consommateur d'eau, notamment pour le

refroidissement des centrales thermiques et nucléaires [22], [23]. Les rejets thermiques peuvent entraîner une augmentation de la température des cours d'eau, affectant les écosystèmes aquatiques [24]. De plus, les rejets industriels non traités peuvent contenir des substances toxiques, telles que des métaux lourds et des composés organiques, qui ont des effets néfastes sur la faune et la flore aquatiques [25].

I.3.3. Usage domestique et collectif

L'eau est également indispensable aux collectivités pour répondre aux besoins des ménages et des infrastructures publiques. Cet usage domestique comprend l'alimentation en eau potable, l'hygiène, l'abreuvement du bétail, le nettoyage, ainsi que des activités récréatives telles que les piscines et les fontaines. Bien que représentant environ 10 % des prélèvements mondiaux, cet usage revêt une importance stratégique, notamment en cas de crise hydrique [26].

L'approvisionnement en eau domestique reste inégalement réparti à travers le monde. De nombreuses régions d'Afrique, d'Amérique latine et d'Asie, en particulier les zones rurales, ne bénéficient pas encore d'un accès généralisé à l'eau potable. Par exemple, une étude a révélé que seulement 18 % des personnes à faible revenu dans les pays en développement ont accès à un système d'approvisionnement en eau à domicile, ce qui souligne les défis persistants en matière d'accès à l'eau potable dans ces régions [27]. De plus, les infrastructures de traitement et d'assainissement de l'eau sont souvent insuffisantes, posant des risques sanitaires majeurs. Une analyse a mis en évidence que parmi les principaux problèmes d'approvisionnement en eau dans les pays en développement figurent le manque de personnel qualifié, une gestion inadéquate et des ressources financières limitées [28].

Cette situation est au cœur des débats internationaux, la mise en place de partenariats public-privé étant souvent envisagée comme une solution pour garantir un accès équitable à l'eau et à son traitement. Des recherches ont montré que la gestion efficace des systèmes d'approvisionnement en eau intermittents dans les pays en développement nécessite de nouvelles directives pour la conception et le contrôle, afin d'améliorer la distribution de l'eau et de réduire les pertes [29].

I.4. Qualité de l'eau

La qualité de l'eau, telle que définie par Chapelle et al. [30], est un jugement spécifique qui

évalue comment la composition de l'eau répond aux besoins perçus d'un individu, d'un groupe ou d'un écosystème. Cela comprend des caractéristiques objectives, telles que la concentration de contaminants et la température, qui peuvent affecter la santé publique, ainsi que des aspects subjectifs liés aux attentes des consommateurs, comme le goût et la température de l'eau, soulignant ainsi l'importance des préférences humaines dans l'évaluation de la qualité de l'eau. La dynamique de cette notion est également essentielle, les standards de qualité de l'eau évoluant en fonction des avancées technologiques et des besoins changeants de la population [31], [32], [33]. La Figure I.1, qui illustre la conception esthétique de Kant, montre comment les jugements de qualité ne sont ni uniquement objectifs ni uniquement subjectifs, mais résultent de l'interaction entre les caractéristiques de l'objet (l'eau) et les attentes des utilisateurs. Cela explique pourquoi deux individus, dans des contextes variés, peuvent avoir des évaluations très différentes de ce qui constitue une "bonne" qualité de l'eau.

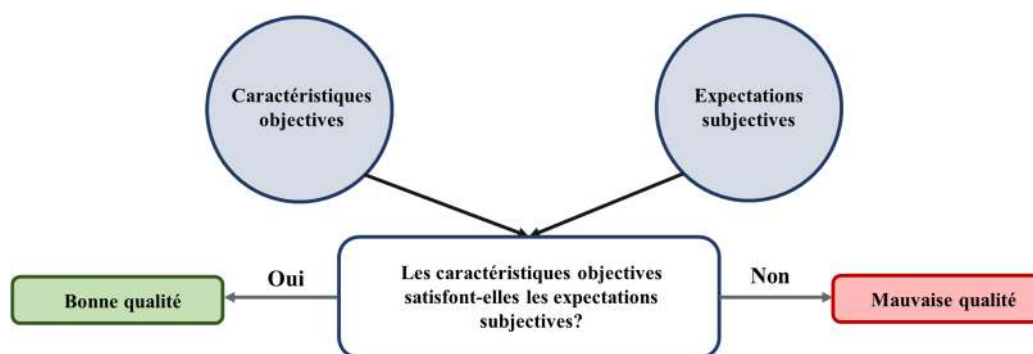


Figure I. 1: Représentation schématique de l'évaluation de la qualité selon la conception de Kant. [30]

Selon Roy [34], et Hassan Omer [35], la qualité des eaux se définit comme l'ensemble des caractéristiques chimiques, physiques et biologiques de l'eau, évaluées en fonction de sa capacité à être utilisée pour un usage particulier, tel que la baignade, la consommation, l'agriculture ou l'industrie. Chaque usage désigné a des normes spécifiques à respecter, qui varient en matière de composition et de concentration des différents éléments. Par exemple, les exigences pour l'eau potable sont beaucoup plus strictes que celles pour l'eau utilisée en agriculture [36]. Cette définition souligne l'importance de considérer divers paramètres pour évaluer si l'eau répond aux normes requises pour sa consommation et son utilisation par les êtres vivants ou pour des usages spécifiques [37].

Outre les caractéristiques chimiques, physiques et biologiques, la qualité de l'eau inclut des objectifs environnementaux et d'usage, tels que la protection et la propagation de la faune aquatique (poissons, coquillages et autres espèces) ainsi que les usages récréatifs comme la

baignade et la navigation soulignent que la qualité de l'eau ne doit pas être uniquement définie par la comparaison des concentrations chimiques avec des normes, mais qu'elle doit être liée aux usages bénéfiques des ressources en eau [38], qui comprennent :

- L'approvisionnement en eau potable, industrielle et agricole.
- La pêche commerciale et sportive.
- Les loisirs et la qualité esthétique perçue par les utilisateurs.

Ainsi, la qualité des eaux ne se limite pas à des critères chimiques, mais inclut une dimension écologique, récréative et socio-économique.

I.5. Réglementation et gestion de la qualité de l'eau

La gestion de la qualité de l'eau repose sur des cadres réglementaires qui ont évolué au fil du temps en réponse aux préoccupations environnementales et sanitaires. L'histoire des réglementations sur la qualité de l'eau montre une progression des politiques visant à limiter la pollution et à garantir la disponibilité d'une ressource conforme aux usages humains et écologiques [39]. Dès le XIX^e siècle, des normes ont été mises en place pour contrôler les contaminants chimiques et biologiques dans les ressources hydriques [40].

Les réglementations actuelles sur la qualité de l'eau varient considérablement selon les contextes nationaux et sectoriels. Par exemple, en ce qui concerne la réutilisation de l'eau en agriculture, des cadres juridiques spécifiques ont été développés à l'échelle mondiale pour assurer la sécurité sanitaire tout en optimisant les ressources hydriques. Cependant, ces réglementations restent disparates et présentent des lacunes, notamment en ce qui concerne les seuils admissibles de contaminants dans l'eau destinée à l'irrigation [41]. De même, la gestion de la pollution de l'eau dans les pays en développement repose sur une combinaison de politiques incitatives et de réglementations coercitives, mais leur efficacité varie en fonction des capacités institutionnelles et des contextes socio-économiques [42]. Par ailleurs, la recharge artificielle des aquifères constitue une approche de plus en plus utilisée pour garantir la disponibilité de l'eau, mais elle soulève des enjeux réglementaires complexes [43].

I.6. Paramètres de la qualité de l'eau

La qualité de l'eau est déterminée par un ensemble de caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et bactériologiques, appelées paramètres ou indicateurs. Ces paramètres permettent de classer l'eau en différentes catégories, déterminant ainsi son adéquation à des usages spécifiques.

Les exigences en matière de qualité de l'eau varient selon son utilisation. Par exemple, l'eau potable ne doit contenir ni substances chimiques ni micro-organismes susceptibles de nuire à la santé humaine. Selon le Centre d'Information sur l'Eau (CIEau), l'eau potable doit répondre à environ 70 critères de qualité définis par le Code de la santé publique, en application d'une directive européenne suivant les valeurs guides de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Ces normes strictes visent à garantir une eau de bonne qualité sanitaire, claire, inodore et équilibrée en sels minéraux [44]. L'eau destinée à l'agriculture doit être exempte de concentrations élevées d'ions sodium, de nitrates ou d'autres contaminants, car une eau de mauvaise qualité peut affecter la viabilité des cultures [45]. Quant à l'eau utilisée dans l'industrie, ses critères de qualité sont généralement moins stricts que ceux appliqués à l'eau potable, bien que des normes spécifiques puissent s'appliquer selon les processus industriels concernés [46].

Les directives imposent un suivi opérationnel basé sur l'évaluation de paramètres biologiques, hydromorphologiques et physico-chimiques. Les systèmes internationaux de surveillance environnementale classent les mesures de la qualité de l'eau en trois grandes catégories:

1. **Paramètres fondamentaux** : Température, pH, conductivité, oxygène dissous, solides dissous totaux (SDT), coliformes, demande biologique en oxygène sur 5 jours (DBO), turbidité, concentrations de nitrites et de phosphates.
2. **Indicateurs de pollution persistante** : Cadmium, mercure, composés organo-halogénés et huiles minérales.
3. **Paramètres optionnels** : Carbone organique, détergents anioniques, métaux lourds, arsenic, bore, sodium, cyanures, huiles totales, streptocoques.

Pour évaluer la santé globale d'un écosystème et l'état de l'eau, il est essentiel d'analyser et de surveiller plusieurs paramètres ou indicateurs de qualité de l'eau. Le programme de surveillance et les paramètres à mesurer pour l'étude de la qualité de l'eau doivent être spécifiquement adaptés à chaque localité et à chaque type d'eau. Les paramètres chimiques et physiques sont

essentiels pour une détermination rapide de la qualité de l'eau, tandis que les paramètres biologiques offrent une analyse détaillée et complexe de l'environnement [47].

I.7. Effet de la qualité des eaux d'irrigation sur la salinité et la sodicité des sols et leurs impacts sur l'agriculture

La qualité de l'eau d'irrigation constitue un facteur déterminant dans la durabilité des systèmes agricoles irrigués. L'utilisation d'eaux de qualité médiocre peut conduire à une dégradation progressive des propriétés physico-chimiques des sols, notamment par l'accumulation de sels solubles et l'augmentation du taux de sodium échangeable (Figure I.2). Ces phénomènes, respectivement appelés salinisation et sodisation, représentent aujourd'hui une menace majeure pour la productivité agricole mondiale, affectant environ 20% des terres irriguées dans le monde.

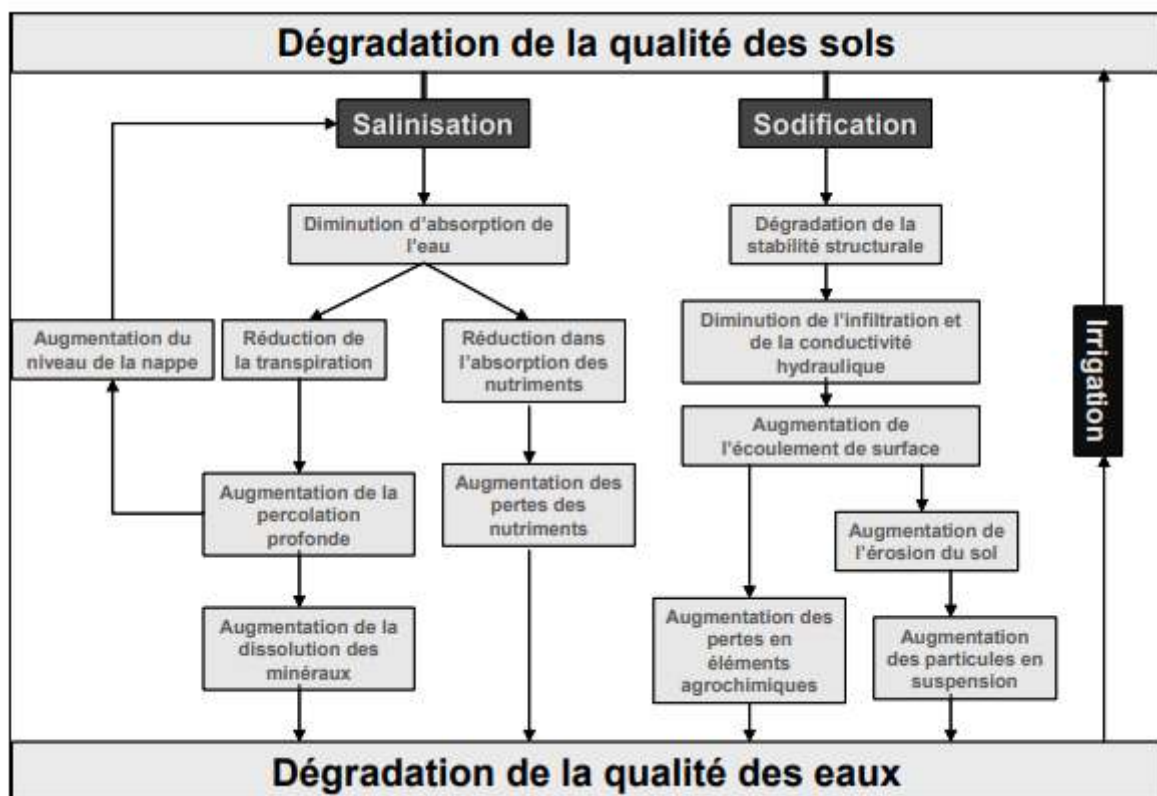


Figure I. 2: Dégradation de la qualité des sols par les eaux d'irrigation [48].

I.7.1. Caractérisation de la qualité des eaux d'irrigation

I.7.1.1. Paramètres de qualité

La qualité d'une eau d'irrigation se définit par plusieurs paramètres physicochimiques fondamentaux. La conductivité électrique (CE), exprimée en dS/m ou $\mu\text{S}/\text{cm}$, constitue l'indicateur principal de la teneur totale en sels dissous. Elle permet d'évaluer le risque de salinisation des sols et les effets osmotiques sur les cultures. Le rapport d'adsorption du sodium (SAR) le risque de sodisation en évaluant la proportion relative de sodium par rapport aux cations divalents calcium et magnésium.

Le pH de l'eau d'irrigation influence la disponibilité des éléments nutritifs et peut affecter les propriétés chimiques du sol. Les concentrations individuelles en ions majeurs (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-) permettent de déterminer le faciès chimique de l'eau et d'identifier les risques spécifiques. La présence d'éléments traces toxiques comme le bore, le chlore ou certains métaux lourds doit également être considérée dans l'évaluation globale de la qualité.

I.7.1.2. Classification des eaux d'irrigation

La classification la plus couramment utilisée est celle du laboratoire de salinité des États-Unis (USSL), qui distingue les eaux selon leur conductivité électrique et leur SAR. Cette classification définit quatre classes de salinité (C1 à C4, de faible à très forte salinité) et quatre classes de sodicité (S1 à S4, de faible à très forte sodicité) comme le présente les Tableaux I.1 et I.2 respectivement.

Tableau I. 1: *Classification USSL des eaux d'irrigation selon la salinité [49].*

Classe	CE (dS/m)	Qualité	Utilisation recommandée
C1	0,1-0,25	Faible salinité	Convient à la plupart des cultures et des sols
C2	0,25 - 0,75	Salinité moyenne	Utilisable avec un léger lessivage
C3	0,75 - 2,25	Salinité forte	Nécessite un bon drainage et un lessivage
C4	> 2,25	Très forte salinité	Convient uniquement aux cultures tolérantes

Tableau I. 2: Classification USSL des eaux d'irrigation selon la sodicité [49].

Classe	CE (dS/m)	Qualité	Utilisation recommandée
S1	0-10	Faible sodicité	Risque faible pour la plupart des sols
S2	10-18	Sodicité moyenne	Risque modéré, surveiller les sols fins
S3	18-26	Sodicité forte	Nécessite des amendements calciques
S4	> 26	Très forte sodicité	Généralement impropre à l'irrigation

Le diagramme USSL (Figure I.2) constitue un outil de référence en hydrochimie pour la classification des eaux d'irrigation. Il repose sur l'interprétation des paramètres physico-chimiques des eaux, en combinant deux indicateurs clés :

- Le rapport d'adsorption du sodium (SAR) en ordonnée, reflétant le risque de sodisation des sols;
- La conductivité électrique (CE) en abscisse, représentée sur une échelle logarithmique par convention, et traduisant la salinité de l'eau.

Sur la base de la CE, les eaux d'irrigation sont catégorisées en quatre classes distinctes, permettant d'évaluer leur adéquation à un usage agricole et leurs impacts potentiels sur les propriétés pédologiques.

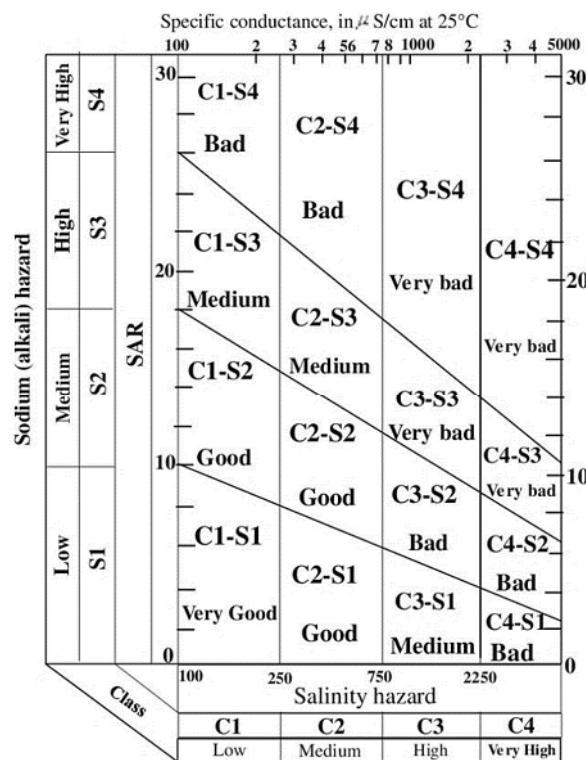


Figure I. 3: Diagramme de classification USSL des eaux d'irrigation [49].

I.8. Processus de salinisation des sols irrigués

I.8.1. Mécanismes d'accumulation saline

La salinisation des sols dans les systèmes agricoles irrigués constitue un processus d'accumulation progressive des sels solubles dans la zone racinaire, résultant principalement des apports salins contenus dans l'eau d'irrigation [50]. Ce phénomène s'explique par l'introduction systémique de charges salines proportionnelles à la concentration ionique de l'eau d'irrigation et aux volumes hydriques appliqués lors de chaque événement d'irrigation [51].

Le processus fondamental repose sur la dynamique différentielle entre les apports salins et l'évacuation hydrique par évapotranspiration. Tandis que l'évapotranspiration élimine préférentiellement la fraction hydrique pure, elle induit concomitamment une concentration progressive des solutés salins dans la solution du sol [52], [53]. En l'absence d'un système de drainage adéquat permettant l'évacuation des excès salins, cette accumulation progressive conduit inéluctablement à une dégradation de la qualité chimique du milieu édaphique [54].

L'équilibre dynamique entre les apports salins par irrigation et l'évacuation par lessivage détermine l'évolution temporelle de la salinité du sol [55]. La fraction de lessivage, définie comme le rapport volumétrique entre les eaux drainées et les eaux d'irrigation appliquées, constitue le paramètre critique gouvernant l'efficacité de l'élimination des sels accumulés [56].

Des études expérimentales ont démontré qu'une fraction de lessivage insuffisante, généralement inférieure au seuil critique de 10-20% selon les conditions pédoclimatiques, conduit inexorablement à une salinisation progressive du profil pédologique, même lorsque les eaux d'irrigation présentent une qualité chimique initialement acceptable [50], [57]. Cette dynamique de salinisation s'avère particulièrement critique dans les zones arides et semi-arides où les taux d'évapotranspiration élevés accentuent les processus de concentration saline dans la zone racinaire [58].

I.8.2. Facteurs influençant la salinisation

Plusieurs facteurs modulent l'intensité et la rapidité de la salinisation. Les conditions climatiques, notamment l'évapotranspiration potentielle et les précipitations, influencent directement le bilan hydrique et salin [59], [60]. Un climat aride avec une forte

évapotranspiration accélère la concentration des sels, tandis que des précipitations abondantes peuvent contribuer au lessivage naturel [61]. L'augmentation des températures liée au changement climatique devrait intensifier la demande en irrigation et par conséquent augmenter les risques de salinisation [62].

Les propriétés du sol jouent un rôle déterminant. La texture influence la capacité de rétention en eau et la vitesse de drainage. Les sols argileux retiennent davantage d'eau salée, tandis que les sols sableux facilitent le lessivage mais nécessitent des irrigations plus fréquentes [61].

La structure du sol et la présence de couches imperméables peuvent limiter le drainage et favoriser l'accumulation saline en surface.

Les pratiques culturales modifient également la dynamique saline. Le mode d'irrigation (surface, aspersion, goutte-à-goutte) influence la distribution des sels dans le profil [59]. L'irrigation localisée peut créer des zones de concentration saline en périphérie des bulbes humides. La gestion de la fertilisation, notamment l'apport d'engrais minéraux, contribue à la charge saline totale du sol [60].

I.9. Processus de sodisation des sols

I.9.1. Mécanismes d'échange cationique

La sodisation résulte de l'accumulation de sodium sur le complexe d'échange du sol. Le sodium, monovalent, entre en compétition avec les cations divalents calcium et magnésium pour l'occupation des sites d'échange [63]. Bien que son affinité soit plus faible, le sodium peut progressivement saturer le complexe lorsqu'il est présent en forte concentration dans la solution du sol.

Le taux de sodium échangeable (ESP), exprimé en pourcentage de la capacité d'échange cationique, quantifie le degré de sodisation. Un ESP supérieur à 15% caractérise un sol sodique, présentant des risques de dégradation de la structure. La relation entre ESP et SAR de la solution du sol permet de prédire l'évolution de la sodisation en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation [64].

I.9.2. Effets sur les propriétés physiques

L'accumulation de sodium échangeable modifie profondément les propriétés physiques du sol. Le sodium provoque la dispersion des argiles, détruisant la structure agrégée [65]. Cette dispersion se traduit par une diminution de la porosité, une réduction de la perméabilité et une augmentation de la résistance mécanique. La formation d'une croûte de surface imperméable limite l'infiltration et favorise le ruissellement.

Ces modifications structurales créent un cercle vicieux. La réduction de la perméabilité limite le lessivage des sels, accentuant la salinisation [63]. L'engorgement temporaire favorise les conditions anaérobies, modifiant la chimie du sol et la disponibilité des éléments nutritifs. La compaction augmente la résistance à la pénétration racinaire, limitant l'exploration du profil par les racines.

I.10. 4. Impacts sur les cultures et la production agricole

I.10.1. Effets osmotiques de la salinité

La salinité affecte les plantes par plusieurs mécanismes. L'effet osmotique constitue la première contrainte [66]. La salinité abaisse le potentiel osmotique du sol par rapport au potentiel osmotique interne de la graine, ce qui inhibe l'absorption d'eau. Les sels excessifs dans le sol réduisent l'absorption d'eau par les plantes en raison de la réduction du potentiel osmotique à la surface des racines. La salinité inhibe la croissance des plantes en abaissant le potentiel hydrique de la feuille, causant des changements physiologiques et morphologiques, générant des espèces réactives de l'oxygène, la toxicité ionique, augmentant le stress osmotique et modifiant les processus biochimiques.

Cette contrainte hydrique se traduit par une réduction de la croissance, même en présence d'eau disponible dans le sol. Une salinité élevée cause un stress osmotique suivi d'un stress ionique, qui perturbent tous deux la croissance et le métabolisme des plantes [67].

I.10.2. Toxicité spécifique des ions

Au-delà des effets osmotiques, certains ions exercent une toxicité spécifique. Les ions toxiques usuels dans l'eau d'irrigation sont le chlorure, le sodium et le bore [51]. Le sodium s'accumule

dans les tissus végétaux, perturbant les équilibres ioniques cellulaires et les processus métaboliques. Lorsque les plantes sont exposées au sel, les ions sodium (Na^+) entrent en compétition avec les ions potassium (K^+), causant des perturbations nutritionnelles et métaboliques qui conduisent ultimement à la mort des cellules végétales [68]. Des concentrations élevées provoquent des nécroses foliaires et une sénescence prématurée.

Le chlore présente également une toxicité directe, particulièrement visible sur les feuilles sous forme de brûlures marginales. Le chlorure se déplace facilement avec l'eau du sol. Il peut être absorbé par la culture, circuler dans le flux de transpiration et s'accumuler dans les feuilles [69]. Si la concentration de chlorure dans les feuilles dépasse la tolérance de la culture, des brûlures foliaires se développent et les feuilles peuvent tomber. Selon la sensibilité de la plante au chlorure, des symptômes toxiques peuvent apparaître, similaires à ceux observés avec le sodium, à savoir : brûlures ou abscission des feuilles.

Le bore, présent dans certaines eaux d'irrigation, devient toxique à des concentrations relativement faibles [70], [71]. Le bore est très toxique pour de nombreuses plantes, même à de faibles concentrations [72]. Des concentrations aussi faibles que 0,8 mg/L peuvent provoquer des nécroses des marges foliaires, un seuil proche du seuil de toxicité reconnu de 1 mg/L pour l'eau d'irrigation [70]. Les symptômes incluent des nécroses foliaires et une réduction de la croissance [73], [74], avec l'apparition caractéristique de taches chlorotiques et/ou nécrotiques aux marges et pointes des feuilles âgées [72].

I.10.3. Effets indirects sur la nutrition

La salinité et la sodicité modifient la disponibilité et l'absorption des éléments nutritifs. La forte concentration ionique de la solution du sol crée des antagonismes, réduisant l'absorption de certains éléments essentiels comme le potassium, le calcium ou le magnésium. L'effet antagoniste du potassium s'avère considérable lorsque le rapport d'activité entre le potassium et les autres cations devient déséquilibré [75]. L'accumulation de sodium peut induire des carences en potassium par compétition au niveau des sites d'absorption.

L'effet antagoniste de K sur Mg est plus fort que celui de Mg sur K dans l'absorption racinaire et le transport dans les plantes, indiquant que l'utilisation équilibrée d'engrais K et Mg est nécessaire pour maintenir un Mg disponible élevé et atténuer la carence en Mg induite par K

[76]. Il existe également une interaction antagoniste entre les anions Cl⁻ et NO₃⁻. Un excès de Cl⁻ (très courant dans l'eau saline et/ou sodique) peut réduire l'absorption de NO₃⁻ par la plante [77].

Les modifications du pH du sol, fréquentes dans les sols sodiques, affectent la disponibilité du phosphore et des oligo-éléments. L'alcalinisation favorise la précipitation du phosphore et la formation de complexes insolubles avec le fer, le zinc ou le manganèse. Ces déséquilibres nutritionnels aggravent les effets directs de la salinité sur la croissance des cultures.

I.11. Conclusion

Les ressources en eau constituent un enjeu majeur du XXI^e siècle, soumises à des pressions croissantes liées à la démographie, au développement économique et aux changements climatiques. Ce chapitre a mis en évidence la complexité de la gestion des ressources hydriques, où la quantité disponible ne constitue qu'une partie de l'équation, la qualité étant tout aussi cruciale pour déterminer l'adéquation de l'eau à ses différents usages.

L'analyse des usages agricoles, industriels et domestiques révèle des besoins diversifiés et parfois conflictuels, nécessitant une approche intégrée de la gestion. La qualité de l'eau d'irrigation s'avère particulièrement critique, pouvant conduire à des processus irréversibles de salinisation et de sodisation des sols, compromettant ainsi la durabilité des systèmes agricoles. Les mécanismes de dégradation des sols irrigués, caractérisés par l'accumulation progressive de sels et de sodium, illustrent l'importance d'une évaluation rigoureuse de la qualité des eaux avant leur utilisation.

Face à ces défis, la surveillance continue des paramètres physico-chimiques et biologiques, associée à une réglementation adaptée et évolutive, apparaît comme une nécessité pour préserver ces ressources vitales. L'adoption de stratégies de gestion durable, intégrant les aspects quantitatifs et qualitatifs, s'impose comme une priorité pour garantir la sécurité hydrique des générations futures et maintenir la productivité des écosystèmes agricoles.

Chapitre II

Réutilisation des Eaux
Usées Traitées :
Enjeux, et Impact sur
les Ressources
Souterraines

II.1. Introduction

La réutilisation des eaux usées traitées (REUT) constitue aujourd'hui une composante essentielle des stratégies de gestion intégrée des ressources en eau face aux défis croissants de pénurie hydrique. Comme le soulignent [78], cette pratique, loin d'être une innovation récente, trouve ses racines dans l'Antiquité mais connaît un regain d'intérêt dans un contexte de stress hydrique accru. L'Organisation des Nations Unies prévoit qu'à l'horizon 2030, près de 60% de la population mondiale sera confrontée à des problèmes d'approvisionnement en eau [79].

Ce chapitre propose une analyse approfondie des multiples facettes de la REUT, en mettant l'accent sur :

- La diversité des applications potentielles
- Les exigences techniques et sanitaires spécifiques à chaque usage
- Les cadres réglementaires nationaux et internationaux
- Les défis technologiques et sociétaux à surmonter

L'analyse s'appuie sur un examen systématique des publications scientifiques récentes et des documents normatifs, avec une attention particulière aux études de cas documentées.

II.2. Concept de la REUT

La réutilisation des eaux usées fait référence à l'emploi d'eaux usées, partiellement ou totalement traitées, dans un but de valorisation. L'objectif principal est d'offrir une source d'eau supplémentaire dont la qualité est adaptée à des usages spécifiques, sans nécessiter un traitement complet par le biais du cycle naturel. En évitant ou en retardant les déversements des stations d'épuration dans des environnements sensibles, ces méthodes contribuent également à prévenir les problèmes d'eutrophisation, en particulier durant l'été, lorsque les ressources naturelles sont les plus limitées [80]. La réutilisation des eaux usées se déroule en trois phases:

1. La collecte des eaux usées traitées, par exemple à la sortie d'une station d'épuration ;
2. Un traitement supplémentaire de ces eaux, ajusté en fonction des usages prévus, visant à éliminer les impuretés nocives ou toxiques ;
3. La réutilisation de l'eau, qui peut être réintroduite dans le « petit cycle » de l'eau, soit de manière directe (usage immédiat), soit de manière indirecte (l'eau recyclée passe alors par le milieu naturel avant d'être à nouveau prélevée).

Selon les niveaux de traitement, une multitude d'applications est envisageable (Figure II.1), allant de l'utilisation agricole, qui présente sans doute le plus grand potentiel, à l'utilisation municipale pour le nettoyage des routes ou l'arrosage des espaces verts, en passant par la recharge artificielle des nappes phréatiques ou la restauration des milieux naturels. L'innovation et le progrès peuvent même permettre la potabilisation des eaux usées traitées, comme cela se pratique en Namibie depuis plus de cinquante-cinq ans [81]. Il est effectivement rare qu'un État fixe des objectifs ambitieux en matière de réutilisation des eaux usées traitées sans être confronté à un stress hydrique significatif [82]. La réutilisation des eaux usées est souvent adoptée en réponse à une pénurie d'eau. Par exemple, une étude récente sur le Système Aquifère du Sahara Septentrional souligne que la réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation agricole peut réduire les prélèvements d'eau souterraine d'environ 49 %, atténuant ainsi le stress hydrique dans cette région aride [83].

De plus, D'autres études rapportent que de nombreux pays comme la Namibie et Singapour ont adopté la réutilisation directe des eaux usées pour la consommation humaine en réponse à des pénuries d'eau, démontrant que de telles initiatives sont souvent motivées par des situations de stress hydrique [81], [84], [85], [86], [87], [88] .

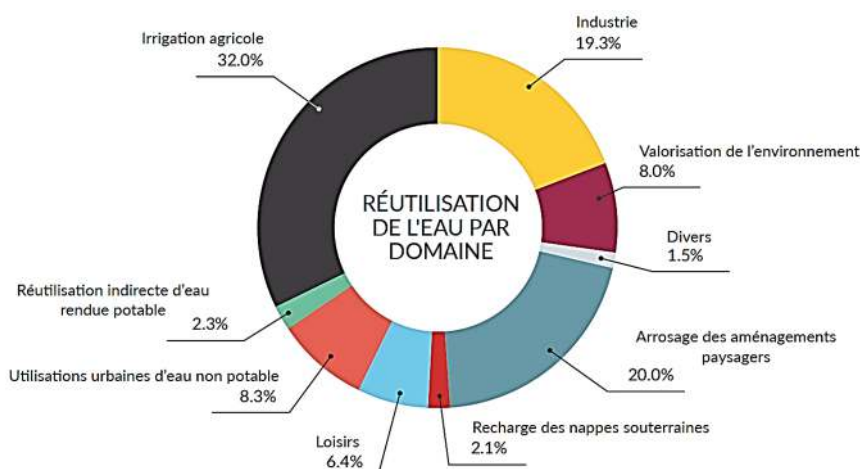


Figure II. 1: Réutilisation mondiale de l'eau usée traitée par domaine [89].

II.3. Réutilisation intégrée des eaux usées dans le cycle hydrologique

L'eau, ressource précieuse et invariable dans sa nature chimique, circule perpétuellement au sein du cycle hydrologique. Toute utilisation anthropique de l'eau s'inscrit ainsi dans une boucle, où le prélèvement est suivi d'un retour, direct ou indirect, au milieu naturel. Ce

processus est aujourd'hui complété par des interventions humaines, sous forme de dispositifs techniques permettant de gérer et de transformer la qualité de l'eau à différentes étapes de son parcours.

La figure II.2 illustre cette dynamique, mettant en évidence le cycle local de l'eau, depuis son captage jusqu'au rejet, en passant par les étapes de traitement et d'utilisation. L'introduction de la réutilisation des eaux usées traitées ajoute une boucle supplémentaire, plus restreinte mais essentielle, à cette logique circulaire.

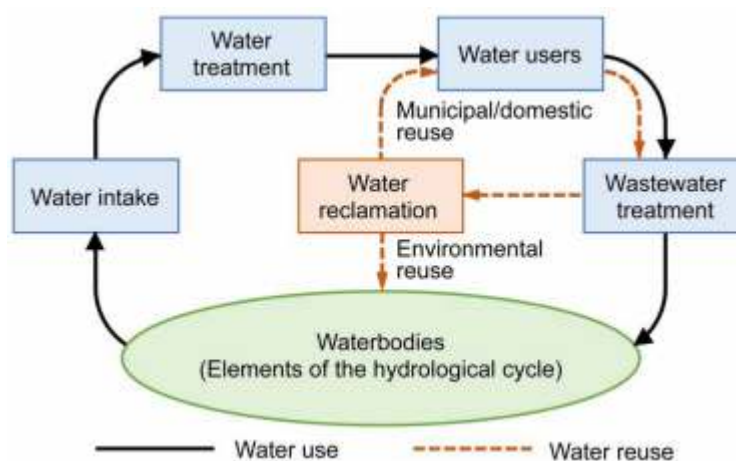


Figure II. 2: *Cycles locaux de l'eau pour l'usage et la réutilisation [90].*

Dans ce contexte, les traitements des eaux peuvent être classés en trois catégories principales : le traitement des eaux potables, le traitement des eaux usées et le traitement pour la réutilisation. Cette dernière catégorie combine souvent les exigences des deux premières, visant à combler les écarts de qualité entre l'eau usée et les standards requis pour une nouvelle utilisation. La Figure II.3 illustre conceptuellement les écarts de qualité entre les différents types d'eaux brutes et les normes auxquelles elles doivent se conformer après traitement. Le traitement des eaux destinées à la réutilisation est souvent celui qui nécessite les efforts les plus importants, car il s'agit de transformer une eau fortement chargée en polluants en une ressource répondant à des critères d'usage, parfois équivalents à ceux de l'eau potable.

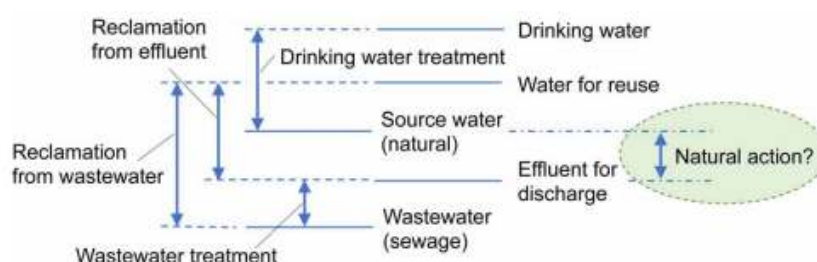


Figure II. 3: *Écarts de qualité de l'eau à combler selon les types de traitements appliqués [90].*

Il convient de souligner que, dans certains cas, des processus naturels peuvent également contribuer à l'amélioration de la qualité des eaux usées après leur rejet, comme c'est le cas dans les phénomènes de dilution ou de filtration naturelle. Néanmoins, ces mécanismes, bien que précieux, ne peuvent à eux seuls garantir un niveau de sécurité sanitaire suffisant dans un contexte de réutilisation contrôlée. D'où l'importance des traitements avancés, intégrés dans une vision systémique du cycle de l'eau, visant à concilier sécurité, durabilité et efficacité [91].

II.4. Évolution Historique de la Réutilisation des Eaux Usées

La réutilisation des eaux usées constitue une pratique ancestrale qui a accompagné l'histoire des civilisations humaines, avec des traces documentées dès l'âge du Bronze ancien (environ 3200–1100 av. J.-C.). Des civilisations comme celles de la Chine ancienne, de l'Égypte pharaonique et de la vallée de l'Indus ont mis en œuvre des systèmes rudimentaires mais ingénieux pour l'irrigation et l'aquaculture à partir d'eaux usées partiellement traitées [92]. En Grèce antique, dès le Ve siècle av. J.-C., des dispositifs sophistiqués de collecte, de stockage et de redistribution des eaux étaient utilisés, notamment sous forme de citernes connectées à des canaux d'irrigation. Les premières installations étaient des canaux ouverts qui ont ensuite évolué vers des conduits couverts, illustrés dans la Figure II.4 [92]. Cette évolution témoigne des avancées en matière de traitement et de gestion des eaux usées.

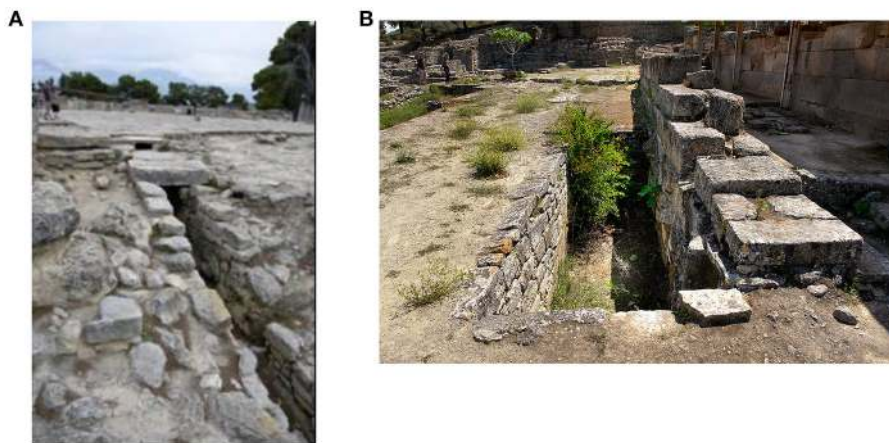


Figure II. 4: *Installations utilisées pour la réutilisation des eaux en Grèce antique [92].*

(A) Infrastructures de transport de l'eau et des eaux usées situées dans le palais de Phaistos, utilisées pour acheminer l'eau vers les terres agricoles ;

(B) citerne servant au stockage de l'eau en vue d'une application ultérieure sur les sols.

Sous l'Empire romain, les infrastructures d'assainissement ont connu une expansion sans précédent avec la construction d'aqueducs, de latrines publiques et de réseaux d'égouts souterrains, tels que la Cloaca Maxima à Rome. Bien que l'objectif principal de ces systèmes fût davantage lié à l'évacuation des eaux usées qu'à leur réutilisation, ils témoignent d'une approche centralisée et systématique de la gestion urbaine de l'eau [93].

Ce n'est véritablement qu'au XXe siècle, avec l'apparition des stations d'épuration modernes, que la réutilisation des eaux usées a connu une structuration scientifique et technologique. Ces installations ont permis non seulement de réduire la pollution des milieux récepteurs, mais aussi de valoriser l'eau traitée pour des usages non potables, notamment l'irrigation agricole, l'arrosage urbain, ou encore la recharge des nappes phréatiques [94]. Toutefois, l'attention accordée à la récupération des nutriments, autrefois essentielle dans les pratiques agricoles, a diminué au profit d'une logique de protection environnementale.

À l'aube du XXIe siècle, la pression croissante exercée par la croissance démographique, l'urbanisation rapide et le changement climatique a ravivé l'intérêt pour la réutilisation des eaux usées. Les progrès technologiques récents, tels que l'osmose inverse, la nanofiltration et les systèmes de traitement membranaire avancés, permettent aujourd'hui d'atteindre des niveaux de qualité compatibles avec des usages exigeants, y compris la potabilisation indirecte [95]. Cette évolution s'accompagne toutefois de défis majeurs en matière de réglementation, de perception sociale et de sécurité sanitaire, nécessitant une gouvernance rigoureuse et des protocoles de surveillance stricts.

II.5. État actuel de la réutilisation des eaux usées à l'échelle mondiale

La réutilisation des eaux usées constitue une stratégie cruciale pour atténuer les pressions croissantes sur les ressources hydriques, particulièrement dans les régions soumises à un stress hydrique prononcé. Cette pratique s'inscrit dans le cadre plus large de l'économie circulaire de l'eau, où les eaux usées ne sont plus considérées comme un déchet mais comme une ressource à valoriser. Les données récentes indiquent que près de $40,7 \times 10^9$ m³ d'eaux usées traitées font l'objet d'une réutilisation intentionnelle chaque année à l'échelle mondiale, représentant ainsi environ 11 % du volume total produit [96]. Ce chiffre, bien que significatif, masque d'importantes variations régionales et suggère un potentiel de développement encore sous-exploité.

Cette pratique est inégalement répartie, reflétant des disparités géographiques, économiques et technologiques marquées. Les déterminants de cette répartition inégale sont multiples : d'une part, les contraintes climatiques naturelles qui rendent cette pratique indispensable dans certaines zones arides, d'autre part, les capacités institutionnelles et financières des différents pays à mettre en œuvre des systèmes de traitement performants (Figure II.5). Cette inégalité de répartition s'observe non seulement entre pays mais aussi à l'échelle infra-nationale, avec des différences marquées entre zones urbaines et rurales, ou entre régions côtières et intérieures [97].

L'évolution historique de cette pratique mérite d'être soulignée. Alors que la réutilisation des eaux usées était traditionnellement limitée à quelques régions pionnières comme le Moyen-Orient ou la Californie, on observe depuis deux décennies une diffusion progressive de cette technologie à l'échelle mondiale. Cette expansion s'est faite à des rythmes variables selon les régions, avec une accélération notable dans les pays du Golfe depuis les années 2010, suivie plus récemment par certaines régions d'Asie et d'Amérique latine. Cette dynamique reflète à la fois l'aggravation des stress hydriques dans de nombreuses régions et les progrès technologiques ayant rendu ces solutions plus accessibles.

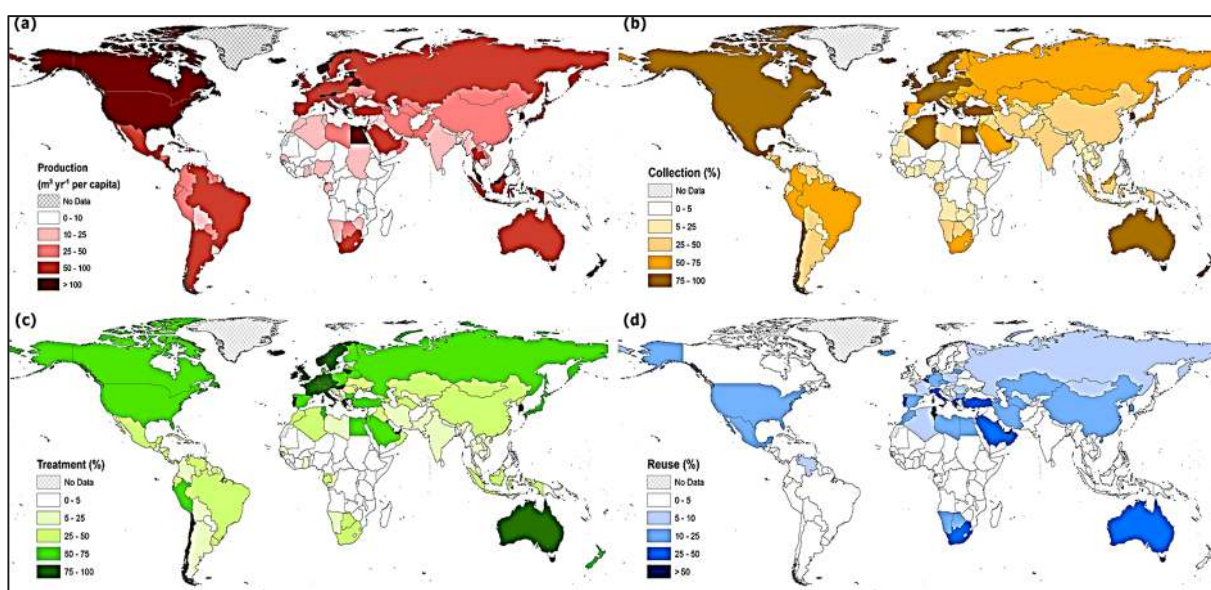


Figure II. 5: Carte mondiale de (a) la production, (b) la collecte), (c) le traitement et (d) réutilisation des eaux usées traitées [96].

Les régions arides et semi-arides, telles que le Moyen-Orient et l'Afrique du Nord, présentent les taux de réutilisation les plus élevés, avec 27,8 % des eaux usées traitées réaffectées à des usages principalement agricoles. Cette tendance s'explique par une combinaison de pénuries

hydriques structurelles et d'investissements soutenus dans les infrastructures de traitement. À l'inverse, des régions comme l'Afrique subsaharienne et l'Asie du Sud, bien que confrontées à un stress hydrique croissant, affichent des capacités de réutilisation limitées en raison de contraintes techniques et financières.

Les pays à revenu élevé, bien que ne représentant que 16 % de la population mondiale, contribuent à 52 % de la réutilisation globale des eaux usées traitées, soulignant ainsi le rôle déterminant des cadres réglementaires et des avancées technologiques. Des cas emblématiques, tels que les Émirats Arabes Unis ou le Koweït, illustrent une intégration systématique des eaux usées recyclées dans les stratégies nationales de gestion de l'eau, avec des taux de réutilisation dépassant 80 %.

Néanmoins, cette pratique ne saurait être dissociée des enjeux sanitaires et environnementaux qui l'accompagnent. La réutilisation non régulée d'eaux usées insuffisamment traitées, encore répandue dans les pays à faible revenu, expose les populations et les écosystèmes à des risques significatifs. Par ailleurs, les disparités observées mettent en lumière la nécessité de renforcer les coopérations internationales pour transférer les savoir-faire techniques et optimiser les cadres institutionnels.

II.6. Domaines de réutilisation des eaux usées traitées

La réutilisation des eaux usées traitées (REUT) constitue une pratique ancienne, historiquement attestée dans plusieurs civilisations où les eaux usées domestiques étaient valorisées pour l'irrigation des cultures. Aujourd'hui, cette stratégie connaît un renouveau majeur, porté par la raréfaction des ressources en eau, les changements climatiques et la nécessité d'adopter des modèles circulaires dans la gestion des ressources. L'essor de la REUT s'explique également par sa capacité à répondre à des besoins variés dans plusieurs secteurs, tout en réduisant les pressions sur les ressources conventionnelles.

Pour assurer une réutilisation sûre, il est crucial d'adopter des systèmes de gestion des risques basés sur des évaluations rigoureuses, des normes de qualité strictes, et une surveillance continue comme l'illustre la Figure II.6 qui propose une architecture typique de système de réutilisation des eaux usées en agriculture, intégrant différentes composantes : traitement primaire et secondaire, traitement tertiaire, stocks, distribution, et points d'utilisation. Ce schéma met en avant l'importance d'intégrer des unités de traitement complémentaires, telles que les filtres, les unités de désinfection, et les infrastructures de stockage et de distribution.

