République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Larbi Tébessi – Tébessa –

Faculté des Sciences Exactes et Sciences de la Nature et de la Vie

Département des Sciences de la Terre et de l'Univers

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de

DOCTORAT LMD

Option : Hydrogéologie

Etude de l'influence des eaux usées de la région de Tébessa sur la qualité hydrochimique des eaux souterraines de la nappe alluviale Tébessa- Ain Chabro (N-E Algérien).

Par

ABIDI SAAD Messaoud

DIRECTRICE DE THÈSE Dr : SEGHIR Karima. Univ de Tébessa

Devant le jury composé de :

Pr.Gouaidia Layachi (Président);	Professeur	Université Echahid Cheikh Larbi Tébessi
Dr. Seghir Karima (Promoteur) ;	MCA	Université Echahid Cheikh Larbi Tébessi
Dr.Touahri Abdeljebbar (co-promoteur) ;	MCB	Université Kasdi Merbah, Ouargla
Dr. Guefaifia Omar (Examinateur) ;	MCA	Université Echahid Cheikh Larbi Tébessi
Pr. Hassini Messaoud (Examinateur) ;	Professeur	Université Kasdi Merbah, Ouargla
Dr. Khedidja Abdelhamid	Professeur	Université Batna 2, Batna (Examinateur)

22 Octobre 2025

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude à Madame Seghir Karima, mon encadrante, ainsi qu'à Monsieur Touahri Abdeljebbar, mon co-encadrant, pour leur précieux accompagnement, leurs conseils avisés et leur soutien tout au long de cette recherche.

Mes sincères remerciements vont également à directeur de Laboratoire de Géologie du Sahara à l'Université de Ouargla pour les ressources mises à disposition.

Je remercie également les membres du jury pour l'honneur qu'ils me font en évaluant mon travail et en partageant leur expertise.

Enfin, une pensée particulière à ma famille et mes amis, qui m'ont toujours soutenu avec patience et encouragement.

Dédicace

Je dédie ce modeste travail, fruit de deux longues années d'étude :

À mon très cher père, Mammar, aujourd'hui défunt, dont le souvenir demeure gravé dans mon cœur, et dont les valeurs et les enseignements continuent de guider chacun de mes pas.

À ma mère, pilier de ma vie, pour son amour, ses prières incessantes et ses sacrifices sans limite.

À ma femme, pour son soutien constant, sa patience et sa compréhension tout au long de ce parcours.

À mes précieux enfants, Mohamed Elhabib, Souhila, Ammar, et Daoud, sources inépuisables d'inspiration et de motivation.

À mes respectés frères et sœurs, je tiens à exprimer ma gratitude pour leur affection et leur soutien.

À tous mes amis, sans exception, qui ont su être présents dans les moments de joie comme dans les périodes de difficulté.

En particulier, au Dr. Touhri, pour son soutien et sa bienveillance tout au long de cette aventure académique.

Et enfin, à tous ceux et celles qui m'estiment et croient en moi, que ce travail soit le reflet de ma reconnaissance et de ma gratitude.

In northeastern Algeria, groundwater is considered the principal supply of agricultural and potable water for the local populace along the Algerian-Tunisian border. This circumstance arises from insufficient precipitation and restricted surface water availability. This research explores the influence of wastewater discharge on the physicochemical and bacteriological properties of alluvial groundwater. A total of thirty-six wells and boreholes were sampled to evaluate water quality and hydrochemical composition in the Tébessa region. The analysis was conducted using multivariate statistical techniques, geochemical modelling, and water quality indices.

The results reveal that pH levels ranged from acidic to neutral (6.46 to 8.3), with electrical conductivity values indicating moderate to high mineralization (754 µS/cm to 11,680 µS/cm). Based on the Piper diagram, the main water types identified include calcic bicarbonate ($HCO3^{-}$-Ca^{2+}), calcic chloride (Cl^{-}-Ca^{2+}), and mixed (Ca^{2+}-Mg^{2+}-Cl^{-}).

Regarding bacteriological contamination, total coliforms were found in 60% of the water samples, while Escherichia coli was detected in all analysed samples. The spatial distribution maps provided insights into the locations of the most contaminated areas.

The drinking water quality index classification indicated that just Thirty-eight percent of the samples were considered suitable for human consumption, while thirty-four percent were classed as poor, ten percent as extremely poor, and seventeen percent as hazardous for drinking. The irrigation water quality index categorises into four levels: low (31%), moderate (31%), high (7%), and severe restriction (31%).

The nitrate pollution index (NPI) indicated that 48% of samples were classified as moderately polluted. This nitrate contamination resulted from human activities, including sewage infiltration and garbage disposal in open areas. The saturation index data indicated that groundwater exhibited reduced saturation in halite and sylvite, and elevated saturation in aragonite, calcite, dolomite, anhydrite, gypsum, and hydroxyl-apatite. The study's conclusions may serve as a basis for future studies assessing the region's groundwater quality.

Keywords: Northeastern Algeria, Tebessa, groundwater, pollution, wastewater, bacteriological, water quality indexes

Les eaux souterraines dans le nord-est de l'Algérie sont largement reconnues comme la principale ressource en eau utilisée pour l'irrigation agricole et la consommation humaine le long de la frontière entre l'Algérie et la Tunisie. Cette situation est principalement due à un déficit pluviométrique et à une disponibilité limitée des eaux de surface. Cette étude vise à évaluer l'impact des rejets d'eaux usées sur les caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des eaux souterraines de la région. Pour cela, des échantillons ont été prélevés dans trente-six puits et forages afin d'analyser la qualité de l'eau. L'évaluation des caractéristiques hydrochimiques des eaux souterraines de la région de Tébessa a été réalisée à l'aide de méthodes statistiques multidimensionnelles, de modélisation géochimique et d'indices de qualité de l'eau. Les résultats ont révélé une variation du pH allant de l'acide au neutre, avec des valeurs comprises entre 6,46 et 8,3, ainsi qu'une minéralisation modérée à élever (754 µS/cm < C.E < 11 680 µS/cm). Selon l'analyse du diagramme de Piper, les principaux types d'eau identifiés sont bicarbonatée calcique ($HCO3^{-}$-Ca^{2+}), chlorurée calcique (Cl^{-}-Ca^{2+}) et mixte (Ca^{2+}-Mg^{2+}-Cl^{-}).

Concernant la contamination bactériologique, 60 % des échantillons contenaient des coliformes totaux, tandis que 100 % présentaient des traces *d'Escherichia coli*. Enfin, l'analyse des cartes de distribution spatiale a permis d'identifier les zones les plus affectées par la pollution des eaux usées. D'après le classement de l'indice de la qualité d'eau potable, simplement 38 % des échantillons ont été considérés conformes aux normes de consommation humaine, tandis que 34 % ont été classés comme mauvais, 10 % comme extrêmement mauvais et 17 % comme dangereux pour la consommation. L'indice de qualité de l'eau d'irrigation comprend quatre catégories : restriction faible, modérée, élevée et sévère, avec des pourcentages respectifs de 31 %, 31 %, 7 % et 31 %. L'indice de pollution par les nitrates (IPN) indique que 48 % des échantillons sont classés comme modérément pollués. Cette contamination par les nitrates résulte d'activités humaines, notamment l'infiltration des eaux usées et décharge d'ordures dans des zones ouvertes. Les conclusions de cette étude pourraient servir de fondement important pour les futures recherches visant à estimer la qualité des ressources en eau de la région.

Mots-clés : Nord-Est Algérien, eaux souterraines, pollution, eaux usées, bactériologie, indices de qualité de l'eau

ملخص

في شمال شرق الجزائر، تمثل المياه الجوفية التمويل الرئيسي لمياه الزراعة ومياه الشرب للسكان المحليين على طول الحدود الجزائرية التونسية. وينشأ هذا الظرف من عدم كفاية هطول الأمطار ومحدودية توافر المياه السطحية. الغرض من هذه الدراسة هو دراسة تأثير تصريف مياه الصرف الصحي على الجودة الفيزيائية الكيميائية والبكتريولوجية للمياه الجوفية. تم جمع عينات المياه من ستة وثلاثين بئراً. يشير البحث إلى أن المياه تراوحت بين الحمضية والمتعادلة ($6.46 \leq$ درجة الحموضة ≤ 8.3) وأظهرت تمعدنًا متوسطًا إلى مرتفع. أنواع المياه الأساسية، كما هو محدد في مخطط بايبر، هي البيكربونات الكلسية والكلوريد الكلسي. تم تحديد بكتيريا الكوليفورم الكلي والبرازي في 60% و100% من عينات المياه التي تم تحليلها على التوالي. تشير البيانات إلى أن التلوث الكيميائي والبكتريولوجي يتقدم من المنبع إلى المصب، وتحديداً من نهر الوادي الكبير في الجنوب الشرقي إلى نهر وادي شابرو في الشمال الغربي

حدد البحث أن عينات المياه الجوفية يمكن تصنيفها إلى أربع مجموعات مياه فريدة من نوعها من خلال التحاليل الاحصائية. لاحظنا ثلاثة أنواع من المياه: مختلطة ماء كلوريد الكالسيوم والمغنيسيوم، وماء بيكربونات الصوديوم والبوتاسيوم وماء كلوريد الكالسيوم. كشفت دراسة جودة المياه أن 38% فقط من العينات تُعد صالحة للاستهلاك البشري، في حين صُنفت 34% منها على أنها سيئة، و10% رديئة للغاية، و17% غير آمنة للشرب . أما جودة مياه الري، فقد تم تصنيفها إلى أربع فئات وفقًا لمؤشر التقييد: منخفضة التقييد ومتوسطة التقييد ومرتفعة التقييد وشديدة التقييد، بنسب مئوية لكل منها 31% و31% و7% و31%. وفيما يخص مستويات التلوث بالنترات، فإن 48% من العينات تُبرز تلوثًا بدرجة معتدلة، ويُعزى ذلك إلى الأنشطة البشرية ، لا سيما تسرب مياه الصرف الصحي والتخلص من النفايات في المناطق المفتوحة. تشير بيانات مؤشر التشبع إلى أن المياه الجوفية أقل تشبعاً في الهالايت والسيلفيت، وأكثر تشبعاً في الأراجونيت والكالسيت والدولوميت والأنهيدريت والجبس والهيدروكسيباتيت. وقد تم تقييم الخصائص الهيدروكيميائية ونوعية المياه الجوفية في منطقة تبسة باستخدام الأساليب الإحصائية متعددة المتغيرات والنمذجة الجيوكيميائية ومؤشرات جودة المياه. يمكن أن تكون استنتاجات الدراسة بمثابة أساس للدراسات المستقبلية لتقييم جودة المياه الجوفية في المنطقة

الكلمات المفتاحية: شمال شرق الجزائر،المياه الجوفية، التلوث، مياه الصرف الصحي، البكتريولوجية، مؤشرات جودة المياه

Chapitre I : Cadre général

I. Chapitre I : Cadre général 2
I.1 Situation géographique : 2
I.1.1. La limite administrative de la région étudiée 2
I.1.2. Limite géomorphologique 3
I.2 L'analyse morphométrique du bassin versant 4
I.2.1 Les paramètres linéaires 6
I.2.1.1 Les dimensions du bassin versant 6
I.2.1.2 Longueur, nombre, et l'ordre du flux 6
I.2.1.3 Rapport de longueur des cours d'eau 6
I.2.1.4 Fréquence de flux (Fu) : 7
I.2.1.5 Densité du drainage (Dd) : 7
I.2.1.6 Texture du drainage (coefficient de torrentialité) (Tj): 9
I.2.1.7 Rapport de bifurcation (Rb) 9
I.2.2 Paramètres de forme 9
I.2.2.1 Ratio d'allongement (Ra) 9
I.2.2.2 Coefficient de compacité de Gravelius (KG) 9
I.2.2.3 Valeur de Lemniscate (k) 10
I.2.2.4 Rapport circulatoire (Rc) : 10
I.2.2.5 Facteur de forme (Ff) 10
I.2.2.6 Carte des pentes 10
I.2.3 Paramètres du relief du bassin versant 11
I.3 Cadre géologique et structural 12
I.3.1 Les Montagnes 12
I.3.2 Cuvette (graben) 12
I.3.3 Stratigraphie et description des facies 13
I.3.3.1 Le Quaternaire 13
I.3.3.2 Le Miocène 16
I.3.3.3 L'Eocène 16
I.3.3.4 Le Paléocène 16
I.3.3.5 Le Maestrichtien 16
I.3.3.6 Le Campanien-Santonien 16