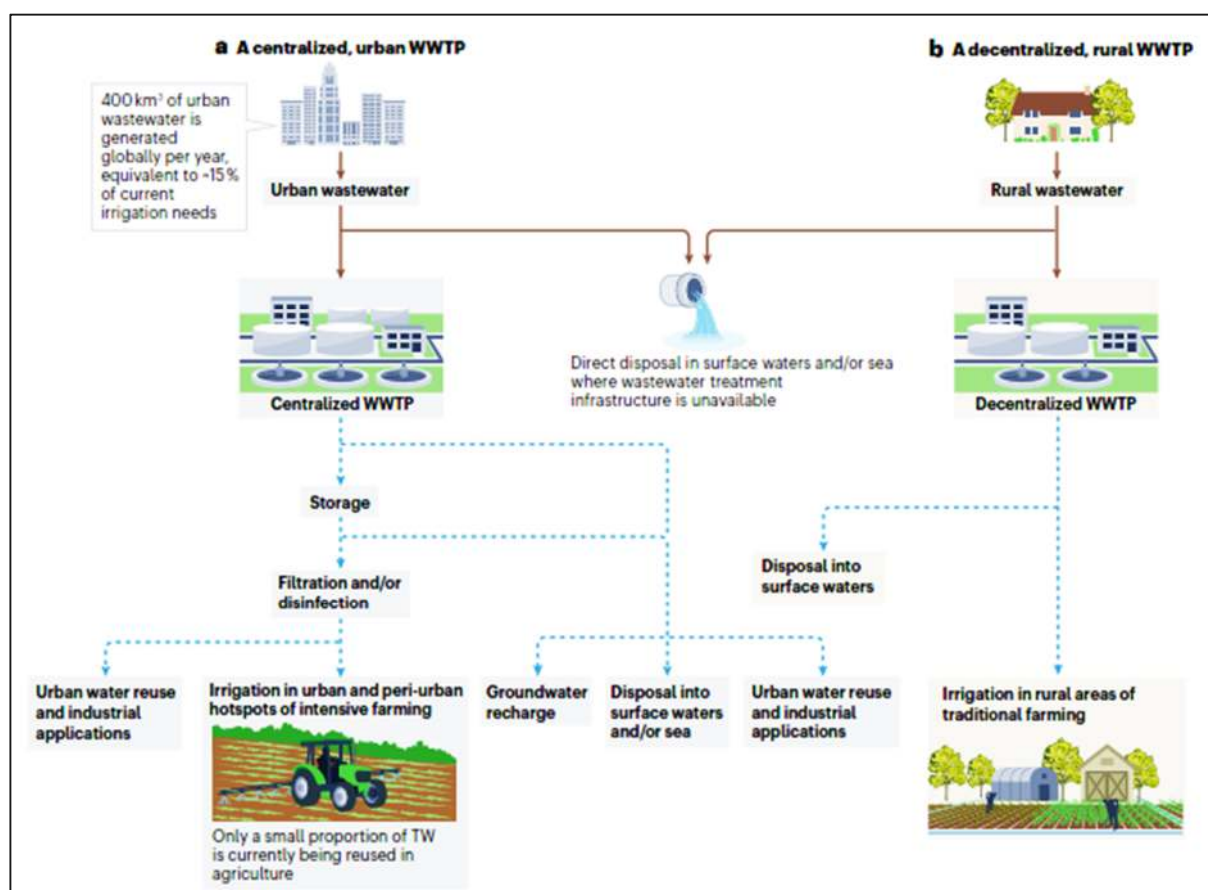


Figure II. 6:: Éléments clés d'un système de réutilisation des eaux usées traitées en agriculture [98].

La réutilisation en agriculture est souvent considérée comme la forme la plus répandue et socialement acceptée [99]. Au-delà de l'aspect quantitatif, elle apporte une valeur fertilisante non négligeable du fait de la présence résiduelle de nutriments tels que l'azote, le phosphore et le potassium [100]. Ces éléments nutritifs contribuent à une réduction notable des intrants chimiques, ce qui représente un avantage économique et environnemental [97]. Plusieurs études ont démontré que l'irrigation avec des eaux traitées peut maintenir, voire améliorer, le rendement agricole, à condition que les concentrations en agents pathogènes, métaux lourds et sels soient strictement contrôlées [101], [102].

Dans le domaine de l'industrie, les eaux usées traitées peuvent être valorisées dans des processus nécessitant de grandes quantités d'eau, comme le refroidissement, le lavage ou certaines opérations chimiques non sensibles à la qualité de l'eau [103]. Cette réutilisation permet non seulement une réduction significative de la consommation d'eau potable, mais contribue également à minimiser les rejets polluants vers les milieux récepteurs [92]. Toutefois, elle requiert des traitements avancés tels que l'ultrafiltration, l'osmose inverse ou les procédés membranaires hybrides, afin d'assurer la conformité aux standards de qualité industrielle [104].

Le secteur des espaces verts et des aménagements urbains constitue un autre débouché pertinent, notamment dans les zones urbaines soumises à un stress hydrique chronique [105]. L'irrigation des jardins publics, des terrains de sport ou encore des accotements routiers avec des eaux usées traitées représente une solution efficace de préservation de la ressource en eau douce. Cette pratique est d'autant plus justifiée que les exigences sanitaires y sont moindres par rapport à celles de l'usage potable, tout en nécessitant un contrôle rigoureux pour éviter la propagation de pathogènes aéroportés ou le contact direct avec les usagers [106].

II.6.1. Réutilisation des eaux usées traitées pour la recharge des nappes souterraines

II.6.1.1. Justification hydrologique et environnementale

Dans les régions soumises à un déficit chronique de ressources hydriques, la recharge artificielle des nappes souterraines constitue un levier stratégique pour restaurer l'équilibre entre les apports naturels et les prélèvements anthropiques [107]. Cette pratique repose sur l'infiltration contrôlée d'eaux usées préalablement traitées à des niveaux avancés, dans le but de reconstituer le stock des aquifères surexploités, tout en améliorant la résilience du système hydrogéologique face aux périodes de sécheresse prolongée [108], [109].

Le recours à l'eau usée épurée pour la recharge des aquifères nécessite toutefois des garanties strictes en matière de qualité. Des exigences spécifiques visent à éliminer les agents pathogènes, les composés pharmaceutiques résiduels, les perturbateurs endocriniens et les nitrates, afin d'éviter toute contamination durable des réservoirs souterrains. À cet égard, l'utilisation de traitements tertiaires combinant ultrafiltration, oxydation avancée et désinfection par rayonnement UV est souvent indispensable [110].

II.6.1.2. Approches techniques et critères de sélection

Les méthodes de recharge peuvent varier selon les caractéristiques géologiques du site, la perméabilité du sol et la profondeur de la nappe ciblée [108]. Parmi les approches les plus courantes figurent la percolation en bassin, l'injection par puits profonds et l'infiltration gravitaire à travers des tranchées aménagées [111]. Chaque technique impose des contraintes opérationnelles particulières, notamment en termes de contrôle du débit, de fréquence d'injection et de suivi qualité en continu. Le choix du dispositif repose également sur des critères

d'acceptabilité sociale, de coûts d'investissement et d'entretien, ainsi que sur la compatibilité avec les réglementations locales en matière de protection des eaux souterraines [112].

Tableau II. 1: Exemples de projets de recharge de nappes avec eaux usées traitées dans différents pays.

Localisation	Type de recharge	Traitement appliqué	Objectif	Référence
Orange County, USA	Injection par puits	Microfiltration, RO, UV	Barrière contre l'intrusion saline	[113]
Windhoek, Namibie	Infiltration gravitaire	Ultrafiltration, UV	Sécurisation de la ressource potable	[114]
Barcelone, Espagne	Recharge en bassin	Tertiaire + ozonation	Reconstitution des aquifères côtiers	[115]

RO : Osmose Inverse

II.6.2. Usages domestiques non potables : potentialités et contraintes

II.6.2.1. Réduction de la pression sur l'eau potable

Dans le contexte urbain, la demande croissante en eau potable pour des usages ne nécessitant pas cette qualité – tels que le lavage des sols, les chasses d'eau, ou l'arrosage domestique – met en lumière l'opportunité d'utiliser des eaux usées traitées de manière sélective. Cette substitution ciblée permet de préserver les ressources potables tout en valorisant les volumes d'eau récupérables en sortie des stations d'épuration urbaines. Les études de cas menées en Australie et à Singapour montrent que la généralisation de ce type de réutilisation peut entraîner une économie de 30 à 40 % sur la consommation d'eau potable par ménage [116].

II.6.2.2. Seuils limites sanitaires et acceptabilité sociale

L'introduction des eaux usées traitées dans l'environnement domestique soulève cependant des préoccupations majeures en matière de santé publique, notamment en cas de contact accidentel ou d'ingestion involontaire [117]. Les normes en vigueur, telles que celles émises par l'OMS et les agences sanitaires nationales, imposent des seuils stricts pour les paramètres

microbiologiques, en particulier les coliformes fécaux, les entérovirus et les spores de *Clostridium perfringens*. Des dispositifs de double réseau hydraulique et de signalisation claire sont souvent exigés pour éviter les confusions entre les circuits d'eau potable et non potable [118].

La principale entrave à la DPR reste cependant l'acceptabilité sociale, encore limitée par des perceptions négatives associées à la provenance de l'eau. La confiance du public repose ici sur des campagnes de communication scientifique, mais aussi sur l'existence de cadres réglementaires robustes, incluant des exigences sur la redondance des barrières de traitement, les temps de réponse en cas d'alerte, et la qualification du personnel [119].

II.6.3. Réutilisation potable des eaux usées traitées

II.6.3.1. Réutilisation indirecte

La réutilisation potable indirecte (Indirect Potable Reuse – IPR) désigne l'introduction volontaire d'eaux usées traitées dans un environnement naturel – généralement un aquifère ou un réservoir – avant leur réextraction en vue d'un traitement complémentaire pour la production d'eau potable. Ce processus repose sur la capacité du milieu naturel à jouer un rôle tampon, tant sur le plan sanitaire que psychologique, en permettant une dilution, une atténuation naturelle des contaminants résiduels, et un temps de séjour suffisant pour effectuer une surveillance rigoureuse avant distribution.

Plusieurs métropoles ont institutionnalisé cette approche. C'est le cas de Singapour, où les eaux épurées (NEWater) sont injectées dans des réservoirs artificiels, puis retraitées par des usines de potabilisation classiques [120]. De même, le projet de Groundwater Replenishment System du comté d'Orange en Californie est fréquemment cité comme un modèle exemplaire d'IPR, combinant osmose inverse, traitement UV et infiltration souterraine contrôlée [121].

Malgré les performances démontrées, l'IPR suscite des débats, notamment autour des délais de résidence nécessaires dans les milieux naturels, de la traçabilité des flux, et du risque de contamination en cas de défaillance technique ou humaine. Ces enjeux exigent une gouvernance rigoureuse, fondée sur la transparence des données et la résilience des dispositifs de contrôle [112].

II.6.3.2. Réutilisation directe

La réutilisation potable directe (Direct Potable Reuse – DPR) constitue une avancée plus audacieuse, puisqu'elle implique l'injection d'eaux usées hautement traitées directement dans le réseau de distribution ou dans une usine de potabilisation, sans passer par un stockage environnemental intermédiaire. Cette configuration requiert des standards de traitement extrêmement élevés, ainsi qu'une redondance technique à chaque étape, intégrant notamment l'osmose inverse, les procédés d'oxydation avancée (AOP) et la désinfection terminale [122].

Les applications pionnières de la DPR sont encore peu nombreuses, mais elles démontrent la faisabilité de cette approche dans des contextes de pénurie extrême. La ville de Windhoek en Namibie, confrontée à une aridité structurelle, fournit depuis plusieurs décennies de l'eau potable produite en partie à partir d'eaux usées recyclées, intégrée dans son réseau urbain selon un processus strictement contrôlé. Des expériences similaires, bien que plus récentes, sont en cours de développement en Texas, aux États-Unis, notamment à Big Spring et Wichita Falls, avec des résultats probants en matière de qualité bactériologique et chimique [123].

Le principal frein à la DPR reste cependant l'acceptabilité sociale, encore limitée par des perceptions négatives associées à la « provenance » de l'eau. La confiance du public repose ici sur des campagnes de communication scientifique, mais aussi sur l'existence de cadres réglementaires robustes, incluant des exigences sur la redondance des barrières de traitement, les temps de réponse en cas d'alerte, et la qualification du personnel [124].

Tableau II. 2: Caractéristiques comparées des projets de réutilisation potable indirecte et directe.

Projet	Type de réutilisation	Capacité (m ³ /j)	Traitements appliqués	Contexte géographique	Référence
Orange County (USA)	Indirecte	379 000	RO, UV, Infiltration souterraine	Région côtière, Californie	[125]
Windhoek (Namibie)	Directe	21 000	RO, AOP, filtration active, UV	Ville aride, Afrique australe	[126]
Big Spring (USA)	Directe	38 000	RO, UV, peroxyde d'hydrogène, filtration	Zone semi-aride, Texas	[127]
Singapour (NEWater)	Indirecte	432 000	Microfiltration, RO, UV, stockage en réservoir	Zone urbaine à haute densité	[128]

II.6.4. Réutilisation des Eaux Usées Traitée en Agriculture

La gestion durable de l'eau est devenue une priorité mondiale face aux défis croissants liés à la raréfaction des ressources hydriques, au changement climatique et à l'urbanisation rapide. La réutilisation des eaux usées traitées (EUT) en irrigation constitue une solution stratégique permettant de pallier la pénurie d'eau tout en favorisant une économie circulaire. La pratique, qui existe depuis l'Antiquité, a connu de nombreuses avancées grâce aux progrès technologiques, réglementaires et à une meilleure compréhension des risques sanitaires et environnementaux liés aux eaux usées. Cependant, sa généralisation reste confrontée à plusieurs défis, notamment la qualité des eaux traitées, la gestion des micropolluants, l'acceptation sociale, et le cadre réglementaire.

II.6.4.1. Situation mondiale de la réutilisation des eaux usées traitées

Selon [98], plus de 80 % des eaux usées mondiales sont déversées sans traitement ou avec un traitement insuffisant, ce qui pose des risques importants pour la santé publique et l'environnement. Dans certains pays en développement, cette proportion dépasse 95 %. La

réutilisation pour l'irrigation ne représente qu'une petite fraction (<20 %) des eaux usées traitées, en grande partie en raison des limitations technologiques et des contraintes réglementaires.

Globalement, la quantité d'eau usée traitée et réutilisée est encore marginale alors qu'elle offre un potentiel considérable pour renforcer la sécurité alimentaire et préserver les réserves d'eau douce. Environ 400 km³ d'eaux usées sont produites annuellement mondialement, mais leur traitement et leur réutilisation restent insuffisants pour répondre aux besoins croissants de l'agriculture.

La Figure II.7 illustre la répartition mondiale de la réutilisation directe des eaux usées traitées (EUT) pour l'irrigation. Elle révèle que cette pratique est principalement répandue dans des régions où la disponibilité en eau douce est limitée, telles que le Moyen-Orient, la Chine, l'Australie et certaines parties de l'Amérique du Nord, notamment la Californie. Ces régions ont adopté des stratégies de réutilisation pour pallier la pénurie d'eau, réduire la dépendance aux ressources souterraines et renforcer leur sécurité alimentaire.

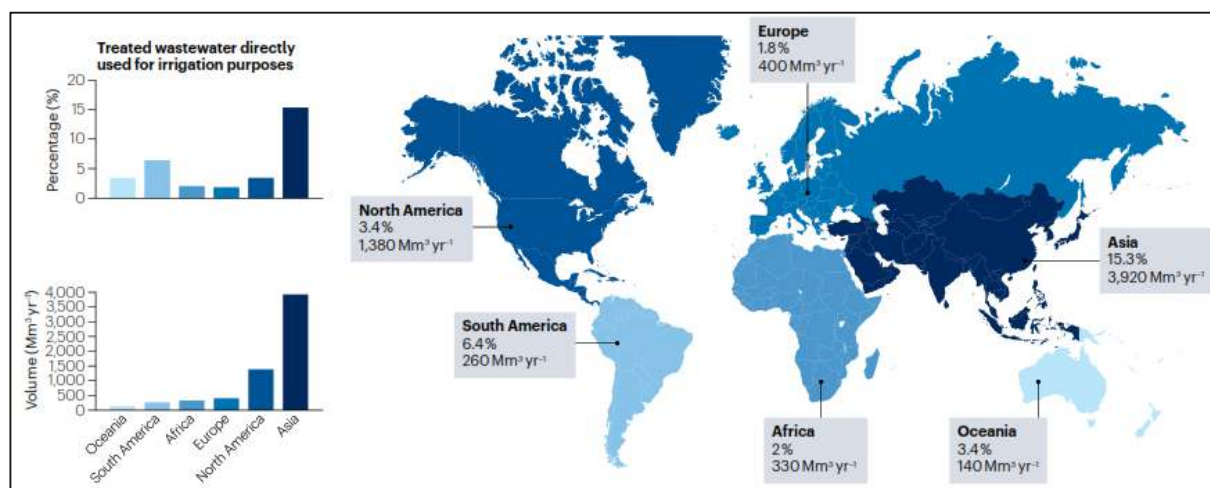


Figure II. 7: Volumes annuels et pourcentages des eaux usées traitées utilisées pour l'irrigation [98].

Cependant, à l'échelle mondiale, la proportion d'eau usée traitée et réutilisée reste marginale : moins de 20 % des eaux usées produites dans le monde sont traitées, et seulement 2 à 15 % de celles-ci sont effectivement réutilisées pour l'irrigation, selon le contexte régional. La majorité des eaux usées sont déversées dans les environnements aquatiques sans traitement adéquat ou réutilisation, limitant ainsi le potentiel d'une gestion circulaire de l'eau.

Les obstacles principaux à une adoption plus large incluent la qualité variable de l'eau traitée, la présence de micropolluants et de contaminants émergents, ainsi que l'insuffisance

réglementaire et la perception sociale négative associée à l'utilisation de l'eau recyclée. De plus, les coûts liés aux infrastructures de traitement avancé constituent une barrière supplémentaire, particulièrement dans les pays en développement.

Le développement de technologies innovantes, telles que le traitement avancé, l'harmonisation des normes, et la sensibilisation accrue des acteurs locaux, pourraient accroître significativement la réutilisation de l'EUT à l'échelle mondiale. Une expansion efficace de cette pratique permettrait de répondre aux crises hydriques, tout en soutenant une agriculture durable, en cohérence avec les objectifs de la gestion intégrée de l'eau et la sécurité alimentaire globale.

II.6.4.2. Défis et obstacles à la généralisation

Malgré ses avantages, la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture est encore freinée par plusieurs facteurs. Tout d'abord, la qualité variable des eaux traitées pose des risques, notamment liés aux micropolluants persistants, qui peuvent s'accumuler dans le sol ou dans les cultures et poser des enjeux de santé publique.

La transition de l'irrigation à partir d'eaux usées non traitées ou faiblement traitées vers l'utilisation d'eaux traitées de qualité supérieure constitue un changement complexe ayant des effets différenciés en fonction du type de sol. La figure II.8 illustre la dynamique des processus microbiologiques et chimiques qui en résultent, en particulier la manière dont les sols argileux ou limoneux, grâce à leur capacité de sorption élevée, tendent à accumuler et stabiliser une plus grande proportion de polluants, y compris métaux lourds et composés organiques, tout en favorisant un environnement propice à la croissance végétale. En revanche, les sols sableux, caractérisés par une capacité sorptive moindre, montrent une réduction plus marquée de leur capacité de rétention, ce qui facilite la mobilisation des polluants lors de la transition vers des eaux traitées de meilleure qualité.

Ce processus de déstabilisation, particulièrement prononcé dans les sols sableux, peut entraîner une augmentation de la biodisponibilité des contaminants, avec des risques accrus de leur mobilité vers les eaux souterraines ou leur absorption par les cultures. La figure souligne également que la diminution de la matière organique lors de cette transition, due à une réduction des apports issus des eaux traitées, peut conduire à une dégradation de la structure du sol, une baisse de la fertilité, ainsi qu'à une libération transitoire de polluants, ce qui complexifie la gestion durable des systèmes agricoles en contexte de traitement de l'eau. Ces mécanismes mettent en évidence les défis liés à la gestion des risques environnementaux et sanitaires dans

une optique de généralisation de l'irrigation avec des eaux traitées, notamment sur les sols sableux, plus vulnérables à ces processus de mobilisation des contaminants.

Ensuite, l'acceptation sociale constitue un obstacle majeur. La perception du risque lié à l'irrigation avec des eaux usées, souvent associée à des risques sanitaires, nécessite des campagnes d'information et de sensibilisation. La sensibilisation et la participation communautaire sont essentielles pour favoriser l'adoption de pratiques sécurisées.

Enfin, la mise en œuvre d'une infrastructure sophistiquée exige des investissements importants, ainsi qu'un cadre réglementaire clair et cohérent pour assurer la sécurité et la durabilité économique de ces systèmes. La coordination entre acteurs publics et privés, ainsi que la recherche technologique, restent essentielles pour faire évoluer la filière.

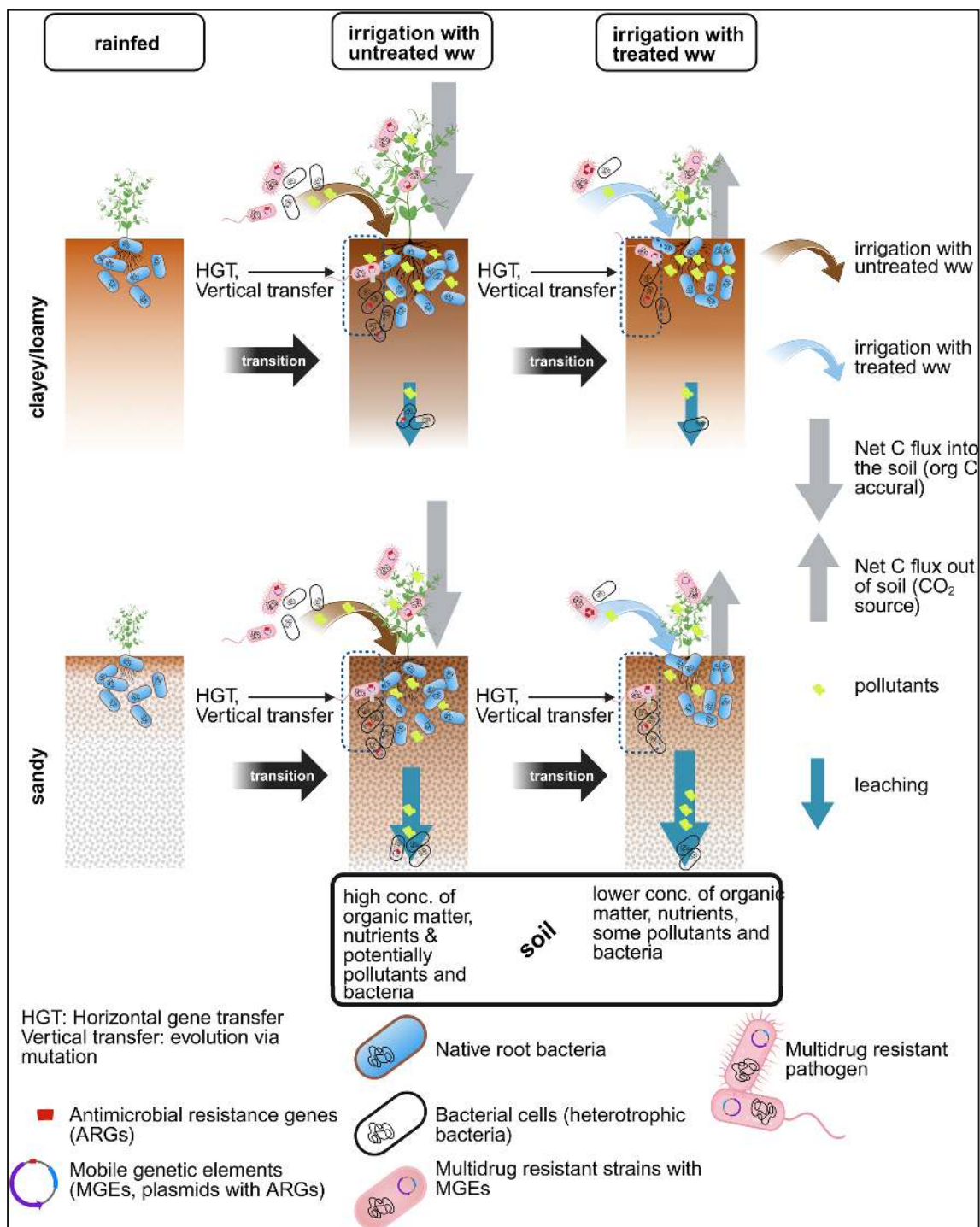


Figure II. 8: Interaction entre le type de sol, la qualité de l'eau d'irrigation et la dynamique de mobilisation des polluants lors de la transition vers l'utilisation d'eaux usées traitées [129].

II.6.4.3. Perspectives et actions futures

L'avenir de la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture repose sur trois axes principaux:

1. Le développement technologique, avec l'intégration de systèmes de traitement innovants, moins coûteux, plus sélectifs, et capables d'éliminer efficacement les

micropolluants (= membrane, traitement aux UV, ozonation).

2. La mise en place de cadres réglementaires progressifs, fondés sur l'évaluation des risques, avec des seuils permettant une utilisation large tout en garantissant la sécurité.
3. La sensibilisation et la participation sociale, pour augmenter l'acceptabilité en valorisant les bénéfices environnementaux et économiques.

Par ailleurs, il est important d'intégrer la réutilisation dans une approche systémique, où la récupération de nutriments, l'énergie et autres ressources sont valorisées, contribuant à une économie circulaire. La dépendance accrue à ces technologies, couplée à une gestion adaptative, permettra d'optimiser la durabilité des systèmes.

II.7. Etudes sur l'impact des EUT sur les eaux souterraines

L'installation de réutilisation des eaux à Torreele, gérée par l'Intermunicipal Water Company of Veurne-Ambacht (IWVA) en Belgique, utilise des technologies de filtration ultrafine (UF) et d'osmose inverse (RO) pour traiter les eaux usées et recharger les aquifères. Depuis 2002, la turbidité des filtrats UF a été réduite à moins de 0,1 NTU, garantissant l'élimination efficace des contaminants. Les travaux de Van Houtte et Verbauwhede [130], [131] montrent que la technologie RO permet une récupération moyenne de 77 % et une réduction significative des nitrates, de l'ammonium et des phosphates, avec des éliminations atteignant jusqu'à 98 %. Cela permet de produire une eau souterraine de haute qualité, conforme aux normes de potabilité, tout en soutenant la durabilité des ressources en eau de la région. En moyenne, 2,7 Mm³ d'eau sont récupérés par an, démontrant l'efficacité du système pour l'approvisionnement en eau potable tout en limitant les effets négatifs des fluctuations climatiques.

L'étude menée par Alsiaibi et al. [132] examine l'impact du rechargement des eaux usées partiellement traitées sur la qualité des eaux souterraines à Gaza. Les résultats montrent que le niveau des eaux souterraines a augmenté de 1,0 à 2,0 m durant la période d'étude. Une amélioration de certains paramètres de qualité a été observée, tels que la réduction des niveaux de TDS, Cl⁻ et NO₃⁻ respectivement de 5,5 %, 17,1 % et 20 %, ce qui indique un impact positif du rechargement sur la qualité de l'eau. Cependant, il y a eu une augmentation significative des niveaux de bore et d'ammonium dans les puits, avec des hausses de 96 % et 100 %, soulevant des inquiétudes concernant la contamination des eaux souterraines. De plus, un ralentissement du taux d'infiltration a été noté, probablement en raison de l'accumulation de solides en suspension dans les eaux usées infiltrées. Bien que le rechargement contribue à l'augmentation

du niveau de l'aquifère et améliore certains paramètres, il pose des défis en raison de l'augmentation de l'ammonium et du bore, ce qui souligne la nécessité d'un traitement supplémentaire des eaux usées pour protéger la qualité de l'eau souterraine.

Selon l'étude d'El Heloui et al. en 2016 [133] sur l'impact des eaux usées traitées sur les eaux souterraines dans la région de Tiznit au Maroc, les analyses démontrent que les effluents traités ne constituent pas une source significative de pollution chimique ou microbiologique pour les nappes phréatiques. Les concentrations en nitrates dans les eaux traitées (0,84-4,85 mg/L) apparaissent notablement inférieures aux teneurs observées dans les puits (moyenne de 98 mg/L), ce qui suggère une origine agricole prédominante pour cette contamination. De même, la conductivité électrique des eaux usées traitées (1670 - 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) se révèle significativement plus faible que celle mesurée dans les eaux souterraines (atteignant jusqu'à 11703 $\mu\text{S}/\text{cm}$), écartant ainsi une contribution majeure des rejets traités à la salinisation des aquifères. Toutefois, les auteurs soulignent que le procédé de traitement actuel, bien qu'efficace, ne permet pas une élimination totale des risques microbiologiques. Ils recommandent en conséquence l'optimisation des processus de désinfection et l'adoption de bonnes pratiques agricoles pour minimiser les transferts de polluants vers les eaux souterraines, dans le cadre d'une gestion intégrée des ressources en eau.

L'étude de Hubbard et al. [134] révèle l'impact significatif des rejets d'une station d'épuration sur les eaux souterraines alluviales dans le bassin de Fourmile Creek (Iowa, États-Unis). Les mesures piézométriques démontrent que les effluents traités contrôlaient les niveaux des nappes phréatiques jusqu'à 300 mètres des berges et 3 km en aval du point de rejet, créant un gradient hydraulique descendant. Après la fermeture de la station, ce gradient s'est inversé, exposant la vulnérabilité des aquifères aux contaminations résiduelles. Ces résultats soulignent le rôle clé des effluents dans l'alimentation des nappes superficielles et alertent sur les risques de transfert à long terme de polluants solubles vers les eaux souterraines, même loin des points de rejet.

L'étude d'Abd-Elhamid et al. [135] a évalué l'impact de l'irrigation par les eaux usées sur les aquifères superficiels à travers une modélisation numérique réalisée avec le logiciel MODFLOW delta du Nil en Égypte. . Les simulations numériques révèlent qu'une proportion de 50% d'eaux traitées (concentration en COD de 52,98 ppm) mélangée à des eaux non traitées (97,4 ppm) réduit significativement la contamination, avec des concentrations résultantes de 66,15 ppm à 25 m de profondeur et 43,28 ppm à 50 m. Cette approche permet d'atteindre une réduction progressive de la pollution en fonction du ratio de mélange : des proportions de 10% à 50% d'eaux traitées entraînent une diminution linéaire des concentrations en COD, passant de

81,82 à 66,15 ppm (25 m) et de 53,53 à 43,28 ppm (50 m). Ces résultats soulignent l'efficacité du traitement partiel des eaux usées comme mesure atténuante, particulièrement dans les contextes de stress hydrique où les ressources alternatives sont limitées.

Les résultats obtenus par Ewida et al. (2021) [136] révèlent que les eaux souterraines avoisinantes des stations de traitement des eaux usées de Qalyubia et Shubra Al-Khayma en Egypte montrent une contamination généralisée, avec des concentrations de manganèse dépassant systématiquement la norme de 0,4 mg/L et atteignant jusqu'à 1,5 mg/L pour le fer à Qalyubia. La pollution microbiologique est particulièrement préoccupante, avec la présence de *Pseudomonas aeruginosa* dans 100% des puits et d'*E. coli* à des concentrations allant jusqu'à 84 UFC/100mL dans ceux de Qalyubia. L'analyse génétique par BOX-PCR indique que cette contamination provient principalement de sources autres que les stations de traitement, probablement des fosses septiques ou des activités agricoles environnantes. Ces constats mettent en évidence la nécessité d'améliorer les procédés de traitement des eaux usées et de renforcer la surveillance des nappes phréatiques dans cette région.

L'étude de Fathi et El-Rawy (2018) [137] a évalué l'impact des stations d'épuration d'El Gabal El Asfar et d'El Berka (Égypte) sur la qualité des eaux souterraines environnantes. Les résultats ont révélé une contamination significative, avec des dépassements systématiques des normes pour plusieurs paramètres clés (DBO₅, DCO, MES, NH₄⁺), indiquant une pollution d'origine organique et industrielle. L'analyse spatio-temporelle a montré une dégradation progressive de la qualité des eaux sur 30 ans, confirmée par le calcul de l'indice WQI. Les méthodes statistiques ont identifié des corrélations fortes entre les principaux polluants, tandis que la modélisation SIG a permis de localiser les zones les plus affectées, notamment près des points de convergence des réseaux d'eaux usées. Ces résultats soulignent la nécessité d'améliorer la gestion des eaux résiduaires et d'implémenter des systèmes de surveillance renforcés pour protéger cette ressource vitale.

Les travaux d'El Arabi et Dawoud (2012) [138] sur la recharge artificielle des aquifères en Égypte ont démontré l'efficacité du procédé tout en en identifiant les limites opérationnelles. Leur étude pilote menée sur le site d'Abu Rawash a révélé que l'infiltration d'eaux usées traitées permettait d'atteindre des taux de recharge de 0,15 à 0,25 mètre par jour, avec une réduction significative des polluants grâce au traitement naturel par le sol. Les analyses ont montré une élimination de 35% de l'azote total et de 65% des coliformes fécaux dans la zone non saturée, bien que des concentrations résiduelles de 5 mg/l pour la DBO et 10 mg/l pour la DCO persistent dans les eaux souterraines après infiltration. L'étude a particulièrement mis en évidence le

phénomène de colmatage des bassins, nécessitant l'implémentation de cycles alternés d'humidification et de séchage de sept jours chacun pour maintenir l'efficacité du système. Ces résultats soulignent à la fois le potentiel de cette technique pour augmenter les réserves en eau souterraine dans les régions arides et la nécessité d'une gestion rigoureuse des paramètres opérationnels pour garantir à la fois l'efficacité hydraulique et la qualité des eaux infiltrées. La persistance de certains polluants résiduels appelle par ailleurs à une évaluation approfondie des risques sanitaires associés à cette pratique.

Les travaux de Rahman et al. (2014) [139] sur la recharge artificielle des aquifères à Gaza démontrent que l'infiltration d'eaux usées traitées améliore significativement la qualité des eaux souterraines tout en présentant des défis techniques. Leur étude révèle que la stratégie optimale (recharge maximale de 23,7 Mm³/an) réduit les concentrations moyennes de chlorures de 522 à 400 mg/L et les nitrates de 82 à 44 mg/L dans la nappe phréatique d'ici 2040, comparé au scénario statu quo. Cette approche permet également de stabiliser les niveaux piézométriques, avec une élévation de 3,57 m contre une baisse de 2,61 m sans intervention. Cependant, l'étude souligne que l'efficacité du procédé est limitée par des problèmes de colmatage des bassins d'infiltration, nécessitant une gestion rigoureuse par cycles humidification/séchage. Bien que la qualité des eaux souterraines s'améliore globalement, la persistance de nitrates résiduels (5-17 mg/L) et la réticence sociale à l'usage domestique (seulement 42% d'acceptation) restent des obstacles majeurs à une adoption large du système.

Tshepo et al. [140] ont examiné l'influence des eaux usées traitées sur la qualité des eaux de surface et souterraines dans le bassin de Notwane au Botswana. Les analyses hydrochimiques révèlent que les eaux souterraines présentent un pH légèrement acide à alcalin, avec une conductivité électrique et une concentration en solides dissous totaux souvent supérieures aux seuils recommandés, indiquant une salinité élevée. La dureté et l'alcalinité des eaux souterraines sont également marquées, reflétant une forte minéralisation et une contamination d'origine anthropique. Parmi les éléments traces, le nickel et le plomb affichent des concentrations préoccupantes dans tous les types d'eaux analysés. Les mécanismes contrôlant la qualité des eaux souterraines sont principalement liés à l'altération des roches siliceuses et aux activités humaines, plutôt qu'aux rejets d'eaux usées traitées. Ces dernières, bien que chargées en phosphates, ne constituent pas une source majeure de pollution pour les eaux souterraines. Ainsi, leur utilisation pour la recharge des aquifères apparaît envisageable, sous réserve d'une surveillance accrue des paramètres critiques.

Al Kuisi et al. [141] ont mis en évidence l'impact significatif des eaux usées traitées sur les eaux

souterraines de la vallée du Jourdain. Les analyses révèlent une contamination généralisée par les nitrates, avec des concentrations dépassant jusqu'à huit fois les normes de l'OMS, particulièrement dans les zones irriguées. L'infiltration des eaux usées modifie également la composition chimique des aquifères, entraînant une augmentation de la salinité et une évolution des faciès hydrochimiques vers des types plus minéralisés. La modélisation hydrogéochimique démontre que ces eaux altèrent les équilibres minéraux, favorisant notamment la dissolution du gypse et la précipitation de calcite. Bien que les métaux lourds restent sous les seuils critiques, la présence de bactéries fécales indique une contamination microbiologique préoccupante. Ces résultats soulignent la nécessité d'améliorer les systèmes de traitement et de protéger les zones de recharge des aquifères dans ce contexte semi-aride.

Les travaux de Sun et al. (2020) [142] ont examiné les conséquences géochimiques de la recharge artificielle d'un aquifère profond en Australie occidentale utilisant des eaux usées hautement traitées. Leurs recherches mettent en évidence que l'injection d'eau enrichie en oxygène et considérablement dessalée modifie significativement l'équilibre géochimique de l'aquifère. L'oxygène dissous dans l'eau injectée réagit avec les minéraux sulfurés de l'aquifère, particulièrement la pyrite, conduisant à la formation de sulfates et à une augmentation potentielle de l'acidité. Toutefois, cette acidité est efficacement neutralisée par les propriétés tampon naturelles de l'aquifère, qui combinent des réactions d'échange ionique et la dissolution progressive de minéraux carbonatés et silicatés, maintenant ainsi un pH stable autour de 6,6. Parallèlement, la très faible minéralisation de l'eau injectée, caractérisée par une concentration en solides dissous totale de seulement 26 mg/L, provoque la dissolution sélective de certains minéraux comme la fluorapatite carbonatée. Ce processus libère progressivement du fluorure dans les eaux souterraines. Grâce à une approche de modélisation intégrant à la fois les processus de transport et les réactions géochimiques, les auteurs montrent que ces perturbations restent confinées dans un périmètre limité de 250 m autour des points d'injection pendant plusieurs décennies. Ils suggèrent des adaptations du traitement de l'eau avant injection, comme la réduction de sa teneur en oxygène ou l'ajout d'agents tampons, pour améliorer sa compatibilité avec les caractéristiques de l'aquifère. Ces conclusions soulignent la nécessité d'une approche systémique pour évaluer les impacts des projets de recharge artificielle sur les ressources en eau souterraine.

Une autre étude menée en Irak par Hassan et al. (2023) [143] sur l'évaluation de l'impact d'une recharge artificielle par bassin sur les eaux souterraines de l'aquifère non captif de Dibdibba en Irak, utilisant des eaux usées traitées. Les simulations numériques (MODFLOW/MT3DMS) ont révélé que l'injection de 5000 à 10 000 m³/jour pendant huit ans entraînerait une hausse

significative des niveaux piézométriques, avec une élévation annuelle moyenne de 7,5 à 12,3 cm près du site de recharge. Cette augmentation se traduirait par une remontée cumulative de 0,67 à 1,2 m d'ici 2030, affectant une superficie de 78,2 à 110 km² pour une hausse minimale de 20 cm. Sur le plan qualitatif, la recharge a réduit la salinité des eaux souterraines, avec une diminution des solides dissous totaux (TDS) de 55 % (passant de 4320 à 1900 ppm) et de la conductivité électrique (EC) de 68 % (de 4780 à 1500 µS/cm) à proximité du bassin. Ces améliorations s'étendaient sur des zones de 62,7 km² pour les TDS et 77,4 km² pour l'EC, favorisant la reconquête de terres agricoles (jusqu'à 40 km² supplémentaires). Les résultats soulignent l'efficacité de cette approche pour atténuer les effets des prélèvements excessifs et des changements climatiques, tout en améliorant la durabilité des ressources en eau souterraine dans des contextes arides.

L'étude menée sur la réutilisation des eaux usées traitées (EUT) dans la région de Korba [144] révèle des effets contrastés sur les eaux souterraines, entre risques de dégradation et potentiel de recharge contrôlée. Les analyses montrent que les EUT issues de la station de traitement locale présentent des concentrations élevées en ammoniacale, atteignant jusqu'à 61 mg L⁻¹, ainsi qu'une charge bactériologique importante, avec des coliformes thermotolérants dépassant 240 000 pour 100 mL. Ces caractéristiques posent un risque significatif en cas de recharge directe de l'aquifère, car elles pourraient aggraver la contamination microbiologique déjà présente dans les eaux souterraines, où des coliformes fécaux ont été détectés à des niveaux supérieurs à 11 000 pour 100 mL. Cependant, les EUT présentent également des avantages potentiels pour la gestion des ressources en eau. Leur salinité, bien qu'élevée (jusqu'à 9 510 µS cm⁻¹ en période estivale), reste inférieure à celle des eaux souterraines locales, dont la conductivité électrique atteint 17 400 µS cm⁻¹ dans certains piézomètres. Une recharge indirecte via des bassins d'infiltration permettrait une épuration naturelle supplémentaire, réduisant ainsi la charge bactérienne et les nutriments excédentaires avant infiltration. Cette approche pourrait également atténuer l'intrusion saline, problème majeur dans cette région côtière où la surexploitation des nappes a favorisé l'avancée de l'eau de mer. L'utilisation des EUT pour la recharge des eaux souterraines à Korba présente des défis majeurs liés à leur qualité microbiologique et chimique, mais offre aussi une solution durable pour pallier la pénurie hydrique. Une gestion rigoureuse, incluant un traitement tertiaire renforcé et une infiltration contrôlée, s'avère indispensable pour minimiser les risques tout en optimisant les bénéfices de cette ressource alternative.

Les résultats de l'étude menée sur 26 ans dans la région de Beatrice, au Zimbabwe [145], révèle des effets significatifs de l'irrigation par les eaux usées traitées (EUT) sur la qualité des eaux souterraines peu profondes (< 3 m). Les analyses montrent une augmentation marquée des

concentrations de nutriments, de métaux traces et de contaminants bactériologiques dans les eaux souterraines des sites irrigués par rapport à un site témoin non irrigué. Les eaux souterraines des zones irriguées présentent des concentrations moyennes en azote total (TN) et en phosphore total (TP) respectivement 6 fois ($15,1 \text{ mg L}^{-1}$) et 7 fois ($2,3 \text{ mg L}^{-1}$) plus élevées que celles du site témoin ($2,5 \text{ mg L}^{-1}$ et $0,3 \text{ mg L}^{-1}$). Les concentrations en nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) et en ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) sont également significativement accrues, atteignant $4,1 \text{ mg L}^{-1}$ et $2,6 \text{ mg L}^{-1}$ contre $1,3 \text{ mg L}^{-1}$ et $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ dans le témoin. Ces résultats indiquent une infiltration des nutriments excédentaires issus des EUT, malgré une efficacité de rétention estimée à 44–71 % pour l'azote et 80 % pour le phosphore. Les métaux traces, bien que présents à des concentrations relativement faibles dans les EUT, affichent une mobilité accrue dans les sols acides et sableux. Les eaux souterraines des sites irrigués contiennent des concentrations en zinc (Zn), cuivre (Cu) et cadmium (Cd) respectivement 8 fois ($0,4 \text{ mg L}^{-1}$), 6 fois ($0,13 \text{ mg L}^{-1}$) et 5 fois ($0,05 \text{ mg L}^{-1}$) supérieures à celles du témoin. Le cadmium dépasse même les limites guides de l'OMS ($0,003 \text{ mg L}^{-1}$), soulignant un risque potentiel pour la santé humaine. La contamination bactériologique est également préoccupante, avec des coliformes fécaux (FC) et totaux (TC) détectés à des niveaux moyens de 25 et 288 cfu/100 mL dans les eaux souterraines irriguées, contre une absence totale dans le témoin. Bien que le système ait montré une efficacité de rétention élevée pour les bactéries (87–99,9 %), leur présence persiste dans les eaux souterraines, ce qui pose des questions quant à leur utilisation pour des besoins domestiques. Cette étude met en évidence la capacité des sols à retenir une partie des contaminants issus des EUT, mais révèle aussi une dégradation progressive des eaux souterraines, notamment en contexte de sols acides et de charges hydrauliques élevées ($4\ 500 \text{ mm ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Ces résultats soulignent la nécessité d'ajuster les pratiques d'irrigation pour minimiser les risques environnementaux et sanitaires, tout en optimisant les bénéfices agronomiques des EUT.

L'étude menée dans la région de Sfax, en Tunisie par Abidi, , Ibn Ali, et Zariri [146], évalue les effets de neuf années d'irrigation par les eaux usées traitées (EUT) sur la qualité d'un aquifère phréatique. Les analyses comparatives des campagnes de 2005 et 2014 révèlent une dégradation significative de la qualité des eaux souterraines, marquée par une augmentation généralisée des paramètres physico-chimiques. Les eaux souterraines présentent une salinité élevée, avec une conductivité électrique (EC) moyenne passant de $5\ 863$ à $6\ 582 \text{ }\mu\text{S/cm}$ et des solides dissous totaux (TDS) moyens atteignant $5\ 356 \text{ mg/L}$ en 2014, dépassant largement les normes de l'OMS ($1\ 500 \text{ }\mu\text{S/cm}$ et $1\ 000 \text{ mg/L}$ respectivement). Cette minéralisation accrue est attribuée principalement à la dissolution des minéraux évaporitiques (gypse, halite) et à l'infiltration des EUT, comme le confirment les indices de saturation et l'analyse en composantes principales

(PCA). Les concentrations en ions majeurs (Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-}) montrent des corrélations fortes avec les TDS ($r > 0,9$), soulignant leur contribution dominante à la salinisation. Les nitrates (NO_3^-), indicateurs clés de la pollution agricole, affichent une progression alarmante, avec une proportion d'échantillons dépassant la norme tunisienne passant de 5 % en 2005 à 51 % en 2014. Cette accumulation reflète l'impact cumulatif de l'irrigation par les EUT, riches en nutriments. Par ailleurs, les concentrations en potassium (K^+), calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}) suivent une tendance similaire, exacerbant la dégradation de la qualité de l'eau.

L'étude met en lumière la tension entre les bénéfices agronomiques des EUT et leurs impacts négatifs à long terme sur les eaux souterraines, particulièrement en contexte semi-aride. Elle plaide pour une optimisation des pratiques d'irrigation et un renforcement des normes de traitement des eaux usées afin de préserver la durabilité des aquifères côtiers.

D'après les travaux de El-Feky et al. [147] sur l'évaluation de l'impact des effluents traités de la station d'épuration Arab El-Madabegh (Assiout, Égypte) sur la qualité des eaux souterraines et leur aptitude à l'irrigation. La méthodologie repose sur un échantillonnage mensuel (janvier-juin 2012) de 12 effluents traités, analysés pour 26 paramètres physico-chimiques (pH, TDS, COD, BOD_5 , métaux lourds, etc). Les données ont été comparées aux normes égyptiennes et de la FAO, et des indices d'irrigation (SAR, PI, RSC, etc.) ont été calculés pour évaluer les risques. Les résultats montrent que les effluents respectent globalement les seuils réglementaires pour l'irrigation, hormis le COD (59,9 mg/L vs 40 mg/L autorisé) et le plomb (0,0023 mg/L vs 0,01 mg/L), ce qui suggère des dysfonctionnements opérationnels. Les indices SAR (4,66) et PI (67,9 %) indiquent un faible risque de salinisation et une perméabilité acceptable, mais le RSC (2,76) révèle un risque accru de sodisation des sols. Les métaux lourds (Cd, Cr, Ni, Zn) restent sous les limites, sauf le phosphate (7,9 mg/L vs 2 mg/L), potentiellement eutrophisant. L'étude conclut à une adéquation globale des eaux traitées pour l'irrigation, mais souligne la nécessité d'optimiser le traitement (filtration, aération) pour réduire le COD et les phosphates. Elle recommande une surveillance renforcée pour préserver les eaux souterraines, notamment dans les zones de rejet direct, et suggère des campagnes de sensibilisation pour les agriculteurs. Ces résultats soulignent l'importance d'une gestion intégrée des eaux usées pour concilier réutilisation agricole et protection des ressources souterraines.

L'étude d'El-Fakharany en 2013 [148] traite les effets de la recharge artificielle par des eaux usées traitées sur les aquifères de la région d'Abu Rawash (Égypte) en combinant une approche expérimentale et une évaluation d'impact environnemental. Deux bassins d'infiltration (sableux et argileux) ont été utilisés pour étudier les processus de traitement par le sol (SAT), avec un

suivi des paramètres hydrochimiques et microbiologiques des eaux souterraines avant et après recharge. Les résultats démontrent que l'infiltration des eaux traitées induit une amélioration significative de la qualité des eaux souterraines, avec une réduction de 50 à 80 % des matières organiques (BOD/COD) et une diminution notable de la salinité (TDS passant de 2100–2300 mg/L à 757 mg/L). Les sols argileux, bien que moins perméables, montrent une efficacité supérieure dans l'élimination des polluants. Les métaux lourds (Zn, etc.) sont majoritairement retenus dans les horizons superficiels du sol par adsorption, limitant leur transfert vers la nappe.

L'analyse environnementale révèle que cette pratique transforme 66 % d'impacts négatifs initiaux (risques sanitaires, salinisation) en 64 % d'impacts positifs (recharge de l'aquifère, amélioration socio-économique). Cependant, la présence de coliformes fécaux dans les eaux infiltrées souligne la nécessité d'un traitement tertiaire renforcé.

L'étude de Katz et al. en 2009 [149] évalue l'impact de l'épandage agricole d'eaux usées traitées sur la qualité des eaux souterraines dans le bassin karstique de Wakulla Springs (Floride). Les résultats révèlent une augmentation des concentrations de nitrate-N (jusqu'à 1,1 mg/L), de bore et de chlorure dans les eaux souterraines, traçant une contamination liée aux eaux usées épandues. Une dilution d'environ 10 fois est observée à 15 km en aval du site d'épandage. Bien que la plupart des composés pharmaceutiques et indicateurs microbiens soient éliminés lors de l'infiltration, la carbamazépine (un anticonvulsivant) persiste à de faibles concentrations (1–2 ppt), témoignant d'une infiltration résiduelle. L'application d'eaux usées traitées entraîne une contamination significative des eaux souterraines par les nitrates et autres solutés, avec des implications pour les écosystèmes aquatiques et les ressources en eau potable. Bien que le système karstique atténue partiellement les contaminants organiques et microbiens, certains composés persistants nécessitant une surveillance accrue.

L'étude de Shivaraju et al. en 2011[150] évalue l'impact des rejets d'eaux usées municipales traitées sur la qualité des eaux souterraines près d'une station d'épuration à Mysore (Inde). Les analyses physico-chimiques et bactériologiques révèlent une contamination significative des eaux souterraines, avec des concentrations élevées en conductivité électrique (800–1070 $\mu\text{mho/cm}$), dureté totale (218–289 mg/L), sulfates (200–260 mg/L), nitrates (32–52 mg/L), et demande chimique en oxygène (160–212 mg/L), dépassant souvent les normes sanitaires. Des métaux traces (Cd, Pb, Fe, Mn) et des bactéries pathogènes sont également détectés, indiquant une infiltration d'eaux usées insuffisamment traitées. Les rejets d'eaux usées, bien que traités, altèrent durablement les aquifères, les rendant impropres à la consommation. La contamination bactériologique et chimique pose des risques sanitaires graves (troubles rénaux, neurologiques).

D'où, il est impératif d'améliorer les techniques de traitement (filtration avancée, désinfection) et de surveiller les rejets pour protéger les ressources en eau souterraine.

II.8. Conclusion

La réutilisation des eaux usées traitées (REUT) apparaît comme une solution stratégique incontournable pour répondre aux défis croissants de pénurie d'eau, notamment dans les zones arides et sujettes aux changements climatiques. Elle offre une diversité d'applications, allant de l'irrigation agricole à des usages industriels, tout en permettant une gestion plus durable des ressources hydriques. Cependant, cette pratique doit impérativement être encadrée par des critères stricts de qualité et de surveillance pour éviter toute dégradation des eaux souterraines, comme le montrent les études sur la contamination par les nitrates, les coliformes fécaux, ou encore la persistance de certains composés chimiques. La mise en place de cadres réglementaires robustes, la maîtrise technologique, et l'acceptation sociale sont essentielles pour assurer une utilisation sûre et efficace. Les enjeux sont donc à la fois technologiques, réglementaires, et sociétaux, nécessitant une coordination internationale, une innovation continue, et une gouvernance adaptée. En somme, la REUT doit devenir un levier central d'une gestion durable et résiliente de l'eau à l'échelle mondiale, tout en garantissant la protection des ressources souterraines face aux risques de contamination et de dégradation écologique.

Chapitre III

Présentation de la Zone d'Étude

Equation Chapter (Next) Section 1 Equation Chapter (Next) Section 1
Equation Chapter (Next) Section 1

III.1.Introduction

Ce chapitre s'intéresse à la caractérisation détaillée de la zone d'étude, élément fondamental pour la compréhension de la qualité des eaux souterraines. La zone d'étude constitue le cadre spatial dans lequel s'inscrivent les processus complexes qui régissent la circulation, le stockage et la qualité des ressources en eau souterraine.

Dans ce chapitre, nous établissons les bases géographiques et environnementales indispensables à l'interprétation des données hydrogéochimiques et à la compréhension des mécanismes qui influencent la qualité des eaux souterraines dans la région considérée. L'analyse des conditions locales permettra de contextualiser les résultats obtenus et d'identifier les facteurs naturels et anthropiques susceptibles d'affecter la composition chimique des eaux.

La caractérisation de la zone d'étude s'articule autour de plusieurs axes fondamentaux : la situation géographique et les conditions climatiques qui déterminent le régime hydrique régional, le contexte géologique et structural qui conditionne les écoulements souterrains, l'hydrogéologie locale qui définit les aquifères et leur fonctionnement, ainsi que l'occupation du sol et les activités humaines qui peuvent constituer des sources potentielles de pollution.

III.2.Présentation de la zone d'étude

Le secteur d'étude se situe dans la région du Moyen-Chélif, au nord-ouest de l'Algérie, et constitue un segment central du grand bassin hydrographique du Chélif-Zahrez. Cette entité géographique représente l'une des composantes majeures du système hydrologique régional. L'oued Chélif, artère principale de ce bassin, parcourt approximativement 750 kilomètres depuis ses sources continentales jusqu'à son embouchure méditerranéenne, près de Mostaganem. Le bassin du Chélif se décompose géomorphologiquement en trois segments : les secteurs amont (Haut-Chélif), médian (Moyen-Chélif) et aval (Bas-Chélif).

La présente étude se concentre sur la plaine occidentale du Moyen-Chélif, positionnée à environ 200 kilomètres à l'ouest d'Alger. Les limites du périmètre d'étude s'établissent entre un point situé 11 kilomètres en amont d'Oum Drou et une section localisée 10 kilomètres en aval de Boukadir (Figure III.1). Le territoire investigué intègre également le bassin de l'oued

Ouahrane jusqu'à Ouled Farès, ainsi qu'une zone méridionale de deux kilomètres de largeur suivant l'axe de la route nationale RN4. La superficie totale étudiée avoisine 321 km² et correspond au bassin du Moyen-Chélif occidental, structuré en trois sous-unités hydrologiques référencées 0122, 0123 et 0124 selon la classification des services hydrauliques régionaux.

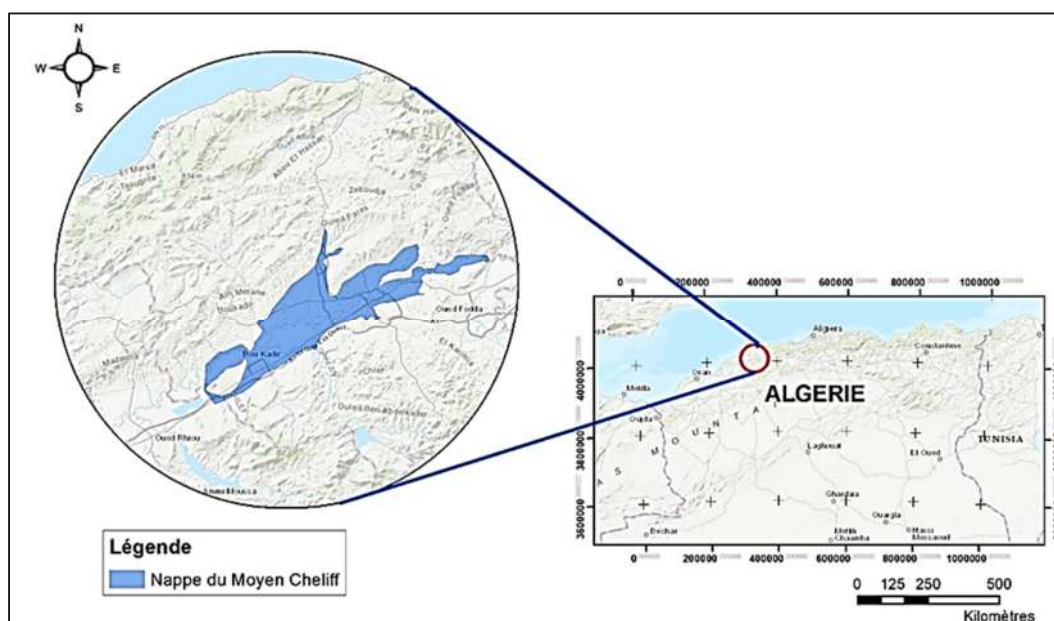


Figure III. 1: Carte de localisation de la zone d'étude.

III.3. Système hydrographique

L'hydrographie régionale s'articule autour de l'oued Chélif, axe structurant traversant intégralement le territoire étudié. Ce cours d'eau principal passe par les communes d'Oum Drou, Chlef, Chettia, Ouled Farès, Oued Sly, Sobha et Boukadir sur un linéaire d'approximativement 58 kilomètres. Le système hydrographique du Moyen-Chélif occidental présente une asymétrie marquée dans la répartition de ses affluents. La rive droite collecte les eaux des oueds Ras et Ouahrane, issus des hauteurs du Dahra, tandis que la rive gauche draine les oueds Tsighaout et Sly provenant des contreforts de l'Ouarsenis (Figure III.2). Contrairement au Chélif, caractérisé par un débit permanent, ses tributaires manifestent un comportement hydrique intermittent, leurs écoulements superficiels se concentrant principalement durant la période hivernale, notamment entre décembre et février.

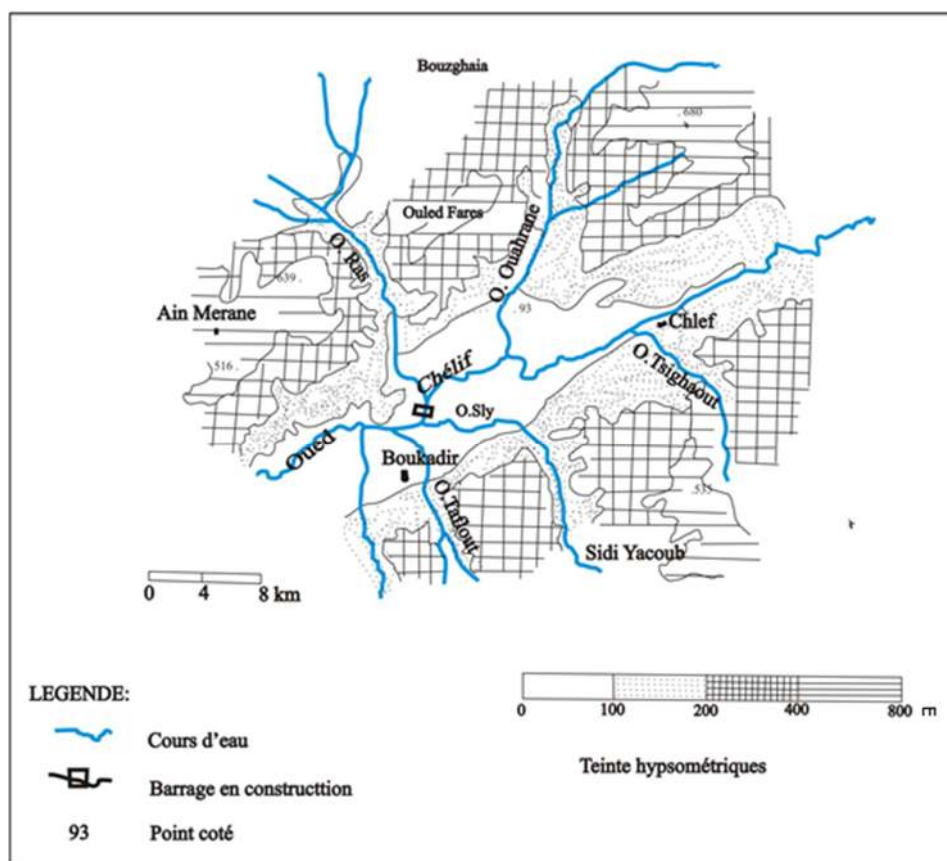


Figure III. 2: Hydrographie de la zone d'étude.

III.4. Caractéristiques climatiques régionales

Le territoire de Chlef s'inscrit dans un contexte climatique de type méditerranéen, caractérisé par l'alternance d'un hiver doux et pluvieux et d'un été chaud et sec. Toutefois, en dépit d'une certaine influence maritime, la plaine du Chéliff présente des tendances climatiques marquées par une évolution vers la semi-aridité et une continentalisation progressive, engendrant ponctuellement des conditions météorologiques contraignantes.

III.4.1. Précipitations

Les précipitations dans la région de Chlef sont irrégulièrement réparties au cours de l'année, avec une forte concentration durant la saison hivernale. La pluviométrie annuelle moyenne est de l'ordre de 308 mm, bien que cette valeur puisse varier sensiblement d'une année à l'autre en raison de la variabilité interannuelle caractéristique du climat méditerranéen. Les mois les plus arrosés s'étendent généralement d'octobre à avril, tandis que la période estivale, de juin à août,

est marquée par une quasi-absence de précipitations. Ce régime pluviométrique, combiné à des températures estivales élevées, accentue les phénomènes d'évapotranspiration et contribue au stress hydrique estival dans la plaine du Chélif. Par ailleurs, les précipitations, bien qu'essentielles pour la recharge des ressources en eau souterraine et superficielle, peuvent localement provoquer des épisodes de ruissellement intense et d'érosion en cas d'orages violents.

Tableau III. 1: Précipitations moyennes mensuelles à la station ANRH Chlef (1980-2020).

Mois	Sep	Oct,	Nov,	Déc,	Jan	Fév,	Mars,	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août
P (mm)	17	25	49	44	40	39	33	32	20	4	2	3

Source : ANRH Chlef.

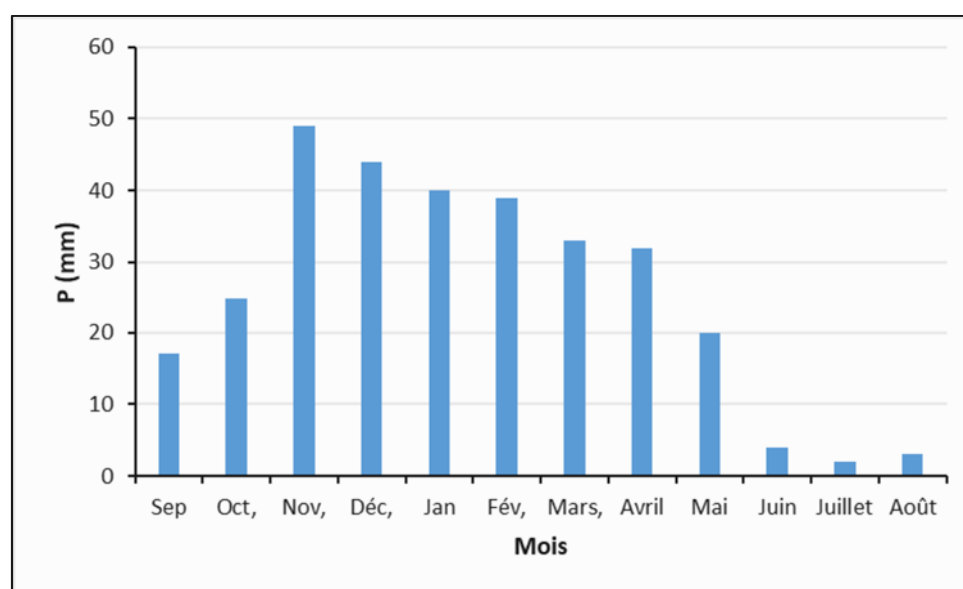


Figure III. 3: Histogramme des précipitations moyennes mensuelles à la station ANRH Chlef.

L'analyse des données pluviométriques issues de la station ANRH Chlef (Tableau III.1) met en évidence une tendance générale marquée par une variation intermensuelle des précipitations.

Les histogrammes des précipitations mensuelles (Figure III.3) illustrent clairement cette dynamique. Il en ressort que :

La saison des pluies s'étend généralement d'octobre à avril, avec un pic pluviométrique enregistré durant le mois de novembre où les hauteurs de précipitations atteignent 49,4 mm.

En revanche, la période estivale, correspondant aux mois de juin, juillet et août, est marquée par une sécheresse prononcée. Le mois de juillet enregistre les plus faibles cumuls de

précipitations, avec seulement 2 mm.

III.4.2. Température

Les températures jouent un rôle central dans la définition et la caractérisation du climat d'une région, en interaction avec d'autres paramètres tels que les précipitations et l'humidité. Dans le cas de la région de Chlef, l'amplitude thermique annuelle ainsi que les variations journalières traduisent une forte continentalité et accentuent la tendance semi-aride du climat local.

L'analyse des données du Tableau III.2 révèle que les températures atteignent leur maximum au mois d'août, avec une valeur moyenne de 29,04 °C, tandis que le minimum est observé en janvier, avec 10,90 °C. Sur l'ensemble de la période d'étude (1980–2020), la température moyenne annuelle s'élève ainsi à environ 19 °C. L'amplitude thermique marquée entre les mois de janvier et d'août reflète une continentalité prononcée, en dépit de la relative proximité de la mer Méditerranée.

Tableau III. 2: *Températures moyennes mensuelles à la station ONM Chlef (1980-2020).*

Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Moy.
T (°C)	25.43	20.13	14.99	11.34	10.90	11.35	13.84	15.79	20.4	25.52	29.29	29.04	19

(Source : ONM : Chlef)

III.4.3. Humidité

Les taux d'humidité relative enregistrés à la station météorologique de Chlef au cours de la période 1974–1994 sont présentés dans le tableau ci-dessous (Tableau III.3). Les valeurs mensuelles indiquent une humidité moyenne annuelle de 66 %, avec des variations significatives selon les saisons.

Tableau III. 3: *Moyennes annuelles et mensuelles d'humidité relative (%), à la station ONM Chlef (période 1974-1994).*

Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Moyenne
Humidité (%)	58	68	74	80	79	78	73	68	62	54	49	50	66

(Source : ONM : Chlef)

Il ressort de ces données que les taux d'humidité sont nettement plus élevés durant la saison hivernale, avec des maxima enregistrés en décembre (80 %), janvier (79 %) et février (78 %). Cette humidité élevée s'explique notamment par la fréquence des précipitations et les températures plus basses durant cette période.

III.4.4. Régime climatique

Les méthodes d'analyse mobilisées reposent à la fois sur le calcul d'indices climatiques dérivés des données de précipitations et de températures, et sur la représentation graphique de ces paramètres. Ces approches permettent de caractériser avec précision la répartition temporelle des périodes sèches et humides, ainsi que leur intensité relative.

III.4.4.1. Courbe ombrothermique

L'analyse combinée des températures et des précipitations mensuelles à travers la courbe ombrothermique de Gaussen et Bagnouls constitue un outil rigoureux et largement reconnu pour caractériser les régimes climatiques saisonniers, en particulier dans les contextes méditerranéens semi-arides.

Cette méthode repose sur la règle suivante : une période est considérée sèche lorsque les précipitations mensuelles (P , en mm) sont inférieures au double des températures moyennes (T , en °C), soit $P < 2 \times T$ [151].

En appliquant ce critère aux données climatiques de la station de Chlef données dans les Tableaux III.1 et III.2, la courbe (Figure III.4) montre une période sèche prolongée d'avril à octobre, marquée par des températures élevées et une pluviométrie très faible. À l'inverse, la période dite humide s'étend de novembre à mars, lorsque les précipitations abondantes coïncident avec des températures modérées.

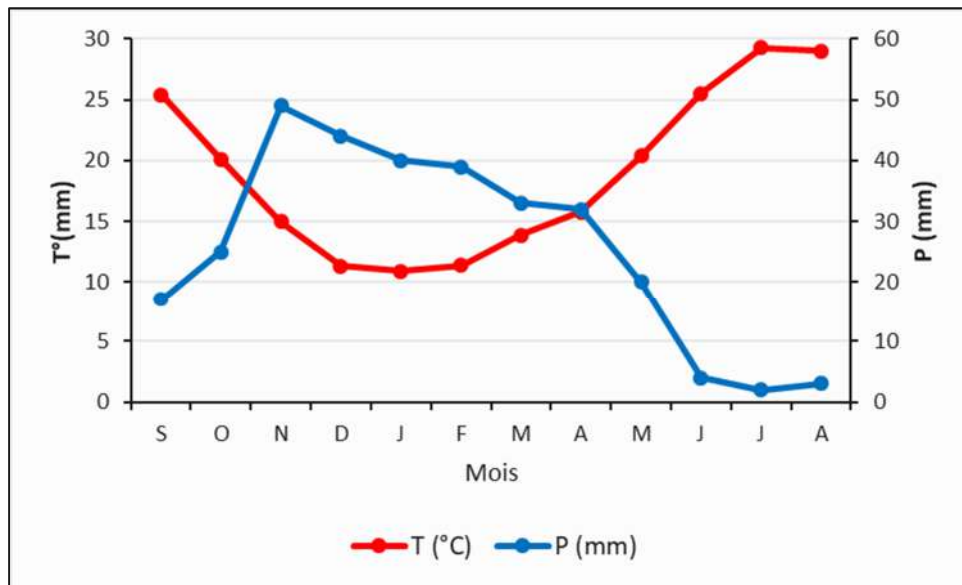


Figure III. 4: Courbe ombrothermique de la région d'étude..

III.4.4.2. Indice d'aridité de De Martonne

L'indice d'aridité de De Martonne est un outil simple et robuste de classification climatique, reposant seulement sur deux variables : la précipitation annuelle (P, en mm) et la température moyenne annuelle (T, en °C). Il est défini ainsi :

$$I_{DM} = \frac{P}{T + 10} \quad (\text{III.1})$$

Avec :

P : précipitation moyenne annuelle en mm

T : Température moyenne annuelle en °C.

La relation (III.1) permet d'éviter des valeurs aberrantes en climat froid, grâce au terme correctif "+10". L'indice croît avec l'humidité et diminue avec l'aridité, fournissant un indicateur clair du régime climatique [152]

En s'appuyant sur les données climatiques de Chlef (P ≈ 308 mm/an et T ≈ 19 °C), l'indice s'obtient ainsi :

$$I_{DM} = \frac{308}{19 + 10}$$

$$I_{DM} = 10,62$$

Cette valeur situe la région dans la zone semi-aride, selon la classification de De Martonne. Afin de confirmer cette classification, ces données ont été projetées sur l'abaque climatique de De Martonne (Figure III.5), qui croise les valeurs de température et de précipitation. La projection graphique du point correspondant à la région de Chlef confirme son positionnement dans le secteur semi-aride de l'abaque, corroborant ainsi les résultats obtenus par le calcul numérique.

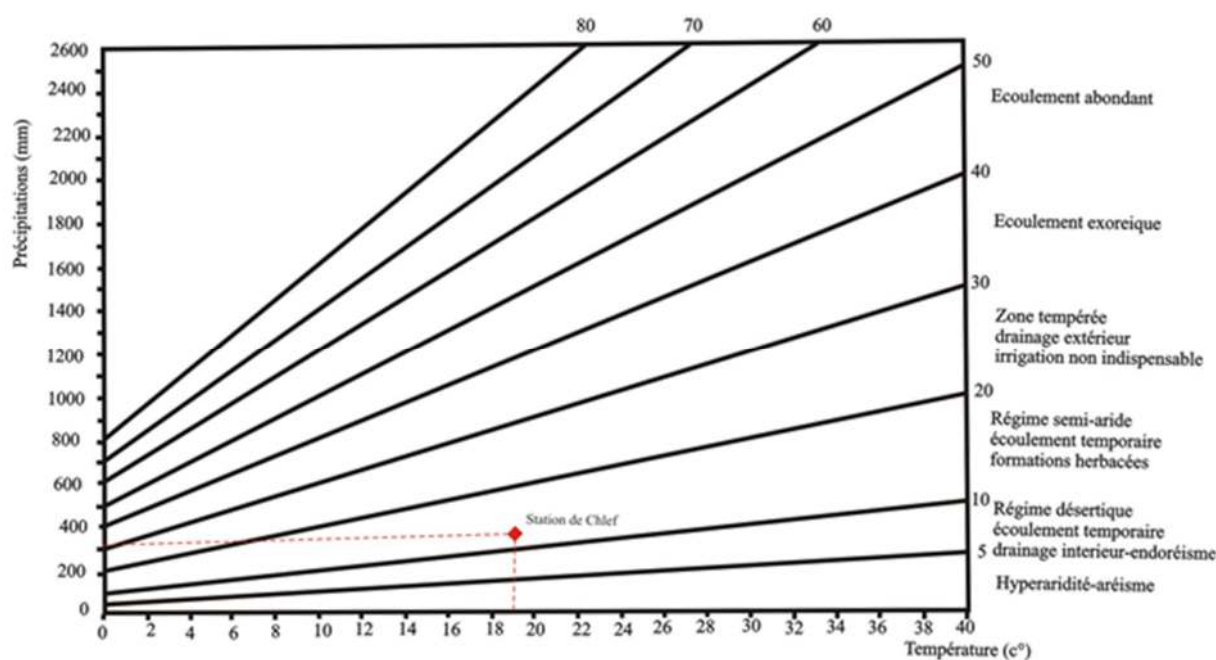


Figure III. 5: Projection de la station de Chlef sur l'abaque d'indice d'aridité de De Martonne..

III.4.5. Bilan hydrologique

III.4.5.1. Bilan selon la méthode de Thornthwaite

Le bilan hydrologique mensuel développé par Thornthwaite & Mather [153] est une méthode empirique largement utilisée pour estimer les principales composantes de l'hydrologie d'un bassin versant, à savoir : précipitations, évapotranspiration potentielle (ETP), évapotranspiration réelle (ETR), déficit hydrique, surplus d'eau et ruissellement – en se basant uniquement sur des données de température et de précipitation [154].

- Scénario 1 : $P \geq ETP$

L'ETR est alors égale à l'ETP. Le surplus ($P - ETR$) permet de reconstituer la RFU jusqu'à une capacité maximale, traditionnellement estimée à 100 mm . Lorsque cette réserve est saturée,

l'excédent constitue la surplus d'eau (WS), qui peut s'écouler vers la nappe phréatique par infiltration efficace ou être émis comme ruissellement superficiel.

- Scénario 2 : $P < ETP$

Le sol entre alors en phase de déstockage : l'ETR se calcule comme étant la somme de $P +$ prélèvement dans la RFU, limitée à l'ETP. Si la RFU est épuisée, le déficit hydrique apparaît et se définit comme la différence entre l'ETP et l'ETR.

Ce déficit correspond à l'évapotranspiration non satisfaite et représente la quantité d'eau que les cultures demanderaient en irrigation pour combler ce manque. L'ETR ainsi calculée est inférieure à l'ETP lorsque les ressources en eau du sol sont limitées

Le détail de ce calcul mensuel est synthétisé dans le tableau III.4.

Tableau III. 4: Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite.

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	Total
P(mm)	17	25	49	44	40	39	33	32	20	4	2	3	308
ETP (mm)	131	74	35	19	19	20	36	51	94	151	205	188	1023
Variation de la réserve	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	
ETR (mm)	17	25	35	19	19	20	33	32	20	4	2	3	229
RFU (mm)	0	0	14	25	21	19	0	0	0	0	0	0	79
Déficit (mm)	114	49	0	0	0	0	3	19	74	147	203	185	794

Les résultats figurant dans le tableau III.4 mettent en évidence des valeurs élevées de l'évapotranspiration potentielle (ETP), avec des pics prononcés observés durant les mois de juin à septembre. Cette dynamique traduit une demande évaporative particulièrement intense

au cours de la saison estivale, période caractérisée par des températures élevées et une faible humidité relative. Le cumul annuel de l'ETP dépasse les 1000 mm, soulignant l'ampleur du stress hydrique potentiel auquel la région est soumise, notamment en l'absence de précipitations significatives pendant cette période critique.

Parallèlement, la réserve utile en eau du sol (RFU) reste quasi nulle sur une période étendue allant de mars à octobre, ce qui reflète une incapacité du sol à maintenir une humidité suffisante durant la saison de croissance végétative. Cette situation engendre un déficit hydrique important, révélateur d'un déséquilibre entre les besoins climatiques en eau et les apports effectifs par les précipitations, et accentue ainsi la vulnérabilité des cultures à la sécheresse.

III.4.5.2. Calcul de l'infiltration

Le bilan hydrologique annuel peut être formulé selon l'équation de base suivante

$$P = R + ETR + I \quad (\text{III.2})$$

où :

P : précipitation moyenne annuelle (mm)

ETR : évapotranspiration réelle moyenne annuelle (mm)

R : ruissellement moyen annuel (mm)

I : infiltration moyenne annuelle (mm)

L'évapotranspiration potentielle corrigée (ETP) a été estimée à 1023 mm/an, sur la base des données climatiques disponibles. Cette valeur constitue une référence pour le calcul des autres composantes du bilan.

Le ruissellement moyen annuel a été évalué à partir de la formule empirique de Tixeront-Berkaloff, adaptée aux conditions méditerranéennes :

$$R = \frac{P^3}{3 \cdot ETP^2} \quad (\text{III.3})$$

En remplaçant les valeurs :

$$R = \frac{(308)^3}{3 \cdot (1023)^2}$$
$$R = 9,30 \text{ mm}$$

L'évapotranspiration réelle a été estimée par la méthode de Turc, qui tient compte de l'indice d'aridité et de la disponibilité en eau dans le sol :

$$ETR = 229 \text{ mm}$$

En appliquant l'équation du bilan hydrologique, on déduit l'infiltration moyenne annuelle :

$$I = P - (ETR + R)$$
$$I = 308 - (229 + 9,30)$$
$$I = 69,70 \text{ mm}$$

Ainsi, l'infiltration efficace annuelle est estimée à 69,70 mm, ce qui reflète une contribution modérée à la recharge des nappes souterraines dans un contexte climatique semi-aride.

III.5. Géologie

III.5.1. Contexte géologique général

L'analyse géologique de la région révèle que le bassin du Chéiff s'inscrit dans l'ensemble néogène de l'Algérie centro-occidentale, un vaste bassin sédimentaire qui s'étend parallèlement à la côte méditerranéenne. Il se distingue par des zones d'altitude modérée, encadrées par des chaînes plissées secondaires, témoignant de l'influence structurale de l'orogénèse alpine, notamment durant ses phases ultimes et paroxysmales.

Du point de vue structural, le bassin du Chéiff est un bassin subsident intra-montagneux de type graben, résultant d'un jeu tectonique le long de grandes flexures bordières. Ce contexte tectonique a favorisé l'accumulation de puissantes séries sédimentaires au cours du Néogène et du Quaternaire.

L'interprétation de la carte géologique (Figure III.6) permet de distinguer deux grands ensembles lithologiques :

- les formations anté-néogènes, d'âge plus ancien, généralement constituées de terrains consolidés ;
- les formations néogènes et quaternaires, plus récentes, qui prédominent dans la plaine et renferment la majorité des aquifères exploitables.

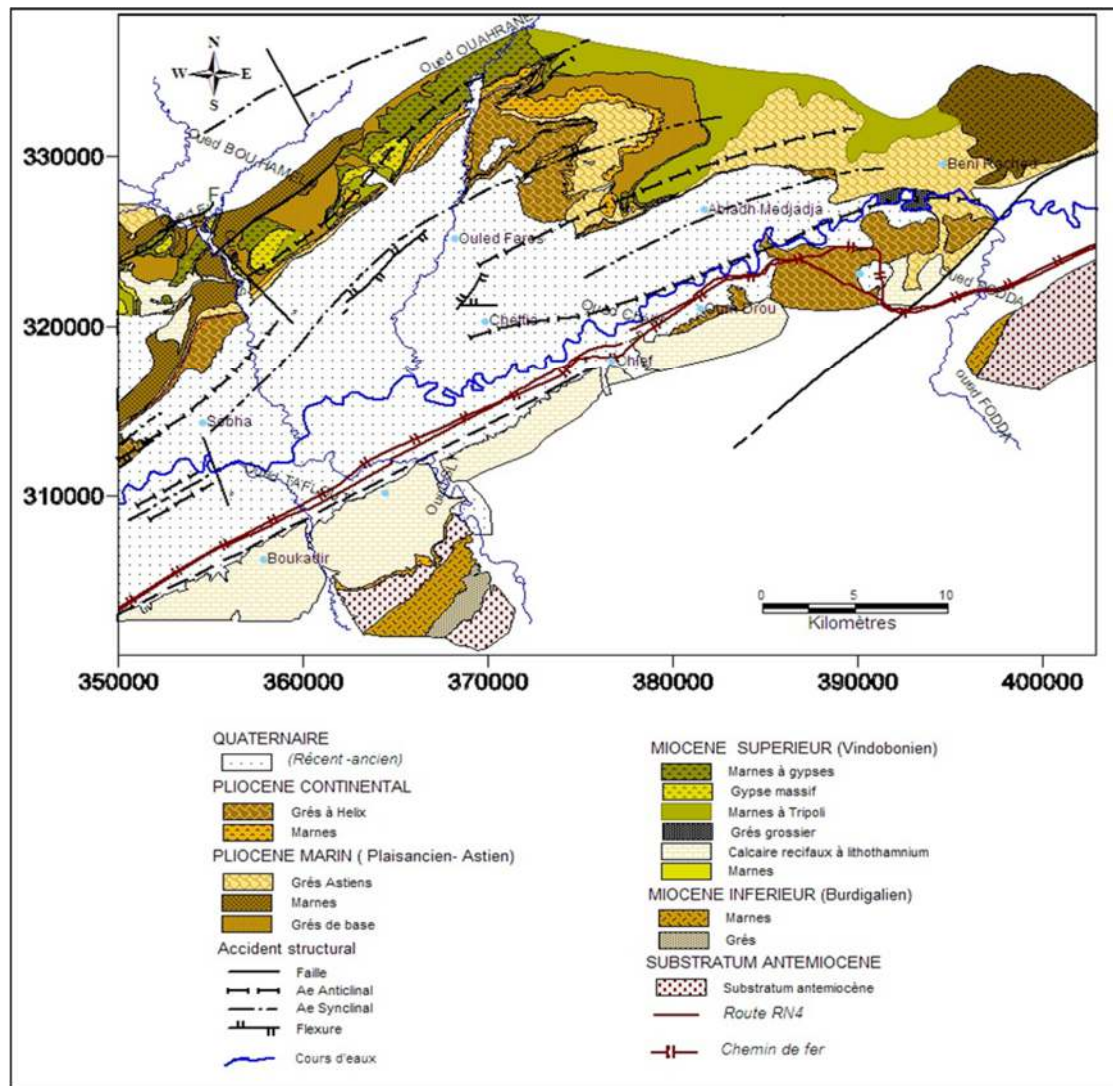


Figure III. 6: Carte géologique du Moyen Cheliff occidental.. [155]

III.5.2. Lithostratigraphie

L'analyse lithostratigraphique du secteur étudié (Figure III.7) révèle deux grandes unités géologiques distinctes :

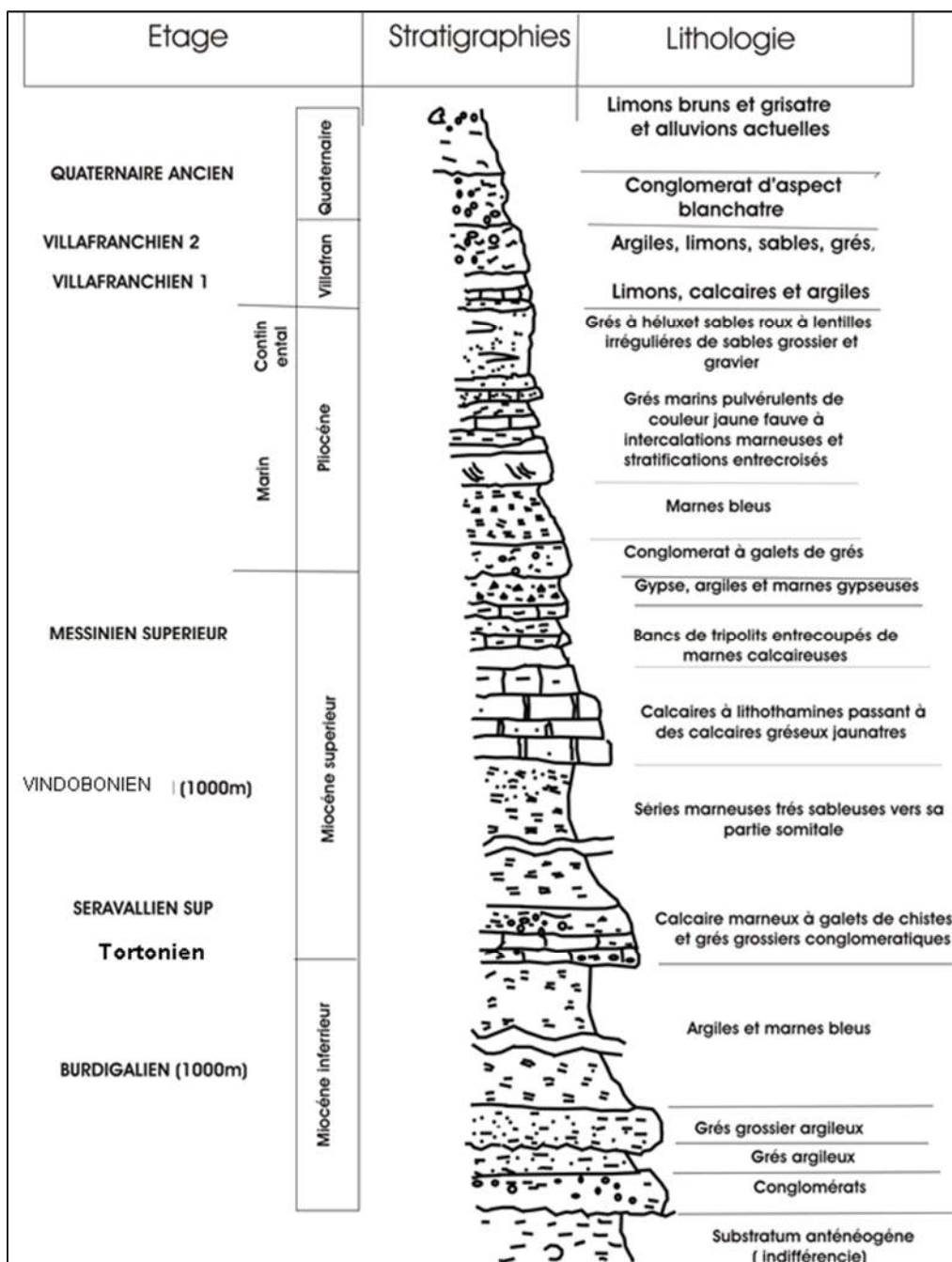


Figure III. 7: Log stratigraphique synthétique de la plaine du Moyen Chélif Occidental.[156]

- les formations anténéogènes, principalement d'âge Paléozoïque à Tertiaire ;
- les formations néogènes et quaternaires, postérieures à la mise en place des nappes.

III.5.2.1. Formations anténéogènes

III.5.2.1.1. Terrains autochtones anciens

Ces formations apparaissent principalement en périphérie du bassin, souvent en fenêtres tectoniques surmontées par des unités allochtones. Elles se subdivisent comme suit :

- Paléozoïque (Silurien et Permo-Trias) : constitue la majeure partie du massif du Doui, avec quelques affleurements au niveau de Rouina et Temoulga ;
- Mésozoïque (Jurassique et Crétacé) : le Jurassique est présent dans les trois massifs, bien qu'il soit plus localisé au Doui. Le Crétacé, quant à lui, est limité à l'ouest du massif de Rouina ;
- Tertiaire (Éocène) : limité à un affleurement important situé au sud du massif de Temoulga.

III.5.2.1.2. Terrains allochtones

Ces terrains résultent de l'empilement de nappes de charriage. Trois grandes unités sont distinguées :

- Nappes A : nappes externes localisées au sud du bassin, elles font partie des monts de l'Ouarsenis et sont constituées de formations marno-gréseuses crétacées et de gypses triasiques;
- Nappes B : nappes intermédiaires au faciès flyschöide à dominante marneuse, renfermant des blocs de quartzite et de calcaire. Elles s'étendent largement de part et d'autre du bassin du Chélif;
- Nappes C : nappes internes recouvrant les précédentes. Elles affleurent dans le Dahra et l'Ouarsenis occidental, et sont constituées de formations grés-micacées d'âge Oligo-Miocène.

III.5.2.2. Formations néogènes et quaternaires

Les formations néogènes, constituées d'une importante accumulation de dépôts post-nappes d'âge mio-plio-quaternaire, reposent en discordance sur les unités géologiques plus anciennes.

Ce remplissage sédimentaire débute par une série épaisse à dominante marine, déposée entre le Miocène inférieur et le Pliocène inférieur, caractérisée essentiellement par des marnes dans les zones centrales en subsidence, tandis que les marges enregistrent des apports détritiques. Cette phase marine est ensuite relayée par une sédimentation continentale, qui s'étend du Pliocène supérieur jusqu'au Quaternaire, et se poursuit jusqu'à l'époque actuelle.

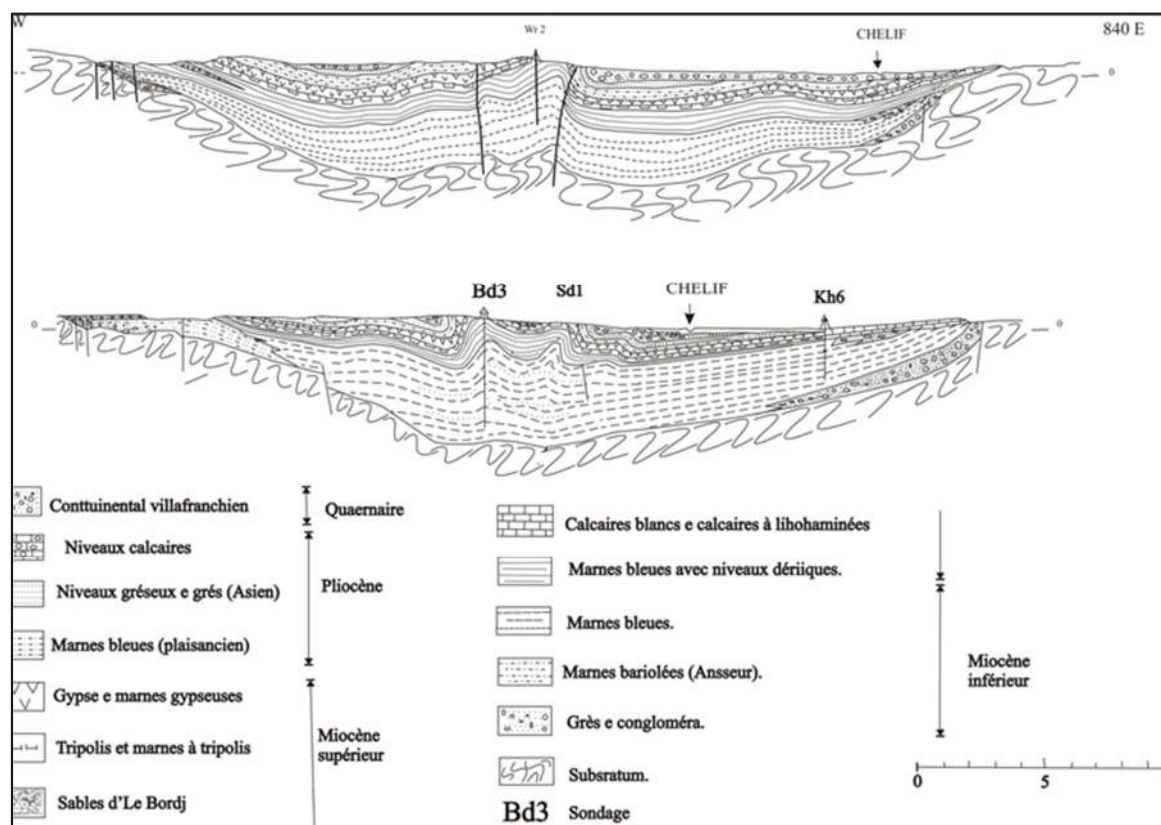


Figure III. 8: Coupes géologique a travers la plaine de Chlef. [156]

III.5.2.2.1. Miocène

a. Miocène inférieur (Burdigalien)

Cette unité, transgressive, repose sur des substrats variés. Elle est constituée d'une série marneuse bleue pouvant atteindre plusieurs milliers de mètres d'épaisseur, affleurant sur plus de 100 km le long du flanc sud-est du massif de l'Ouarsenis.

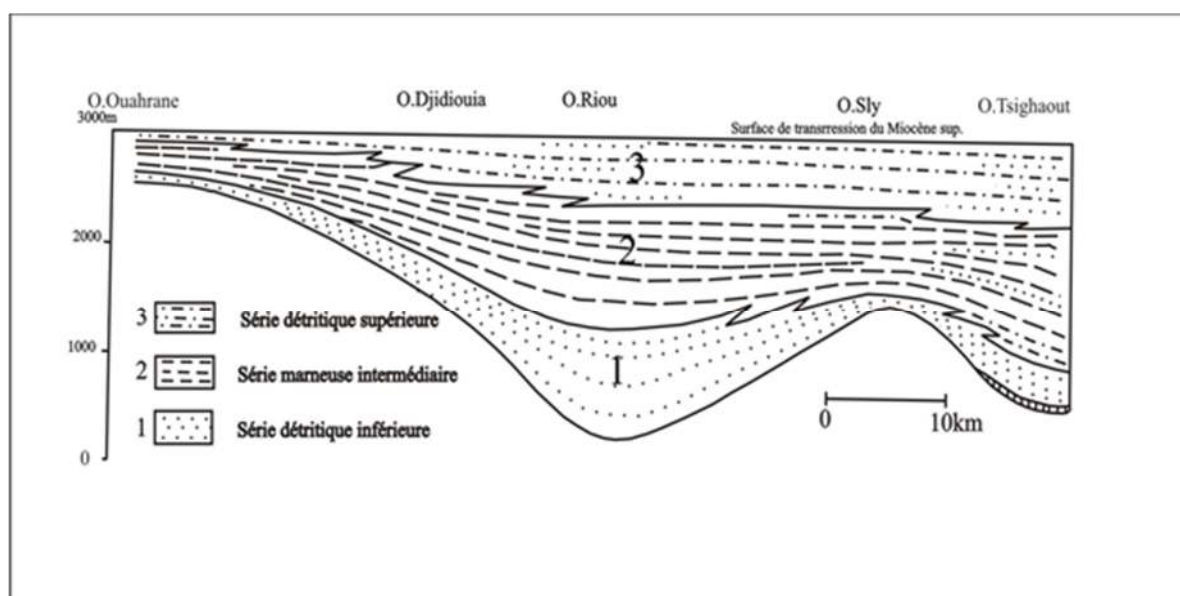


Figure III. 9: Schéma stratigraphique du Miocène inf. sur la bordure Nord du massif de l'Ouarsenis.[157]

b. Miocène supérieur (Vindobonien)

Ce niveau est marqué par une transgression marine discordante. Trois sous-unités sont distinguées :

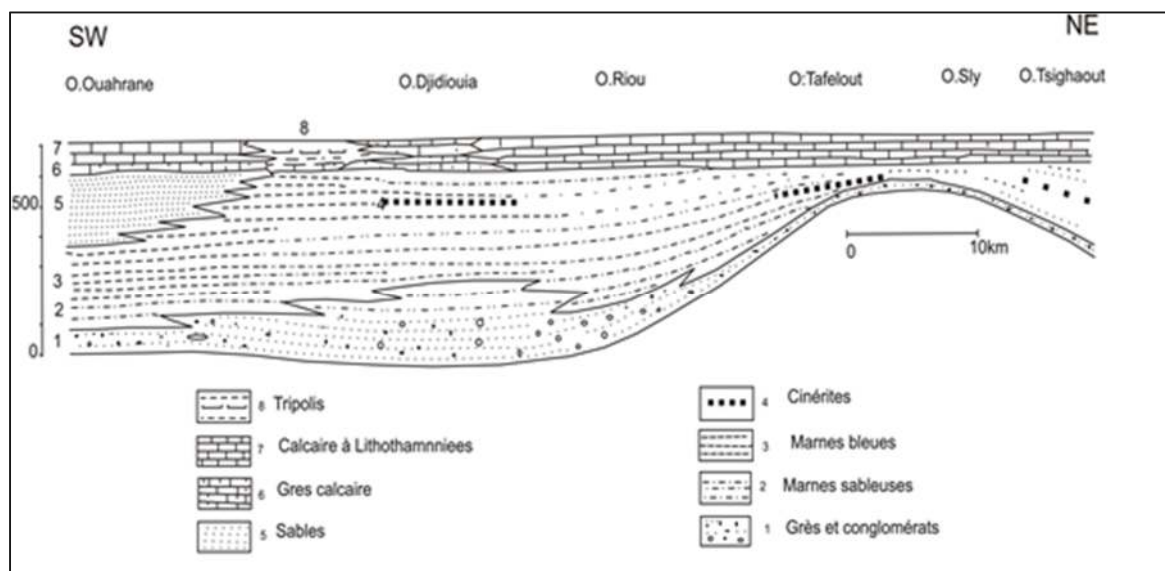


Figure III. 10: Schéma stratigraphique du Miocène sup. sur la bordure Nord du massif de l'Ouarsenis.[157]

- Formations de base : composées de dépôts détritiques rouges (Serravallien supérieur – Tortonien inférieur), débutant par des brèches grossières à quartzites et calcaires, évoluant en marnes gréseuses ocre. Le Tortonien débute par des conglomérats à

quartzites, suivis de marnes sombres glauconieuses et se termine par des grès calcaires.