I.3.3.7 Le Turonien 17
I.3.3.8 Le Cénomanien 17
I.3.3.9 Le Vraconien 17
I.3.3.10 L'Albien 17
I.3.3.11 L'Aptien 18
I.3.3.12 Le Barrémien 18
I.3.3.13 Le Jurassique 18
I.3.3.14 Le Trias 18
I.3.4 L'étude tectonique 19
I.3.5 Intérêt hydrogéologique des formations géologiques 22
I.4 Géométrie de l'aquifère ..... **Error! Bookmark not defined.**
I.4.1 Etude géophysique ..... **Error! Bookmark not defined.**
I.4.2 Les coupes géoélectriques ..... **Error! Bookmark not defined.**
I.4.2.1 Zone de Bekkaria ..... **Error! Bookmark not defined.**
I.4.2.2 Zone de Tébessa ..... **Error! Bookmark not defined.**
I.4.2.3 Zone d'Ain Chabro ..... **Error! Bookmark not defined.**
I.5 L'étude hydrologique 22
I.5.1 Collecte des données 23
I.5.2 Analyse des paramètres climatiques 23
1.5.2.1 La Pluviométrie 23
1.5.2.1.1 Distribution saisonnière des précipitations 25
1.5.2.1.2 Distribution des précipitations mensuelles moyennes 25
1.5.2.1.3 Distribution des pluies annuelles moyennes 26
1.5.2.1.4 Répartition saisonnière : 26
1.5.2.2 Températures 27
1.5.2.2.1 Répartition des températures moyennes mensuelles interannuelles 27
1.5.2.2.2 Répartition des températures moyennes annuelles (1981-2022) 28
1.5.2.3 Humidité relative et spécifique 29
1.5.2.4 Vitesses et directions des vents 30
I.5.3 Indices climatiques 31
1.5.3.1 Calcul de l'indice d'aridité selon la méthode de Martonne (1923). 31
1.5.3.2 Diagramme Pluvio-Thermique De Gaussen 33

1.5.3.3 Climagramme D'emberger 33
I.5.4 Bilan D'eau 35
I.5.4.1 Calcule de L'évapotranspiration 36
I.5.4.1.1 Évaluation de l'évapotranspiration réelle (ETR) 36
I.5.4.1.2 Estimation De L'évapotranspiration Potentielle (ETP) 38
I.5.4.1.3 Estimation de la réserve facilement utilisable (RFU) 39
I.5.4.2 Bilan d'eau par la méthode de C. W. Thornthwaite 40
I.5.4.3 L'interprétation du bilan hydrique 41
I.5.5 Le ruissellement 43
I.5.6 L'infiltration 44
I.5.7 Conclusion 44
II. Matériels et méthodes 52
II.1 Introduction 52
II.2 Mode d'échantillonnage : 52
II.3 Les méthodes d'analyses chimiques 53
II.3.1 A laboratoire de géologie du Sahara (LGS) 53
II.3.2 Au laboratoire de control de qualité 54
II.3.3 Précision des résultats analytiques 55
II.3.3.1 Principe de la neutralité électrique : 55
II.3.3.2 Formule de la balance ionique (BI) : 55
II.3.3.3 Critères de validité : 55
II.3.3.4 Résultats des échantillons : 56
II.4 L'analyse bactériologiques 56
II.5 Système d'information géographique (SIG) 57
II.5.1 ArcGis 10.8 57
II.5.2 Model numérique du terrain (MNT) 57
II.5.3 Les cartes géospatiales 58
II.6 Méthodes statistiques multivariées 59
II.6.1 Analyse en composantes principales (ACP) : 60
II.6.2 Analyse en grappes (AC) ou Classification hiérarchique ascendante (CHA): 60
II.6.3 Logiciels et packages utilisés : 60
II.7 Modélisation géochimique de l'eau 61

II.8 Conformité de la qualité des eaux souterraines de la nappe alluviale pour les usages domestiques et agricoles 62
II.8.1 Indice de qualité de l'eau potable (IQEP) 62
II.8.1.1 Étape 1 : Attribution des poids (wi) 63
II.8.1.2 Étape 2 : Calcul du poids relatif (Wi) 63
II.8.1.3 Étape 3 : Calcule l'indice de la qualité (Qi) 63
II.8.1.4 Étape 4 : Calcule le sous-indice (SI) 64
II.8.2 Adéquation de la qualité de l'eau à l'usage agricole 65
II.8.2.1 Rapport d'adsorption du sodium (SAR) 65
II.8.2.2 Rapport d'adsorption du magnésium (MAR) 66
II.8.2.3 Pourcentage de sodium soluble (SSP) et rapport de Kelly (KR) 66
II.8.2.4 Indice de perméabilité (PI) 66
II.8.2.5 Salinité potentielle (PS) 66
II.8.2.6 Le carbonate de sodium résiduel (RSC) 67
II.8.2.7 Indice de qualité de l'eau d'irrigation (IQEI) 67
III. Résultats et discussions 71
III.1 La piézométrie 71
III.2 Représentation graphique des paramètres physico-chimiques 72
III.2.1 Evolution spatiale des cations dans la zone d'étude 72
III.2.2 Evolution spatial des anions dans la région d'étude 74
III.3 Les analyses bactériologiques 79
III.3.1 Le coliformes fécaux (E-Coli) 79
III.3.2 Les coliformes totaux (CFT) 79
III.4 Les analyses statistiques 81
III.4.1 Les analyses descriptives 81
III.4.2 Les analyses statistiques multivariées 82
III.4.2.1 L'application de l'analyse en composantes principales (ACP) 82
III.4.2.2 Analyse en grappes 86
III.4.2.3 Analyse en composante principales des données physic-chimiques et bactériologiques 87
III.4.2.4 Classification Ascendante Hiérarchique des paramètres physico-chimiques et bactériologiques 94
III.5 Modélisation géochimique de l'eau 96

III.5.1 Diagramme de Durov 96
III.5.2 Diagramme de Piper 97
III.5.3 Diagramme de Gibbs 98
III.5.4 L'indice de saturation (IS) 99
III.6 Les indices de la qualité des eaux à la consommation et à l'irrigation 100
III.6.1 L'indice de la qualité de l'eau potable (IQEP) 100
III.6.2 Évaluation de la qualité des eaux souterraines pour l'irrigation 102
III.6.2.1 Les indices hydrogéochimiques fondamentaux 102
III.6.2.2 Classification des eaux pour l'irrigation selon les diagrammes USSL et Wilcox 105
III.6.2.3 L'indice de la qualité de l'eau pour l'irrigation (IQEI) 106
III.6.3 Indice de pollution par les nitrates (NPI) 107