- Formations médianes : marnes bleues massives, parfois réduites latéralement, localement à passages calcaires à algues ou sables. Les faciès messiniens, notamment au sud de l'Oued Tsighaout, contiennent des calcaires à Lithothamnium et des grès dunaires.
- Formations terminales : alternance de marnes blanches et bancs à Tripolis (riches en silice), avec une épaisseur moyenne de 175 m. Ces formations, bien développées dans le Dahra, se terminent par des argiles gypseuses surmontées d'un horizon de gypse atteignant 40 m, responsable de la salinité locale.

III.5.2.2.2. Pliocène

a. Pliocène inférieur (Plaisancien et Astien)

- Plaisancien : constitué de marnes bleues à coccolithes, similaires à celles du Miocène, d'épaisseur variable (0 à >700 m) ;
- Astien : série sableuse et gréseuse jaune à grains de quartz, localement calcaréo-gréseuse, avec des figures sédimentaires variées et une épaisseur moyenne de 100 m.

b. Pliocène continental

Il s'agit d'une succession fluviatile-lacustre constituée de sables roux à gastéropodes (*Helix*), limons gris et lentilles de graviers, en continuité avec les dépôts astiens. Ces formations affleurent largement au sud-est du Dahra et disparaissent vers l'Ouarsenis.

III.5.2.2.3. Villafranchien

Représentant la transition avec le Quaternaire, le Villafranchien est difficilement distinguable du Pliocène continental. Deux ensembles sont reconnus :

Villafranchien I : alternance de calcaires, limons, sables roux et argiles grises à blanches ;

Villafranchien II : complexe rouge hétérogène formé d'argiles, grès, conglomérats, poudingues et sables à concrétion calcaire. Ces dépôts forment notamment les reliefs d'El Kherha (NO de Boukadir).

III.5.2.2.4. Quaternaire

Les dépôts quaternaires sont exclusivement continentaux et prédominent dans la plaine de Mouafkia et la dépression Chelif–Oum-Drou.

- Quaternaire ancien : formé d'alluvions grossières (galets, graviers, sables), pouvant atteindre 200 m d'épaisseur dans certaines zones synclinales ;
- Quaternaire récent : caractérisé par des limons fins (bruns, gris) provenant de l'assèchement de vases et des alluvions actuelles.

III.5.2.3. Tectonique

L'architecture structurale de la région s'inscrit dans le cadre de la tectonique alpine, marquée par des phases successives de déformation synsédimentaire influençant fortement la sédimentation.

III.5.2.3.1. Tectonique souple

Le bassin du Chéelif, de direction générale E–W, constitue une structure d'effondrement post-nappe. Environ 75 % de sa superficie est occupée par des formations plissées [157].

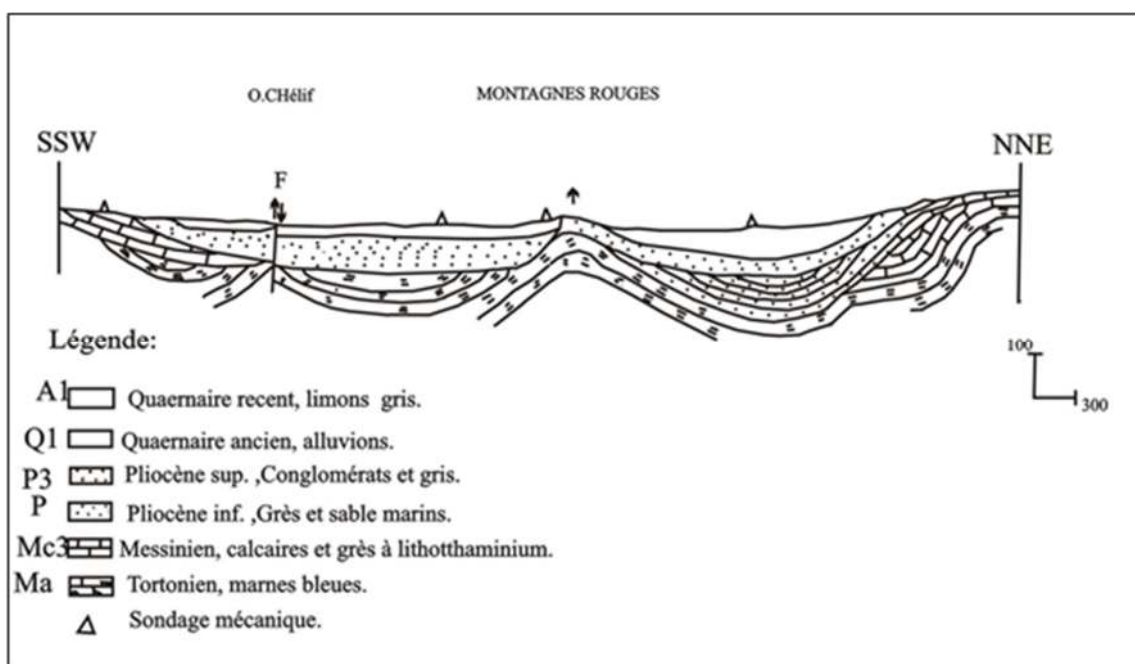


Figure III. 11: Coupe géologique du Moyen cheliff. [156]

- Miocène inférieur : phase distensive (NNW–SSE) ayant initié l'ouverture du bassin (Maghraoui, 1982) ;
- Miocène supérieur : dépôt de marnes épaisses dans un contexte transgressif, suivi de compressions générant des plis E–W à ESE–WNW ;
- Pliocène : phase compressive accentuée, engendrant des structures plissées ENE–WSW, réduisant le bassin à un couloir étroit ;
- Pliocène supérieur : poursuite de la compression affectant les dépôts continentaux récents selon des axes E–W.

III.5.2.3.2. Tectonique cassante

Deux failles majeures, citées par [156], structurent le bassin :

- Faille de Boukadir : Structure anticlinale orientée N50E, située à 40 km au nord-est de Chlef. Elle est transverse à l'orientation générale du bassin (N70E–N80E) et semble se subdiviser en trois segments. Son activité récente est attestée par la déformation des dépôts quaternaires.
- Faille de Relizane : Elle constitue la limite méridionale du bassin. Ce décrochement senestre d'environ 150 km sépare les dépôts plio-quaternaires des calcaires miocènes à Lithothamnium. L'affaissement des terrains récents et le soulèvement des unités anciennes traduisent une activité tectonique intense, en lien avec les contraintes compressives pliocènes. Ce mouvement décrochant a cessé au Quaternaire, coïncidant avec une réorientation des contraintes régionales [156].

III.5.3. Hydrogéologie et potentiel aquifère

L'analyse lithostratigraphique et structurale a permis l'identification de trois systèmes aquifères principaux : les calcaires miocènes, les grès pliocènes et les formations alluviales quaternaires.

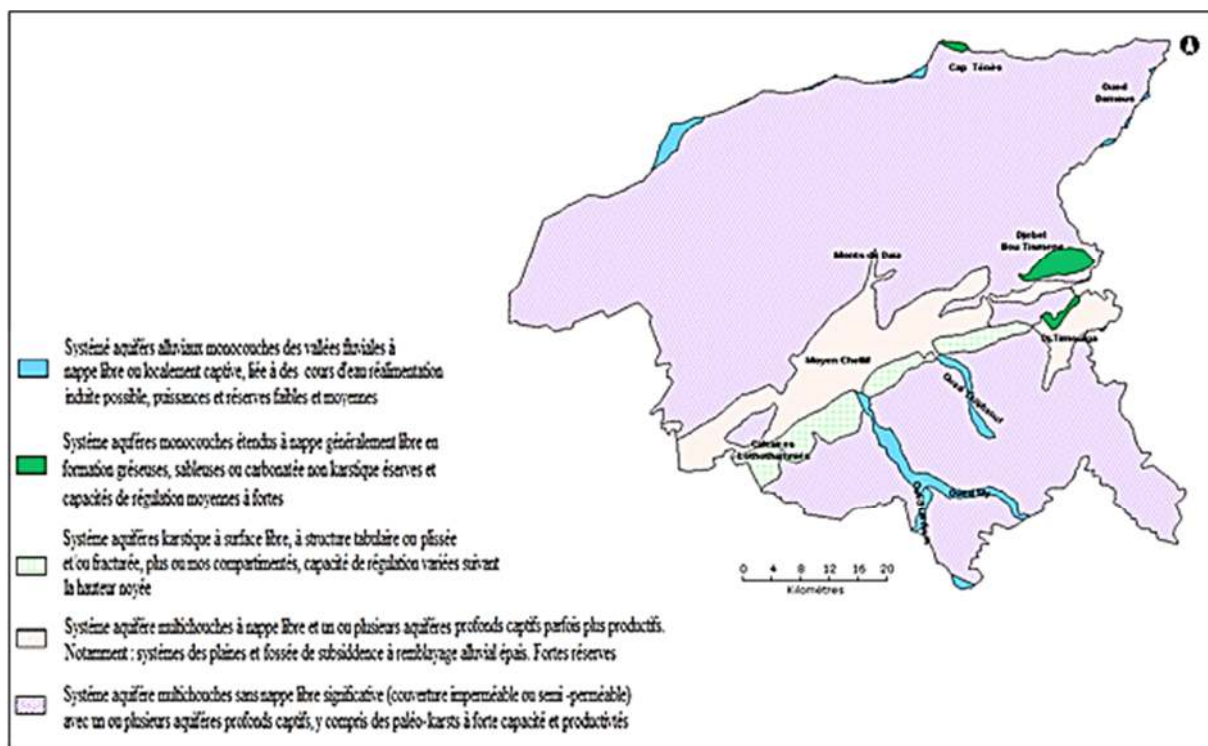


Figure III. 12: Principales unités hydrogéologiques. [158]

L'aquifère alluvial constitue un réservoir libre multicouche, essentiellement composé d'éléments grossiers (galets et graviers). Sa recharge naturelle est évaluée à approximativement 12 hm³ annuels.

L'aquifère pliocène marin développe une nappe libre à captive, alimentée par les écoulements latéraux des reliefs périphériques. Sa capacité de recharge demeure limitée, n'excédant pas 3 hm³ par an.

L'aquifère calcaire à Lithothamnium, intercalé entre les nappes alluviales et le massif de l'Ouarsenis, représente une réserve hydrique significative. Son fonctionnement s'appuie sur une structure tabulaire ou fracturée, avec une recharge équivalente à celle du système quaternaire.

III.5.4. Aquifère alluvial quaternaire

L'orientation de cette étude vers l'aquifère alluvial quaternaire résulte de considérations stratégiques multiples. Premièrement, ce système constitue une ressource fondamentale pour l'alimentation en eau potable de la région chélifienne. Deuxièmement, cet aquifère présente une vulnérabilité particulière aux impacts anthropiques, en raison de la densité du réseau de captage

et de la concentration des activités agricoles, industrielles et urbaines.

La nappe alluviale s'étend sur 321 km², délimitée septentrionalement par les monts du Dahra et méridionalement par le massif de l'Ouarsenis. Elle est isolée de la nappe orientale par les seuils topographiques d'Oum Drou (amont) et de Boukadir (aval). La couverture superficielle se compose uniformément de limons sur l'ensemble de la plaine, tandis que les horizons profonds développent des formations alluviales grossières, particulièrement entre Ouled Farès et Sobha ainsi que dans la plaine de Mouafkia.

Selon [159], les prélèvements annuels à partir de cet aquifère s'élèvent à 15,5 hm³. Cette exploitation se répartit comme suit : 64 % est destiné à l'alimentation en eau potable, 31 % à l'irrigation agricole et 5 % à des usages industriels.

III.6. Conclusion

Ce chapitre a permis de caractériser de manière approfondie la zone d'étude du Moyen-Chélif occidental, en mettant en lumière les facteurs naturels et anthropiques qui influencent la qualité et la dynamique des eaux souterraines. L'analyse intégrée des paramètres géographiques, climatiques, géologiques et hydrogéologiques a fourni un cadre essentiel pour comprendre les mécanismes régissant les ressources en eau de la région.

Sur le plan climatique, la zone se distingue par un régime méditerranéen semi-aride, marqué par une forte variabilité pluviométrique et une évapotranspiration élevée, conduisant à un déficit hydrique prononcé, notamment en période estivale. Le bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite a révélé une infiltration efficace limitée (≈ 70 mm/an), soulignant la vulnérabilité de la recharge des nappes face aux changements climatiques.

D'un point de vue géologique, le bassin du Chélif présente une architecture complexe, structurée par des formations sédimentaires néogènes et quaternaires, influencées par une tectonique active. Les aquifères identifiés – notamment l'aquifère alluvial quaternaire, les grès pliocènes et les calcaires miocènes – constituent des réservoirs majeurs, mais leur exploitation intensive (15,5 hm³/an) expose ces ressources à des risques de surexploitation et de dégradation qualitative.

Chapitre IV

Étude de la
caractérisation
statistique des
interactions entre eaux
usées épurées et eaux
souterraines

IV.1. Introduction

La compréhension des interactions entre les eaux de surface et les eaux souterraines constitue un enjeu majeur de la gestion intégrée des ressources en eau. Ces interactions, autrefois considérées comme des phénomènes distincts, sont désormais reconnues comme étant intimement liées à travers différents environnements hydrogéologiques [160]. Les échanges entre ces deux compartiments hydrologiques influencent non seulement la qualité et la quantité des ressources en eau, mais également les écosystèmes aquatiques et terrestres qui en dépendent.

L'application d'outils statistiques pour caractériser ces relations complexes s'est développée significativement au cours des dernières décennies. Les méthodes statistiques multivariées permettent d'identifier, de quantifier et de modéliser les mécanismes d'interaction entre les eaux de surface et souterraines à différentes échelles spatiales et temporelles [161].

IV.2. Présentation de la station d'épuration de la ville de Chlef

La ville de Chlef, préfecture de la wilaya homonyme, a renforcé depuis 2006 ses infrastructures d'assainissement par la mise en service d'une station d'épuration des eaux urbaines localisée sur les berges de l'oued Cheliff, à proximité du quartier Hay Bensouna et de la RN4 (Figure IV.1). Cette installation visait initialement à traiter un volume de 36 405 m³/j, correspondant aux besoins de quelque 227 000 habitants. Parmi ses missions phares :

- la réduction de la pollution de l'oued à l'aval de la station ;
- la préservation de la nappe alluviale ainsi que ;
- la valorisation des eaux épurées pour l'irrigation de près de 1 500 ha.

Malgré une conception robuste, la station n'opère qu'à environ 6 640 m³/j (soit ~18 % de sa capacité nominale), du fait d'un raccordement incomplet des réseaux et de problèmes techniques tels que des arrêts fréquents et des pannes récurrentes. Ce faible usage impacte fortement la qualité environnementale : les eaux usées non traitées sont souvent rejetées dans l'oued, générant des nuisances, un risque sanitaire pour les riverains et une perturbation notable du milieu naturel.

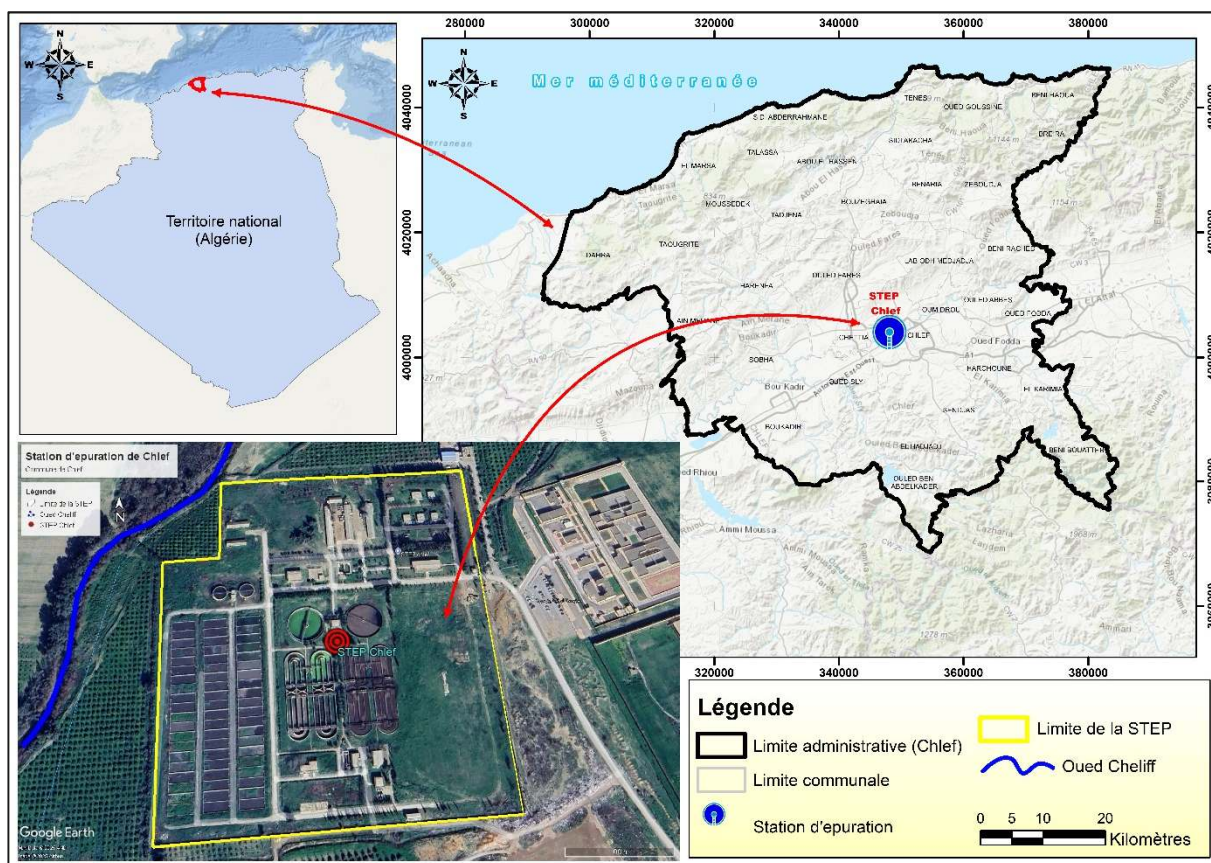


Figure IV. 1: Localisation de la STEP de Chlef.

Une étude en 2016 [163] sur l'eau traitée a démontré une efficacité remarquable, avec des efficacités moyennes de :

- 88 % pour les MES,
- 94 % pour la DCO,
- 98 % pour la DBO₅,

Le tout dans le respect des normes OMS et nationales. De plus, l'absence de métaux lourds et la conformité des coliformes totaux confirment le potentiel de réutilisation en irrigation.

La station fonctionne selon un procédé biologique par boues activées à aération prolongée. Le traitement s'articule en trois grandes étapes (Figure IV.2).

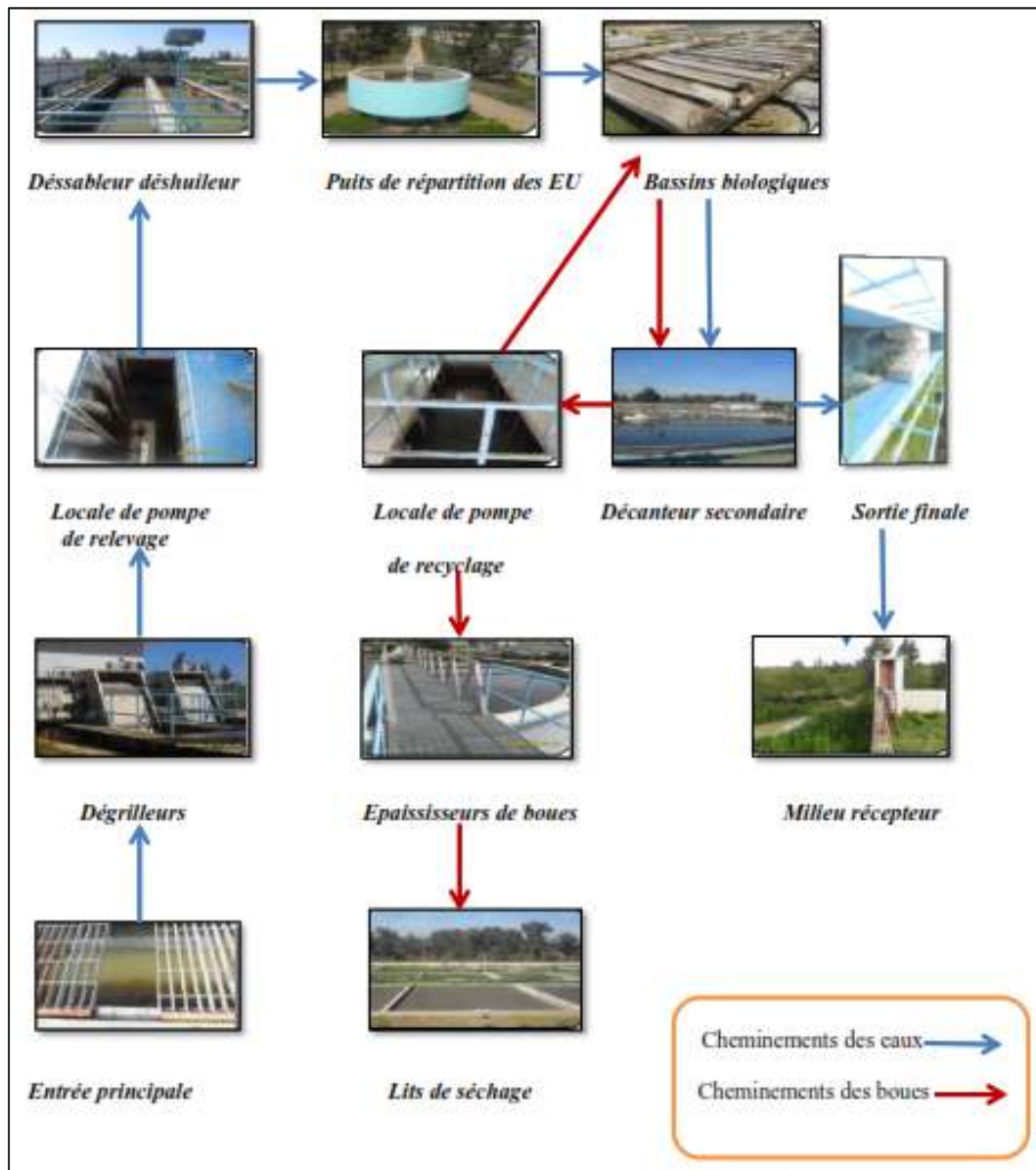


Figure IV. 2: Processus de traitement des eaux dans la STEP de Chlef. [162].

- Prétraitement : dégrillage, dessablage et dégraissage ;
- Traitement biologique : bassin d'aération en mode anaérobie/aérobie polymodal, permettant la dégradation des matières carbonées et azotées ;
- Clarification : décantation et séparation solide-liquide avant rejet dans l'oued.

Un clarificateur final assure la décantation des boues biologiques, tandis que ces dernières nécessitent une gestion structurée via épaissement, séchage et déshydratation avant valorisation ou élimination. L'eau traitée est déversée directement dans l'oued Cheliff après clarification.

IV.3. Collecte des données

Les données analytiques utilisées dans cette étude ont été obtenues auprès de la Direction Régionale de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) de Blida. Créée en vertu du décret n°81-167 du 25 juillet 1981, cette institution constitue un établissement public à caractère administratif (EPA) placé sous la tutelle du ministère de l'Hydraulique. Dotée d'une mission scientifique et technique, l'ANRH a pour principales attributions la surveillance de la qualité des eaux et la préservation des sols à l'échelle nationale.

Dans le cadre du suivi de la qualité des eaux souterraines de la nappe du Moyen Cheliff, l'ANRH réalise des campagnes d'échantillonnage périodiques sur plusieurs points de surveillance. Ces prélèvements permettent d'atteindre plusieurs objectifs :

- Évaluer l'état qualitatif des ressources en eau de la plaine alluviale ;
- Analyser l'évolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques et hydrogéochimiques ;
- Identifier les sources de pollution, actuelles et potentielles, affectant l'aquifère ;
- Élaborer des stratégies de gestion durable visant à améliorer la qualité de l'eau et à préserver les ressources hydriques.

Les données utilisées dans cette étude concernent deux campagnes distinctes : les basses eaux (septembre 2005) et les basses eaux (juillet 2022). Bien que le réseau de surveillance de l'ANRH couvre un large éventail de points de prélèvement, cette recherche se concentre sur 22 points en 2005 et 11 points d'échantillonnage en 2022 (Figures IV.3 et IV.4), sélectionnées pour leur représentativité dans la plaine du Moyen Cheliff.

Les informations transmises par l'ANRH se présentent sous forme de fichiers Excel structurés, comprenant les éléments suivants :

- Les références des points de prélèvement ;
- Les dates d'échantillonnage;
- Les coordonnées géographiques (X, Y) permettant la localisation précise de chaque point de mesure ;
- Les résultats analytiques d'une série de paramètres physico-chimiques pertinents pour

l'évaluation de la qualité des eaux souterraines.

Ces données brutes ont fait l'objet d'un traitement et d'une validation avant leur exploitation dans le cadre de cette étude. La structuration des fichiers a facilité leur intégration dans les outils d'analyse statistique et géomatique, assurant ainsi une exploitation rigoureuse des informations collectées.

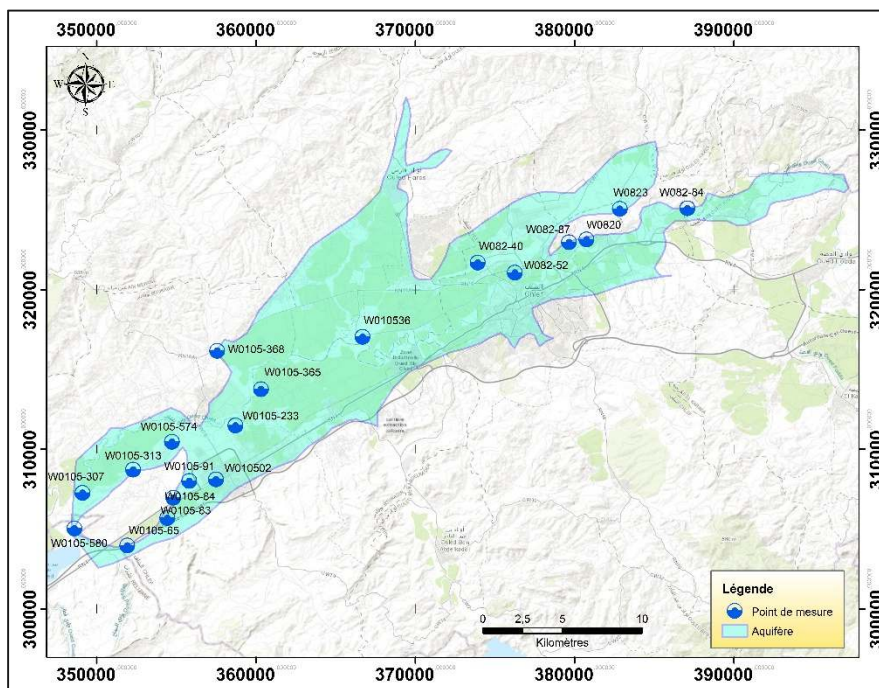


Figure IV. 3: Réseau de mesure en 2005.

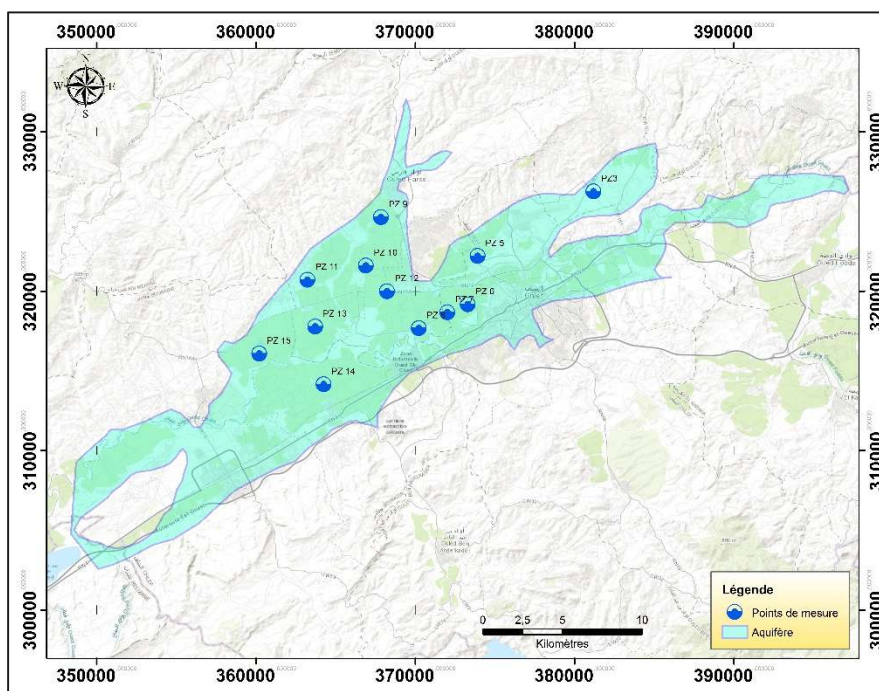


Figure IV. 4: Réseau de mesure en 2022.

IV.3.1. Échantillonnage et analyse des eaux souterraines

IV.3.1.1. Stratégie d'échantillonnage

L'étude hydrochimique de l'aquifère du Moyen Cheliff a été réalisée à partir de douze échantillons d'eau souterraine prélevés au cours du mois de juillet 2022. La sélection des points d'échantillonnage a été effectuée selon une approche spatiale représentative de la zone d'étude, comme illustré dans la Figure 1. Cette période d'échantillonnage correspond à la saison sèche, permettant ainsi d'évaluer la qualité des eaux souterraines dans des conditions hydrologiques critiques.

IV.3.1.2. Protocole de prélèvement

Le protocole d'échantillonnage a été élaboré conformément aux standards internationaux pour garantir la représentativité et l'intégrité des échantillons. Des flacons en polyéthylène haute densité (HDPE) d'une capacité de 0,5 dm³, préalablement lavés à l'acide, ont été utilisés pour la collecte. Avant le remplissage, chaque flacon a été rincé deux à trois fois avec l'eau du point de prélèvement afin de prévenir toute contamination croisée. Les contenants ont été hermétiquement scellés pour minimiser l'évaporation et maintenir les conditions physico-chimiques originales.

Un système de traçabilité rigoureux a été mis en place : chaque échantillon a été étiqueté avec un code d'identification unique et documenté dans une fiche de terrain spécifique. Le transport des échantillons s'est effectué dans une glacière isotherme pour préserver l'intégrité des échantillons jusqu'au laboratoire d'analyse. Le port de gants neufs pour chaque prélèvement a permis d'éviter les contaminations croisées entre les différents points d'échantillonnage.

IV.3.1.3. Mesures in situ et analyses de laboratoire

Les paramètres physiques fondamentaux, incluant la température, la conductivité électrique (CE), les solides totaux dissous (TDS) et le pH, ont été mesurés directement sur le terrain à l'aide d'instruments de mesure calibrés. Cette approche permet d'éviter les modifications des paramètres sensibles liées au transport et au stockage.

Les analyses chimiques approfondies ont été réalisées au laboratoire certifié de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques de Blida. Le programme analytique a couvert les principaux ions majeurs : les anions (HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^-) et les cations (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}). Cette analyse complète permet de caractériser le faciès hydrochimique des eaux souterraines et d'identifier les processus géochimiques dominants.

IV.3.1.4. Contrôle qualité des analyses

La fiabilité des résultats analytiques a été vérifiée par le calcul de l'erreur de balance ionique (EBI), qui compare les concentrations totales des cations et des anions exprimées en milliéquivalents par litre (méq/L). L'EBI a été déterminée selon l'Équation IV.1 [164]:

$$EBI = \frac{\sum \text{cations} - \sum \text{Anions}}{\sum \text{cations} + \sum \text{Anions}} \times 100 (\text{meq} / \text{L}) \quad (\text{III.4})$$

Les calculs, effectués à l'aide du logiciel Microsoft Excel 2016, ont confirmé que l'ensemble des échantillons présentait des valeurs d'EBI comprises dans la fourchette acceptable de $\pm 5\%$, attestant ainsi de la qualité et de la cohérence des analyses chimiques.

IV.3.2. Évaluation de l'aptitude des eaux souterraines à l'irrigation

L'évaluation de la qualité des eaux souterraines pour l'irrigation agricole a été menée selon une approche méthodologique intégrée, combinant trois méthodes d'analyse complémentaires pour assurer une évaluation robuste et multidimensionnelle.

IV.4. Méthodologie d'évaluation de la qualité des eaux souterraines

IV.4.1. Cadre méthodologique général

La méthodologie adoptée repose sur l'intégration de techniques analytiques standardisées et d'outils numériques de traitement et d'interprétation des données, permettant une approche multidimensionnelle de l'évaluation qualitative.

Le prétraitement et l'analyse des données collectées ont été réalisés au moyen de Microsoft

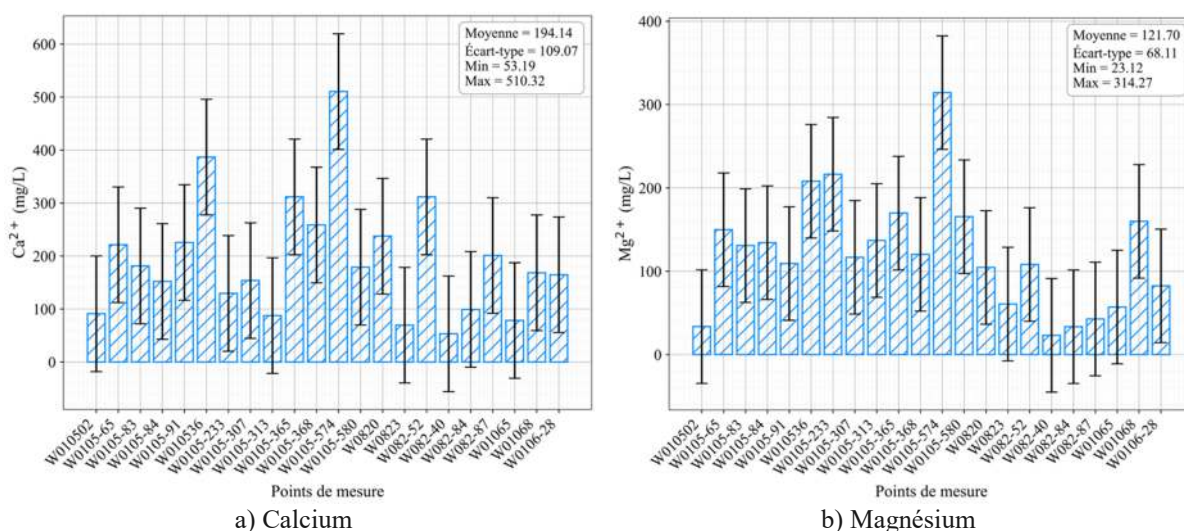
Excel 2016 pour les opérations de structuration initiale, complété par l'utilisation de logiciels statistiques spécialisés (XLStat 2016) pour la conduite d'analyses multivariées approfondies. L'application de tests paramétriques et non paramétriques a permis d'identifier les relations significatives entre les variables étudiées.

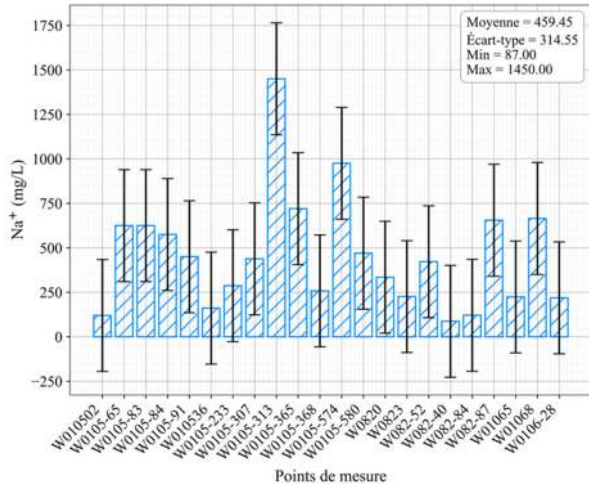
IV.5. Analyse Statistique des Données de Qualité des Eaux

L'analyse statistique multivariée constitue un outil indispensable pour l'évaluation et l'interprétation des données hydrochimiques complexes des eaux souterraines. Cette approche permet d'identifier les sources de pollution, de caractériser les processus géochimiques et de classer les échantillons d'eau selon leur qualité [165]. L'utilisation combinée de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et de l'Analyse Hiérarchique de Classification (AHC) s'avère particulièrement efficace pour traiter des jeux de données multidimensionnels et révéler les structures latentes dans les paramètres de qualité de l'eau [166].

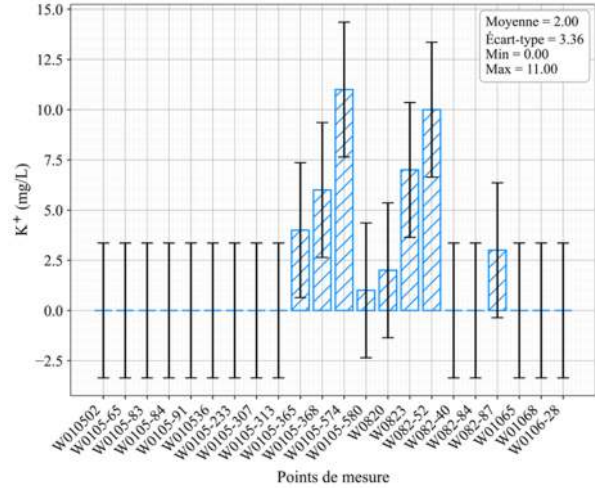
IV.6. Analyse comparative des caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines

L'évaluation de la qualité des eaux souterraines destinées à l'irrigation nécessite une caractérisation physico-chimique approfondie permettant d'identifier les paramètres limitants et leur évolution temporelle. Cette analyse comparative entre les périodes 2005 et 2022 s'appuie sur une approche statistique descriptive pour révéler les tendances géochimiques

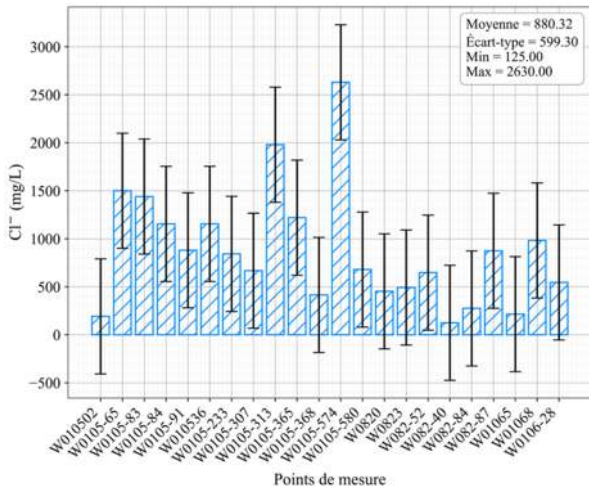




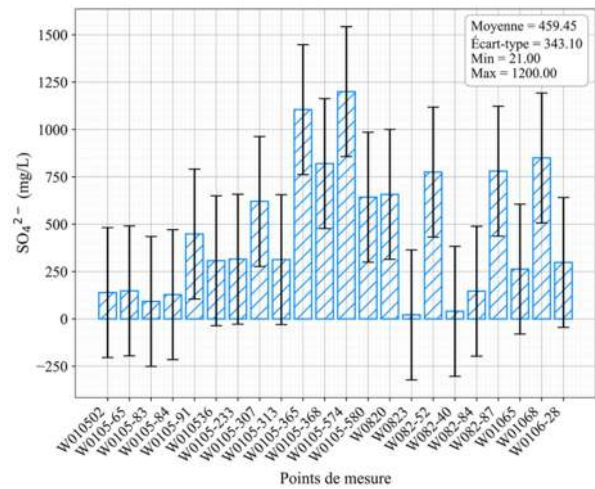
c) Sodium



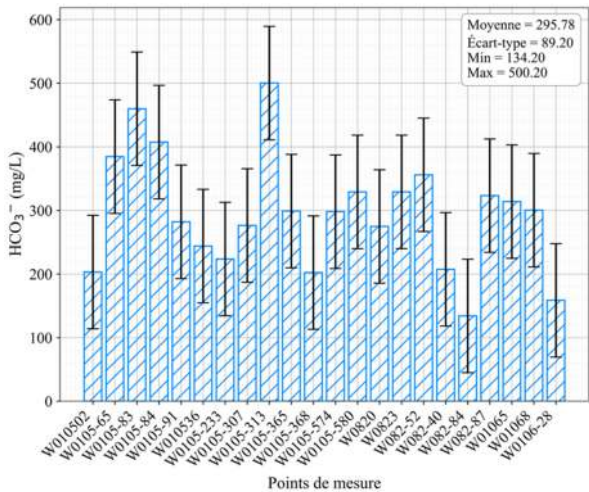
d) Potassium



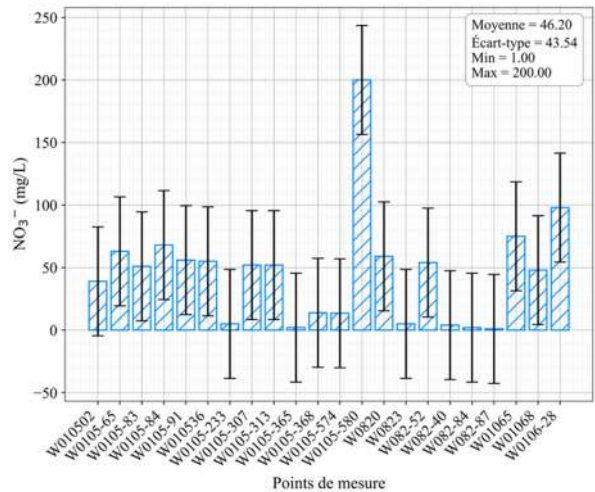
e) Chlorures



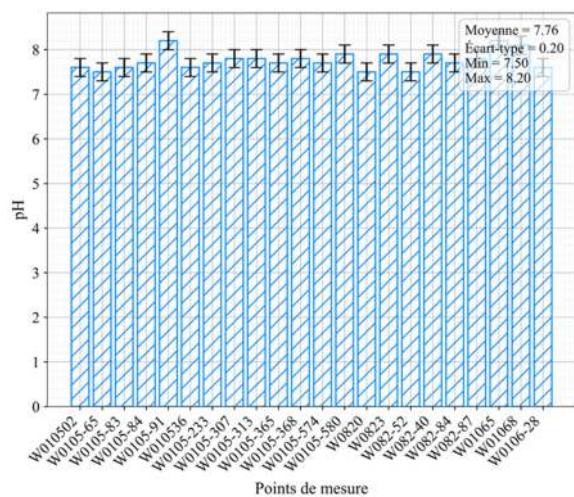
f) Sulfates



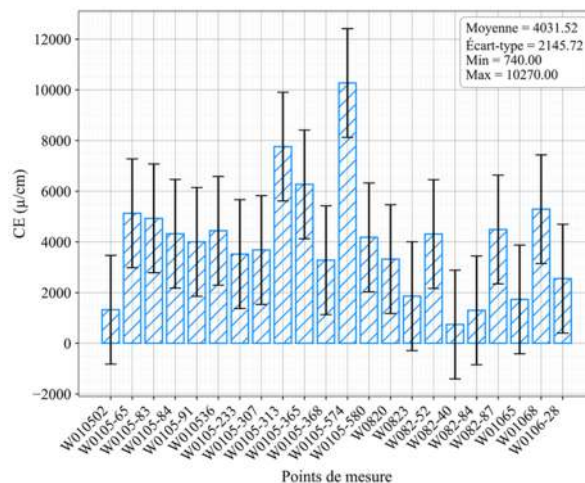
g) Bicarbonates



h) Nitrates

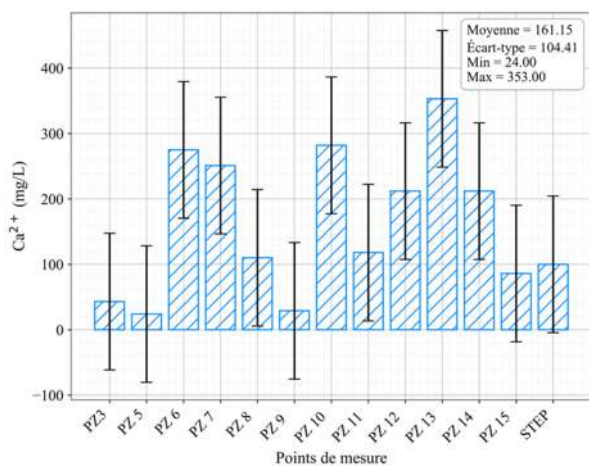


i) pH

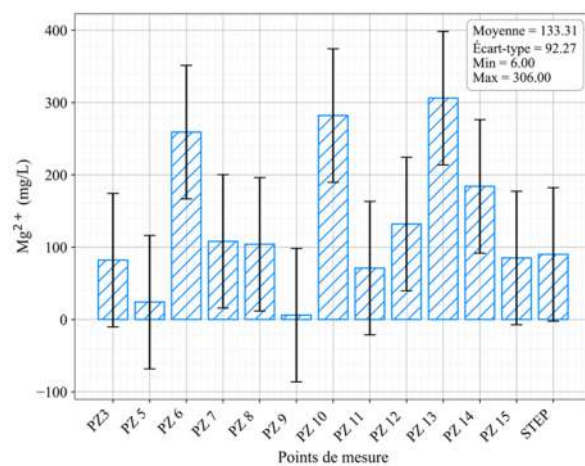


j) Conductivité électrique

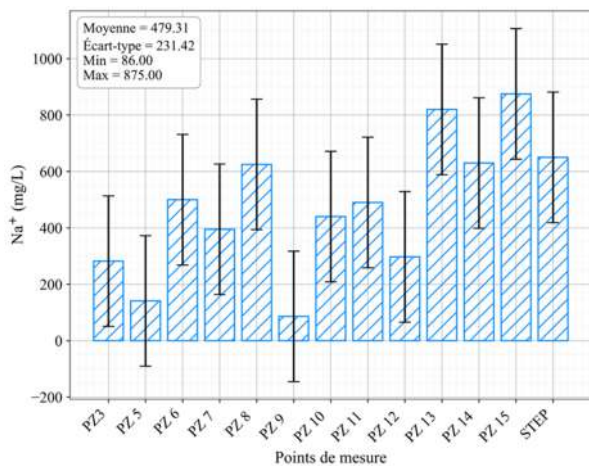
Figure IV. 5: Histogrammes des paramètres hydrochimiques en 2005.



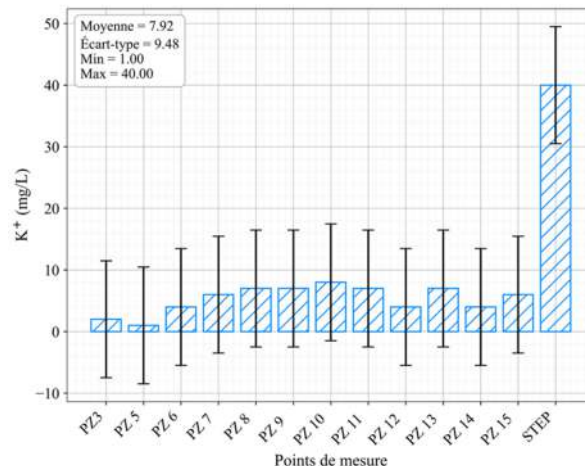
a) calcium



b) Magnésium



c) Sodium



d) Potassium

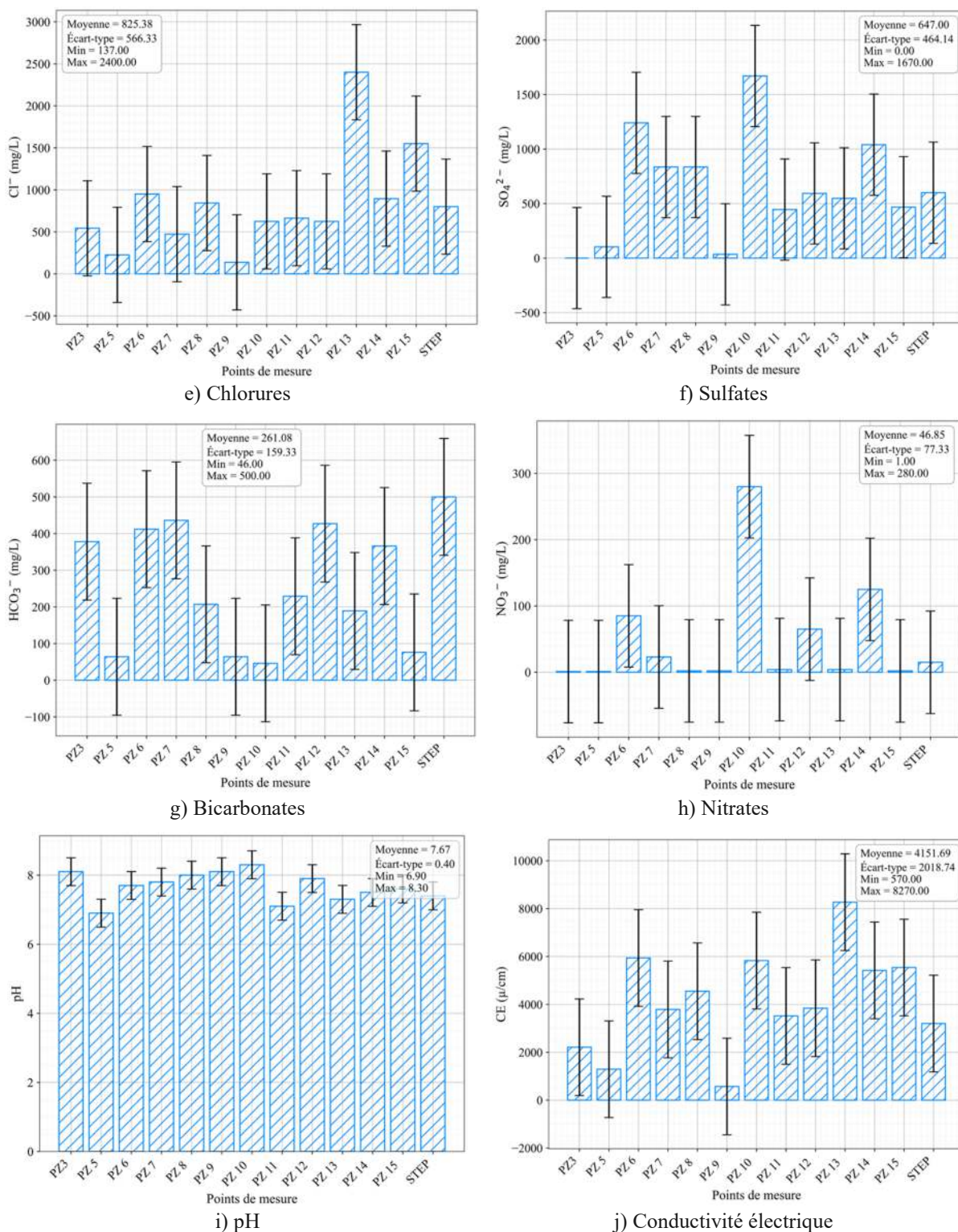


Figure IV. 6: Histogrammes des paramètres hydrochimiques en 2022.

L'analyse statistique repose sur l'évaluation de paramètres physico-chimiques fondamentaux : conductivité électrique, pH, concentrations cationiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+}) et anioniques (Cl^{-} , HCO_3^{-} et SO_4^{2-}). Les distributions de fréquences et les analyses histogrammiques permettent d'identifier les patterns géochimiques, les déviations de normalité et les évolutions temporelles significatives.

IV.6.1. Salinité et Conductivité Électrique

L'évaluation de la conductivité électrique révèle une remarquable stabilité temporelle des moyennes entre 2005 ($4\,182 \pm 2\,458 \mu\text{S/cm}$) et 2022 ($4\,224 \pm 2\,187 \mu\text{S/cm}$). Cependant, cette stabilité apparente masque une variabilité spatiale importante et une légère homogénéisation relative de la salinité, comme l'indique la réduction de l'écart-type. Selon la classification FAO actualisée, la répartition par classes de risque demeure préoccupante, avec 77% des échantillons présentant des restrictions d'usage modérées à sévères pour les deux périodes d'étude. Cette situation nécessite l'implémentation de mesures de gestion adaptées incluant le drainage, le lessivage et la sélection variétale appropriée.

IV.6.2. Équilibre Acido-Basique

Les valeurs de pH, comprises entre 6,90 et 8,30, caractérisent des eaux neutres à légèrement alcalines. L'augmentation significative de la variabilité du pH en 2022 ($\text{CV} = 5,2\%$ vs $2,3\%$ en 2005) suggère une diversification des processus géochimiques affectant l'équilibre carbonaté. L'alcalinité modérée observée dans 65% des échantillons peut induire la précipitation de phosphate de calcium et réduire la disponibilité des micronutriments essentiels.

IV.6.3. Chimisme Cationique

L'analyse des cations majeurs révèle des évolutions contrastées. Les concentrations calciques montrent une diminution non significative ($-9,3\%$) potentiellement liée aux processus d'échange cationique sur les argiles. La distribution bimodale observée en 2005 suggère l'existence de deux populations géochimiques distinctes.

Les concentrations magnésiennes demeurent stables malgré une augmentation de la variabilité ($+32\%$ pour l'écart-type). Les concentrations élevées ($>60 \text{ mg/L}$ dans 70% des échantillons) peuvent induire des déséquilibres nutritionnels et une dégradation de la structure physique des sols argileux.

Le sodium présente une stabilité remarquable des moyennes (différence de $0,1 \text{ mg/L}$) mais maintient des concentrations préoccupantes ($>400 \text{ mg/L}$ dans 45% des cas), représentant un

risque majeur pour l'intégrité structurale des sols et la perméabilité hydraulique.

IV.6.4. Chimisme Anionique

Les chlorures, indicateurs de processus conservatifs, montrent une légère diminution non significative (-5,7%) mais maintiennent des concentrations restrictives dans 69-77% des échantillons. Ces niveaux dépassent fréquemment le seuil de toxicité de 350 mg/L pour les cultures sensibles.

L'évolution des sulfates constitue la modification géochimique la plus remarquable, avec une augmentation significative de 42,6% ($p < 0,05$). Cette tendance peut résulter de processus naturels (oxydation de sulfures, dissolution de minéraux sulfatés) ou d'influences anthropiques (fertilisation, infiltration d'eaux usées). Les concentrations élevées (>250 mg/L dans 60% des échantillons en 2022) peuvent provoquer des effets physiologiques néfastes et la précipitation de sulfate de calcium dans les systèmes d'irrigation.

IV.7. Évolution spatio-temporelle des interactions hydrochimiques dans les eaux souterraines sous l'effet prolongé d'une station d'épuration : Analyse comparative par matrices de corrélation

L'analyse de la qualité des eaux souterraines repose sur l'utilisation d'outils statistiques multivariés permettant de mettre en évidence les interactions entre les paramètres physico-chimiques et d'identifier les mécanismes géochimiques gouvernant la composition des eaux. Parmi ces outils, la matrice de corrélation de Pearson constitue une méthode essentielle pour évaluer la force et la direction des relations linéaires entre variables, facilitant ainsi la compréhension des processus de minéralisation, des interactions eau-roche, ainsi que des apports exogènes, qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique [167]. Cette approche a été largement employée dans des études récentes portant sur les aquifères vulnérables soumis à des pressions environnementales croissantes [168], [169].

Dans le présent travail, deux matrices de corrélation ont été établies à partir de données hydrochimiques collectées à deux périodes distinctes : la première correspond à une campagne

d'échantillonnage réalisée avant la mise en service de la station d'épuration des eaux usées (STEP), tandis que la seconde repose sur des données acquises après seize années de fonctionnement de ladite infrastructure. Cette approche diachronique vise à évaluer l'évolution des relations statistiques entre les principaux paramètres ioniques, dans l'objectif de détecter les changements intervenus dans les processus géochimiques et d'identifier d'éventuelles améliorations ou dégradations de la qualité des eaux souterraines. En particulier, l'analyse comparative des matrices permet de mettre en évidence les effets à long terme du fonctionnement de la STEP sur la dynamique de la minéralisation, la pollution diffuse (notamment par les nitrates et les sulfates), ainsi que sur le degré de corrélation entre les indicateurs chimiques clés.

IV.7.1. Analyse de la matrice de corrélation pour la période 2005

L'analyse de la matrice de corrélation de Pearson (Figure IV.7) révèle plusieurs relations significatives entre les paramètres physico-chimiques mesurés dans les échantillons d'eaux souterraines. Ces corrélations permettent d'identifier les processus géochimiques dominants ainsi que les éventuelles sources de contamination affectant la qualité des eaux.

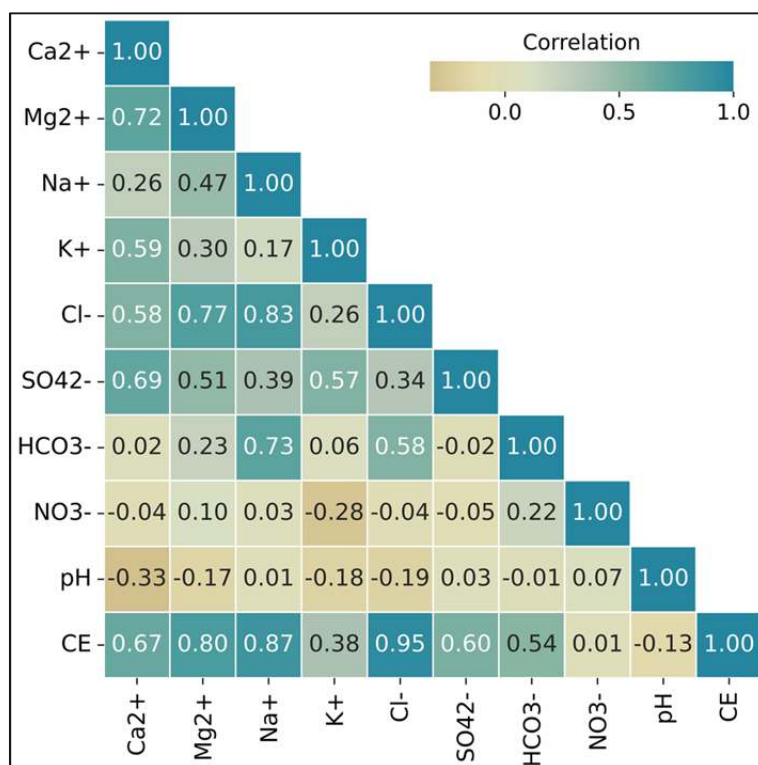
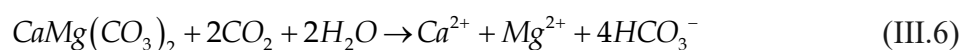


Figure IV. 7: Matrice e corrélation des paramètres hydrochimiques en 2005.

L'analyse de la matrice de corrélation de Pearson révèle que la minéralisation des eaux souterraines étudiées est largement contrôlée par la dissolution des principaux minéraux carbonatés et évaporitiques. La corrélation élevée entre le sodium (Na^+) et le chlorure (Cl^-) ($r = 0,83$), ainsi que l'association quasi parfaite entre Cl^- et la conductivité électrique (CE) ($r = 0,95$), témoignent de la dissolution d'halite ($\text{NaCl}_{(s)} \rightarrow \text{Na}^+ + \text{Cl}^-$). Parallèlement, la forte interdépendance de Ca^{2+} et Mg^{2+} ($r = 0,72$), ainsi que leur lien modéré avec le bicarbonate (HCO_3^- , $r = 0,58$ pour $\text{Ca}^{2+}-\text{HCO}_3^-$) s'explique par la dissociation simultanée de la calcite et de la dolomite, selon les réactions :



Ces processus assurent également un effet tampon puissant qui stabilise le pH, expliquant l'absence de corrélation significative entre celui-ci et les ions majeurs (r proche de zéro).

Les évaporites contribuent en outre à la minéralisation globale par la dissolution du gypse, comme en atteste la corrélation modérée entre Ca^{2+} et SO_4^{2-} ($r = 0,69$) et la relation de ce dernier avec la CE ($r = 0,60$). L'association remarquable entre Na^+ et HCO_3^- ($r = 0,73$) traduit quant à elle l'altération des feldspaths et l'échange cationique typique des eaux de type sodium-bicarbonate, mis en évidence par la réaction :



En revanche, le potassium (K^+) présente des coefficients faibles avec la plupart des paramètres ($r < 0,40$), en raison de son adsorption préférentielle sur les surfaces argileuses et de sa mobilité réduite.

L'analyse distingue enfin le nitrate (NO_3^-) comme traceur d'origine exclusivement anthropique: les corrélations nulles ou très faibles avec les ions géogéniques ($r < 0,20$ pour $\text{NO}_3^--\text{Cl}^-$, NO_3^- -CE ou $\text{NO}_3^--\text{Na}^+$) soulignent un apport exogène résultant vraisemblablement du lessivage des fertilisants azotés et de l'infiltration d'effluents domestiques. Cet isotrope statistique traduit une pollution diffuse, indépendante des mécanismes d'altération et de dissolution qui dominent la chimie des autres constituants.

IV.7.2. Analyse de la matrice de corrélation pour la période 2022

L'analyse de la nouvelle matrice de corrélation de Pearson (Figure IV.8) montre que la minéralisation des eaux souterraines dans le bassin étudié résulte principalement de la dissolution des minéraux carbonatés et évaporitiques, complétée par l'altération des silicates et les échanges cationiques, tandis que la teneur en nitrates traduit une pollution anthropique distincte.

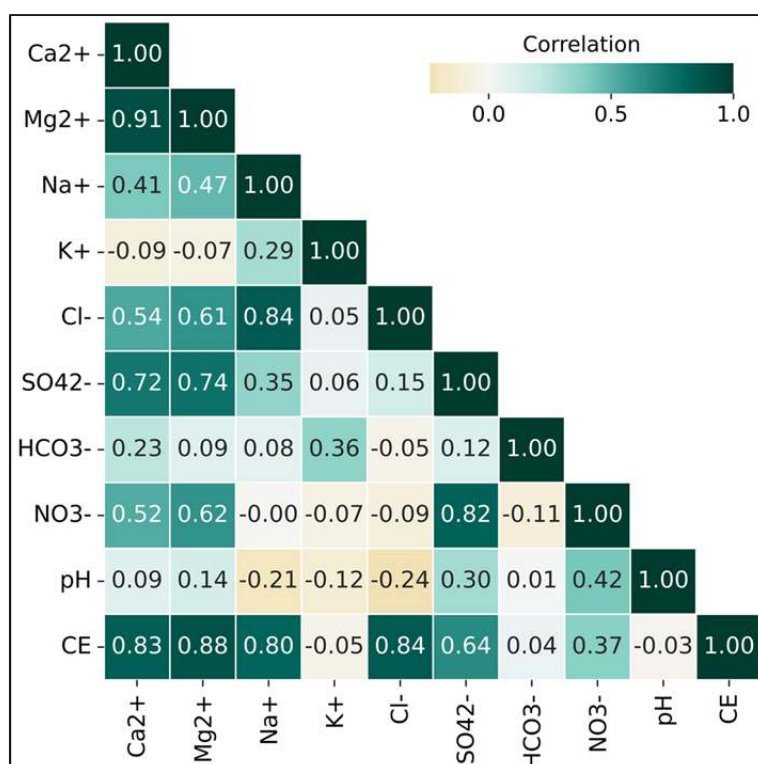


Figure IV. 8: Matrice e corrélation des paramètres hydrochimiques en 2022.

En effet, la corrélation très élevée entre Ca^{2+} et Mg^{2+} ($r = 0,91$) s'explique par la dissociation de la dolomite selon l'Équation (IV.2). Tandis que la réaction de la calcite (Équation IV.1) contribue également à la formation des bicarbonates et à la stabilité du pH.

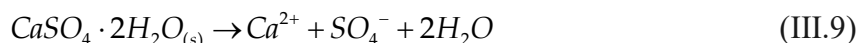
Ces processus assurent un puissant effet tampon, ce qui explique l'absence de corrélation significative entre le pH et les ions majeurs (r proche de zéro).

La dissolution d'halite est mise en évidence par la forte corrélation $\text{Na}^+ - \text{Cl}^-$ ($r = 0,84$) et leurs liens marqués avec la conductivité électrique ($\text{Na}^+ - \text{CE}$ $r = 0,80$; $\text{Cl}^- - \text{CE}$ $r = 0,84$),

conformément à la réaction :



Par ailleurs, la libération conjointe de Ca^{2+} et SO_4^{2-} , traduite par $Ca^{2+}-SO_4^{2-}$ ($r = 0,72$) et $Mg^{2+}-SO_4^{2-}$ ($r = 0,74$), confirme la dissolution du gypse selon :



Le sulfate contribue par ailleurs à la minéralisation globale, comme l'illustre sa corrélation avec la CE ($r = 0,64$).

L'altération des feldspaths, responsable de l'eau de type sodium–bicarbonate, est attestée par la corrélation $Na^+-HCO_3^-$ ($r = 0,73$) et s'exprime par l'Équation IV.3.

Le potassium, en revanche, manifeste des corrélations faibles ($r < 0,40$) avec les autres ions du fait de son adsorption sur les argiles et de sa mobilité limitée.

Quant aux nitrates, leur forte corrélation avec SO_4^{2-} ($r = 0,82$) et leurs liens modérés avec Ca^{2+} ($r = 0,52$), Mg^{2+} ($r = 0,62$) et pH ($r = 0,42$) suggèrent un apport anthropique complexe, issu du lessivage des engrais et des effluents agricoles ou urbains mêlés aux eaux géogéniques. Cette association nitrates–sulfates peut être représentée, à titre d'illustration, par la formation éventuelle de nitratocalcite :



En résumé, la structure corrélationnelle met en évidence un double contrôle géochimique : la dissolution conjointe des carbonates, des évaporites et du gypse, d'une part, et l'altération des silicates d'autre part, façonnant la minéralisation ionique et la conductivité électrique, tandis que la présence de nitrates témoigne d'une pollution anthropique distincte.

IV.8. Analyse en Composantes Principales (ACP) de la qualité des eaux souterraines et interrelation avec les eaux usées traitées

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une méthode statistique multivariée utilisée

pour explorer, synthétiser et visualiser des ensembles de données complexes à travers la réduction de leur dimensionnalité. Développée initialement par Pearson et Hotelling, elle permet de transformer un ensemble de variables corrélées en un nouveau système de variables non corrélées, appelées composantes principales, tout en conservant une grande partie de la variance totale du jeu de données [170].

L'ACP est largement utilisée dans l'analyse environnementale pour identifier les sources dominantes de variabilité dans les paramètres physico-chimiques des eaux, notamment pour diagnostiquer la qualité des eaux souterraines et identifier les processus géochimiques ou anthropiques [171].

L'ACP offre une approche puissante pour l'interprétation des données multivariées issues du suivi de la qualité des eaux souterraines. Elle permet de regrouper des échantillons similaires, de réduire le bruit dans les données, et de détecter les variables clés responsables de la dégradation de la qualité de l'eau [172]. Plusieurs études ont démontré l'efficacité de l'ACP pour différencier les sources naturelles et anthropiques de contamination, en particulier dans les zones où l'influence humaine (agriculture, rejet d'eaux usées, exploitation industrielle) est marquée [173].

Dans les zones de réutilisation des eaux usées traitées, l'ACP permet d'identifier les signatures chimiques caractéristiques d'une éventuelle infiltration ou d'une interaction entre les deux types d'eaux. Cette méthode statistique multivariée contribue ainsi à l'évaluation du risque de contamination des aquifères par les rejets épurés [174]. Les résultats de l'ACP peuvent également être croisés avec des approches spatiales (SIG, interpolation) pour cartographier l'influence des rejets sur la qualité des nappes [175].

Le traitement des données et l'application de l'ACP ont été réalisés à l'aide des logiciels suivants :

- Microsoft Excel 2016 : pour la saisie, la structuration, et le prétraitement des données.
- XLStat (Add-in pour Excel) : utilisé pour exécuter l'ACP, générer les valeurs propres, les pourcentages de variance, les charges factorielles et les représentations graphiques telles que le cercle des corrélations et les cartes des scores.

IV.8.1. Analyse ACP pour la période 2005

L'analyse du cercle des corrélations projeté (Figure IV.9) sur le plan factoriel F1-F3 (représentant 57,47 % de la variance totale, avec 46,91 % pour F1 et 10,56 % pour F3) met en évidence la structuration des variables physico-chimiques des eaux souterraines selon deux gradients principaux.

L'axe F1, qui concentre près de la moitié de l'inertie totale, est principalement corrélé positivement avec les ions majeurs tels que Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- et HCO_3^- , suggérant un gradient de minéralisation ou une charge ionique globale élevée. Ces ions sont fréquemment associés à des processus de dissolution des minéraux évaporitiques et carbonatés, ainsi qu'à des apports anthropiques, notamment d'origine agricole et domestique. La forte corrélation entre Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} peut également traduire une salinisation progressive des eaux souterraines, phénomène souvent rapporté dans les zones semi-arides ou agricoles.

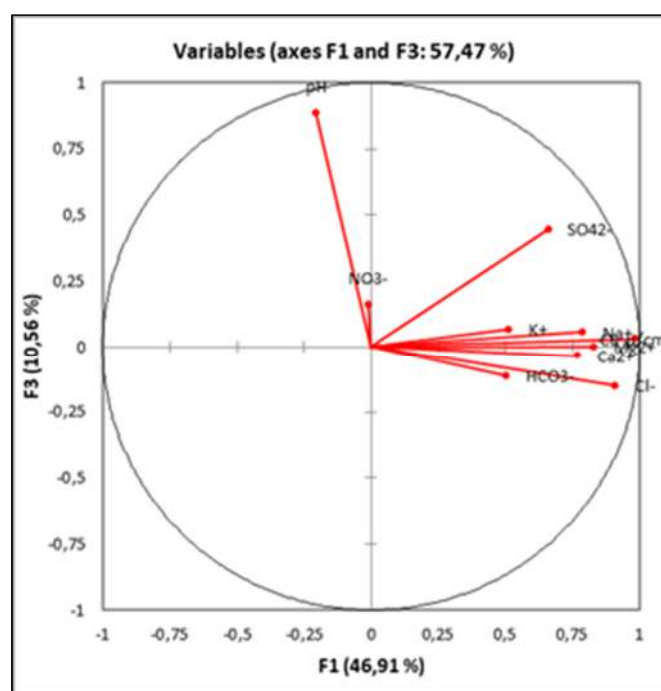


Figure IV. 9: Cercle de corrélation des variables (année 2005).

L'axe F3, qui explique une part plus modeste de la variance (10,56 %), permet de différencier des variables faiblement corrélées à l'axe F1, telles que le pH et, dans une moindre mesure, les HCO_3^- et NO_3^- . Le pH s'en distingue par un vecteur orienté principalement sur F3, indiquant

un comportement indépendant de la minéralisation, probablement lié à des processus naturels de dissolution des carbonates, à l'équilibre $\text{CO}_2\text{-HCO}_3^-$, ou à des influences biogéochimiques locales. Par ailleurs, la position relativement isolée du NO_3^- suggère une source distincte, vraisemblablement d'origine anthropique, comme les apports d'engrais azotés, les eaux usées ou les infiltrations de lisiers.

Ainsi, cette ACP révèle l'existence de deux grands types de contrôles sur la qualité chimique des eaux souterraines : un contrôle géogénique dominé par les processus de minéralisation (F1), et un contrôle anthropique ou biogéochimique influençant le pH et les nitrates (F3), en accord avec les observations faites dans plusieurs bassins hydrogéologiques à usage mixte.

IV.8.2. Analyse ACP pour la période 2022

L'analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur les paramètres physico-chimiques des eaux souterraines (Figure V.10) a permis de projeter les variables sur le plan défini par les axes F1 et F3, qui expliquent ensemble 59,41 % de la variance totale, respectivement 45,63 % pour F1 et 13,77 % pour F3. Le cercle des corrélations obtenu met en évidence des groupements significatifs de variables, révélateurs des processus géochimiques et anthropiques influençant la qualité des eaux [176].

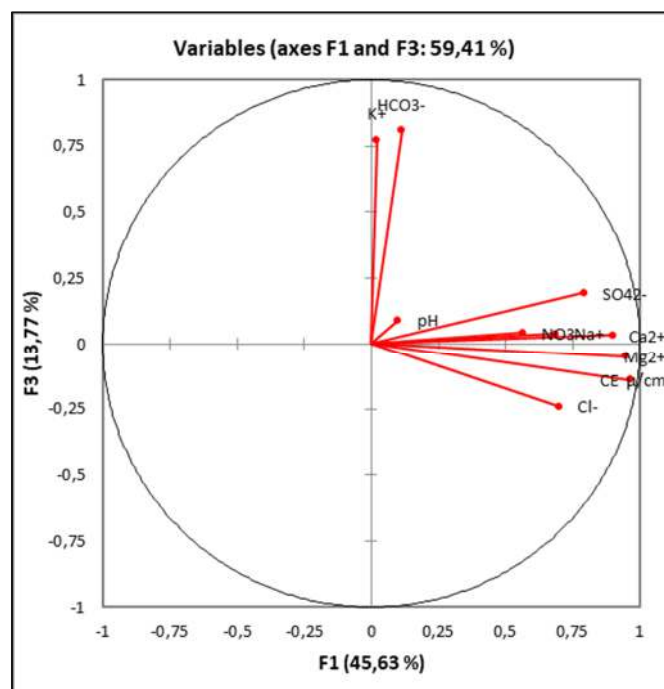


Figure IV. 10: Cercle de corrélation des variables (année 2022).

L'axe F1 est fortement corrélé aux principaux ions dissous, à savoir Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} , ainsi qu'à la conductivité électrique (CE). Ces paramètres, fortement projetés et orientés dans la même direction, traduisent un processus de minéralisation élevée, issu soit de la dissolution naturelle de roches évaporitiques (gypse, halite, dolomite), soit d'apports anthropiques, notamment par les engrais azotés et les rejets domestiques ou agricoles [177], [178].

La forte corrélation entre la CE et les ions majeurs confirme que cette dernière constitue un bon indicateur de la charge ionique totale. Ce type de comportement est couramment observé dans des aquifères soumis à des pressions anthropiques, comme le montrent diverses études portant sur les aquifères alluviaux méditerranéens [178].

L'axe F3, quant à lui, est dominé par les projections des ions HCO_3^- et K^+ , et dans une moindre mesure du pH. Ces variables, faiblement corrélées aux précédentes, sont plutôt associées à des processus de dissolution des carbonates ou à des influences biogéochimiques naturelles [179], [180]. Le pH, proche de l'origine, n'est pas discriminant sur ce plan, suggérant une variabilité limitée ou une indépendance vis-à-vis des autres paramètres. Cette structuration en deux groupes distincts de variables souligne la coexistence de sources naturelles (carbonates) et sources anthropiques (sels dissous et nitrates), phénomène fréquemment observé dans les nappes exploitées intensivement [181].

Par ailleurs, la répartition des vecteurs dans le cercle de corrélation indique une structuration en deux groupes opposés : le premier, fortement corrélé à l'axe F1, regroupe les paramètres indicateurs d'une contamination d'origine anthropique ou d'une minéralisation avancée ; le second, projeté le long de F3, pourrait témoigner d'une contribution naturelle ou géochimique plus localisée. Cette différenciation offre des pistes intéressantes quant à l'identification des sources de contamination, mais aussi à la compréhension des mécanismes de contrôle hydrochimique dans la nappe. Ainsi, cette ACP met en lumière la complexité des interactions entre les différents paramètres physico-chimiques et souligne l'importance d'une approche multivariée pour identifier les processus dominants affectant la qualité des eaux souterraines.

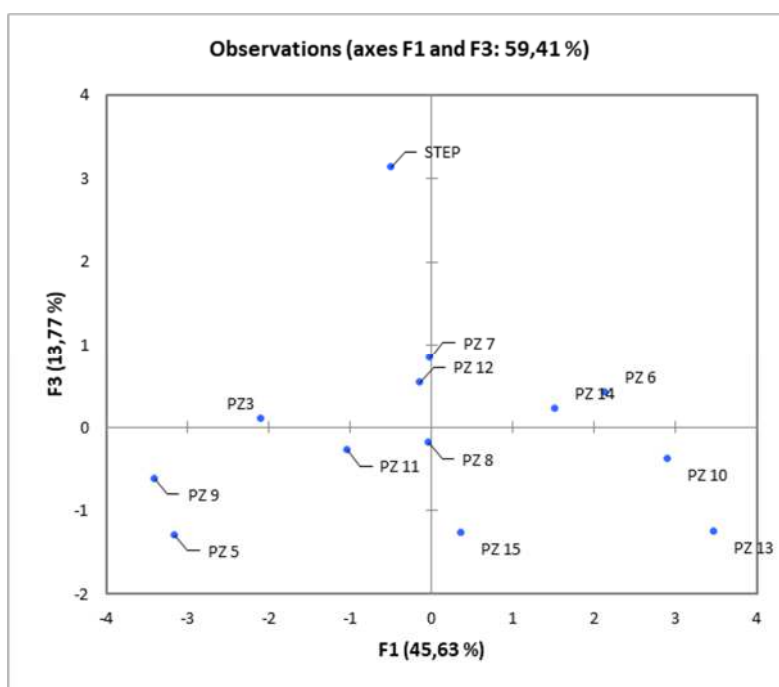


Figure IV. 11: Cercle de corrélation des observations (année 2022).

Le graphique des observations sur le plan factoriel F1-F3 (Figure IV.11), expliquant ensemble 59,41 % de la variance totale (respectivement 45,63 % pour F1 et 13,77 % pour F3), permet de visualiser la distribution spatiale des échantillons en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques. Cette représentation facilite l'identification des similitudes et des divergences entre les sites d'échantillonnage et renseigne sur les processus dominants influençant la qualité de l'eau.

L'axe F1, fortement corrélé aux ions majeurs (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) ainsi qu'à la conductivité électrique, permet de distinguer un gradient de minéralisation ou de contamination anthropique. Les échantillons localisés à droite de l'axe (valeurs positives de F1), tels que PZ10, PZ13, PZ6, PZ14 et PZ15, sont fortement influencés par ces paramètres, traduisant une eau enrichie en sels dissous, probablement en lien avec des activités humaines telles que l'agriculture intensive ou le rejet d'eaux usées. En particulier, PZ13 et PZ10 présentent les plus fortes valeurs sur F1, suggérant une pollution significative ou une minéralisation très marquée.

À l'opposé, les points PZ5, PZ9 et PZ3, situés à l'extrême gauche du plan, se caractérisent par des charges ioniques plus faibles, traduisant une eau faiblement minéralisée, peu affectée par des apports anthropiques. Ces points pourraient être localisées dans des zones moins anthropisées ou mieux protégées géologiquement.

Concernant l'axe F3, principalement corrélé aux concentrations en HCO_3^- et K^+ , il distingue les échantillons influencés par des processus naturels de dissolution carbonatée ou des apports potassiques. L'échantillon STEP (station d'épuration), situé à l'extrémité supérieure de l'axe F3, présente une valeur très élevée sur cette composante. Cette position particulière peut s'expliquer par la présence accrue de bicarbonates et de potassium, caractéristiques des rejets domestiques ou des résidus organiques traités par la station, traduisant ainsi un signal d'origine anthropique spécifique. Les échantillons PZ7 et PZ12, également projetés positivement sur F3, semblent partager des caractéristiques similaires à la station d'épuration, bien que de façon atténuée. Cela suggère une possible influence indirecte ou une contamination localisée par des rejets anthropiques.

Les points proches de l'origine, tels que PZ8 et PZ11, montrent des valeurs faibles sur les deux axes, ce qui peut indiquer une eau intermédiaire, modérément minéralisée et relativement équilibrée du point de vue hydrochimique.

Dans l'ensemble, cette distribution spatiale confirme l'existence de deux grands groupes d'échantillons :

- Un premier, regroupant les stations à forte minéralisation (à droite sur F1), probablement influencées par des activités anthropiques (eaux usées, fertilisants, lessivage de sols).
- Un second, formé par des stations à faible minéralisation, possiblement associées à des zones de recharge ou des aquifères moins impactés.

Cette différenciation est cohérente avec les résultats obtenus dans le cercle des corrélations des variables, et confirme l'utilité de l'ACP comme outil efficace pour la classification des eaux souterraines selon leur qualité chimique et les sources potentielles de pollution.

IV.9. Analyse de l'évolution spatio-temporelle de la qualité des eaux souterraines par classification hiérarchique ascendante (CHA)

L'analyse de classification hiérarchique ascendante (CHA) s'avère particulièrement adaptée pour identifier les patterns géochimiques complexes et leurs évolutions temporelles dans les

systèmes aquifères. Cette approche multivariée permet de révéler des structures cachées dans les données hydrochimiques et de caractériser les processus géochimiques dominants [181]. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact de la mise en service d'une station d'épuration (STEP) sur la qualité des eaux souterraines à travers une analyse comparative de dendrogrammes établis pour les périodes 2005 (ante-STEP) et 2022 (post-STEP).

IV.9.1. Approche analytique

L'analyse de classification hiérarchique ascendante a été appliquée aux données physico-chimiques des eaux souterraines selon la méthode de Ward, utilisant la distance euclidienne comme mesure de dissimilarité. Cette approche permet de minimiser la variance intra-classe tout en maximisant la variance inter-classe, optimisant ainsi la discrimination des groupes hydrochimiques [182].

Les dendrogrammes résultants ont été analysés en appliquant différents seuils de coupure pour identifier les groupes optimaux selon le critère de Calinski-Harabasz, couramment utilisé pour déterminer le nombre de clusters pertinents dans l'analyse de données environnementales [183].

IV.9.2. Structure hydrogéochimique en 2005 (état ante-STEP)

L'analyse du dendrogramme 2005 (Figure IV.12) révèle une structure hydrogéochimique complexe avec des distances de dissimilarité s'étendant jusqu'à 45 unités. En appliquant un seuil de coupure à une distance de 15 unités (ligne pointillée), trois groupes principaux émergent selon les paramètres analysés :

- Le Groupe 1 (rouge) comprend les paramètres NO_3^- , pH et présente la plus grande distance de liaison (>40), suggérant une forte variabilité de ces composants dans le système aquifère ante-STEP. Cette hétérogénéité reflète probablement l'influence composite de processus géochimiques naturels diversifiés et d'apports diffus variables.
- Le Groupe 2 (orange) associe Cl^- , CE, Na^+ et HCO_3^- avec des distances de liaison modérées (10-15), indiquant une évolution géochimique corrélée de ces éléments. Cette association suggère des processus de dissolution-précipitation ou d'échange ionique impliquant les phases carbonatées et chlorurées.

- Le Groupe 3 (bleu) regroupe Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , SO_4^{2-} avec des distances relativement faibles (<10), témoignant d'une cohérence géochimique marquée. Cette association peut refléter l'influence de processus d'altération de minéraux sulfatés magnésiens ou potassiques du substratum géologique.

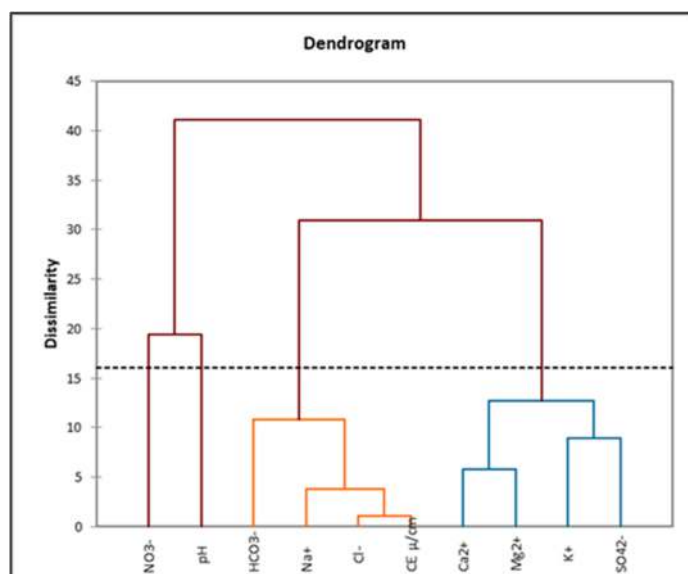


Figure IV. 12: Dendrogramme des éléments hydrochimiques (année 2005).

IV.9.3. Évolution structurelle en 2022 (état post-STEP)

L'analyse du dendrogramme 2022 (Figure IV.13) révèle une transformation notable de l'organisation hydrogéochimique, avec des distances de dissimilarité réduites (maximum 25 unités). En appliquant un seuil de coupure à 15 unités, trois nouveaux groupes se distinguent :

- Le Groupe 1 (vert) associe Na^+ , Cl^- , CE , Ca^{2+} et Mg^{2+} avec des distances de liaison très faibles (<2), révélant une forte corrélation géochimique de ces éléments. Cette association suggère l'établissement de processus géochimiques coordonnés, possiblement liés à l'influence de la STEP sur les équilibres ioniques locaux.
- Le Groupe 2 (violet) regroupe K^+ et HCO_3^- avec une distance modérée (~7), maintenant une certaine cohérence avec la période antérieure mais avec une variabilité réduite. Cette évolution peut refléter une stabilisation des processus d'altération des minéraux magnésio-potassiques.
- Le Groupe 3 (orange) comprend, pH , SO_4^{2-} , NO_3^- avec des distances variables (2-10), indiquant des processus géochimiques complexes mais plus homogènes qu'en 2005.

Cette restructuration suggère l'influence de nouveaux équilibres acido-basiques et redox consécutifs à la mise en service de la STEP.

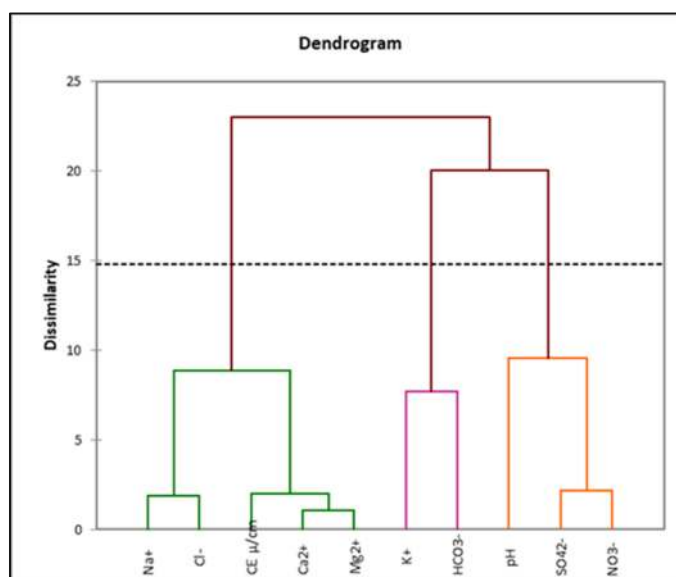


Figure IV. 13: Dendrogramme des éléments hydrochimiques (année 2022).

La comparaison révèle des modifications structurelles majeures :

- Réduction de la variabilité globale : Les distances maximales passent de 45 (2005) à 25 (2022), indiquant une homogénéisation des processus géochimiques.
- Réorganisation des associations ioniques : Na^+ et Cl^- qui étaient dans des groupes différents en 2005 se retrouvent étroitement associés en 2022, suggérant l'émergence de processus de salinisation ou l'influence d'effluents chlorurés.
- Stabilisation des paramètres magnésio-potassiques : Mg^{2+} et K^+ maintiennent leur association mais avec une variabilité réduite, témoignant d'une stabilisation des processus d'altération.

La comparaison des dendrogrammes 2005-2022 révèle une transformation structurelle majeure dans les relations géochimiques entre paramètres. La réduction significative des distances de dissimilarité maximales (de 45 à 25 unités) suggère une convergence géochimique progressive, processus caractéristique des systèmes aquifères soumis à des influences anthropiques persistantes [184].

Cette évolution traduit plusieurs mécanismes hydrogéochimiques fondamentaux :

l'établissement de nouveaux équilibres chimiques sous l'influence d'apports anthropiques réguliers, la modification des processus de transport et de mélange dans l'aquifère, et l'émergence de nouvelles voies réactionnelles impliquant les contaminants introduits par la STEP.

L'association renforcée entre Na^+ et Cl^- en 2022, absente en 2005, constitue un indicateur géochimique majeur de l'influence anthropique. Cette corrélation suggère l'apport d'effluents chlorurés ou la mobilisation de saumures naturelles sous l'effet de modifications des conditions physicochimiques locales [185].

L'analyse comparative révèle aussi plusieurs signatures géochimiques de l'impact de la STEP sur l'hydrosystème aquifère :

- Réorganisation des équilibres salins : La forte association Na^+ - Cl^- en 2022 (distance <2) contraste avec leur séparation en 2005, suggérant l'introduction d'effluents salins ou la modification des processus d'échange ionique. Cette évolution est caractéristique de l'impact des eaux usées traitées sur les aquifères, comme documenté par [186].
- Modification des équilibres acido-basiques : Le regroupement de HCO_3^- , pH et NO_3^- en 2022 suggère l'établissement de nouveaux équilibres carbonatés, possiblement influencés par les processus de nitrification-dénitrification liés aux apports azotés de la STEP.
- Stabilisation des processus d'altération : La réduction de la variabilité des paramètres Mg^{2+} et K^+ indique une stabilisation des processus d'altération minérale, possiblement due à l'établissement de conditions physicochimiques plus homogènes sous l'influence de la STEP.

Ces transformations témoignent de l'établissement d'un nouveau régime géochimique dans l'aquifère, caractérisé par l'influence prédominante des apports anthropiques sur les processus naturels d'évolution des eaux souterraines.

L'examen de la topologie dendritique de la Figure IV.14 met en évidence une organisation hiérarchique caractérisée par des niveaux de dissimilarité échelonnés de 0 à 0.8, reflétant des degrés variables d'altération de la qualité des eaux entre les différentes stations. Cette amplitude de variation témoigne de l'hétérogénéité spatiale marquée des conditions environnementales,

confirmant l'influence différentielle des sources de pollution et des processus naturels d'autoépuration sur la qualité des masses d'eau étudiées.

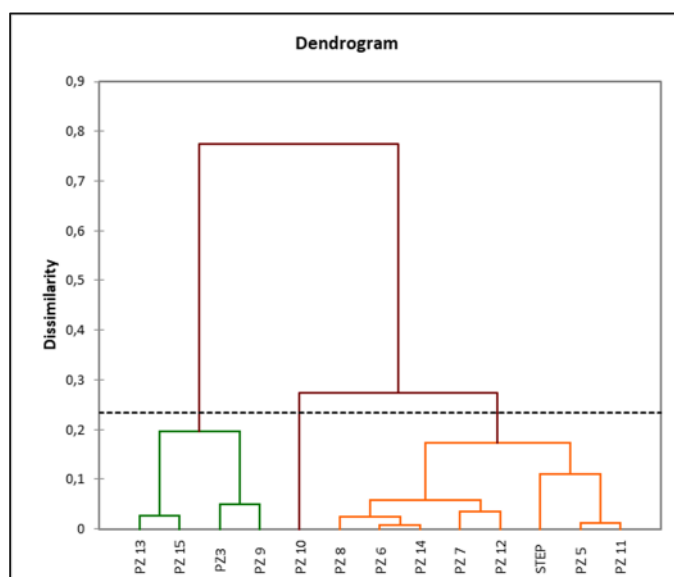


Figure IV. 14: Dendrogramme des stations (année 2022).

L'application du seuil de coupure optimal révèle trois groupes de points aux profils de qualité distincts :

- Groupe 1 - points à qualité préservée (n = 4). Ce premier groupe rassemble les stations PZ13, PZ15, PZ2 et PZ9, caractérisées par une très forte homogénéité de leurs paramètres de qualité (dissimilarité < 0.05). Cette cohésion exceptionnelle suggère des conditions environnementales similaires, probablement représentatives de secteurs à faible pression anthropique ou bénéficiant de processus d'autoépuration efficaces. L'analyse des paramètres moyens de ce groupe révèle des concentrations en nutriments modérées, un pH proche de la neutralité et des teneurs en oxygène dissous élevées, caractéristiques d'un bon état écologique. Ces stations constituent un référentiel de qualité pour l'évaluation comparative des autres secteurs du réseau hydrographique.
- Groupe 2 - points à qualité intermédiaire (n=4). Le second groupe intègre les piézomètres PZ8, PZ4, P1Z5.PZ14 et PZ7 selon une hiérarchie de fusions progressives, témoignant d'une hétérogénéité modérée des conditions de qualité (dissimilarité 0.1-0.2). Cette configuration suggère l'influence variable de pressions anthropiques ou de processus biogéochimiques différenciés selon la localisation géographique. Les profils

physicochimiques de ces points révèlent des signes d'enrichissement nutritionnel modéré et une variabilité accrue des paramètres biologiques, évoquant un état de qualité dégradé mais non critique. Cette situation intermédiaire pourrait refléter l'influence de sources diffuses de pollution ou de conditions hydrologiques particulières.

- Groupe 3 - piézomètres à qualité altérée incluant STEP (n=3). Le troisième groupe regroupe les points PZ12, STEP, PZ5 et PZ11, présentant des niveaux de dissimilarité plus élevés (0.15-0.25) reflétant une hétérogénéité marquée des conditions de qualité. Cette variabilité suggère l'influence de sources ponctuelles de pollution ou de conditions géomorphologiques particulières affectant les processus de dilution et d'épuration. La station STEP présente une position classificatoire singulière au sein de ce groupe, son intégration tardive dans la hiérarchie dendritique (niveau de fusion ≈ 0.2) suggérant un profil de qualité distinctif. Cette différenciation pourrait refléter l'influence directe des rejets de la station d'épuration (STEP), induisant des modifications spécifiques des paramètres physicochimiques et biologiques en aval de l'ouvrage. L'analyse détaillée des paramètres de cette station révèle des concentrations élevées en nutriments (azote, phosphore), une conductivité accrue et des modifications de la structure des communautés biologiques, signatures caractéristiques de l'impact des effluents urbains traités sur la qualité des eaux réceptrices.