Conclusion générale et recommandations

Références bibliographiques

Tableau 1: Les paramètres morphométriques du bassin versant de la région d'étude..... 5
Tableau 2: Caractéristiques des flux de bassin versant de Tébessa 7
Tableau 3: Classification des pentes dans Le bassin versant de Tébessa 10
Tableau 4: Le coefficient pluviométrique (1981/2022) 23
Tableau 5: Moyenne des pluies par mois à la station de Tébessa. 25
Tableau 6: Les températures moyennes mensuelles interannuelle 1981-2022 27
Tableau 7: La moyenne annuelle des températures pour la période de 1981 à 2022. 28
Tableau 8: Résultat de l'Indice annuel d'aridité (I)..... 32
Tableau 9: Les paramètres climatiques qui déterminent l'indice d'EMBERGER (1981-2022). 34
Tableau 10: L'ETR annuelle selon la méthode de Turc (1981-2022) 37
Tableau 11: Résultats du calcul de l'ETR selon Turc et Thornthwaite 38
Tableau 12: Résultats de calcul de l'ETP selon la formule de C. W. Thornthwaite. 39
Tableau 13: Bilan hydrique selon la méthode de C.W. Thornthwaite, 1980/1981 – 2021/2022 41
Tableau 14: Estimation du ruissellement selon la méthode de Tixeront-Berkaloff (1981-2022) 43
Tableau 15: Estimation de l'infiltration dans le bassin versant de Tébessa 1981-2022. .. 44
Tableau 16: Localisation des points de rejets 57
Tableau 17: Attribution des poids (wi) pour chaque paramètre basé sur les valeurs admissibles (OMS 2011)..... 64
Tableau 18: Calcule de sous-indice de chaque paramètre et valeur de l'IQEP pour chaque échantillon..... 65
Tableau 19: Paramètres de qualité de l'eau d'irrigation et valeurs limites (Meireles et al., 2010a) 68
Tableau 20: Pondération des paramètres de l'IQEI selon (Meireles et al., 2010)..... 68
Tableau 21: Les valeurs de SI et IQEI pour chaque échantillon..... 69
Tableau 22: Les analyses statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques ... 81
Tableau 23: Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques 82
Tableau 24: Valeurs propres et pourcentages exprimés pour les trois axes factoriels des paramètres physico-chimiques. 84
Tableau 25: les corrélations entre les paramètres physico-chimiques avec ces axes factoriels..... 85
Tableau 26: Matrice de corrélation de 27 paramètres physico-chimiques et bactériologiques 89
Tableau 27: Suite au tableau 26 90
Tableau 28: Valeurs propres et pourcentages exprimés par les quatre axes factoriels 91
Tableau 29: les corrélations entre les 27 paramètres physico-chimiques et bactériologiques avec ces axes factoriels..... 92
Tableau 30: Classification des indices de qualité de l'eau à la consommation et à l'irrigation..... 103

LISTE DES FIGURES

Figure 1: carte de situation géographique de la zone d'étude 2
Figure 2: Limite administrative de la zone d'étude 3
Figure 3: Limite géomorphologique de la zone d'étude (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, & Bellaoueur, 2024) 4
Figure 4: Carte du réseau hydrographique hiérarchisé 6
Figure 5: Nombre et longueur de courant de chaque ordre du bassin versant de Tébessa . 7
Figure 6: (a)Densité de drainage, (b) Classification d'utilisation des terres dans la zone d'étude (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)..... 8
Figure 7: Cartographie des pentes du bassin versant de la zone de Tébessa. 11
Figure 8: Croquis géomorphologique de la région d'étude (Djabri, 1987) -modifié..... 13
Figure 9: La colonne stratigraphique de la région de Tébessa-Selon (Salmi-Laouar, 2004) 14
Figure 10: Carte des affleurements des formations géologiques de la région d'étude 19
Figure 11: Esquisse structurale du fosse d'effondrement de Tébessa et ses abords [Durozoy & Bouillon, 1956] modifié 20
Figure 12: Évolution annuelle des précipitations enregistrées à la station météorologique de Tébessa (1981-2022)..... 24
Figure 13: Quantité de pluie par saison entre 1981 et 2022. 25
Figure 14: Répartition des précipitations mensuelles moyennes annuelles enregistrées à la station de Tébessa sur la période (1981-2022) 26
Figure 15: Distribution mensuelle moyenne de la température sur la période (1981-2022) 28
Figure 16: Variation de températures annuelles (1981-2022) 29
Figure 17: Répartition moyenne mensuelle interannuelle de l'humidité relative et Spécifique (1981-2022) 30
Figure 18: Répartition moyenne mensuelle interannuelle des vents (1981-2022) 31
Figure 19: Abaque de l'Indice d'aridité Annuel selon Martone, 1923. 32
Figure 20: Diagramme Pluvio-thermique de GAUSSEN de la région de Tébessa (1981-2022) 33
Figure 21: Emplacement de la station de Tébessa sur le diagramme climatique d'Emberger. 35
Figure 22: Représentation graphique du bilan hydrique selon la méthode de C.W. Thornthwait (1981-2022)..... 42
Figure 23: Représentation graphique du RFU, DA, EXC, et BH selon la méthode de C.W. Thornthwait (1981-2022)..... 42
Figure 24: Visualisation tridimensionnelle des paramètres du bilan hydrique du Bassin Versant de Tébessa pour la période 1981-2022. 46
Figure 25: Carte de position des coupes géoélectriques (CGG 1970)..... 47
Figure 26: Coupes géoélectriques (U, V, X) dans la zone de Bekkaria (CGG 1975) 48
Figure 27: Coupes géoélectriques (Q, O, L) dans la zone de Tébessa (CGG 1975) 49
Figure 28: Coupes géoélectriques (J, G, F) dans la zone d'Ain Chabro (CGG 1975)..... 50
Figure 29: Carte d'inventaire des points d'eau suivi et analysé (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)..... 53

Figure 30: Diagramme des méthodes analyses chimiques 55
Figure 31: Les étapes de géotraitements de l'MNT 59
Figure 32: Carte piézométrique de la nappe alluviale de Tébessa en (Février-2O22) (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024) 71
Figure 33: La distribution spatiale des cations, de la conductivité électrique et du pH dans la région étudiée (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024). 75
Figure 34: La distribution spatial des anions et de température (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024) 78
Figure 35: La distribution spatial des Coliformes totaux et fécaux dans le bassin de Tébessa -Décembre 2022 (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024) 80
Figure 36: Cercle de corrélation des paramètres physico-chimiques (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024) 83
Figure 37: Dendrogramme des 36 points d'échantillonnage réalisé par R (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024) 87
Figure 38: Cercle de corrélations pour les 27 paramètres physico-chimiques et bactériologiques réalisé par R (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024) 94
Figure 39: Dendrogramme des 27 paramètres physico-chimiques et bactériologiques réalisé par R (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024) 96
Figure 40: Le diagramme de Durov; A: représentation des puits et forages; B: Représentation des groupes (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024) 98
Figure 41: Le diagramme de Piper; A: représentation des puits et forages; B: Représentation des groupes (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024) 99
Figure 42: Représentation des échantillons des puits et forages sur le diagramme de Gibbs (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024) 99
Figure 43: L'indice de saturation SI sur les échantillons des puits d'irrigation Février 2022 (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024) 100
Figure 44: La distribution spatiale des classifications de l'indice de qualité d'eau potable (décembre 2022) (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, & Bellaoueur, 2024).... 101
Figure 45: La distribution spatiale des indices fondamentaux de l'évaluation d'eau à l'usage agricole et le l'indice de pollution aux nitrates en Décembre 2022 (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, & Bellaoueur, 2024) 104
Figure 46: Classification de la qualité de l'eau d'irrigation (a) : selon (Richards, 1954), (b) : selon Wilcox (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, & Bellaoueur, 2024).. 106
Figure 47: La distribution spatiale de l'indice de qualité des eaux à l'irrigation Décembre 2022 (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, & Bellaoueur, 2024) 107