IV.10. Conclusion

L'analyse comparative des données hydrochimiques entre 2005 et 2022 révèle une transformation significative de la structure géochimique des eaux souterraines du Moyen Cheliff suite à la mise en service de la station d'épuration. Les analyses statistiques multivariées (ACP et AHC) mettent en évidence une évolution des corrélations entre paramètres, passant d'un système dominé par les processus naturels de dissolution-précipitation à un régime influencé par les apports anthropiques. L'émergence de nouvelles associations ioniques, notamment la forte corrélation Na^+-Cl^- et l'augmentation significative des sulfates (+42,6%), témoignent de l'influence progressive de la STEP sur la qualité des eaux souterraines. Cette évolution s'accompagne d'une homogénéisation relative des paramètres physico-chimiques, suggérant l'établissement de nouveaux équilibres géochimiques sous l'effet des rejets traités.

Ces résultats soulignent l'importance du suivi à long terme et de la mise en place de mesures de gestion adaptées pour préserver la qualité des ressources hydriques dans un contexte d'utilisation croissante des eaux usées épurées. Toutefois, et en vue d'une bonne analyse de ces effets, et en tenant compte de la distance séparant la STEP des points de mesure, une modélisation de l'aquifère peut donner plus d'information et confirmer ces résultats tout en tenant en compte les conditions d'écoulement, les conditions hydrogéologiques, la recharge et les précipitations.

Chapitre V

Analyse de l'aptitude
des eaux souterraines à
des fins d'irrigation

V.1.Introduction

La caractérisation qualitative des ressources hydriques souterraines destinées à l'irrigation constitue un prérequis fondamental pour l'adoption de stratégies agricoles écoresponsables et la sauvegarde de l'intégrité pédologique. L'excellence des eaux d'apport conditionne directement la performance productive des systèmes cultivés et la stabilité des substrats, tandis que leur altération qualitative engendre des conséquences multiples : chute des rendements, détérioration structurale des sols, et dysfonctionnements techniques comme l'incrustation calcaro-magnésienne des équipements d'irrigation.

Les déterminants qualitatifs majeurs englobent la charge saline globale, la proportion sodique relative, ainsi que la présence d'éléments phytotoxiques. Le suivi systématique de ces variables, matérialisé par des indicateurs standardisés comme la conductivité électrique (CE), le coefficient d'adsorption sodique (SAR), ou le carbonate sodique résiduel (RSC), s'impose pour garantir la pérennité des pratiques irrigationnelles [187].

Le présent chapitre porte sur l'évaluation qualitative et l'estimation de l'aptitude des eaux souterraines à l'irrigation dans la plaine du Moyen Chélif. L'objectif consiste à élaborer des indices d'évaluation spécialisés, afin de fournir les éléments décisionnels indispensables à une gestion durable des ressources hydriques souterraines.

V.2.Évaluation de l'aptitude des eaux à l'irrigation

L'évaluation de la qualité des eaux souterraines destinées à l'irrigation nécessite une approche méthodologique rigoureuse et diversifiée pour appréhender l'ensemble des aspects physicochimiques susceptibles d'influencer leur aptitude agricole. Dans cette perspective, trois stratégies d'évaluation complémentaires ont été adoptées afin d'obtenir une caractérisation complète et fiable de ces ressources hydriques. L'ensemble de ces paramètres d'évaluation, accompagnés de leurs intervalles de valeurs correspondant aux différents niveaux d'aptitude pour l'irrigation, sont détaillés et synthétisés dans le Tableau V.1

V.2.1.Évaluation basée sur les paramètres individuels

La première approche consiste en une évaluation directe des paramètres physico-chimiques par

comparaison avec les standards de qualité établis pour l'eau d'irrigation. Les critères de référence utilisés s'appuient principalement sur les directives de l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) développées par Ayers et Westcot (1985) [51]. Cette méthode permet d'identifier les paramètres critiques et de déterminer si les niveaux de pollution dépassent les seuils acceptables, garantissant ainsi des conclusions fiables sur l'aptitude des eaux à l'irrigation.

V.2.2. Évaluation par les indices agricoles standardisés

La deuxième approche repose sur le calcul d'indices agricoles reconnus internationalement pour évaluer les risques potentiels sur les sols, les cultures et l'environnement. Les indices calculés comprennent :

- Le Coefficient d'Adsorption du Sodium (SAR) : évalue le risque de sodisation des sols
- Le Pourcentage de Sodium (Na%) : quantifie la proportion relative du sodium
- Le Carbonate de Sodium Résiduel (RSC) : mesure le risque d'alcalinisation
- Le Risque Magnésien (MH) : évalue l'impact du magnésium sur la structure du sol
- Le Rapport de Kelley (KR) : détermine l'équilibre cationique
- L'Indice de Perméabilité (PI) : évalue l'impact sur la perméabilité du sol

Ces indices sont calculés selon des équations standardisées intégrant les concentrations des ions majeurs (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-}). Chaque indice dispose de classes de qualité spécifiques permettant une classification graduée de l'aptitude à l'irrigation comme mentionné dans le Tableau V.1.

V.2.3. Évaluation par les méthodes graphiques

La troisième approche utilise des méthodes graphiques de classification, notamment les diagrammes proposés par Richard (1954) et Wilcox (1955). Ces représentations graphiques permettent une visualisation synthétique de la qualité des eaux et une classification rapide selon leur aptitude à l'irrigation.

Ces diagrammes réalisés à l'aide du logiciel d'hydrochimie : Diagrammes (L.H.A) d'Avignon

version 4 (2008), constituent des outils d'interprétation particulièrement efficaces car ils intègrent simultanément plusieurs paramètres chimiques essentiels dans une représentation bidimensionnelle facilement lisible. Le diagramme de Richard (1954) se base sur la relation entre la conductivité électrique et le rapport d'adsorption du sodium (SAR), permettant d'évaluer conjointement les risques de salinité et d'alcalinisation des sols. Cette approche graphique facilite l'identification des zones critiques où les eaux présentent des concentrations salines excessives ou des teneurs en sodium susceptibles d'affecter la structure du sol.

De son côté, le diagramme de Wilcox (1955) met en relation la conductivité électrique avec le pourcentage de sodium soluble, offrant une perspective complémentaire sur la qualité des eaux d'irrigation. Cette représentation permet de distinguer différentes classes d'eau selon leur degré de convenance pour l'usage agricole, allant des eaux excellentes aux eaux impropres à l'irrigation.

L'avantage principal de ces méthodes graphiques réside dans leur capacité à synthétiser des informations complexes en une visualisation immédiatement compréhensible par les gestionnaires et les utilisateurs finaux. Elles permettent également une comparaison rapide entre différents échantillons et facilitent le suivi temporel de l'évolution de la qualité des eaux. De plus, ces diagrammes servent d'outils décisionnels pratiques pour orienter les choix en matière de techniques d'irrigation et de gestion des ressources hydriques, contribuant ainsi à une utilisation optimale et durable des eaux souterraines.

Tableau V. 1: Indices utilisés dans la classification des eaux pour l'irrigation.

Type	Paramètre	Equation	Intervalle	Classe	Référence	
Individuel	Conductivité électrique (CE)	Mesurée par instrument	< 250	Excellente	[188]	
			250-750	Bonne		
			750-2250	Permissible		
			2250-5000	Douteuse		
			> 5000	inappropriée		
	Dureté totale (TH)			0-75	Douce	[189]
75-150				Modérément dure		
150-300				Dure		
Indices standards	Sodium absorption ratio (SAR)	$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$	< 10	Excellente	[190]	
			10 -18	Bonne		
			18 - 26	Douteuse		
			> 26	impropre		
	Carbonate de Sodium Résiduel (RSC)	$RSC = (HCO^- + CO_2^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+})$		< 1.25	Saine	[191]
				1.25-2.50	Appropriée	
				> 2.50	Inappropriée	
	Pourcentage de Sodium Soluble (SSP)	$SSP = 100 \times \frac{(Na^+ + K^+)}{(Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+)}$		< 20	Excellente	[192]
				20 -40	Bonne	
				40 -60	Permissible	
				60 -80	Douteuse	
				> 80	impropre	
	Magnesium adsorption ratio (MAR)	$MAR = 100 \times \frac{Mg^{2+}}{Ca^{2+} + Mg^{2+}}$		< 50	Appropriée	[193]
				> 50	Inappropriée	
	Rapport de Kelley (KR)	$KR = \frac{Na^+}{Ca^{2+} + Mg^{2+}}$		< 1	Appropriée	[194]
				> 1	Inappropriée	
	Index de Perméabilité (PI)	$PI = 100 \times \frac{Na^+ + \sqrt{HCO_3^-}}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{2+}}$		< 25	Inappropriée	[195]
				25 -75	Appropriée	
> 75				Bonne		

V.3. Analyse spatiale et cartographie

La distribution spatiale des indicateurs d'évaluation de l'aptitude des eaux souterraines du Moyen Cheliff à l'irrigation a été visualisée par la création de cartes iso-concentration. La cartographie de ces paramètres a été réalisée à l'aide d'un Système d'Information Géographique (SIG), utilisant le logiciel ArcMap 10.8.

V.3.1. Interpolation spatiale par la méthode IDW dans la cartographie de la qualité des eaux souterraines

La compréhension de la distribution spatiale des paramètres hydrochimiques dans les eaux souterraines est une étape cruciale pour toute stratégie de gestion durable des ressources en eau. Parmi les outils d'analyse spatiale les plus utilisés, l'interpolation par pondération inverse de la distance (IDW – Inverse Distance Weighting) occupe une place prépondérante, notamment dans les environnements semi-arides comme ceux de l'Algérie, où la densité des réseaux de mesure reste relativement faible. Cette méthode repose sur le principe selon lequel les valeurs mesurées à proximité du point d'estimation ont une influence plus importante que celles situées à distance. Mathématiquement, l'estimation de la valeur d'un paramètre en un point non mesuré s'exprime par une moyenne pondérée des valeurs connues, où le poids attribué à chaque point est inversement proportionnel à une puissance de sa distance au point d'interpolation. Cette approche, bien que déterministe et relativement simple à mettre en œuvre, permet de produire des représentations continues de la distribution des variables de qualité de l'eau, qui sont intégrées de manière fluide dans les Systèmes d'Information Géographique (SIG). Autrement dit, la contribution d'un point de mesure à l'estimation d'un point inconnu diminue avec la distance. La formule mathématique de l'IDW peut s'écrire comme suit :

$$\text{Equation Chapter (Next) Section 1 } \hat{Z}(x_0) = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{z(x_i)}{d(x_i, x_0)^p} \right)}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{d(x_i, x_0)^p} \right)} \quad (\text{IV.1})$$

où :

- $\hat{Z}(x_0)$: valeur interpolée du point x_0 ;
- $z(x_i)$: la valeur connue au point x_i ;
- $d(x_i, x_0)$: la distance entre les points x_i et x_0 ;
- p : paramètre de puissance qui contrôle l'influence de la distance (souvent choisi entre 1 et 3) ;
- n : nombre de points voisins pris en compte.

Un exposant p plus élevé donne un poids plus important aux points proches, ce qui accentue la

localisation de l'interpolation. À l'inverse, un faible p donne une interpolation plus lissée. Cette approche, intégrée dans de nombreux logiciels SIG comme ArcGIS, QGIS ou Surfer, présente l'avantage d'être simple à paramétrer et rapide à exécuter, tout en produisant des résultats visuellement interprétables.

V.3.2. Couplage de la méthode IDW aux SIG dans l'étude hydrochimique des eaux souterraines

L'essor des technologies géospatiales, notamment les Systèmes d'Information Géographique (SIG), a considérablement transformé les pratiques d'analyse environnementale, en particulier dans le domaine de l'hydrochimie des eaux souterraines. Parmi les méthodes d'interpolation spatiale les plus couramment intégrées dans les SIG, l>IDW (Inverse Distance Weighting) occupe une position privilégiée en raison de sa simplicité algorithmique, de sa faible exigence en données et de sa capacité à générer des représentations cartographiques continues et intuitives. Ce couplage permet de spatialiser les concentrations d'ions majeurs (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , etc.), de calculer des indices de qualité et de délimiter les zones à risque sanitaire ou hydrique.

Lorsque la méthode IDW est intégrée dans un environnement SIG tel que ArcGIS, elle permet la superposition de couches de données spatiales (géologie, occupation du sol, profondeur de la nappe, etc.) à des cartes interpolées de paramètres hydrochimiques, facilitant ainsi une analyse multi-critères de la qualité des eaux souterraines.

Plusieurs études ont démontré l'efficacité de cette approche [196]. En Algérie, [197] ont appliqué cette méthode pour la cartographie de l>IDW, dans la région de Ain Sefra. De même, [198], dans la plaine de Mitidja, ont comparé IDW à d'autres méthodes d'interpolation et a montré que l>IDW a donné de très bons résultats concernant la contamination des eaux souterraines. Dans le cadre de l'étude de la dégradation de la qualité de la nappe d'El Collo, [199] ont utilisé cette technique pour l'étude de la potabilité des eaux de cette nappe.

Dans le contexte du bassin du Cheliff, le couplage de la méthode IDW aux SIG a été intégré dans de nombreuses recherches. El Meddahi et Ragab en 2022 [200] ont appliqué cette approche dans le Moyen Cheliff pour cartographier l'évolution spatiale de l'indice de qualité

des eaux souterraines (GWQI). L'IDW a servi de base pour la validation d'un modèle prédictif par intelligence artificielle, avec des résultats permettant de localiser avec précision les secteurs les plus vulnérables à la dégradation de la qualité de l'eau.

Bouderbala et Gharbi en 2017 [201] ont également mobilisé le couplage IDW–SIG dans le Haut Cheliff, en s'appuyant sur des paramètres tels que la conductivité électrique, la salinité et les concentrations en nitrates pour évaluer la qualité chimique des eaux souterraines. Bien que leur analyse ait privilégié le Water Quality Index (WQI), la spatialisation des résultats a été assurée via interpolation dans un SIG, permettant d'identifier les zones les plus touchées par la pollution d'origine agricole et urbaine.

Plus récemment, Nadjai et al. [202] ont mené une étude sur la vulnérabilité des eaux souterraines dans la plaine du Moyen Cheliff central en intégrant la méthode IDW pour la cartographie de l'indice de qualité de l'eau. Leur analyse, réalisée sous ArcGIS, a permis de constater une dégradation de la qualité de l'eau de boisson à cause de l'effet des eaux d'irrigation.

V.4. Résultats et discussions

V.4.1. Évaluation de l'aptitude des eaux à l'irrigation fondée sur l'analyse paramétrique individuelle

L'analyse statistique descriptive de l'ensemble des paramètres physico-chimiques a permis de déterminer les valeurs extrêmes, les tendances centrales et la variabilité des données, lesquelles sont synthétisées dans le Tableau V.2. Cette caractérisation a été confrontée aux référentiels de qualité des eaux d'irrigation établis par la FAO [51] dans le but d'apprécier l'adéquation de ces ressources hydriques pour les pratiques agricoles.

Tableau V. 2: Comparaison des paramètres analysés avec les valeurs guides de la FAO (2005).

Paramètre	Unité	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart-type	Seuils FAO
pH	-	7,5	8,2	7,76	0,21	6.5 – 8.4
EC	µs/cm	740	10270	4031	2196,21	0 – 2250
Ca ²⁺	mg/L	53,2	510,32	194,14	111,64	0 – 400
Mg ²⁺	mg/L	23,12	314,27	121,70	69,71	0 – 61
Na ⁺	mg/L	87	1450	495,45	321,95	0 – 920
K ⁺	mg/L	1	11	2,00	3,44	0 – 2
Cl ⁻	mg/L	125	2630	880,32	613,40	0 – 1065
NO ₃ ⁻ -N	mg/L	1	200	46,20	44,57	0 – 10
HCO ₃ ⁻	mg/L	134,20	500,20	295,78	91,30	0 – 610
SO ₄ ²⁻	mg/L	21	1200	459,45	351,18	0 - 960

Tableau V. 3: Comparaison des paramètres analysés avec les valeurs guides de la FAO (2022).

Paramètre	Unité	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart-type	Seuils FAO
pH	-	6,9	8,3	7,69	0,43	6.5 – 8.4
EC	µs/cm	570	8270	4 231	2174,19	0 – 2250
TDS	mg/L	364	4939	2807	1430,80	0 – 2000
Ca ²⁺	mg/L	24	353	166,25	111,87	0 – 400
Mg ²⁺	mg/L	6	259	136,917	99,384	0 – 61
Na ⁺	mg/L	86	875	465,083	245,81	0 – 920
K ⁺	mg/L	1	8	5,25	1,875	0 – 2
Cl ⁻	mg/L	137	2400	827,5	416,75	0 – 1065
NO ₃ ⁻ -N	mg/L	1	280	49,5	83,474	0 – 10
HCO ₃ ⁻	mg/L	46	436	241,167	156,137	0 – 610
SO ₄ ²⁻	mg/L	0	1670	650,917	504,357	0 - 960

Les Tableaux V.3 et V.4 offre une synthèse de la classification des différents indices calculés appliqués aux échantillons analysés, accompagnée de la distribution quantitative et proportionnelle des échantillons selon les classes de qualité établies, permettant ainsi une interprétation claire de la répartition spatiale de la qualité des eaux étudiées.

L'analyse comparative des paramètres physico-chimiques de l'eau d'irrigation révèle des tendances contrastées entre 2005 et 2022. Concernant les paramètres physiques généraux, le

pH moyen a légèrement diminué entre 2005 et 2022, passant de 7,76 ($\pm 0,21$) à 7,69 ($\pm 0,43$). Bien que les deux moyennes demeurent dans la plage acceptable de la FAO (6,5-8,4), l'augmentation significative de l'écart-type en 2022 (0,43 contre 0,21) indique une variabilité accrue des conditions d'acidité-basicité. La conductivité électrique moyenne a enregistré une légère augmentation, passant de 4031 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\pm 2196,21$) en 2005 à 4231 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\pm 2174,19$) en 2022. Ces valeurs dépassent largement le seuil FAO recommandé (0-2250 $\mu\text{S}/\text{cm}$), témoignant d'une salinité problématique persistante. En 2022, la concentration moyenne de TDS s'élevait à 2807 mg/L ($\pm 1430,80$), dépassant le seuil FAO de 2000 mg/L, l'absence de données pour 2005 limitant l'analyse comparative pour ce paramètre.

L'évolution des cations majeurs présente également des variations significatives. La concentration moyenne de calcium a diminué de 194,14 mg/L ($\pm 111,64$) en 2005 à 166,25 mg/L ($\pm 111,87$) en 2022, cette évolution positive maintenant les valeurs dans la plage acceptable de la FAO (0-400 mg/L), contrairement à 2005 où la valeur maximale (510,32 mg/L) dépassait ce seuil. En revanche, une augmentation préoccupante de la concentration moyenne de magnésium est observée, passant de 121,70 mg/L ($\pm 69,71$) en 2005 à 136,917 mg/L ($\pm 99,384$) en 2022. Les deux moyennes dépassent significativement le seuil FAO (0-61 mg/L), avec une variabilité accrue en 2022. La concentration moyenne de sodium a légèrement diminué de 495,45 mg/L ($\pm 321,95$) en 2005 à 465,083 mg/L ($\pm 245,81$) en 2022, bien que les moyennes respectent le seuil FAO (0-920 mg/L), la valeur maximale de 2005 (1450 mg/L) dépassait cette limite. Une augmentation notable de la concentration moyenne de potassium est constatée, passant de 2,00 mg/L ($\pm 3,44$) en 2005 à 5,25 mg/L ($\pm 1,875$) en 2022, cette évolution plaçant les deux moyennes au-dessus du seuil FAO (0-2 mg/L).

L'analyse des anions majeurs révèle des tendances diverses selon les paramètres considérés. La concentration moyenne de chlorure a diminué de 880,32 mg/L ($\pm 613,40$) en 2005 à 827,5 mg/L ($\pm 416,75$) en 2022, malgré cette amélioration, les valeurs maximales des deux périodes dépassent le seuil FAO (0-1065 mg/L). Les concentrations moyennes de nitrate demeurent préoccupantes, passant de 46,20 mg/L ($\pm 44,57$) en 2005 à 49,5 mg/L ($\pm 83,474$) en 2022, ces valeurs dépassant largement le seuil FAO (0-10 mg/L), avec une variabilité considérablement accrue en 2022. Une diminution de la concentration moyenne de bicarbonate est observée, passant de 295,78 mg/L ($\pm 91,30$) en 2005 à 241,167 mg/L ($\pm 156,137$) en 2022, les deux

moyennes respectant le seuil FAO (0-610 mg/L), mais l'augmentation de la variabilité en 2022 demeure notable. Enfin, la concentration moyenne de sulfate a augmenté de 459,45 mg/L ($\pm 351,18$) en 2005 à 650,917 mg/L ($\pm 504,357$) en 2022, bien que les moyennes respectent le seuil FAO (0-960 mg/L), les valeurs maximales des deux périodes dépassent cette limite.

Les résultats révèlent une problématique persistante de salinité, caractérisée par des dépassements constants des seuils FAO pour la conductivité électrique et les matières dissoutes totales. Cette situation peut compromettre la croissance des cultures sensibles et affecter la structure physique des sols par accumulation de sels [64]. L'augmentation légère de la conductivité électrique entre 2005 et 2022 suggère une tendance préoccupante nécessitant une surveillance accrue.

La contamination par les nitrates représente un défi majeur, avec des concentrations moyennes dépassant largement les recommandations FAO. Cette situation peut résulter de l'intensification des pratiques agricoles ou de rejets industriels non maîtrisés (WHO, 2011). L'augmentation de la variabilité en 2022 suggère une hétérogénéité spatiale ou temporelle des sources de contamination.

L'augmentation des concentrations de potassium et de magnésium, couplée à la diminution du calcium, indique une modification des équilibres ioniques. Cette évolution peut affecter la structure du sol et la disponibilité des nutriments pour les plantes. Le dépassement persistant des seuils FAO pour le magnésium constitue un risque particulier pour les cultures sensibles.

L'augmentation généralisée des écarts-types en 2022 témoigne d'une hétérogénéité croissante de la qualité de l'eau. Cette variabilité peut refléter des variations spatiales liées à la diversité des sources d'approvisionnement ou des variations temporelles dues aux conditions climatiques et aux pratiques de gestion.

Cette analyse comparative révèle une évolution contrastée de la qualité de l'eau d'irrigation entre 2005 et 2022. Bien que certains paramètres (calcium, sodium, chlorure, bicarbonate) montrent des améliorations, d'autres (potassium, magnésium, nitrates, sulfates) présentent des dégradations préoccupantes. Les dépassements persistants des seuils FAO pour la conductivité électrique, le magnésium, le potassium et les nitrates constituent des défis majeurs pour la durabilité des systèmes agricoles.

Le tableau V.4 présente une comparaison des indices de qualité de l'eau (conductivité électrique, SAR, RSC, etc.) mesurés en 2005 et 2022, avec des intervalles de classe, le nombre d'échantillons et les pourcentages correspondants. Ces données permettent d'évaluer l'évolution de la qualité de l'eau sur cette période.

Tableau V. 4: *Classement de l'aptitude des eaux à l'irrigation .*

Index	Intervalle	Classe	2005		2022	
			Nombre d'échantillons	Pourcentage (%)	Nombre d'échantillons	Pourcentage (%)
Conductivité électrique CE (µS/cm)	< 250	Excellente	0	0,00	0	0,00
	250 - 750	Bonne	1	8,33	1	4,55
	750 - 2250	Tolérable	1	8,33	1	4,55
	2250 - 5000	Douteuse	1	8,33	4	18,18
	> 5000	Inappropriée	9	75,00	16	72,73
Dureté totale TH (mg/L CaCO ₃)	0 -75	Douce	6	50,00	6	27,27
	75 - 150	Modérément dure	3	25,00	14	63,64
	150 -300	Dure	3	25,00	2	9,09
SAR (meq/L)	< 10	Excellente	10	83,33	20	90,90
	10 -18	Bonne	2	16,67	1	4,55
	18 - 26	Douteuse	0	0,00	1	4,55
	> 26	Unsafe	0	0,00	0	0,00
RSC (meq/L)	< 1,25	Saine	12	100,00	22	100
	1,25 - 2,50	Marginalement appropriée	0	0,00	0	0,00
	> 2,50	Inappropriée	0	0,00	0	0,00
SSP (meq/L)	< 20	Excellente	0	0,00	1	4,55
	20 - 40	Bonne	3	25,00	3	13,64
	40 - 60	Tolérable	4	33,33	16	72,73
	60 -80	Douteuse	5	41,67	2	9,09
	> 80	Unsafe	0	0,00	0	0,00
MAR (meq/L)	< 50	Appropriée	2	16,67	11	50
	> 50	Inappropriée	10	83,33	11	50
KR (meq/L)	< 1	Appropriée	5	41,67	12	54,55
	> 1	Inappropriée	7	58,33	10	45,45
PI (%)	> 75	Bonne	3	25,00	1	4,55
	25 -75	Appropriée	9	75,00	20	90,90
	< 25	Inappropriée	0	0,00	1	4,55

Le tableau V.4 présente une comparaison des indices de qualité de l'eau (conductivité électrique, SAR, RSC, etc.) mesurés en 2005 et 2022, avec des intervalles de classe, le nombre d'échantillons et les pourcentages correspondants. Ces données permettent d'évaluer l'évolution

de la qualité de l'eau sur cette période.

En examinant de plus près les données comparant les indices de qualité de l'eau entre 2005 et 2022, plusieurs tendances et évolutions peuvent être mises en lumière. La conductivité électrique (EC en $\mu\text{S/cm}$) : La catégorie "excellente" ($< 250 \mu\text{S/cm}$) montre une diminution notable, passant de 8,33 % en 2005 à 4,55 % en 2022, indiquant une possible dégradation de la qualité de l'eau dans cette plage. La catégorie "tolérable" ($250-750 \mu\text{S/cm}$) reste stable avec 8,33 % en 2005 et 4,55 % en 2022, bien que le nombre d'échantillons soit réduit. En revanche, les classes "inappropriée" ($750-2250 \mu\text{S/cm}$) et "inutilisable" ($> 2250 \mu\text{S/cm}$) augmentent légèrement, passant respectivement de 8,33 % à 18,18 % et de 75,00 % à 72,73 %. Cela pourrait refléter une augmentation de la salinité ou de la minéralisation au fil du temps. Pour le SAR (Sodium Adsorption Ratio) : La catégorie "excellente" (0-10) reste stable avec 0 % dans les deux années, tandis que "bon" (10-18) passe de 16,67 % à 9,09 %, suggérant une légère dégradation. La catégorie "inapproprié" (> 18) augmente de 43,67 % à 45,45 %, et "inutilisable" reste à 0 %. Cette tendance indique une légère détérioration de la qualité de l'eau en termes de sodium, pouvant affecter l'irrigation. La comparaison du RSC (Residual Sodium Carbonate en meq/L) : Les catégories "sécuritaire" ($< 1,25$) et "marginale" (1,25-2,5) restent à 0 % dans les deux années, tandis que "inapproprié" ($> 2,5$) passe de 100 % à 100 % avec un échantillon constant. Cela montre une persistance de conditions défavorables liées au carbonate de sodium. Tandis que le SSP (Soluble Sodium Percentage en %) : La catégorie "excellente" (< 20) diminue de 0 % à 0 %, tandis que "bon" (20-40) passe de 25,00 % à 13,64 %. Les catégories "tolérable" (40-60) et "inapproprié" (60-80) augmentent respectivement de 33,33 % à 31,82 % et de 41,67 % à 50 %, suggérant une augmentation de la proportion de sodium soluble, un facteur préoccupant pour l'agriculture. PI (Permeability Index en %) : La classe "appropriée" (25-75) diminue de 25,00 % à 4,55 %, tandis que "inappropriée" (> 75) augmente de 75,00 % à 95,45 %. Cette évolution indique une réduction de la perméabilité des sols due à une accumulation probable de sels.

Globalement, ces données révèlent une tendance à la dégradation progressive de la qualité de l'eau entre 2005 et 2022, avec une augmentation des catégories "inappropriée" et "inutilisable" pour plusieurs indices clés (conductivité, SAR, SSP, PI). Cette évolution pourrait être liée à des facteurs environnementaux comme la salinisation, les pratiques agricoles ou les changements

climatiques. Cependant, certaines catégories comme "tolérable" restent stables, suggérant que la dégradation n'est pas uniforme. Une analyse plus approfondie, incluant des données contextuelles (précipitations, usage des sols), serait nécessaire pour confirmer ces hypothèses.

V.4.1.1. pH

Le pH des eaux d'irrigation constitue un paramètre déterminant pour la réussite agricole, influençant directement la qualité édaphique et la santé végétale. Selon les recommandations d'Ayers et Westcot (1985), la gamme optimale de pH pour les eaux d'irrigation s'établit entre 6,5 et 8,4. Les eaux présentant un pH inférieur à 6 révèlent un caractère acide susceptible d'engendrer la corrosion des installations d'irrigation et de réduire la durabilité des canalisations [203], tout en favorisant potentiellement la mobilisation de substances toxiques telles que le mercure, l'arsenic et le cadmium. Ces contaminants représentent des risques majeurs pour l'intégrité pédologique, la production végétale et la sécurité sanitaire [204], [205]. À l'inverse, les eaux alcalines présentant un pH supérieur à 8,2 se caractérisent généralement par des concentrations élevées en ions sodium (Na^+), calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), bicarbonates (HCO_3^-) et carbonates (CO_3^{2-}), perturbant l'assimilation nutritionnelle des plantes et pouvant conduire à des phénomènes de salinisation ou d'alcalinisation des sols [206].

L'importance du pH dans l'analyse hydrique réside également dans sa capacité à révéler des anomalies qualitatives. Les valeurs s'écartant des normes établies signalent fréquemment des dysfonctionnements susceptibles d'affecter les conditions édaphiques ou le développement végétal. Dans cette investigation, les valeurs de pH oscillent entre 6,9 et 8,3, avec une moyenne de 7,63 et un écart-type de 0,43. Ces résultats s'inscrivent dans les limites recommandées par [51] et concordent avec les directives attestant de l'aptitude de ces eaux à l'irrigation. Néanmoins, une surveillance rigoureuse demeure indispensable pour préserver la santé pédologique à long terme et optimiser les rendements cultureaux.

V.4.1.2. Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique (CE) représente un indicateur fondamental pour l'évaluation qualitative des eaux d'irrigation, exerçant une influence directe sur la croissance végétale et

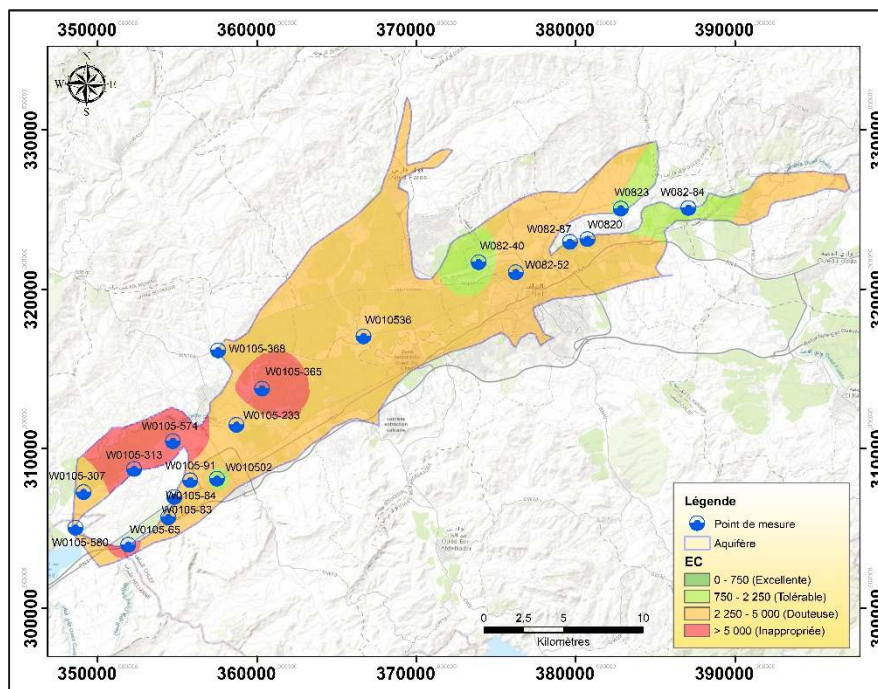
l'équilibre pédologique [207]. Une salinité excessive dans les eaux d'irrigation peut compromettre l'absorption hydrique des végétaux, entraînant une dégradation structurelle des sols, une diminution de la perméabilité et une limitation de l'aération, facteurs entravant le développement optimal des cultures [208]. Les concentrations salines élevées augmentent également le potentiel osmotique de l'eau, compliquant l'absorption racinaire et créant un phénomène communément appelé sécheresse physiologique.

L'analyse de la carte de distribution spatiale de CE présente trois zones distinctes :

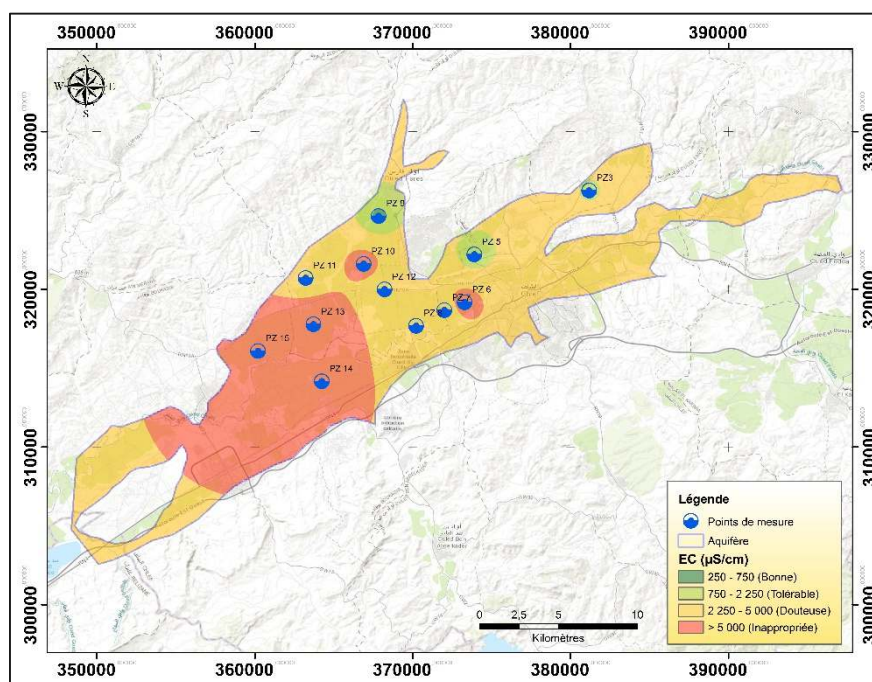
- Nord-est (près de W082-20 à W082-84) : Dominé par la classe Tolérable, avec des CE modérées, suggérant une recharge raisonnable des nappes.
- Centre (autour de W010536) : Principalement Tolérable, avec une qualité relativement stable pour l'irrigation.
- Sud-ouest (près de W105-574 et W105-307) : Forte concentration de la classe Inappropriée, indiquant des problèmes de salinisation potentiellement dus à la proximité de l'Oued Chélif ou à une mauvaise gestion de l'irrigation.

Les valeurs de CE mesurées pour la période 2022, consignées dans le Tableau V.3, s'étendent de 570 à 8270 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec une moyenne de 4231 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Selon la classification établie par [192], ces valeurs témoignent d'une aptitude modérée à l'irrigation, suggérant que bien que ces eaux puissent être utilisées, des pratiques de surveillance et de gestion s'avèrent recommandées pour atténuer les impacts potentiels à long terme sur la productivité pédologique et culturale.

Par ailleurs, la répartition spatiale de la CE dans la zone d'étude, illustrée par les figure V.1a et IV.1b, révèle des valeurs particulièrement élevées dans la partie occidentale de l'aquifère alluvial avec une augmentation de la superficie de la catégorie d'eau inappropriée. Cette distribution peut témoigner d'une détérioration de la qualité des eaux souterraines dans cette région, imputable aux influences anthropiques, notamment l'utilisation intensive d'engrais en agriculture.



a) 2005



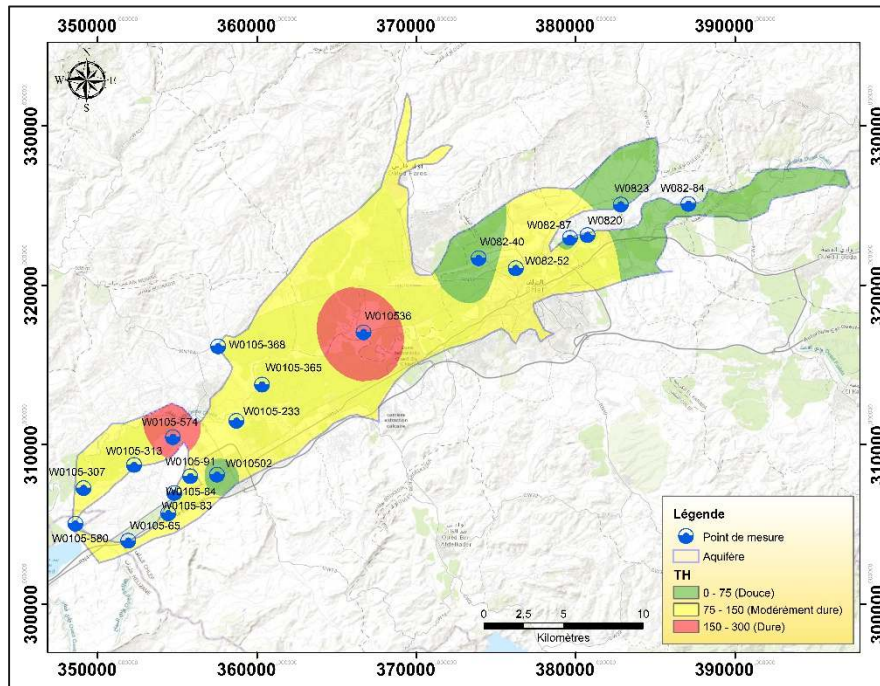
b) 2022

Figure V. 1: Distribution spatiale de la CE.

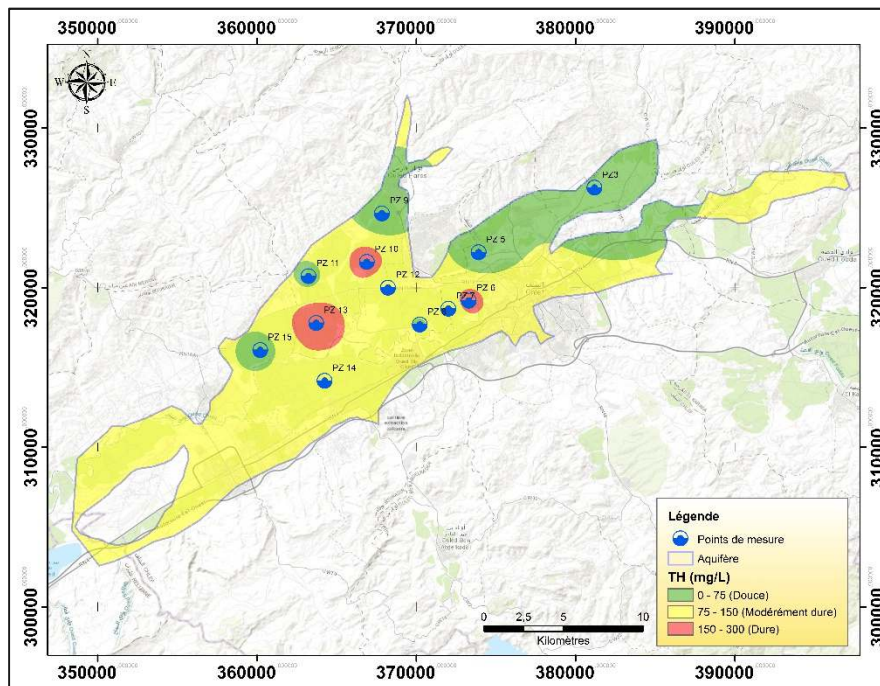
V.4.1.3. Minéralisation calcique et magnésienne (Dureté totale TH)

Les eaux à forte minéralisation calcique et magnésienne présentent généralement une meilleure compatibilité avec les pratiques irrigantes, leur action contribuant à l'amélioration de la

structure pédologique par un effet d'ameublissement, contrairement aux eaux faiblement minéralisées qui peuvent induire une compaction progressive des horizons superficiels [209].



a) 2005



b) 2022

Figure V. 2: Distribution spatiale de la TH.

L'analyse de la carte de la Figure V.2a montre que la TH est répartie comme suit :

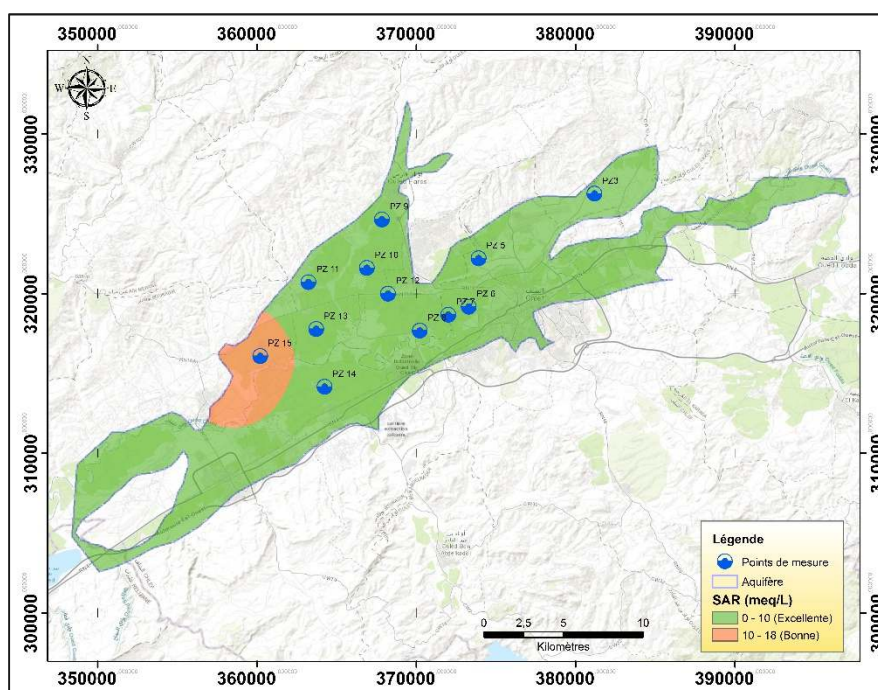
- Nord-est (près de W082-20 à W082-84) : Dominé par la classe Douce, suggérant une qualité d'eau favorable près des zones de recharge.
- Centre (autour de W010536) : Principalement Modérément dure, avec une transition vers des eaux utilisables mais nécessitant un suivi.
- Sud-ouest (près de W105-574 et W105-307) : Forte concentration de la classe Dure, indiquant des problèmes potentiels pour les systèmes d'irrigation, probablement dus à la géologie locale (sols argileux riches en carbonates).

La dureté augmente vers le sud-ouest, ce qui pourrait être lié à la composition des alluvions du Mio-Plio-Quaternaire ou à une moindre dilution des ions par les précipitations. Les zones Douces sont rares et localisées dans le nord-est.

La teneur minérale des eaux, exprimée par leur dureté, découle essentiellement de la concentration en cations divalents calcium et magnésium. L'investigation menée sur les échantillons prélevés dans les ouvrages de captage en 2022 révèle une variabilité de la dureté totale comprise entre 10 et 216 mg/L équivalent CaCO_3 , pour une moyenne arithmétique de 98,58 mg/L CaCO_3 .

L'application de la grille de classification hydrique du tableau 1 permet de distinguer 50% d'échantillons à faible minéralisation, 25% à minéralisation intermédiaire et 25% à forte charge minérale.

L'examen de la répartition géographique (Figure V.2b) fait apparaître une prédominance des eaux faiblement minéralisées dans les secteurs septentrionaux et nord-orientaux du territoire étudié, contrastant avec une intensification progressive de la charge minérale vers les zones occidentales. Une concentration remarquable des eaux fortement minéralisées s'observe au niveau de deux périmètres agricoles situés dans la partie centrale de la plaine alluviale. Cette configuration spatiale évoque l'intervention de facteurs anthropiques, particulièrement les pratiques culturales intensives et les phénomènes de lixiviation des amendements chimiques vers les nappes souterraines. L'emploi persistant d'eaux faiblement minéralisées dans les zones septentrionales risque d'engendrer une dégradation structurelle des sols par tassement, tandis que l'élévation de la minéralisation dans les zones agricoles centrales témoigne de l'empreinte



b) 2022

Figure V. 3: Distribution spatiale du SAR.

La répartition spatiale générale de la carte du SAR en 2005 (Figure V.3a) présente une prédominance de la classe Excellente sur presque la quasi-totalité de la nappe, suggérant une qualité d'eau optimale pour l'irrigation, probablement due à une meilleure recharge des nappes.

Au l'ouest, il y a présence de la classe Mauvaise, indiquant des problèmes localisés de sodisation, peut-être liés à la géologie ou à une surexploitation.

L'investigation menée en 2022 dans le périmètre d'étude révèle une variation du SAR comprise entre 3,79 et 15,95 meq/L, pour une valeur centrale de 6,95 meq/L. L'application des critères de classification du Tableau 3 permet d'identifier 83,33% des prélèvements comme présentant une qualité exceptionnelle pour l'irrigation, compatibles avec la quasi-totalité des types pédologiques sans restriction significative. La fraction résiduelle, géographiquement concentrée dans le secteur occidental du territoire étudié, présente une qualité satisfaisante pour les usages irrigants (Figure V.3b).

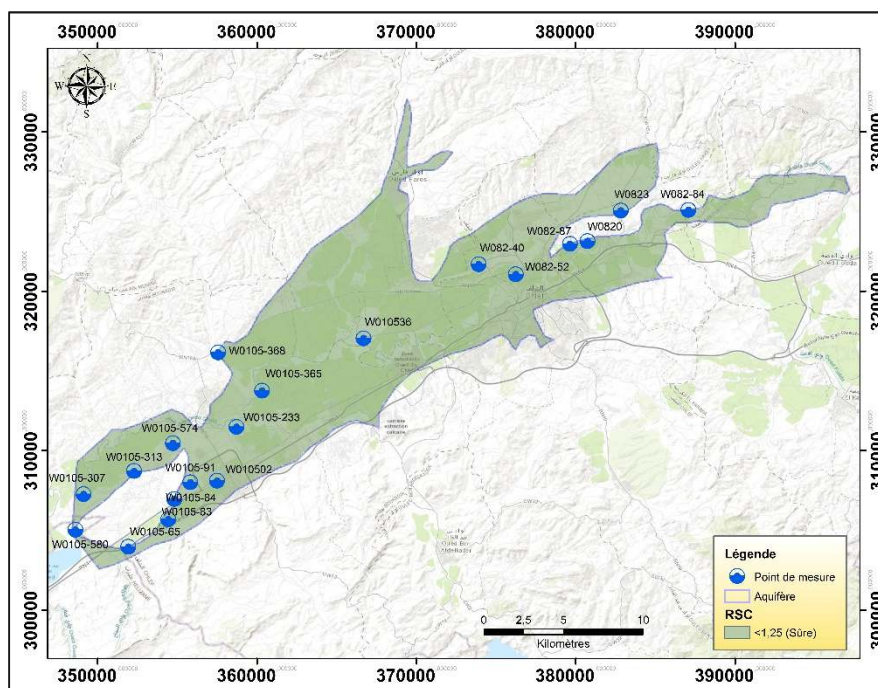
Néanmoins, il convient d'attirer l'attention sur la vulnérabilité particulière des espèces végétales sodio-sensibles, notamment les arbres fruitiers à endocarpe ligneux comme l'amandier et l'abricotier, susceptibles de développer une accumulation tissulaire toxique de sodium lors de

l'utilisation de ces eaux. Les ressources hydriques de qualité satisfaisante, se distinguant par une capacité d'échange cationique supérieure, trouvent une application préférentielle sur les substrats pédologiques à granulométrie grossière ou à forte teneur organique, caractérisés par une perméabilité élevée, minimisant ainsi les risques d'accumulation sodique délétère.