L'Algérie connaît une urbanisation rapide ; entre 2000 et 2020, sa population a augmenté de 31,1 à 44,3 millions d'habitants, tandis que la production annuelle de déchets dans les décharges a augmenté de 10,9 à 13,6 millions de tonnes (Brahmi et al., 2021). La ville de Tébessa subit une urbanisation et un développement industriel accélérés, entraînant une demande considérable en eau pour la consommation humaine et l'industrie. Cette croissance s'accompagne d'une augmentation des rejets d'eaux usées, contribuant ainsi à une pollution accrue des ressources en eau, tant de surface que souterraines. Ce phénomène est particulièrement préoccupant en raison de la forte présence d'eaux usées non traitées, issues aussi bien des activités urbaines qu'industrielles.

Dans les régions arides et semi-arides, la faible profondeur des nappes phréatiques, associée aux conditions climatiques, accroît significativement leur sensibilité à la pollution pendant les épisodes pluviaux. En 2020, la population était estimée à 794528 habitants (Toumi & Alkama, 2022), cette croissance démographique entraînera inévitablement une hausse considérable de la demande en eau. Pour optimiser la gestion des ressources hydriques du bassin versant, il est essentiel de mettre en place une approche de gestion intégrée, favorisant une utilisation durable et équilibrée de ces ressources. Cette approche diffère de l'approche classique qui se concentre sur la résolution des problèmes d'offre et de demande d'eau, en mettant davantage l'accent sur une approche de gestion élargie, passant de l'aspect purement technique (d'ingénierie) à une approche plus globale relevant du management. Avant d'entreprendre cette démarche, il est essentiel de caractériser en premier lieu les principaux risques auxquels notre ressource est exposée, ainsi que les menaces pertinentes découlant de toute forme de pollution se propageant dans l'environnement. Une unique station d'épuration des eaux usées STEP, est localisée à Ain Chabro, Toutefois, son fonctionnement n'est pas optimal en raison de l'absence de systèmes de canalisation de collecte des eaux usées. Les eaux usées sont rejetées directement dans les cours d'eau (oued El Kebir et Chabro) sans subir de traitement préalable, posant ainsi une menace constante pour la détérioration des ressources hydriques. La région de Tebessa présente un climat continental semi-aride caractéristique, Ce climat se distingue par des hivers froids caractérisés par une variation marquée des précipitations, ainsi que par des étés chauds et secs avec des pluies torrentielles notables ces dernières années, et une température moyenne annuelle de 16°C. Le niveau moyen des précipitations annuelles dans

la région est d'environ 370 mm, parmi lesquelles 332,5 mm sont considérés comme évapotranspiration réelle, représentant ainsi environ 90% des précipitations. Divers éléments, comme la nature des roches, la température ambiante, le niveau d'acidité, la quantité d'eau présente dans la nappe phréatique et les conditions météorologiques, jouent un rôle dans la composition chimique de l'aquifère, pouvant ainsi entraîner une dégradation de la pureté des eaux souterraines. Outre ces éléments naturels, les pratiques anthropiques exercent une influence déterminante sur la modification des propriétés des nappes phréatiques. La situation environnementale s'est détériorée en raison de l'usage excessif de pesticides et d'engrais chimiques dans les pratiques agricoles, ainsi que de la gestion inadéquate des déchets provenant des activités agricoles, de l'élevage et des activités humaines en général. (Annapoorna & Janardhana, 2015; Chakraborty et al., 2022 ; Modibo Sidibé et al., 2019). La zone étudiée voit ses réserves d'eau souterraine se diminuer tant en qualité qu'en quantité, sous l'impact des actions humaines qui dépassent largement le niveau de recharge actuel, ainsi que des contraintes environnementales telles qu'un climat aride et la variabilité des précipitations. Les rivières El Kebir et Chabro, caractérisées par un régime d'écoulement irrégulier en raison de la longue saison sèche, contribuent à l'écoulement des eaux dans la région de la plaine de Merdja (Rouabhia, et al., 2009 ; Seghir, 2014). La concentration en sel de l'eau présente une variation significative, atteignant plus de 5 g/L en certains points, notamment dans la partie orientale de la zone d'étude. Diverses recherches ont été réalisées sur la nappe alluvial de Tébessa (SEGHIR K., 2008 ; Rouabhia, et al., 2009; Seghir, 2014 ; Drias & Toubal, 2015 ; Fehdi et al., 2016 ; SAAD et al.,2024).

Toutefois, cette étude se distingue par l'intégration d'indicateurs de divers paramètres polluants tels que NO3-, NO2-, NO2-N, P, PO4, P2O5, NH4, NH3, NH3N, DCO, DBO5, O2 dissous (O2-d), Turbidité (TUR), ainsi que des paramètres microbiologiques, notamment la présence de coliformes fécaux en tant que marqueur significatif de l'impact des activités humaines sur les caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines. Nous pouvons citer les objectifs de notre étude comme suivant :

1. Évaluer les effets des phénomènes naturels et des activités humaines sur la qualité des eaux souterraines, et ;

2. Déterminer les différentes origines de la minéralisation des eaux souterraines en utilisant des techniques statistiques multivariées ;

3. L'étude de l'impact des eaux usées sur les eaux souterraines de la nappe alluviale se base sur l'analyse bactériologique, qui vise à identifier la présence de polluants d'origine fécale ;

4. Identifier les zones les plus contaminée grâce à l'utilisation des systèmes d'information géographique (SIG) par établissement des cartes géospatiales.

5. Évaluer l'adéquation des eaux souterraines à la consommation et à l'irrigation en déterminant leurs propriétés physico-chimiques.

Afin d'aborder cette problématique et fournir des éléments de réponse aux questions soulevées, nous avons présenté nos résultats de recherché selon la structure scientifique suivante :

I-Cadre général : Généralité sur la zone d'étude en présentant une présentation des caractéristiques géomorphologiques du bassin versant et de son réseau hydrographique et une étude géologique, géophysique et hydroclimatique de la région.

II- Matériels et méthodes : Ce chapitre expose les procédures d'échantillonnage, les instruments utilisés, l'équipement de mesure des paramètres physico-chimiques, ainsi que les méthodes scientifiques appliquées aux analyses chimiques. Il expose en détail les méthodes expérimentales et analytiques employées.

III- Résultats et discussion : Ce chapitre expose les résultats issus de la mise en œuvre des méthodes mentionnées antérieurement. Une étude critique et une discussion détaillée facilitent l'interprétation des informations en relation avec les buts de thèse.

En conclusion, une synthèse générale, accompagnée des recommandations pour la préservation et le développement des ressources en eau.

CHAPITRE I
Cadre général

I. Chapitre I : Cadre général

I.1 Situation géographique :

Tébessa se situe en tant que ville frontalière de la Tunisie, à l'extrême Est de l'Algérie, en bordure du désert, à une distance d'environ 230 km au Sud de la ville d'Annaba et à 586 km à l'est de la capitale Alger (Figure 1).

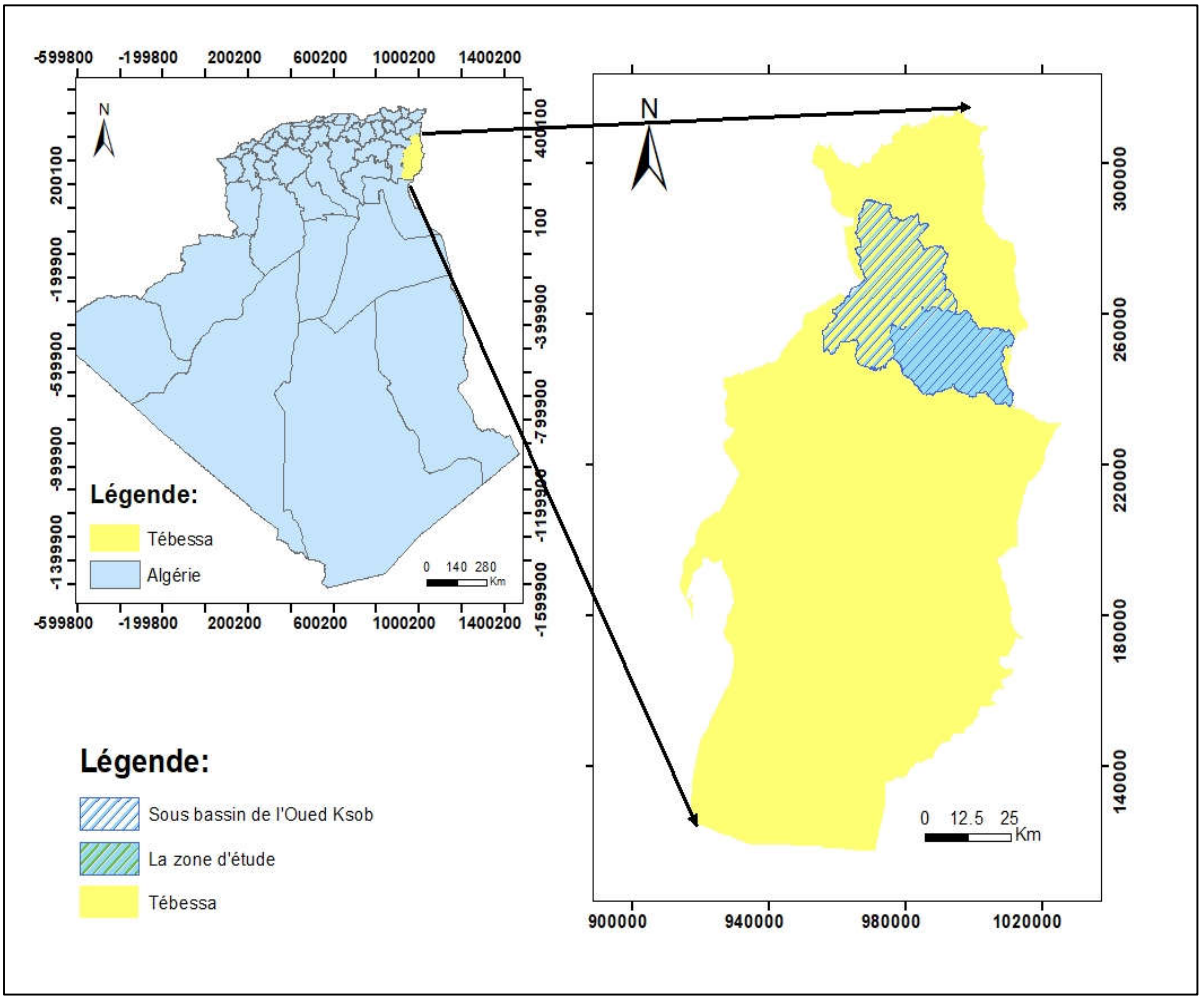


Figure 1: carte de situation géographique de la zone d'étude

I.1.1. La limite administrative de la région étudiée

Le bassin hydrographique de Tébessa est inclus dans le bassin d'effondrement Tébessa-Hammamet-Morsott, lequel est une composante du vaste sous-bassin versant du Haut Mellègue. Ce bassin hydrographique inclut la capitale de la wilaya, Bekkaria, El Kuif, Boulhaf Dyr et la ville de Hammamet (Figure 2).

Au Nord-Est, par la Daïras d'El Kouif ;

À l'Ouest, par la Daïra de Bir Mokadem et Bir DHEB

Au Sud et Sud-Est, par la Daïra d'El Ma El Abiod et El Houidjbet ;

À l'Est, par les frontières tunisiennes.