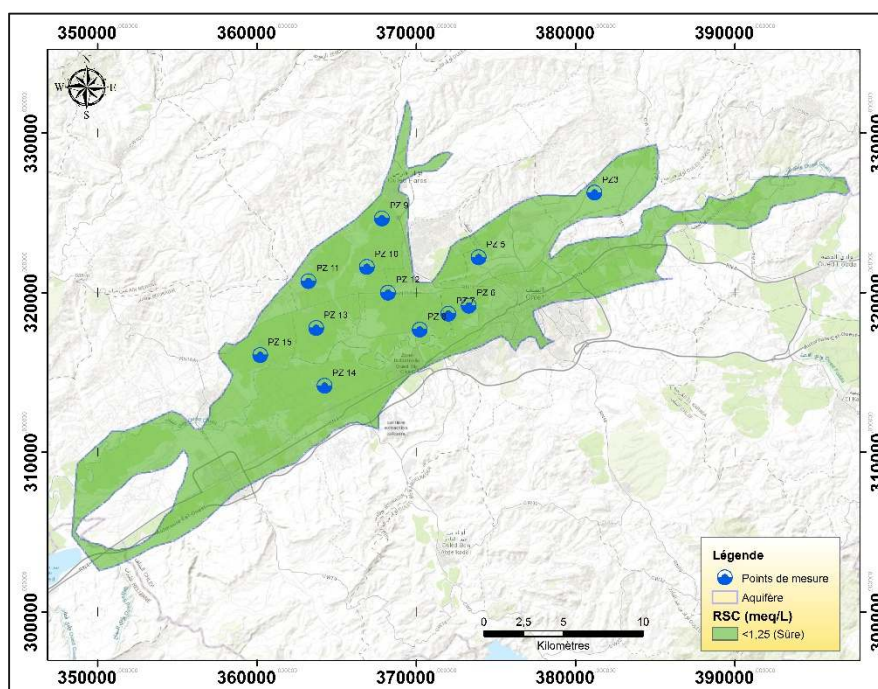
V.4.2.2. Indice de Carbonate de Sodium Résiduel (RSC)

L'indice de Carbonate de Sodium Résiduel représente un indicateur fondamental dans l'évaluation des risques liés à l'enrichissement en anions carbonatés et bicarbonatés des eaux destinées à l'irrigation. Ce paramètre s'exprime par le différentiel entre les concentrations d'espèces anioniques faiblement acides (HCO_3^- et CO_3^{2-}) et les cations alcalino-terreux (Ca^{2+} et Mg^{2+}). Une élévation significative du RSC peut induire des perturbations des propriétés physico-chimiques des eaux d'irrigation, notamment la conductivité électrique, l'équilibre acido-basique et le rapport d'adsorption sodique, générant des conséquences préjudiciables sur les systèmes pédologiques et les productions végétales.

L'emploi persistant de ressources hydriques à forte charge carbonatée résiduelle peut se manifester par l'apparition de nécroses foliaires et une altération des performances agronomiques. Le déséquilibre ionique résultant de la prédominance des anions faibles sur les cations divalents favorise la précipitation du calcium et du magnésium, conduisant à un enrichissement du milieu en bicarbonate de sodium. Cette évolution géochimique compromet l'intégrité structurelle et les propriétés de transfert hydrique des sols, engendrant des dysfonctionnements majeurs dans le développement des cultures.



a) 2005



b) 2022

Figure V. 4: Distribution spatiale du RSC.

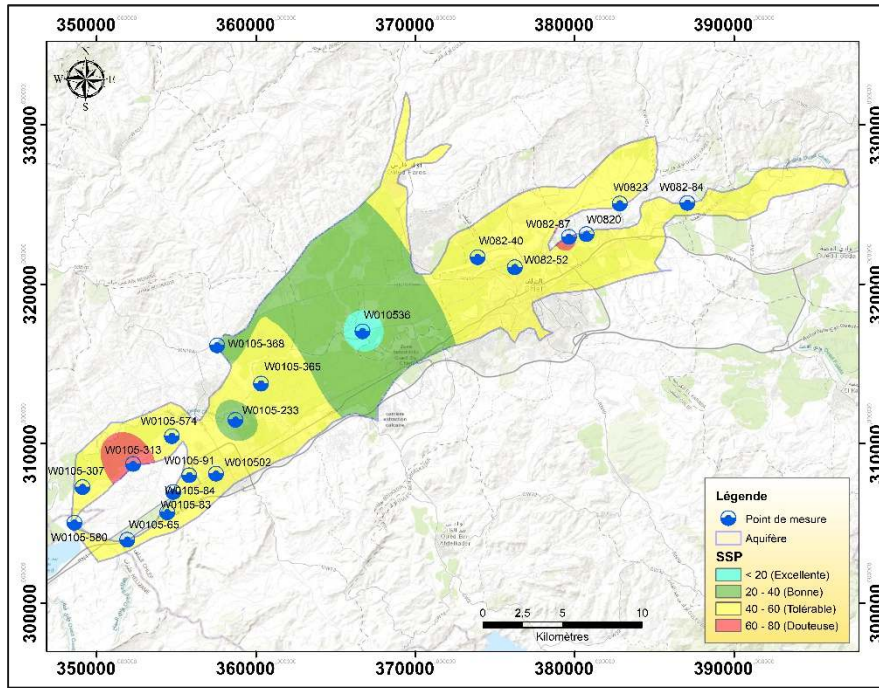
L'analyse des cartes de la Figure V.4 a et b, montre que tous les eaux analysées appartiennent à la classe « Sûre ». Les résultats obtenus dans le cadre de l'investigation de 2022 révèlent une variation du RSC comprise entre -40,05 et -0,90 meq/L, pour une valeur moyenne de -15,77

meq/L. Cette moyenne négative, largement inférieure au seuil critique de 1,25 meq/L, atteste de l'absence de risques significatifs liés aux phénomènes de carbonatation et de bicarbonatation dans les échantillons analysés. Par conséquent, les ressources hydriques souterraines du territoire étudié présentent une compatibilité satisfaisante avec les usages irrigants (Figure V.4).

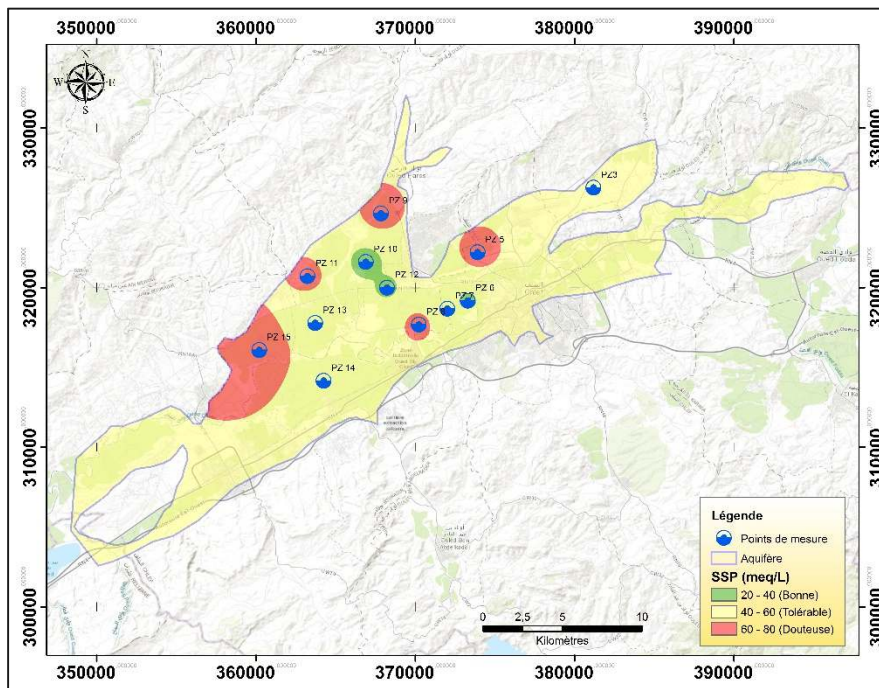
V.4.2.3. Pourcentage de Sodium soluble (SSP)

L'évaluation du risque magnésien constitue un autre critère déterminant dans l'appréciation de l'adéquation des eaux souterraines pour l'irrigation, exprimé par le rapport entre les concentrations calciques (Ca^{2+}) et magnésiennes (Mg^{2+}). Cet indicateur fut conceptualisé par Szabolcs et Darab en 1964. La fraction sodique soluble représente un paramètre fondamental dans l'évaluation qualitative des eaux d'irrigation, particulièrement en regard de ses implications sur la conductivité hydraulique des substrats pédologiques.

Les cations sodium véhiculés par les eaux d'irrigation manifestent une tendance à se substituer aux ions magnésium au niveau des sites d'échange des phyllosilicates, induisant une altération de la perméabilité pédologique, une détérioration des mécanismes de drainage interne et une consolidation excessive des horizons superficiels. Ces modifications structurelles engendrent une dégradation progressive de la qualité édaphique et limitent le potentiel de développement végétal [212]. L'enrichissement sodique favorise également la formation de complexes ioniques avec les anions chlorure et carbonate, générant des phénomènes de salinisation et d'alcalinisation des terres cultivables. Bien que le calcium et le magnésium constituent des éléments nutritifs essentiels naturellement présents dans les environnements pédologiques, leur concentration excessive dans les eaux d'irrigation peut provoquer une élévation du pH édaphique, induire une alcalinisation préjudiciable à la qualité des sols et compromettre les performances productives des cultures [213].



a) 2005



b) 2022

Figure V. 5: Distribution spatiale du SSP

La carte de la Figure V.5a (période 2005), montre une dominance de la classe Tolérable, indiquant des sols très perméables, probablement influencés par les alluvions sableuses. La zone Centre est principalement Excellente, avec une perméabilité stable favorisant l'irrigation.

Au Sud-ouest, il y a transition vers les classes Tolérable et Douteuse, suggérant des sols argileux ou compacts limitant l'infiltration.

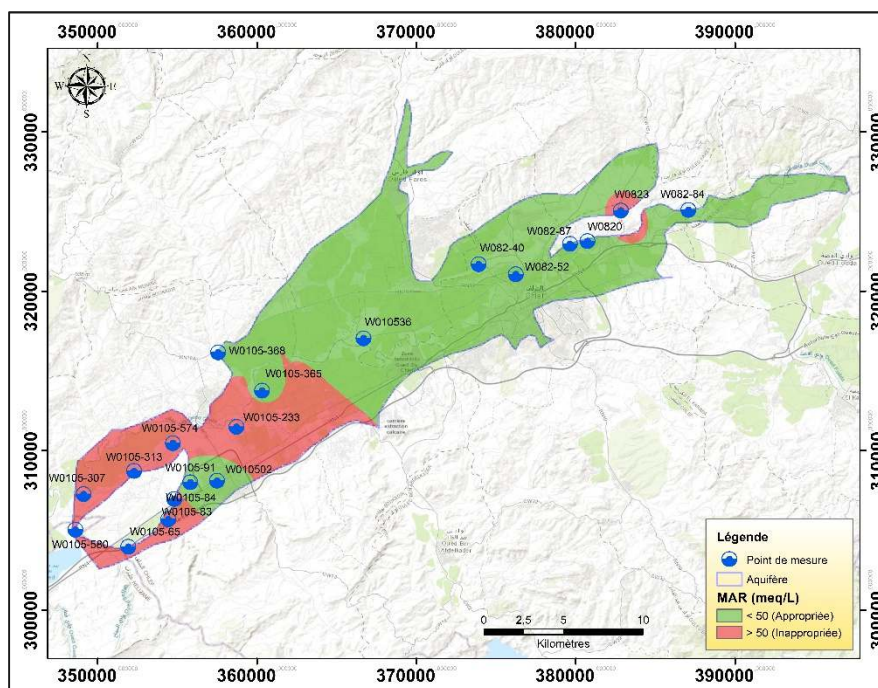
Durant la campagne de 2022, le pourcentage de sodium soluble (PSS) dans l'eau varie de 33,96% à 77,04%, avec une valeur moyenne de 54,08%. Selon la classification de Wilcox (1955), les valeurs de SSP se répartissent dans les catégories "bonne" (25%), "acceptable" (33,33%) et "douteuse" (41,67%) pour l'irrigation, comme détaillé dans le Tableau V.3. Ces résultats indiquent que l'eau est généralement appropriée pour l'usage agricole ; cependant, certaines restrictions peuvent s'appliquer dans les parties nord et ouest de la zone d'étude, comme illustré à la Figure V.5b.

V.4.2.4. Rapport d'Adsorption du Magnésium

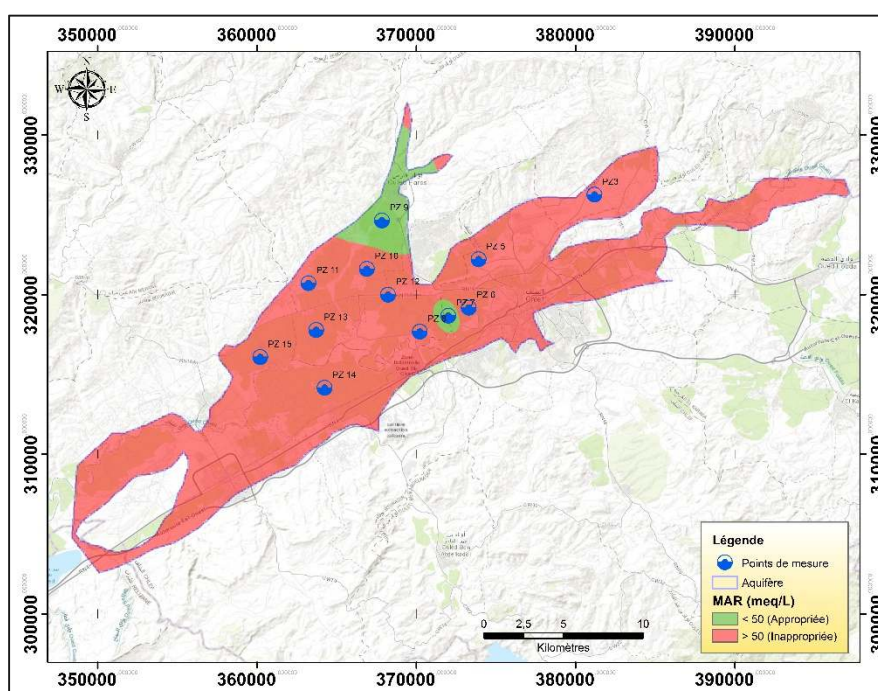
La teneur magnésienne des eaux d'irrigation représente un facteur déterminant dans l'évaluation de leur adéquation pour les pratiques agricoles. L'enrichissement magnésien est fréquemment corrélé à une intensification de la fraction sodique échangeable dans les substrats pédologiques soumis à l'irrigation [214]. Les travaux de Chaudhary et Satheeshkumar en 2018 [215] ont démontré que l'excès de magnésium dans les eaux d'irrigation peut compromettre les performances agronomiques par l'induction d'une alcalinisation des environnements édaphiques.

La carte V.6 a montre que la plaine alluviale est dominée par la classe Appropriée au Nord-est et au Centre, indiquant un faible niveau de magnésium, probablement dû à une meilleure dilution par les précipitations. Au Sud-ouest, il y a une forte concentration de la classe Inappropriée, suggérant une accumulation de magnésium liée à la géologie locale ou à l'évaporation.

L'analyse de MAR des ressources hydriques captées en 2022 révèle une amplitude de variation s'étendant de 25,64% à 76,07%, pour une moyenne arithmétique de 56,01%. L'interprétation de ces données selon les référentiels établis permet d'identifier seulement 16,67% des prélèvements comme présentant une adéquation satisfaisante pour l'irrigation, tandis que la fraction prépondérante de 83,33% présente des caractéristiques inadéquates (Tableau V.3).



a) 2005



b) 2022

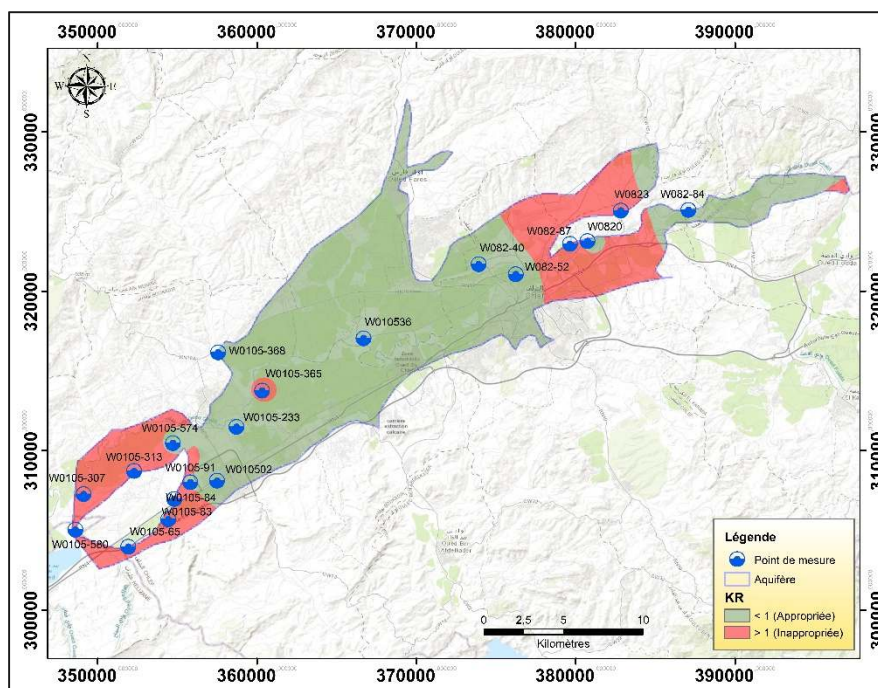
Figure V. 6: Distribution spatiale du MAR

L'examen de la répartition géographique de l'indice d'adsorption magnésienne (Figure V.6b) fait apparaître une zone de compatibilité irrigante limitée à l'extrémité septentrionale du territoire étudié. Inversement, la majeure partie de la région présente un niveau de risque

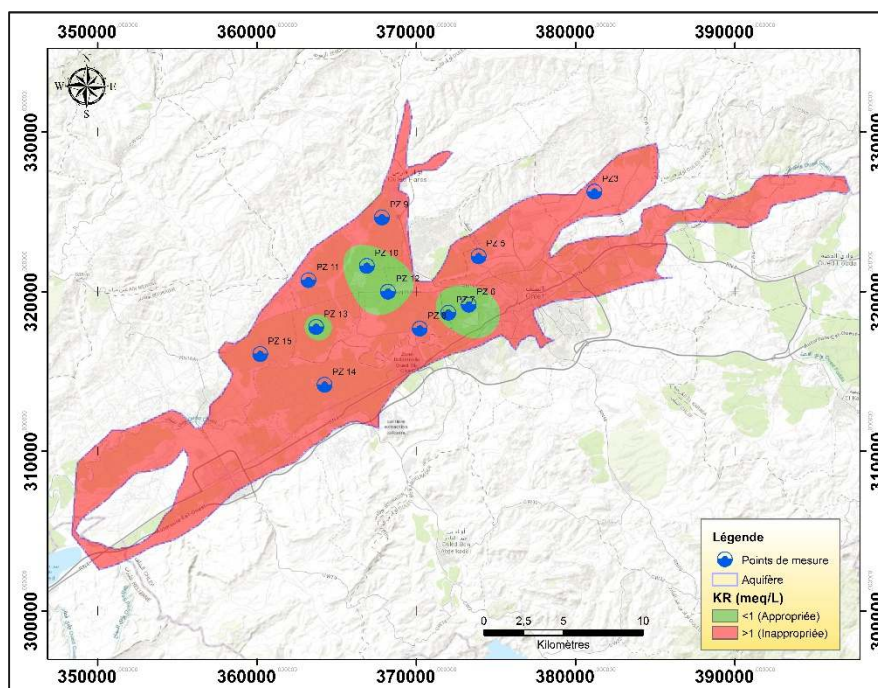
considérable lié à l'enrichissement magnésien, susceptible d'induire une consolidation excessive des substrats pédologiques et une altération de leurs propriétés de transfert hydrique. Ces conditions défavorables peuvent compromettre significativement la viabilité à long terme des systèmes de production agricole dans les secteurs concernés. L'établissement d'un dispositif de surveillance continue et l'adoption de stratégies de gestion pédologique adaptées s'avèrent indispensables pour limiter ces risques et maintenir l'intégrité fonctionnelle des sols.

V.4.2.5. Rapport de Kelley (KR)

Le Rapport de Kelley (KR) représente un indicateur de référence largement adopté dans l'évaluation de l'adéquation des ressources hydriques souterraines pour les applications irrigantes. Cet indice intègre l'influence de multiples paramètres physico-chimiques déterminants, notamment les concentrations calciques, magnésiennes et la charge saline globale. Sa formulation repose sur le rapport stœchiométrique entre les cations sodium et la somme des cations divalents calcium et magnésium présents dans les eaux souterraines. Les ressources hydriques présentant un Rapport de Kelley inférieur à l'unité sont considérées comme compatibles avec les usages irrigants, tandis que les valeurs supérieures à 1 révèlent une inadéquation liée aux risques d'alcalinisation excessive.



a) 2005



b) 2022

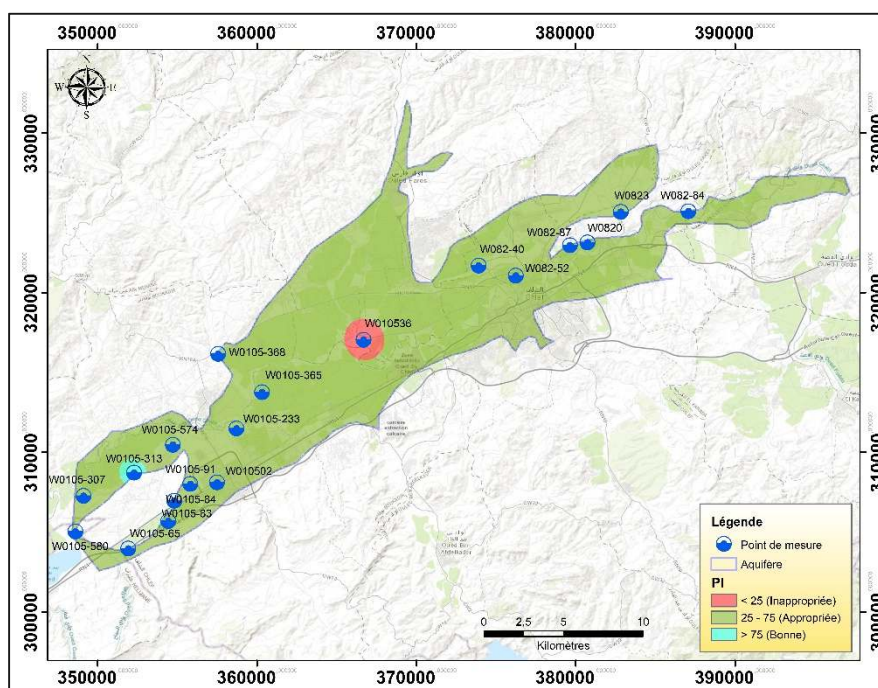
Figure V. 7: Distribution spatiale du KR

L'analyse de la répartition spatiale du KR en 2005 fait apparaître deux zones inappropriée, l'une au Nord-est et l'autre au Sud-ouest, indiquant une accumulation de sodium potentiellement due à la géologie ou à l'évaporation. Le Centre, est dominé par la classe Appropriée, indiquant un faible niveau de sodium, probablement dû à une meilleure dilution par les précipitations.

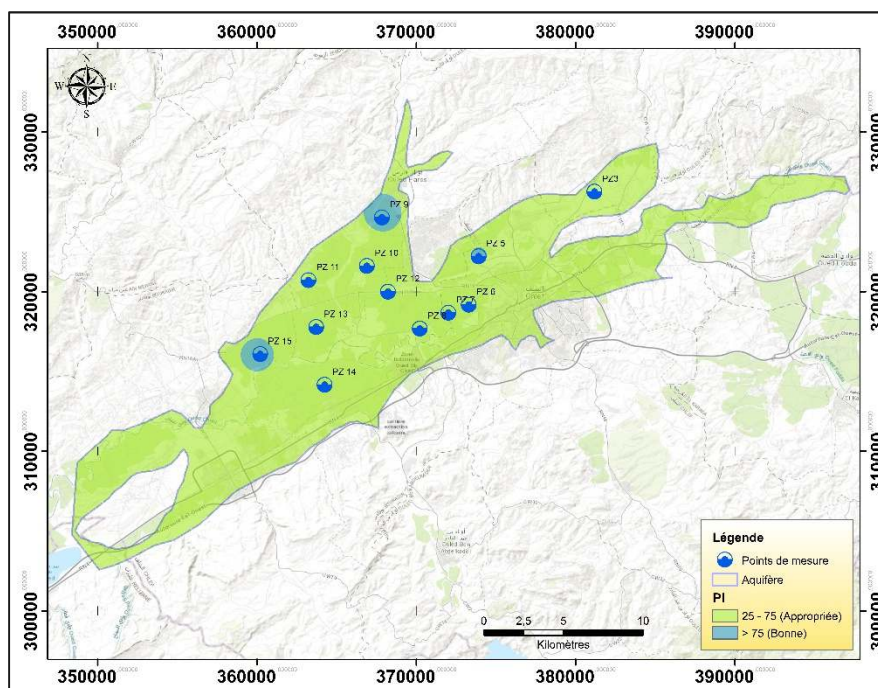
L'investigation menée en 2022 révèle une variation du Coefficient de Kelley comprise entre 0,51 et 3,34, pour une valeur moyenne de 1,39. L'analyse des données présentées dans le Tableau V.3 permet d'identifier 41,67% des échantillons comme présentant une qualité satisfaisante pour l'irrigation, contrastant avec 58,33% d'échantillons de qualité insuffisante. L'examen de la distribution spatiale révèle que seuls trois secteurs géographiques, localisés dans la partie médiane du territoire étudié, présentent des valeurs de KR inférieures à l'unité, attestant de l'adéquation des ressources hydriques souterraines locales pour les pratiques irrigantes selon ce critère (Figure V.7b). Cette compatibilité régionale peut résulter de l'intensification des processus d'échange cationique dans les autres secteurs du territoire, favorisant l'enrichissement sodique (Na^+) et la dégradation consécutive de la qualité hydrique pour les applications agricoles.

V.4.2.6. Indice de Perméabilité (PI)

L'évaluation de la perméabilité des sols constitue un élément clé dans l'analyse de la viabilité de l'irrigation sur le long terme. Cette caractéristique dépend étroitement de la concentration en ions sodium, calcium, magnésium et bicarbonate présents dans le milieu édaphique. La méthodologie développée par Doneen permet de déterminer la qualité de l'eau d'irrigation en utilisant un système de classification tripartite : eau de qualité excellente, acceptable ou inadéquate.



a) 2005



b) 2022

Figure V. 8: Distribution spatiale du PI

La carte de la Figure V.8a (période 2005) que la plaine alluviale est dominée par la classe Appropriée, indiquant des sols très perméables, probablement influencés par des alluvions sableuses. Au Centre, il y a présence de la classe Inappropriée, suggérant une poche de sols moins perméables, ou d'autres effets anthropiques.

Sud-ouest, il y a une petite zone de classe Bonne, avec une perméabilité modérée adaptée à l'irrigation avec gestion.

L'analyse des échantillons hydriques collectés en 2022 révèle des indices de perméabilité s'échelonnant entre 35,25% et 83,73%, pour une moyenne de 60,59%. Cette distribution statistique place un quart des échantillons dans la catégorie "excellente" et trois quarts dans la catégorie "acceptable" pour l'usage agricole.

La cartographie spatiale (Figure V.8b) met en évidence une répartition géographique favorable, avec une concentration des meilleures valeurs dans les secteurs central et septentrional du territoire étudié. Cette configuration territoriale suggère des conditions propices au développement agricole sans risques majeurs d'altération de la structure pédologique.

Néanmoins, il demeure essentiel de maintenir un suivi régulier de ces paramètres pour détecter d'éventuelles dégradations qualitatives liées aux modifications des pratiques agricoles, particulièrement dans les zones connaissant une intensification de l'irrigation.

V.4.3. Aptitude basée sur les approches graphiques

V.4.3.1. Diagramme de Richards

L'évaluation graphique de la qualité hydrique pour l'usage agricole s'appuie sur la méthodologie développée par Richards en 1954 (Figure V.9). Cette approche visuelle combine deux paramètres fondamentaux : le taux d'adsorption sodique et la conductivité électrique, permettant d'établir une classification hiérarchique des risques liés à la salinisation et à l'alcalinisation des sols.

Le système de notation s'articule autour de quatre niveaux de dangerosité croissante, allant des eaux de premier choix (C1-S1) aux eaux fortement problématiques (C4-S4). Les deux premières catégories autorisent une utilisation directe sans conditionnement préalable, tandis que les niveaux supérieurs exigent des traitements correctifs pour prévenir la dégradation pédologique et phytosanitaire [216].

L'analyse des prélèvements effectués révèle une diversité qualitative notable avec sept classifications distinctes (Figure V.9). L'échantillon PZ9 présente des caractéristiques optimales (C2S1) permettant l'irrigation de végétaux à sensibilité saline modérée. Le point PZ5 (C3S1) convient aux cultures halophytes sur substrats perméables, nécessitant toutefois une vigilance continue des paramètres salins.

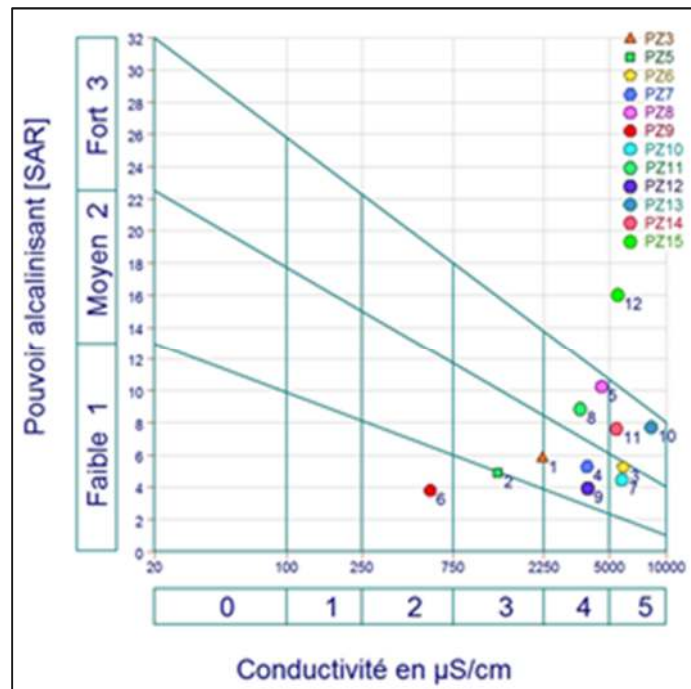


Figure V. 9: Diagramme de Richards des échantillons étudiés

Cinq échantillons (PZ3, PZ6, PZ7, PZ11, PZ12) relèvent de la catégorie C4S2, autorisant uniquement la culture d'espèces halotolérantes sur terrains bien drainés. Quatre points (PZ8, PZ10, PZ13, PZ14) affichent des qualités dégradées (C4S3) limitant sérieusement leur potentiel agricole. L'échantillon PZ15 présente les caractéristiques les plus défavorables (C4S4), excluant tout usage irrigué. Cette stratification qualitative souligne l'hétérogénéité hydrogéochimique du territoire et ses conséquences directes sur les stratégies d'aménagement agricole régional.

V.4.3.2. Diagramme de Wilcox

La méthodologie graphique développée par Wilcox en 1955 (Fig. V.10) constitue un référentiel reconnu pour l'évaluation de la compatibilité hydrique avec les pratiques irriguées. Cette approche analytique croise le taux sodique relatif avec les mesures de conductivité électrique, deux indicateurs dont l'élévation compromet significativement le développement végétal par altération des propriétés physico-chimiques du substrat pédologique.

Le système classificatoire s'organise selon une échelle pentapartite progressive : eaux d'excellence à qualité satisfaisante (Classe I), eaux satisfaisantes à acceptables (Classe II), eaux

acceptables à problématiques (Classe III), eaux problématiques à inadéquates (Classe IV), et eaux totalement inadéquates (Classe V) [217].

L'application de cette grille d'analyse aux prélèvements locaux révèle une répartition qualitative préoccupante. Seul l'échantillon PZ9 (8% du corpus) atteint le niveau d'excellence, tandis que PZ5 (8%) se maintient dans les limites acceptables et PZ3 (8%) présente des caractéristiques dégradées. La fraction majoritaire (75%) affiche des propriétés qualitatives déficientes, compromettant sérieusement leur valorisation agricole.

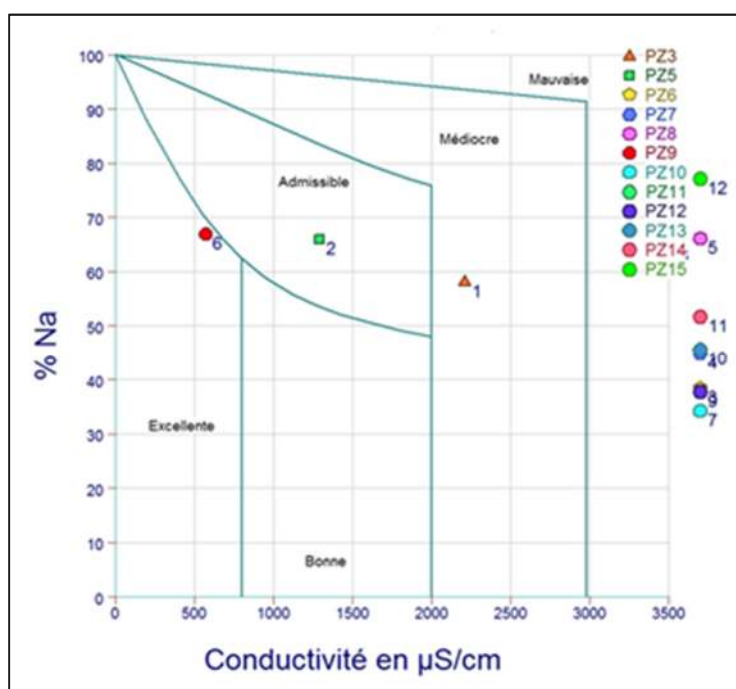


Figure V. 10: Diagramme de Wilcox des échantillons étudiés

Cette distribution défavorable traduit vraisemblablement l'influence conjointe de plusieurs facteurs limitants : concentration saline excessive, déséquilibre cationique sodique, et probables défaillances des systèmes de drainage régionaux. Ces constats soulignent les contraintes majeures pesant sur le potentiel irrigué du territoire étudié.

V.5. Conclusion

L'investigation menée sur le potentiel des eaux de la plaine alluviale du Moyen Chéiff pour des fins d'irrigation s'est appuyée sur une caractérisation physicochimique exhaustive complétée par l'application d'indicateurs qualitatifs normalisés. L'analyse territoriale fait

apparaître une hétérogénéité marquée : si les secteurs septentrionaux et centraux conservent des caractéristiques hydriques compatibles avec l'usage agricole, l'ensemble du corpus échantillonné témoigne d'une dégradation qualitative préoccupante, caractérisée par une salinisation et une sodisation excessives susceptibles de compromettre l'intégrité pédologique et les rendements cultureux.

La représentation cartographique met en lumière l'empreinte déterminante des activités humaines sur l'évolution géochimique des ressources hydriques souterraines, notamment par le biais des épandages fertilisants et de leur mobilisation par lessivage. La convergence observée entre les classifications graphiques (diagrammes de Richard et Wilcox) et la spatialisation des indices qualitatifs valide la robustesse méthodologique adoptée et confirme la zonation territoriale établie selon les critères d'aptitude irrigationnelle.

Ces constats plaident pour l'instauration d'un dispositif de surveillance pérenne, l'implémentation de pratiques agro-environnementales raisonnées, et le déploiement de mesures correctives adaptées aux spécificités locales. Cette approche intégrée s'avère indispensable pour préserver la viabilité à long terme du patrimoine hydrique souterrain et maintenir le potentiel productif de ce territoire agricole stratégique.

Conclusion Générale

Conclusion Générale

Dans un contexte marqué par la raréfaction des ressources hydriques, la croissance de la demande agricole et les impacts du changement climatique, la valorisation durable de toutes les ressources en eau disponibles devient impérative. Le cas de la plaine alluviale du Moyen Chéiff illustre parfaitement cette tension entre besoins agricoles intensifs et vulnérabilité des ressources en eau, en particulier les eaux souterraines exploitées à des fins d'irrigation.

Ce travail de recherche a eu pour objectif d'évaluer la qualité des eaux souterraines dans cette région, en mettant l'accent sur leur aptitude à l'irrigation, tout en examinant l'impact potentiel de la réutilisation des eaux usées traitées (REUT) sur la qualité des sols et des nappes. L'approche adoptée a combiné des analyses physico-chimiques approfondies, le calcul d'indices agronomiques normalisés (CE, SAR, RSC, SSP, etc.), l'exploitation d'outils statistiques multivariés (ACP, AHC), et la production de cartes de classification pour une spatialisation des résultats.

Les résultats analytiques révèlent que :

La conductivité électrique (CE), indicateur direct de salinité, présente des valeurs dépassant 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans certains échantillons, témoignant d'une salinité élevée à très élevée susceptible d'affecter la croissance des cultures sensibles.

Les valeurs du SAR (Sodium Adsorption Ratio) dépassent 10 dans plusieurs cas, indiquant un risque élevé de dispersion des argiles, qui peut altérer la perméabilité des sols.

Le RSC (Residual Sodium Carbonate) a également montré des valeurs supérieures à 2,5 meq/L dans certains points, impliquant un potentiel alcalinisant pouvant réduire la structure du sol.

La classification selon SSP a montré que plus de 35 % des échantillons présentent un excès en sodium, avec des effets défavorables sur la capacité d'infiltration et la croissance racinaire.

Toutefois, selon l'ensemble des critères combinés, environ 41 % des échantillons sont classés comme aptes à l'irrigation selon les normes de la FAO, bien que sous certaines précautions d'usage.

Les résultats de l'analyse multivariée confirment l'existence d'une variabilité spatiale significative de la qualité des eaux souterraines, liée à la fois à la lithologie des terrains

traversés, aux pratiques agricoles, et à la proximité de sources potentielles de pollution (notamment la station d'épuration et les zones irriguées par REUT).

La réutilisation des eaux usées traitées, bien qu'offrant une réponse pertinente à la pénurie hydrique, reste un facteur à surveiller en raison des charges salines et sodiques résiduelles qu'elles peuvent contenir. En l'absence de suivi régulier, l'usage non encadré de ces eaux peut aggraver la dégradation chimique des sols et accélérer la pollution des nappes phréatiques peu profondes.

Ce travail met en lumière l'importance :

- d'un contrôle régulier de la qualité des eaux utilisées en irrigation,
- de la mise en œuvre de pratiques agricoles adaptées (rotation des cultures, drainage, amendement),
- et d'une intégration raisonnée de la REUT dans les politiques hydriques locales.
- Il souligne également la pertinence de mobiliser des outils de modélisation pour mieux comprendre les dynamiques hydrochimiques complexes et guider les prises de décision.

Références Bibliographiques

Références Bibliographiques

- [1] M. Kefi et C. Dridi, « Impact of water shortage and climate change on peri-urban agriculture in Tunisia », in *Urban Water Ecosystems in Africa and Asia*, 1^{re} éd., London: Routledge, 2024, p. 52-67. doi: 10.4324/9781003437833-4.
- [2] Y. Wang, F. Meng, et M. Luo, « Quantitative assessment of the dynamics and attribution of arable land water scarcity for arid and semiarid areas based on water footprint framework: the Inner Mongolia case », *Water Supply*, vol. 22, n° 1, p. 391-408, janv. 2022, doi: 10.2166/ws.2021.263.
- [3] K. Belhassan, H. Rasouli, et A. Vaseashta, « Water Scarcity Best Practices and Innovation Pathways: Case Study of North Africa », in *Advances in Environmental Engineering and Green Technologies*, A. Vaseashta, G. Duca, et S. Travin, Éd., IGI Global, 2022, p. 530-555. doi: 10.4018/978-1-7998-7356-3.ch023.
- [4] K. Ram Mahala, « Impact of Water Pollution on Human Health and Environment and Its Remedial Techniques: A Review », *Int J Res Rev*, vol. 11, n° 12, p. 674-683, févr. 2025, doi: 10.52403/ijrr.20241274.
- [5] S. E. Haque, F. S. Snigdho, et N. Tasneem, « Water sustainability: a review of advances in water quality management technologies », in *Computational Automation for Water Security*, Elsevier, 2025, p. 195-214. doi: 10.1016/B978-0-443-33321-7.00018-4.
- [6] N. Dörfliiger et J. Perrin, « Ressources en eau : une gestion nécessairement locale dans une approche globale », *Geosciences*, n° 13, p. 94-101, 2011.
- [7] F. Lasserre, « Les enjeux politiques de l'eau : au-delà du cliché des conflits, la question de la gouvernance », in *Les territoires de l'eau*, Fondation François Schneider/Musée du Quai Branly., Paris, 2021.
- [8] H. Tabari, « Climate change impact on flood and extreme precipitation increases with water availability », *Sci Rep*, vol. 10, n° 1, p. 13768, août 2020, doi: 10.1038/s41598-020-70816-2.
- [9] J. K. Sial, S. Mahmood, Z. Kılıç, M. M. Saeed, M. Iqbal, et H. A. Rehman, « Water Pollution from Agriculture and Industry », *IJCET*, vol. 12, n° 03, juin 2022, doi: 10.14741/ijcet/v.12.3.8.
- [10] N. E. Peters, M. Meybeck, et D. V. Chapman, « Effects of Human Activities on Water Quality », in *Encyclopedia of Hydrological Sciences*, 1^{re} éd., M. G. Anderson et J. J. McDonnell, Éd., Wiley, 2005. doi: 10.1002/0470848944.hsa096.
- [11] F. Lasserre, « « Guerres de l'eau : mythe ou réalité ? », *La GéoGraphie, Revue de la Société de géographie de Paris*, vol. 1531, n° 4, oct. 2008.
- [12] H. Ritchie et M. Roser, « Water Use and Stress », *Our World in Data*, juill. 2018, Consulté le: 27 mars 2025. [En ligne]. Disponible sur: <https://ourworldindata.org/water-use-stress>
- [13] FAO, « Usages de l'eau », AQUASTAT - Système d'information mondial de la FAO sur l'eau et l'agriculture. Consulté le: 27 mars 2025. [En ligne]. Disponible sur: https://www.fao.org/aquastat/fr/overview/methodology/water-use?utm_source=chatgpt.com

- [14] T. Khokhar, « Graphique : 70 % de l'eau douce est utilisée pour l'agriculture », Blogs de la Banque mondiale. Consulté le: 27 mars 2025. [En ligne]. Disponible sur: <https://blogs.worldbank.org/fr/opendata/graphique-70-de-l-eau-douce-est-utilisee-pour-l-agriculture>
- [15] A. Singh, « Soil salinization management for sustainable development: A review », *Journal of Environmental Management*, vol. 277, p. 111383, janv. 2021, doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111383.
- [16] P. L. Pingali, « Green Revolution: Impacts, limits, and the path ahead », *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, vol. 109, n° 31, p. 12302-12308, juill. 2012, doi: 10.1073/pnas.0912953109.
- [17] E. Nkonya, A. Mirzabaev, et J. Von Braun, Éd., *Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development*. Cham: Springer International Publishing, 2016. doi: 10.1007/978-3-319-19168-3.
- [18] J. Jägermeyr, D. Gerten, J. Heinke, S. Schaphoff, M. Kummu, et W. Lucht, « Water savings potentials of irrigation systems: global simulation of processes and linkages », *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, vol. 19, n° 7, p. 3073-3091, juill. 2015, doi: 10.5194/hess-19-3073-2015.
- [19] C. Perry, « Efficient irrigation; inefficient communication; flawed recommendations », *Irrigation and Drainage*, vol. 56, n° 4, p. 367-378, oct. 2007, doi: 10.1002/ird.323.
- [20] A.-I. M. Sema, K. N. Segbeyeaya, et G. Baba, « Impact du rejet des eaux usées industrielles sur la qualité physico-chimique des eaux urbaines : cas du ruisseau Kpiyimboua de la ville Kara », *Afrique Science*, vol. 15, n° 6, p. 116-129, 2019.
- [21] K. S. Abahi, H. H. Akodogbo, R. R. T. Gouton, A. S. D. Darius Adje, P. M. Gnohossou, et C. Piscart, « Evaluation de l'Effet des Eaux Usées Industrielles sur la Qualité de l'Eau de la Rivière Klou au Centre du Bénin », *ESJ*, vol. 19, n° 3, p. 148, janv. 2023, doi: 10.19044/esj.2023.v19n3p148.
- [22] S. Evens, « A complicated way of boiling water: nuclear safety in water history », *Water Hist*, vol. 12, n° 3, p. 331-344, sept. 2020, doi: 10.1007/s12685-020-00258-0.
- [23] P. Suganya, G. Swaminathan, B. Anoop, G. V. R. R. S. G. Siva Prasad, et J. Nagarajan, « Assessing the factors affecting the water chemistry parameters in the auxiliary water system of a nuclear power plant », *SN Appl. Sci.*, vol. 2, n° 11, p. 1889, nov. 2020, doi: 10.1007/s42452-020-03693-z.
- [24] T. A. Worthington, P. J. Shaw, J. R. Daffern, et T. E. L. Langford, « The effects of a thermal discharge on the macroinvertebrate community of a large British river: implications for climate change », *Hydrobiologia*, vol. 753, n° 1, p. 81-95, juill. 2015, doi: 10.1007/s10750-015-2197-1.
- [25] J. Baudart et N. Paniel, « Sources et devenir des micro-organismes pathogènes dans les environnements aquatiques », *Revue Francophone des Laboratoires*, vol. 2014, n° 459, p. 29-39, févr. 2014, doi: 10.1016/S1773-035X(14)72362-7.
- [26] D. Blanchon et A. Boissière, « Prélèvements et consommation (IV) : l'eau domestique », *Atlas*, p. 40-41, 2022.
- [27] H. M. Halli, V. Hatti, G. Gupta, M. Raghavendra, M. P. Meena, et R. Gouda, « Scientific

- approaches for water resources management in developing countries », in *Current Directions in Water Scarcity Research*, vol. 6, Elsevier, 2022, p. 129-147. doi: 10.1016/B978-0-323-91838-1.00017-8.
- [28] K. Vairavamoorthy, S. D. Gorantiwar, et A. Pathirana, « Managing urban water supplies in developing countries – Climate change and water scarcity scenarios », *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, vol. 33, n° 5, p. 330-339, 2008, doi: 10.1016/j.pce.2008.02.008.
- [29] J. Mundonde et P. L. Makoni, « Public private partnerships and water and sanitation infrastructure development in Zimbabwe: what determines financing? », *Environ Syst Res*, vol. 12, n° 1, p. 14, avr. 2023, doi: 10.1186/s40068-023-00295-7.
- [30] F. H. Chapelle, P. M. Bradley, P. B. McMahon, et B. D. Lindsey, « What Does “Water Quality” Mean? », *Groundwater*, vol. 47, n° 6, p. 752-754, nov. 2009, doi: 10.1111/j.1745-6584.2009.00569.x.
- [31] P. Levallois, « Eau potable et santé publique : défis actuels et futurs », *rseau*, vol. 19, n° 2, p. 127-135, juin 2006, doi: 10.7202/013046ar.
- [32] B. Barraqué, « Normes et choix techniques dans le domaine de l'eau », in *Eaux pour la ville eaux des villes : Eugène Belgrand XIXe-XXIe siècles*, J.-C. D. et I. Gautheron, Éd., Presses des Ponts, 2013, p. 324-339. [En ligne]. Disponible sur: <https://enpc.hal.science/hal-00807862>
- [33] J. Rodier, B. Legube, et N. Merlet, *L'analyse de l'eau: contrôle et interprétation*, 10e éd. entièrement mise à jour. Malakoff: Dunod, 2016.
- [34] R. Roy, « An Introduction to water quality analysis », *ESSENCE Int. J. Env. Rehab. Conserv*, p. 94-100, déc. 2018, doi: 10.31786/09756272.18.9.2.214.
- [35] N. Hassan Omer, « Water Quality Parameters », in *Water Quality - Science, Assessments and Policy*, K. Summers, Éd., IntechOpen, 2020. doi: 10.5772/intechopen.89657.
- [36] Organisation mondiale de la Santé, *Directives sur la qualité de l'eau de boisson*, 4e éd., Intégrant le premier additif. Genève: Organisation mondiale de la Santé, 2017. Consulté le: 14 avril 2025. [En ligne]. Disponible sur: <https://iris.who.int/handle/10665/258887>
- [37] H. M. Saleh et A. I. Hassan, « Water Quality Standards », in *Applied Water Science Volume 1*, 1^{re} éd., Inamuddin, M. I. Ahamed, R. Boddula, et T. A. Rangreez, Éd., Wiley, 2021, p. 441-468. doi: 10.1002/9781119725237.ch17.
- [38] D. A. Cluis, Y. Lefebvre, et C. Laberge, « Indice de qualité de l'eau permettant le suivi environnemental et la mesure des impacts locaux », *Can. J. Civ. Eng.*, vol. 15, n° 3, p. 323-333, juin 1988, doi: 10.1139/188-048.
- [39] R. Craig Gordon, « History of Water Quality Regulations 1800 -Present », présenté à Canadian Ecotoxicity Workshop, Saskatoon. Canada, oct. 2015.
- [40] P. L. Gurian et J. A. Tarr, « The origin of federal drinking water quality standards », *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Engineering History and Heritage*, vol. 164, n° 1, p. 17-26, févr. 2011, doi: 10.1680/ehah.9.00009.
- [41] P. Zhao, M. Ma, Y. Hu, W. Wu, et J. Xiao, « Comparison of international standards for irrigation with reclaimed water », *Agricultural Water Management*, vol. 274, p. 107974, déc. 2022, doi: 10.1016/j.agwat.2022.107974.

- [42] S. Olmstead et J. Zheng, « Water Pollution Control in Developing Countries: Policy Instruments and Empirical Evidence », *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 15, n° 2, p. 261-280, juin 2021, doi: 10.1086/715645.
- [43] E. Fernandez Escalante, J. D. Henao Casas, A. M. Vidal Medeiros, et J. S. S. S. San Sebastián Sauto, « Regulations and guidelines on water quality requirements for Managed Aquifer Recharge. International comparison », *AS-ITJGW*, juin 2020, doi: 10.7343/as-2020-462.
- [44] CIEau, « Quelles normes de qualité pour l'eau potable ? | Centre d'information sur l'eau ». Consulté le: 1 avril 2025. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.cieau.com/leau-et-votre-sante/qualite-de-leau/quelles-normes-de-qualite-pour-leau-potable/>
- [45] W. B. Ashie, J. Awewomom, E. N. Y. O. Ettey, F. Opoku, et O. Akoto, « Assessment of irrigation water quality for vegetable farming in peri-urban Kumasi », *Heliyon*, vol. 10, n° 3, p. e24913, févr. 2024, doi: 10.1016/j.heliyon.2024.e24913.
- [46] Md. S. Islam, « Industrial Water Quality », in *Hydrogeochemical Evaluation and Groundwater Quality*, Cham: Springer Nature Switzerland, 2023, p. 281-299. doi: 10.1007/978-3-031-44304-6_8.
- [47] M. M. M. Mostari, F. E. Madani, H. S. Ali, O. E. Hachemi, S. Abdellaoui, et A. Chafi, « Evaluation physico-chimique de la qualité de l'eau de la lagune de Nador - Nord du Maroc oriental – après l'ouverture de la nouvelle passe Physico-chemical assessment of the Nador lagoon's water quality – North of the Eastern Morocco – after the opening of the new inlet », *Journal of Materials and Environmental Sciences*, vol. 7, n° 12, p. 4795-4809, 2016.
- [48] M. Lahlou, M. Badraoui, B. Souidi, A. Goumari, et D. Tessier, « Modélisation de l'impact de l'irrigation sur le devenir salin et sodique des sols », présenté à Actes de l'atelier du PCSI, Montpellier, France, 28 mai 2002.
- [49] USSL Salinity Laboratory, « Diagnosis and improvement of saline and alkali soils », US Department of Agriculture, 60, 1954.
- [50] D. L. Corwin et S. A. Bradford, « Environmental Impacts and Sustainability of Degraded Water Reuse », *J of Env Quality*, vol. 37, n° S5, sept. 2008, doi: 10.2134/jeq2008.0210.
- [51] R. S. Ayers et D. W. Westcot, *Water quality for agriculture*. in FAO irrigation and drainage paper, no. 29, rev. 1. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1985.
- [52] J. D. Rhoades, A. Kandiah, A. M. Mashali, et J. D. Rhoades, *The use of saline waters for crop production*. in FAO irrigation and drainage paper, no. 48. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1992.
- [53] S. R. Grattan et C. M. Grieve, « Salinity–mineral nutrient relations in horticultural crops », *Scientia Horticulturae*, vol. 78, n° 1-4, p. 127-157, nov. 1998, doi: 10.1016/S0304-4238(98)00192-7.
- [54] M. Qadir *et al.*, « Economics of salt-induced land degradation and restoration », *Natural Resources Forum*, vol. 38, n° 4, p. 282-295, nov. 2014, doi: 10.1111/1477-8947.12054.
- [55] J. Letey *et al.*, « Evaluation of soil salinity leaching requirement guidelines »,

- Agricultural Water Management*, vol. 98, n° 4, p. 502-506, févr. 2011, doi: 10.1016/j.agwat.2010.08.009.
- [56] G. J. Hoffman, T. A. Howell, et K. H. Solomon, Éd., *Management of farm irrigation systems*, 2. print. in ASAE monograph, no. 9. St. Joseph, MI: American Society of Agricultural Engineers, 1992.
- [57] P. S. Minhas, T. B. Ramos, A. Ben-Gal, et L. S. Pereira, « Coping with salinity in irrigated agriculture: Crop evapotranspiration and water management issues », *Agricultural Water Management*, vol. 227, p. 105832, janv. 2020, doi: 10.1016/j.agwat.2019.105832.
- [58] F. Ghassemi, A. J. Jakeman, et H. A. Nix, *Salinisation of land and water resources: human causes, extent, management and case studies*, 1. publ. Wallingford: CAB International [u.a.], 1995.
- [59] I. N. Daliakopoulos *et al.*, « The threat of soil salinity: A European scale review », *Science of The Total Environment*, vol. 573, p. 727-739, déc. 2016, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.08.177.
- [60] A. Hassani, A. Azapagic, et N. Shokri, « Global predictions of primary soil salinization under changing climate in the 21st century », *Nat Commun*, vol. 12, n° 1, p. 6663, nov. 2021, doi: 10.1038/s41467-021-26907-3.
- [61] N. Shokri, A. Hassani, et M. Sahimi, « Multi-Scale Soil Salinization Dynamics From Global to Pore Scale: A Review », *Reviews of Geophysics*, vol. 62, n° 4, p. e2023RG000804, déc. 2024, doi: 10.1029/2023RG000804.
- [62] T. Gorji, A. Yildirim, N. Hamzehpour, A. Tanik, et E. Sertel, « Soil salinity analysis of Urmia Lake Basin using Landsat-8 OLI and Sentinel-2A based spectral indices and electrical conductivity measurements », *Ecological Indicators*, vol. 112, p. 106173, mai 2020, doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106173.
- [63] G. J. Levy et I. Shainberg, « SODIC SOILS », in *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier, 2005, p. 504-513. doi: 10.1016/B0-12-348530-4/00218-6.
- [64] L. A. Richards, « Diagnosis and improvement of saline and alkali soils », United States Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 60., 1954.
- [65] I. Shainberg et J. Letey, « Response of soils to sodic and saline conditions », *Hilg*, vol. 52, n° 2, p. 1-57, janv. 1984, doi: 10.3733/hilg.v52n02p057.
- [66] R. Munns et M. Tester, « Mechanisms of Salinity Tolerance », *Annu. Rev. Plant Biol.*, vol. 59, n° 1, p. 651-681, juin 2008, doi: 10.1146/annurev.arplant.59.032607.092911.
- [67] C.-F. Wang, G.-L. Han, Z.-R. Yang, Y.-X. Li, et B.-S. Wang, « Plant Salinity Sensors: Current Understanding and Future Directions », *Front. Plant Sci.*, vol. 13, p. 859224, avr. 2022, doi: 10.3389/fpls.2022.859224.
- [68] G. V. Subbarao, O. Ito, W. L. Berry, et R. M. Wheeler, « Sodium—A Functional Plant Nutrient », *Critical Reviews in Plant Sciences*, vol. 22, n° 5, p. 391-416, sept. 2003, doi: 10.1080/07352680390243495.
- [69] C.-M. Geilfus, « Chloride: from Nutrient to Toxicant », *Plant and Cell Physiology*, vol. 59, n° 5, p. 877-886, mai 2018, doi: 10.1093/pcp/pcy071.

- [70] M. Brdar-Jokanović, « Boron Toxicity and Deficiency in Agricultural Plants », *IJMS*, vol. 21, n° 4, p. 1424, févr. 2020, doi: 10.3390/ijms21041424.
- [71] M. Rékási *et al.*, « Effect of the Boron Concentration in Irrigation Water on the Elemental Composition of Edible Parts of Tomato, Green Bean, Potato, and Cabbage Grown on Soils With Different Textures », *Front. Plant Sci.*, vol. 12, p. 658892, juin 2021, doi: 10.3389/fpls.2021.658892.
- [72] M. P. Princi *et al.*, « Boron Toxicity and Tolerance in Plants », in *Plant Metal Interaction*, Elsevier, 2016, p. 115-147. doi: 10.1016/B978-0-12-803158-2.00005-9.
- [73] F. Behtash, F. Mogheri, A. Aghaee, H. Seyed Hajizadeh, et O. Kaya, « Role of silicon in alleviating boron toxicity and enhancing growth and physiological traits in hydroponically cultivated Zea mays var. Merit », *BMC Plant Biol*, vol. 24, n° 1, p. 550, juin 2024, doi: 10.1186/s12870-024-05275-2.
- [74] G. Kaya, « Boron toxicity affects plant growth by destroying the cell membrane stability and micronutrient balance in melon », *Sci Rep*, vol. 15, n° 1, p. 17126, mai 2025, doi: 10.1038/s41598-025-02136-2.
- [75] V. Römheld et E. A. Kirkby, « Research on potassium in agriculture: needs and prospects », *Plant Soil*, vol. 335, n° 1-2, p. 155-180, oct. 2010, doi: 10.1007/s11104-010-0520-1.
- [76] C. Zörb, M. Senbayram, et E. Peiter, « Potassium in agriculture – Status and perspectives », *Journal of Plant Physiology*, vol. 171, n° 9, p. 656-669, mai 2014, doi: 10.1016/j.jplph.2013.08.008.
- [77] S. Hussain *et al.*, « Effects of salt stress on rice growth, development characteristics, and the regulating ways: A review », *Journal of Integrative Agriculture*, vol. 16, n° 11, p. 2357-2374, nov. 2017, doi: 10.1016/S2095-3119(16)61608-8.
- [78] A. Angelakis et S. Snyder, « Wastewater Treatment and Reuse: Past, Present, and Future », *Water*, vol. 7, n° 9, p. 4887-4895, sept. 2015, doi: 10.3390/w7094887.
- [79] UN-Water, *Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2021: la valeur de l'eau*. Paris: UNESCO, 2021.
- [80] A. Kontas, F. Kucuksezgin, O. Altay, et E. Uluturhan, « Monitoring of eutrophication and nutrient limitation in the Izmir Bay (Turkey) before and after Wastewater Treatment Plant », *Environment International*, vol. 29, n° 8, p. 1057-1062, févr. 2004, doi: 10.1016/S0160-4120(03)00098-9.
- [81] J. Lahnsteiner, T. Honer, L. Ashipala, K. Nikodemus, Y. Poussade, et P. Van Rensburg, « Windhoek/Goreangab Direct Potable Water Reuse, Case Study Namibia », in *Handbook of Water and Used Water Purification*, J. Lahnsteiner, Éd., Cham: Springer International Publishing, 2024, p. 1301-1318. doi: 10.1007/978-3-319-78000-9_170.
- [82] K. Obaideen, N. Shehata, E. T. Sayed, M. A. Abdelkareem, M. S. Mahmoud, et A. G. Olabi, « The role of wastewater treatment in achieving sustainable development goals (SDGs) and sustainability guideline », *Energy Nexus*, vol. 7, p. 100112, sept. 2022, doi: 10.1016/j.nexus.2022.100112.
- [83] C. Ramirez, Y. Almulla, et F. Fuso Nerini, « Reusing wastewater for agricultural irrigation: a water-energy-food Nexus assessment in the North Western Sahara Aquifer

- System », *Environ. Res. Lett.*, vol. 16, n° 4, p. 044052, avr. 2021, doi: 10.1088/1748-9326/abe780.
- [84] R. Bhoje et A. K. Ghosh, « Overview of water treatment technologies for preparation of drinking water », in *Sustainable Technologies for Remediation of Emerging Pollutants from Aqueous Environment*, Elsevier, 2024, p. 431-453. doi: 10.1016/B978-0-443-18618-9.00006-1.
- [85] D. Ghernaout, « Increasing Trends Towards Drinking Water Reclamation from Treated Wastewater », *WJAC*, vol. 3, n° 1, p. 1, 2018, doi: 10.11648/j.wjac.20180301.11.
- [86] D. Ghernaout et N. Elboughdiri, « Upgrading Wastewater Treatment Plant to Obtain Drinking Water », *OALib*, vol. 06, n° 12, p. 1-14, 2019, doi: 10.4236/oalib.1105959.
- [87] J. A. Silva, « Water Supply and Wastewater Treatment and Reuse in Future Cities: A Systematic Literature Review », *Water*, vol. 15, n° 17, p. 3064, août 2023, doi: 10.3390/w15173064.
- [88] A. A. Yaqoob, T. Parveen, K. Umar, et M. N. Mohamad Ibrahim, « Role of Nanomaterials in the Treatment of Wastewater: A Review », *Water*, vol. 12, n° 2, p. 495, févr. 2020, doi: 10.3390/w12020495.
- [89] IPEMED, « Réutilisation des eaux usées traitées en Méditerranée et impacts sur les territoires », 19, mars 2018.
- [90] X. C. Wang, « Safe water reuse through a quasi-natural water cycle », *Journal of Water Reuse and Desalination*, vol. 12, n° 3, p. 366-372, sept. 2022, doi: 10.2166/wrd.2022.039.
- [91] A. Abou-Shady, M. S. Siddique, et W. Yu, « A Critical Review of Recent Progress in Global Water Reuse during 2019–2021 and Perspectives to Overcome Future Water Crisis », *Environments*, vol. 10, n° 9, p. 159, sept. 2023, doi: 10.3390/environments10090159.
- [92] A. N. Angelakis, T. Asano, A. Bahri, B. E. Jimenez, et G. Tchobanoglous, « Water Reuse: From Ancient to Modern Times and the Future », *Front. Environ. Sci.*, vol. 6, p. 26, mai 2018, doi: 10.3389/fenvs.2018.00026.
- [93] G. Lofrano et J. Brown, « Wastewater management through the ages: A history of mankind », *Science of The Total Environment*, vol. 408, n° 22, p. 5254-5264, oct. 2010, doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.07.062.
- [94] T. Asano, Éd., *Water reuse: issues, technologies, and applications*. New York: McGraw-Hill, 2007.
- [95] D. G. Rao, Éd., *Wastewater treatment: advanced processes and technologies*. Boca Raton, FL: Taylor & Francis, 2013.
- [96] E. R. Jones, M. T. H. Van Vliet, M. Qadir, et M. F. P. Bierkens, « Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse », *Earth Syst. Sci. Data*, vol. 13, n° 2, p. 237-254, févr. 2021, doi: 10.5194/essd-13-237-2021.
- [97] M. Qadir *et al.*, « Global and regional potential of wastewater as a water, nutrient and energy source », *Natural Resources Forum*, vol. 44, n° 1, p. 40-51, févr. 2020, doi: 10.1111/1477-8947.12187.

- [98] A. Christou *et al.*, « Sustainable wastewater reuse for agriculture », *Nat Rev Earth Environ*, vol. 5, n° 7, p. 504-521, juin 2024, doi: 10.1038/s43017-024-00560-y.
- [99] T. Sato, M. Qadir, S. Yamamoto, T. Endo, et A. Zahoor, « Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use », *Agricultural Water Management*, vol. 130, p. 1-13, déc. 2013, doi: 10.1016/j.agwat.2013.08.007.
- [100] F. Pedrero, I. Kalavrouziotis, J. J. Alarcón, P. Koukoulakis, et T. Asano, « Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture—Review of some practices in Spain and Greece », *Agricultural Water Management*, vol. 97, n° 9, p. 1233-1241, sept. 2010, doi: 10.1016/j.agwat.2010.03.003.
- [101] A. J. Hamilton, F. Stagnitti, X. Xiong, S. L. Kreidl, K. K. Benke, et P. Maher, « Wastewater Irrigation: The State of Play », *Vadose Zone Journal*, vol. 6, n° 4, p. 823-840, nov. 2007, doi: 10.2136/vzj2007.0026.
- [102] Z. Muyen, G. A. Moore, et R. J. Wrigley, « Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia », *Agricultural Water Management*, vol. 99, n° 1, p. 33-41, nov. 2011, doi: 10.1016/j.agwat.2011.07.021.
- [103] B. Jimenez et T. Asano, « Water Reuse: An International Survey of current practice, issues and needs », *Water Intelligence Online*, vol. 7, n° 0, p. 9781780401881-9781780401881, déc. 2015, doi: 10.2166/9781780401881.
- [104] M. A. Shannon, P. W. Bohn, M. Elimelech, J. G. Georgiadis, B. J. Mariñas, et A. M. Mayes, « Science and technology for water purification in the coming decades », *Nature*, vol. 452, n° 7185, p. 301-310, mars 2008, doi: 10.1038/nature06599.
- [105] M. I. Hussain, A. Muscolo, M. Farooq, et W. Ahmad, « Sustainable use and management of non-conventional water resources for rehabilitation of marginal lands in arid and semiarid environments », *Agricultural Water Management*, vol. 221, p. 462-476, juill. 2019, doi: 10.1016/j.agwat.2019.04.014.
- [106] N. V. Paranychianakis, M. Salgot, S. A. Snyder, et A. N. Angelakis, « Water Reuse in EU States: Necessity for Uniform Criteria to Mitigate Human and Environmental Risks », *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 45, n° 13, p. 1409-1468, juill. 2015, doi: 10.1080/10643389.2014.955629.
- [107] P. Dillon *et al.*, « Sixty years of global progress in managed aquifer recharge », *Hydrogeol J*, vol. 27, n° 1, p. 1-30, févr. 2019, doi: 10.1007/s10040-018-1841-z.
- [108] H. Bouwer, « Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering », *Hydrogeology Journal*, vol. 10, n° 1, p. 121-142, févr. 2002, doi: 10.1007/s10040-001-0182-4.
- [109] R. Maliva et T. Missimer, *Arid Lands Water Evaluation and Management*. in Environmental Science and Engineering. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2012. doi: 10.1007/978-3-642-29104-3.
- [110] C. Rodriguez *et al.*, « Indirect Potable Reuse: A Sustainable Water Supply Alternative », *IJERPH*, vol. 6, n° 3, p. 1174-1203, mars 2009, doi: 10.3390/ijerph6031174.
- [111] R. David et G. Pyne, *Groundwater Recharge and Wells: A Guide to Aquifer Storage Recovery*, 1^{re} éd. CRC Press, 2017. doi: 10.1201/9780203719718.
- [112] H. L. Leverenz, G. Tchobanoglous, et T. Asano, « Direct potable reuse: a future

- imperative », *Journal of Water Reuse and Desalination*, vol. 1, n° 1, p. 2-10, mars 2011, doi: 10.2166/wrd.2011.000.
- [113] J. E. Drewes, M. Reinhard, et P. Fox, « Comparing microfiltration-reverse osmosis and soil-aquifer treatment for indirect potable reuse of water », *Water Research*, vol. 37, n° 15, p. 3612-3621, sept. 2003, doi: 10.1016/S0043-1354(03)00230-6.
- [114] P. Van Rensburg, « Overcoming global water reuse barriers: the Windhoek experience », *International Journal of Water Resources Development*, vol. 32, n° 4, p. 622-636, juill. 2016, doi: 10.1080/07900627.2015.1129319.
- [115] F. Hernández-Sancho, B. Lamizana-Diallo, J. Mateo-Sagasta, et M. Qadir, *Economic valuation of wastewater: the cost of action and the cost of no action*. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme, 2015.
- [116] C. Tortajada, « Water Management in Singapore », *International Journal of Water Resources Development*, vol. 22, n° 2, p. 227-240, juin 2006, doi: 10.1080/07900620600691944.
- [117] WHO, « Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. 2: Wastewater use in agriculture », 2006.
- [118] J. S. Marks, « Taking the public seriously: the case of potable and non potable reuse », *Desalination*, vol. 187, n° 1-3, p. 137-147, févr. 2006, doi: 10.1016/j.desal.2005.04.074.
- [119] B. M. Pecson *et al.*, « Reliability of pathogen control in direct potable reuse: Performance evaluation and QMRA of a full-scale 1 MGD advanced treatment train », *Water Research*, vol. 122, p. 258-268, oct. 2017, doi: 10.1016/j.watres.2017.06.014.
- [120] Y. Bai *et al.*, « Long-term performance and economic evaluation of full-scale MF and RO process – A case study of the changi NEWater Project Phase 2 in Singapore », *Water Cycle*, vol. 1, p. 128-135, 2020, doi: 10.1016/j.watcyc.2020.09.001.
- [121] D. Gerrity, B. Pecson, R. S. Trussell, et R. R. Trussell, « Potable reuse treatment trains throughout the world », *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, vol. 62, n° 6, p. 321-338, sept. 2013, doi: 10.2166/aqua.2013.041.
- [122] E. Steinle-Darling et M. Reinhard, « Nanofiltration for Trace Organic Contaminant Removal: Structure, Solution, and Membrane Fouling Effects on the Rejection of Perfluorochemicals », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 42, n° 14, p. 5292-5297, juill. 2008, doi: 10.1021/es703207s.
- [123] E. Steinle-Darling, « The Many Faces of DPR in Texas », *Journal AWWA*, vol. 107, n° 3, p. 16-20, mars 2015, doi: 10.5942/jawwa.2015.107.0050.
- [124] B. M. Pecson *et al.*, « Reliability of pathogen control in direct potable reuse: Performance evaluation and QMRA of a full-scale 1 MGD advanced treatment train », *Water Research*, vol. 122, p. 258-268, oct. 2017, doi: 10.1016/j.watres.2017.06.014.
- [125] R. S. Trussell, A. Salveson, S. A. Snyder, R. R. Trussell, D. Gerrity, et B. M. Pecson, « Potable reuse: State of the science report and equivalency criteria for treatment trains », WateReuse Research Foundation, 2012.
- [126] P. L. Du Pisani, « Direct reclamation of potable water at Windhoek's Goreangab reclamation plant », *Desalination*, vol. 188, n° 1-3, p. 79-88, févr. 2006, doi: 10.1016/j.desal.2005.04.104.

- [127] A. W. Olivieri *et al.*, « Evaluation of the feasibility of developing uniform water recycling criteria for direct potable reuse ». California State Water Resources Control Board, 2016.
- [128] D. L. Owen, « The Singapore water story », *International Journal of Water Resources Development*, vol. 29, n° 2, p. 290-293, juin 2013, doi: 10.1080/07900627.2013.795700.
- [129] B. J. Heyde *et al.*, « Transition from irrigation with untreated wastewater to treated wastewater and associated benefits and risks », *npj Clean Water*, vol. 8, n° 1, p. 6, janv. 2025, doi: 10.1038/s41545-025-00438-6.
- [130] E. Van Houtte et J. Verbauwheide, « Environmental benefits from water reuse combined with managed aquifer recharge in the Flemish dunes (Belgium) », *International Journal of Water Resources Development*, vol. 37, n° 6, p. 1027-1034, nov. 2021, doi: 10.1080/07900627.2020.1858035.
- [131] E. Van Houtte et J. Verbauwheide, « Long-time membrane experience at Torreele's water re-use facility in Belgium », *Desalination and Water Treatment*, vol. 51, n° 22-24, p. 4253-4262, juin 2013, doi: 10.1080/19443994.2013.769487.
- [132] T. M. Alslaibi, Y. Kishawi, et Z. Abunada, « Evaluating impacts of recharging partially treated wastewater on groundwater aquifer in semi-arid region by integration of monitoring program and GIS technique », *Environ Sci Pollut Res*, vol. 24, n° 15, p. 13674-13686, mai 2017, doi: 10.1007/s11356-017-8789-8.
- [133] M. El Heloui, R. Mimouni, et F. Hamadi, « Impact of treated wastewater on groundwater quality in the region of Tiznit (Morocco) », *Journal of Water Reuse and Desalination*, vol. 6, n° 3, p. 454-463, sept. 2016, doi: 10.2166/wrd.2015.061.
- [134] L. E. Hubbard *et al.*, « Understanding the hydrologic impacts of wastewater treatment plant discharge to shallow groundwater: before and after plant shutdown », *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, vol. 2, n° 5, p. 864-874, 2016, doi: 10.1039/C6EW00128A.
- [135] H. F. Abd-Elhamid, S. M. Abd-Elmoneem, G. M. Abdelaal, M. Zelenáková, Z. Vranayova, et I. Abd-Elaty, « Investigating and Managing the Impact of Using Untreated Wastewater for Irrigation on the Groundwater Quality in Arid and Semi-Arid Regions », *IJERPH*, vol. 18, n° 14, p. 7485, juill. 2021, doi: 10.3390/ijerph18147485.
- [136] A. Y. I. Ewida, M. Khalil, et A. Ammar, « Impact of Domestic Wastewater Treatment Plants on the Quality of Shallow Groundwater in Qalyubia, Egypt; Discrimination of Microbial Contamination Source Using BOX-PCR », *Egypt. J. Bot.*, vol. 61, n° 01, p. 127-139, 2021, doi: 10.21608/ejbo.2020.30986.1505.
- [137] H. Fathi et M. Al-Rawi, « GIS-BASED EVALUATION OF WATER QUALITY INDEX FOR GROUNDWATER RESOURCES NEARBY WASTEWATER TREATMENT PLANTS, EGYPT », *Pollution research*, vol. 37, n° 1, p. 105-116, 2018.
- [138] N. E. El Arabi et M. A. Dawoud, « Groundwater aquifer recharge with treated wastewater in Egypt: technical, environmental, economical and regulatory considerations », *Desalination and Water Treatment*, vol. 47, n° 1-3, p. 266-278, sept. 2012, doi: 10.1080/19443994.2012.696405.
- [139] M. Rahman, B. Rusteberg, M. Uddin, M. Saada, A. Rabi, et M. Sauter, « Impact Assessment and Multicriteria Decision Analysis of Alternative Managed Aquifer Recharge Strategies Based on Treated Wastewater in Northern Gaza », *Water*, vol. 6, n°

- 12, p. 3807-3827, déc. 2014, doi: 10.3390/w6123807.
- [140] K. Tshepo, N. T. Tafesse, R. T. Chaoka, B. F. Alemaw, et K. Laletsang, « Impacts of Treated Wastewater on the Surface Water and Groundwater Quality: A Case Study in North East Gaborone, Botswana », *Asian Review of Environmental and Earth Sciences*, vol. 4, n° 1, p. 36-45, 2017, doi: 10.20448/journal.506.2017.41.36.45.
- [141] M. Al Kuisi, T. Aljazzar, T. Rüde, et A. Margane, « Impact of the Use of Reclaimed Water on the Quality of Groundwater Resources in the Jordan Valley, Jordan », *CLEAN Soil Air Water*, vol. 36, n° 12, p. 1001-1014, déc. 2008, doi: 10.1002/clen.200700190.
- [142] J. Sun *et al.*, « Assessing and Managing Large-Scale Geochemical Impacts From Groundwater Replenishment With Highly Treated Reclaimed Wastewater », *Water Resources Research*, vol. 56, n° 11, p. e2020WR028066, nov. 2020, doi: 10.1029/2020WR028066.
- [143] W. H. Hassan *et al.*, « Effect of Artificial (Pond) Recharge on the Salinity and Groundwater Level in Al-Dibdibba Aquifer in Iraq Using Treated Wastewater », *Water*, vol. 15, n° 4, p. 695, févr. 2023, doi: 10.3390/w15040695.
- [144] F. El Ayni, S. Cherif, A. Jrad, et M. Trabelsi-Ayadi, « Impact of Treated Wastewater Reuse on Agriculture and Aquifer Recharge in a Coastal Area: Korba Case Study », *Water Resour Manage*, vol. 25, n° 9, p. 2251-2265, juill. 2011, doi: 10.1007/s11269-011-9805-2.
- [145] W. Gwenzi et R. Munondo, « Long-term impacts of pasture irrigation with treated sewage effluent on shallow groundwater quality », *Water Science and Technology*, vol. 58, n° 12, p. 2443-2452, déc. 2008, doi: 10.2166/wst.2008.583.
- [146] M. Abidi, Z. Ibn Ali, et M. Zariri, « Impact of treated wastewater irrigation on groundwater quality: case of a phreatic aquifer in a semi arid region », *Journal of Engineering Technology*, vol. 6, n° Special Issue on Technology Innovations and Applications, p. 297-310, oct. 2017.
- [147] A. M. El-Feky *et al.*, « Comprehensive environmental impact assessment and irrigation wastewater suitability of the Arab El-Madabegh wastewater treatment plant, ASSIUT CITY, EGYPT », *PLoS ONE*, vol. 19, n° 2, p. e0297556, févr. 2024, doi: 10.1371/journal.pone.0297556.
- [148] Z. El-Fakharany, « Environmental Impact Assessment of Artificial Recharge of Treated Wastewater on Groundwater Aquifer System. Case study: Abu Rawash, Egypt », *Journal of American Science*, vol. 9, n° 2, p. 309-315, 2013.
- [149] B. G. Katz, D. W. Griffin, et J. H. Davis, « Groundwater quality impacts from the land application of treated municipal wastewater in a large karstic spring basin: Chemical and microbiological indicators », *Science of The Total Environment*, vol. 407, n° 8, p. 2872-2886, avr. 2009, doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.01.022.
- [150] H. P. Shivaraju, « Impact Assessment of Sewage Discharge on Underground Water Qualities around Municipal Sewage Treatment Plant (Mysore City, India) », *International Journal of Research in Chemistry and Environment*, vol. 1, n° 2, p. 28-35, oct. 2011.
- [151] B. Khaouani, A. Hirche, et M. Salamani, « ECOLOGICAL DYNAMICS OF THE GREEN DAM BY REMOTE SENSING: THE CASE OF MOUDJBARA (DJELFA,

- CENTRAL ALGERIA) », *Ponte*, vol. 75, n° 4, 2019, doi: 10.21506/j.ponte.2019.4.8.
- [152] O. Derdous, H. Bouguerra, S. E. Tachi, et A. Bouamrane, « A monitoring of the spatial and temporal evolutions of aridity in northern Algeria », *Theor Appl Climatol*, vol. 142, n° 3-4, p. 1191-1198, nov. 2020, doi: 10.1007/s00704-020-03339-5.
- [153] C. W. Thornthwaite et J. R. Mather, *The water balance*. in Publications in climatology. Drexel Institute of technology, 1955. [En ligne]. Disponible sur: <https://books.google.dz/books?id=9C1bAQAACAAJ>
- [154] R. W. Fairbridge, A. J. Askew, R. W. Herschy, et R. M. Hordon, « Water balance », in *Encyclopedia of Hydrology and Water Resources*, Springer, Dordrecht, 1998, p. 679-681. doi: 10.1007/978-1-4020-4497-7_234.
- [155] A. Bradai, I. Yahiaoui, A. Douaoui, M. A. Abdennour, A. Gulakhmadov, et X. Chen, « Combined Modeling of Multivariate Analysis and Geostatistics in Assessing Groundwater Irrigation Sustenance in the Middle Chelif Plain (North Africa) », *Water*, vol. 14, n° 6, p. 924, mars 2022, doi: 10.3390/w14060924.
- [156] M. Meghraoui, « Géologie des zones sismiques du Nord de l'Algérie : paléosismologie, tectonique active et synthèse sismotectonique », Thèse de doctorat, Université de Paris-Sud. Faculté des sciences d'Orsay (Essonne), 1988.
- [157] A. Perrodon, *Étude géologique des bassins néogènes sublittoraux de l'Algérie occidentale*. Alger: Service de la carte géologique de l'Algérie, 1957.
- [158] ABH-CZ, « Mission I: Ressources en eaux et en sols », Ministère des ressources en eau, 2003.
- [159] S. Nadjai, H. Khammar, M. Boulebaiz, A. N. Nabed, et L. Benaabidate, « Sensitivity Analysis and GIS Tools for Groundwater Vulnerability Assessment. (Application in the Middle Chellif Plain, Algeria) », *Earth sci. res. j.*, vol. 28, n° 1, p. 65-72, mai 2024, doi: 10.15446/esrj.v28n1.106588.
- [160] J. Lewandowski, K. Meinikmann, et S. Krause, « Groundwater–Surface Water Interactions: Recent Advances and Interdisciplinary Challenges », *Water*, vol. 12, n° 1, p. 296, janv. 2020, doi: 10.3390/w12010296.
- [161] D. J. Irvine *et al.*, « Groundwater-Surface water interactions research: Past trends and future directions », *Journal of Hydrology*, vol. 644, p. 132061, nov. 2024, doi: 10.1016/j.jhydrol.2024.132061.
- [162] A. Beldjilali, « Irrigation par utilisation des eaux usées traitées, impacts et toxicité sur les aspects nutritionnels, physiologiques et biochimiques de la tomate « *Solanum lycopersicum* » », Thèse en sciences agronomiques, Université Hassiba Benbouali de Chlef, Chlef, 2021.
- [163] Y. Elmeddahi, H. Mahmoudi, A. Issaadi, et M. F. A. Goosen, « Analysis of treated wastewater and feasibility for reuse in irrigation: a case study from Chlef, Algeria », *Desalination and Water Treatment*, vol. 57, n° 12, p. 5222-5231, mars 2016, doi: 10.1080/19443994.2015.1021999.
- [164] K. Saikrishna *et al.*, « Deciphering groundwater quality, mechanisms controlling groundwater chemistry in and around Suryapet, Telangana, South India », *Total Environment Research Themes*, vol. 6, p. 100035, juin 2023, doi:

- 10.1016/j.totert.2023.100035.
- [165] V. K. Gautam *et al.*, « Groundwater quality characterization using an integrated water quality index and multivariate statistical techniques », *PLoS ONE*, vol. 19, n° 2, p. e0294533, févr. 2024, doi: 10.1371/journal.pone.0294533.
- [166] R. Yao, Y. Yan, C. Wei, M. Luo, Y. Xiao, et Y. Zhang, « Hydrochemical Characteristics and Groundwater Quality Assessment Using an Integrated Approach of the PCA, SOM, and Fuzzy c-Means Clustering: A Case Study in the Northern Sichuan Basin », *Front. Environ. Sci.*, vol. 10, p. 907872, juin 2022, doi: 10.3389/fenvs.2022.907872.
- [167] L. Ma *et al.*, « Coal Mine Water Inflow Prediction Model Based on Multi-Factor Pearson Correlation Analysis », *Applied Sciences*, vol. 15, n° 12, p. 6600, juin 2025, doi: 10.3390/app15126600.
- [168] M. A. Alshahrani, M. Ahmad, M. Laiq, et M. Nabi, « Geostatistical analysis and multivariate assessment of groundwater quality », *Sci Rep*, vol. 15, n° 1, p. 7435, mars 2025, doi: 10.1038/s41598-025-91055-3.
- [169] E. Y. T. Benam-Beltoungou, I. Bassene, H. C. Emvoutou, K. V. Akpataku, D. M. L. Diongue, et S. Faye, « Groundwater quality assessed using water quality indices and geostatistical methods in the Thiaroye aquifer, Senegal », *Water Science*, vol. 39, n° 1, p. 151-170, déc. 2025, doi: 10.1080/23570008.2025.2466275.
- [170] I. T. Jolliffe et J. Cadima, « Principal component analysis: a review and recent developments », *Phil. Trans. R. Soc. A.*, vol. 374, n° 2065, p. 20150202, avr. 2016, doi: 10.1098/rsta.2015.0202.
- [171] M. Vega, R. Pardo, E. Barrado, et L. Debán, « Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis », *Water Research*, vol. 32, n° 12, p. 3581-3592, déc. 1998, doi: 10.1016/S0043-1354(98)00138-9.
- [172] H. Abdi et L. J. Williams, « Principal component analysis », *WIREs Computational Stats*, vol. 2, n° 4, p. 433-459, juill. 2010, doi: 10.1002/wics.101.
- [173] J. D. Hem, « Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water », 1985. doi: 10.3133/wsp2254.
- [174] D. N. Lerner et M. H. Barrett, « Urban Groundwater Issues In The United Kingdom », *HYJO*, vol. 4, n° 1, p. 80-89, janv. 1996, doi: 10.1007/s100400050096.
- [175] M. E. Moujabber, B. B. Samra, T. Darwish, et T. Atallah, « Comparison of Different Indicators for Groundwater Contamination by Seawater Intrusion on the Lebanese Coast », *Water Resour Manage*, vol. 20, n° 2, p. 161-180, avr. 2006, doi: 10.1007/s11269-006-7376-4.
- [176] J. Shlens, « A Tutorial on Principal Component Analysis », 2014, *arXiv*. doi: 10.48550/ARXIV.1404.1100.
- [177] B. Hamma, A. Alodah, F. Bouaicha, M. F. Bekkouche, A. Barkat, et E. E. Hussein, « Hydrochemical assessment of groundwater using multivariate statistical methods and water quality indices (WQIs) », *Appl Water Sci*, vol. 14, n° 2, p. 33, févr. 2024, doi: 10.1007/s13201-023-02084-0.
- [178] A. Modibo Sidibé, X. Lin, et S. Koné, « Assessing Groundwater Mineralization Process, Quality, and Isotopic Recharge Origin in the Sahel Region in Africa », *Water*, vol. 11, n°

- 4, p. 789, avr. 2019, doi: 10.3390/w11040789.
- [179] F. J. Castrillon-Munoz, J. J. Gibson, et S. J. Birks, « Carbon dissolution effects on pH changes of RAMP lakes in northeastern Alberta, Canada », *Journal of Hydrology: Regional Studies*, vol. 40, p. 101045, avr. 2022, doi: 10.1016/j.ejrh.2022.101045.
- [180] R. A. Haj, M. Merheb, J. Halwani, et B. Ouddane, « Baseline hydro-geochemical characteristics of groundwater in Abu Ali watershed (Northern Lebanon) », *Journal of Hydrology: Regional Studies*, vol. 57, p. 102135, févr. 2025, doi: 10.1016/j.ejrh.2024.102135.
- [181] C. Güler, G. D. Thyne, J. E. McCray, et K. A. Turner, « Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data », *Hydrogeology Journal*, vol. 10, n° 4, p. 455-474, août 2002, doi: 10.1007/s10040-002-0196-6.
- [182] J. H. Ward, « Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function », *Journal of the American Statistical Association*, vol. 58, n° 301, p. 236-244, mars 1963, doi: 10.1080/01621459.1963.10500845.
- [183] G. W. Milligan et M. C. Cooper, « An Examination of Procedures for Determining the Number of Clusters in a Data Set », *Psychometrika*, vol. 50, n° 2, p. 159-179, juin 1985, doi: 10.1007/BF02294245.
- [184] V. Cloutier, R. Lefebvre, R. Therrien, et M. M. Savard, « Multivariate statistical analysis of geochemical data as indicative of the hydrogeochemical evolution of groundwater in a sedimentary rock aquifer system », *Journal of Hydrology*, vol. 353, n° 3-4, p. 294-313, mai 2008, doi: 10.1016/j.jhydrol.2008.02.015.
- [185] C. A. J. Appelo et D. Postma, *Geochemistry, Groundwater and Pollution*, 0 éd. CRC Press, 2004. doi: 10.1201/9781439833544.
- [186] M. Molinos-Senante, M. Garrido-Baserba, R. Reif, F. Hernández-Sancho, et M. Poch, « Assessment of wastewater treatment plant design for small communities: Environmental and economic aspects », *Science of The Total Environment*, vol. 427-428, p. 11-18, juin 2012, doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.04.023.
- [187] A. Bouderbala, « Assessment of groundwater quality and its suitability for domestic and agricultural uses in Low-Isser plain, Boumedres, Algeria », *Arab J Geosci*, vol. 10, n° 15, p. 333, août 2017, doi: 10.1007/s12517-017-3119-5.
- [188] L. Wilcox, *Classification and use of irrigation waters*. 1955.
- [189] C. N. Sawyer, P. L. McCarty, et G. F. Parkin, *Chemistry for environmental engineering and science*, 5th ed. in The McGraw-Hill series in civil and environmental engineering. Boston: McGraw-Hill, 2003.
- [190] L. A. Richard, *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. in Agricultural Handbook, no. 60. Washington, DC, USDA, 1954.
- [191] F. M. Eaton, « Significance of carbonates in irrigation waters », *Soil science*, vol. 69, n° 2, p. 123-134, 1950.
- [192] L. Wilcox, *Classification and use of irrigation waters*. in Circular, no. 969. Washington, D.C.: USDA, 1955.

- [193] I. Szabolcs, « he influence of irrigation water of high Sodium Carbonate content on soils », *Agrokémia és talajtan*, p. 237-246, 1964.
- [194] W. P. Kelley, « Use of saline irrigation water », *Soil Science*, vol. 95, n° 6, p. 385-391, juin 1963, doi: 10.1097/00010694-196306000-00003.
- [195] L. D. Doneen, « Water Quality for Agriculture », Department of Irrigation, University of California, Davis, 1964.
- [196] D. Machiwal, V. Cloutier, C. Güler, et N. Kazakis, « A review of GIS-integrated statistical techniques for groundwater quality evaluation and protection », *Environ Earth Sci*, vol. 77, n° 19, p. 681, oct. 2018, doi: 10.1007/s12665-018-7872-x.
- [197] D. Abdessamed, A. Jodar-Abellan, S. S. M. Ghoneim, A. Almaliki, E. E. Hussein, et M. Á. Pardo, « Groundwater quality assessment for sustainable human consumption in arid areas based on GIS and water quality index in the watershed of Ain Sefra (SW of Algeria) », *Environ Earth Sci*, vol. 82, n° 21, p. 510, nov. 2023, doi: 10.1007/s12665-023-11183-9.
- [198] O. Aziez, B. Remini, M. Habi, et A. Ammari, « Assessment of groundwater contamination by different interpolation methods for water resources management in the Mitidja Plain aquifer (North-Center Algeria) », *Desalination and Water Treatment*, vol. 132, p. 167-178, nov. 2018, doi: 10.5004/dwt.2018.22921.
- [199] I. Mecibah *et al.*, « GROUNDWATER QUALITY ASSESSMENT USING WATER QUALITY INDICES AND GIS WITHIN THE OUED GUEBLI DOWNSTREAM SUBBASIN (COLLO PLAIN, NORTHEASTERN ALGERIA) », *Environ. Eng. Manag. J.*, vol. 23, n° 4, p. 755-770, 2024, doi: 10.30638/eemj.2024.059.
- [200] Y. Elmeddahi et R. Ragab, « Prediction of the groundwater quality index through machine learning in Western Middle Cheliff plain in North Algeria », *Acta Geophys.*, vol. 70, n° 4, p. 1797-1814, août 2022, doi: 10.1007/s11600-022-00827-2.
- [201] A. Bouderbala et B. Y. Gharbi, « Hydrogeochemical characterization and groundwater quality assessment in the intensive agricultural zone of the Upper Cheliff plain, Algeria », *Environ Earth Sci*, vol. 76, n° 21, p. 744, nov. 2017, doi: 10.1007/s12665-017-7067-x.
- [202] S. Nadjai, A. Bouderbala, H. Khammar, A. N. Nabed, et L. Benaabidate, « Assessment of groundwater suitability for drinking and irrigation purposes in the middle Cheliff Aquifer, Algeria », *Desalination and Water Treatment*, vol. 319, p. 100528, juill. 2024, doi: 10.1016/j.dwt.2024.100528.
- [203] M. Wojtkowska *et al.*, « The Influence of Water Quality Change on the Corrosion Process in Galvanized Pipes of Fire Protection Installations », *Sustainability*, vol. 14, n° 13, p. 7708, juin 2022, doi: 10.3390/su14137708.
- [204] M. M. Diawara *et al.*, « Arsenic, Cadmium, Lead, and Mercury in surface soils, Pueblo, Colorado: implications for population health risk », *Environ Geochem Health*, vol. 28, n° 4, p. 297-315, août 2006, doi: 10.1007/s10653-005-9000-6.
- [205] I. O. Nwankwo, C. O. Anyaoha, C. O. Nwabueze, O. C. Nwobi, et C. Ibeachu, « Risk Assessment of Toxic Heavy Metals Concentration of Fish and Drinking Water in Nsukka Metropolis, South East, Nigeria », *JFQHC*, nov. 2023, doi: 10.18502/jfqhc.10.4.14177.

- [206] P. Qin, Z. Liu, Y. Luan, et C. Liu, « Effects of Saline Soil Characteristics on Plant Growth Environment in Cultivated Depth of the Yellow River Delta », 8 décembre 2022, *In Review*. doi: 10.21203/rs.3.rs-2338403/v1.
- [207] F. Rafik, N. Saber, O. Iben Halima, et A. Douaik, « The Effects of the Quality of Irrigation Water Used on Agricultural Soils in Coastal Chaouia, Morocco », *J. Ecol. Eng.*, vol. 24, n° 2, p. 50-60, févr. 2023, doi: 10.12911/22998993/156691.
- [208] B. Prashanthi, S. K. Billa, V. S. P., et R. B. M., « Impact of saline water on growth, yield, quality, nutrient uptake in various crops: A review », *Int. J. Chem. Stud.*, vol. 8, n° 2, p. 2344-2347, mars 2020, doi: 10.22271/chemi.2020.v8.i2ai.9099.
- [209] C. H. Yilmaz, H. Aytop, et M. R. Sünbül, « Evaluation of Quality of Some Well Waters Used in Agricultural Irrigation in terms of Plant Nutrition », *Toprak Su Dergisi*, juill. 2021, doi: 10.21657/topraksu.927731.
- [210] A. M. Aboukarima, M. A. Al-Sulaiman, et M. S. El Marazky, « Effect of sodium adsorption ratio and electric conductivity of the applied water on infiltration in a sandy-loam soil », *WSA*, vol. 44, n° 1 January, janv. 2018, doi: 10.4314/wsa.v44i1.12.
- [211] I. Stavi, N. Thevs, et S. Priori, « Soil Salinity and Sodicity in Drylands: A Review of Causes, Effects, Monitoring, and Restoration Measures », *Front. Environ. Sci.*, vol. 9, p. 712831, août 2021, doi: 10.3389/fenvs.2021.712831.
- [212] R. Pivić *et al.*, « Hydrochemical Assessment of Water Used for Agricultural Soil Irrigation in the Water Area of the Three Morava Rivers in the Republic of Serbia », *Agronomy*, vol. 12, n° 5, p. 1177, mai 2022, doi: 10.3390/agronomy12051177.
- [213] W. B. Ashie, J. Awewomom, E. N. Y. O. Ettey, F. Opoku, et O. Akoto, « Assessment of irrigation water quality for vegetable farming in peri-urban Kumasi », *Heliyon*, vol. 10, n° 3, p. e24913, févr. 2024, doi: 10.1016/j.heliyon.2024.e24913.
- [214] Dimple, H. K. Mittal, P. K. Singh, K. K. Yadav, S. R. Bhakar, et J. Rajput, « Groundwater quality parameters for irrigation utilization », *Indian J Agri Sci*, vol. 92, n° 7, p. 803-810, avr. 2022, doi: 10.56093/ijas.v92i7.114186.
- [215] V. Chaudhary et S. Satheeshkumar, « Assessment of groundwater quality for drinking and irrigation purposes in arid areas of Rajasthan, India », *Appl Water Sci*, vol. 8, n° 8, p. 218, déc. 2018, doi: 10.1007/s13201-018-0865-9.
- [216] P. K. Gevera, M. Cave, K. Dowling, P. Gikuma-Njuru, et H. Mouri, « Naturally Occurring Potentially Harmful Elements in Groundwater in Makueni County, South-Eastern Kenya: Effects on Drinking Water Quality and Agriculture », *Geosciences*, vol. 10, n° 2, p. 62, févr. 2020, doi: 10.3390/geosciences10020062.
- [217] E.-H. Bhatti, M. M. Khan, S. A. R. Shah, S. S. Raza, M. Shoaib, et M. Adnan, « Dynamics of Water Quality: Impact Assessment Process for Water Resource Management », *Processes*, vol. 7, n° 2, p. 102, févr. 2019, doi: 10.3390/pr7020102.