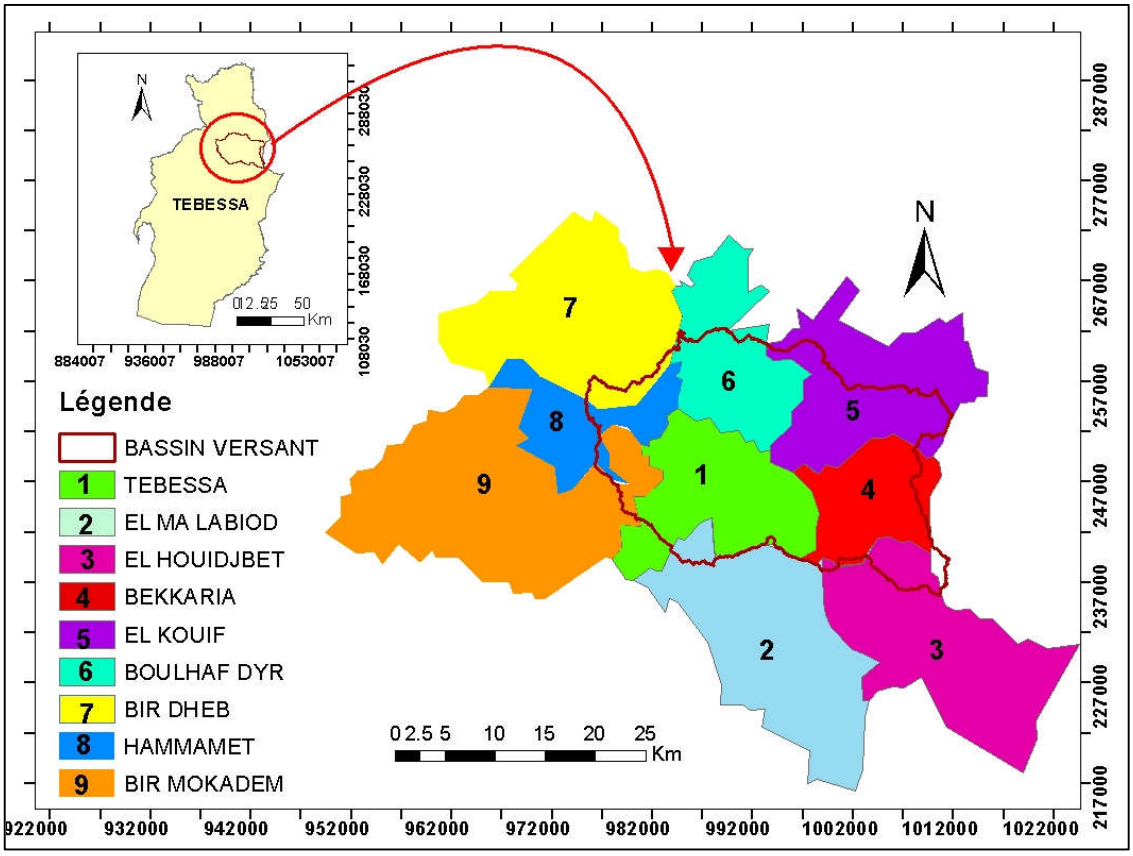


Figure 2: Limite administrative de la zone d'étude

I.1.2. Limite géomorphologique

La plaine de Tébessa-Ain Chabro constitue une section de la vaste plaine de Tébessa-Morsott, localisée à 650 kilomètres au sud-est d'Alger, dans le nord-est de l'Algérie (Figure. 1). Il est lié à une vaste dépression fermée de 600 km^2 s'étendant dans la direction NW-SE [Drias et al., 2020 ; Fehdi et al., 2016 ; Kowalski et al., 2002]. La zone d'étude est située entre les coordonnées UTM : 235000-262000 N et 975000-1012000 E (Figure. 3) avec une superficie de 627.335 km^2 et un périmètre de 141.582 km. Ces données, basées sur des photos satellites qui ont été collectées à partir de site internet [https://earthexplorer.usgs.gov/] a été utilisées pour extraire le modèle numérique d'élévation (MNT) (figure. 3). La zone d'étude est limitée par :

- Au Nord, les monts de Belkfif (1338m), Dyr (1200m) et Kouif (1089m)

-A l'Est, les monts de Djebissa (1120m)

-Au Sud, les monts de Bou Roumane (1540m), Osmor (1472m), Anoual (1513m) et Doukkane (1712m)-Au Sud-Ouest, les monts de Tazbent (1388 m).

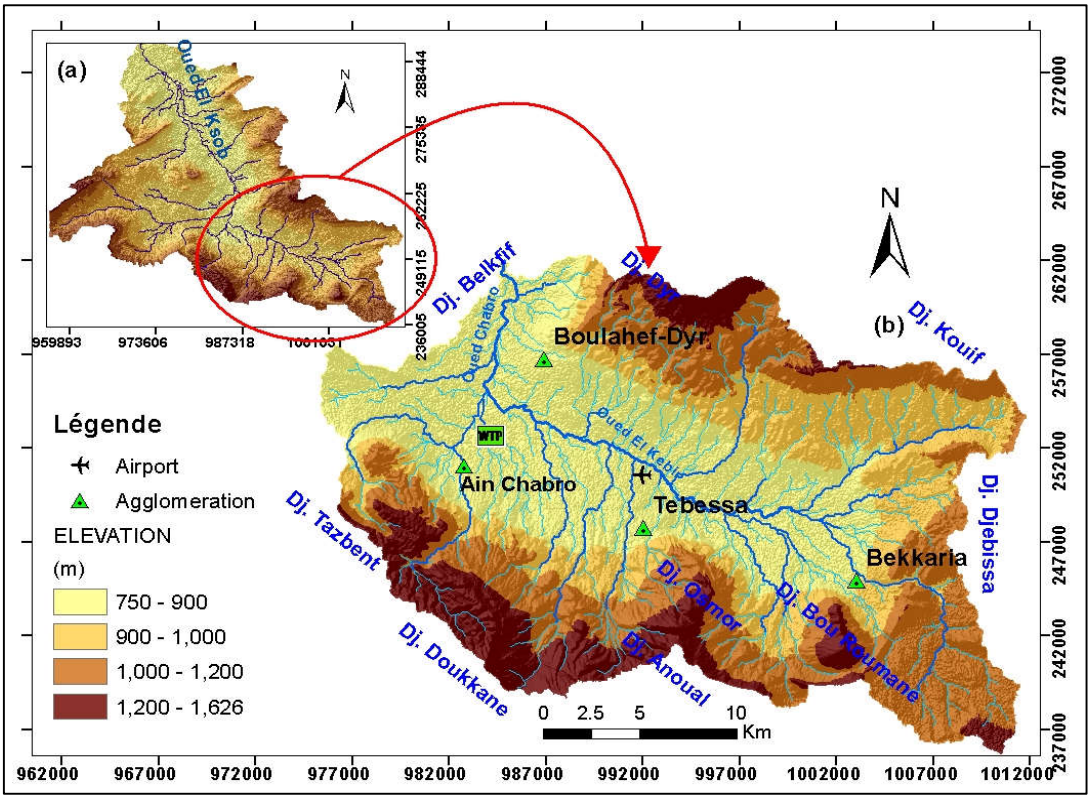


Figure 3: Limite géomorphologique de la zone d'étude (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, & Bellaoueur, 2024)

I.2 L'analyse morphométrique du bassin versant.

Une gestion appropriée d'un bassin versant est essentielle pour assurer la préservation adéquate des ressources en eau, qu'elles soient de surface ou souterraines. Pour étudier la hiérarchisation des bassins versants, il est nécessaire d'utiliser des outils tels que le système d'information géographique (SIG) et les modèles numériques de terrain (MNT) de type SRTM (Shuttle Radar Topography Mission). Ces outils permettent une évaluation plus précise du territoire étudié en prenant en compte des éléments tels que la pente, le réseau hydrographique, la topographie, la géomorphologie et la lithologie, en se référant aux cartes géologiques. Ces données ont été exploitées afin d'analyser les caractéristiques

morphométriques du bassin versant (Tableau 01). Ces données ont été extraites d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) à l'aide du logiciel ArcGIS 10.8.

Tableau 1: Les paramètres morphométriques du bassin versant de la région d'étude

	Paramètre	Formule	Reference	Résultat
Paramètres linéaires	Superficie	A	-	627.33 Km^2
	Périmètre	L	-	141.58 Km
	Longueur du bassin Lb	Lb	-	36.18 Km
	Longueur du flux (Lu)	Lu	(Strahler, 1957)	3020.145km
	Nombre du flux (Nu)	Nu	(Strahler, 1957)	28973
	Longueur moyenne de flux (Lsm)	Lsm = L u / N u	(Strahler, 1957)	0.104 km
	Rapport de longueur des cours d'eau (RL)	R L= L u / (L u - 1)	(Strahler, 1957)	0.54
	Rapport de bifurcation (Rb)	(Rb) = Nu / Nu + 1	(SCHUMM, 1956)	2
	Rapport de bifurcation moyenne (RBM)	Rbm = moyenne des ratios de tout ordre de bifurcation	(SCHUMM, 1956)	2
	Densité de drainage (Dd)	Dd = L u / A	(Strahler, 1957)	4.81
	Texture de drainage (Tj)	Tj = Dd*Nj/A, où Nj = Nombre de cours d'eau d'ordre j	(Strahler, 1957)	Table 2
	Fréquence de flux (Fs)	Fs = Nu / A	(Strahler, 1957)	46.18
Paramètres de forme	Ratio d'allongement (Re)	Re=√(A/π)/ Lb, lb= longueur de bassin	(Strahler, 1957)	0.39
	Coefficient de compacité de Gravelius (KG)	KG= 0,25P/√A	(Gravelius, H, 1914)	1.41
	Valeur de Lemniscate (k)	$k=Lb^2 \pi/4A$	(Chorley, 1957)	3.27
	Rapport de circularité (Rc)	$Rc = 4 \pi A / P^2$	(Miller, 1953)	0.39
	Facteur de forme (Ff)	$Ff = A / Lb^2$	(Strahler, 1957)	0.48
Paramètres de Relief	Relief du bassin (Rb)	Rb = H – h	(Strahler, 1957)	871m
	Rapport du relief (Rr)	Rr = Rb / Lb où, Lb = Longueur du bassin	(Strahler, 1957)	0.024
	Relief relative (Rre)	Rre = Rb x 100/P	(Ali & Ali, 2014)	0,615
	Numéro de Robustesse (Rn)	Rn = Rb x Dd	(Strahler, 1957)	4.19

I.2.1 Les paramètres linéaires

I.2.1.1 Les dimensions du bassin versant

Les dimensions ont été déterminés à l'aide du logiciel "ArcGIS 10.8", et les données obtenues sont exposées dans le tableau 1.

I.2.1.2 Longueur, nombre, et l'ordre du flux

La classification effectuée à l'aide du logiciel repose sur la méthode de (Strahler, 1957). Les cours d'eau commençant à une source en amont sont classés par ordre (1) (Figure 4).

I.2.1.3 Rapport de longueur des cours d'eau

Cette proportion est utilisée pour évaluer la hiérarchie des cours d'eau dans un système hydrographique donné. Dans notre cas ce rapport s'étend de 1,77 à 2,06. En moyenne, ce rapport est établi à 1,88. Des similarités sont observées dans le rapport de longueur (1.88) au niveau du bassin versant, comme indiqué dans le Tableau 01 et 02.

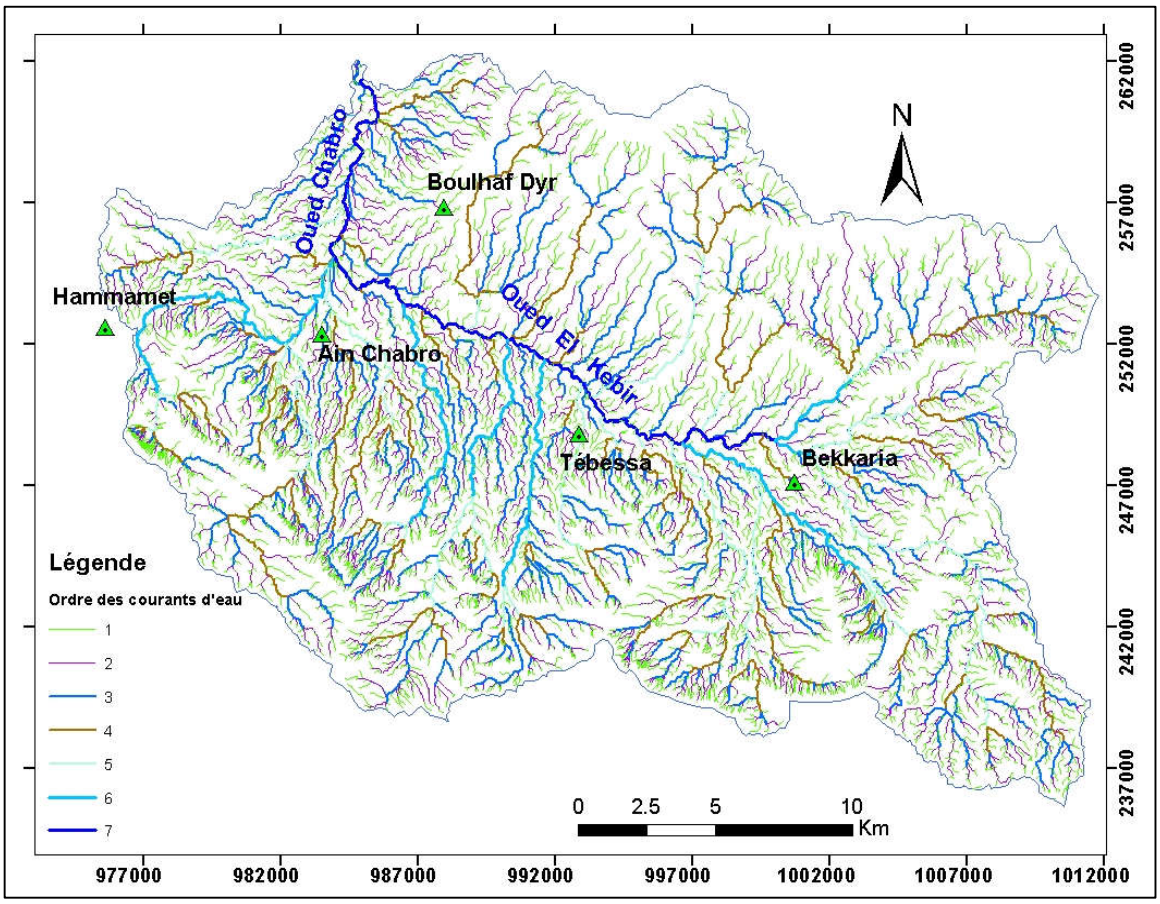


Figure 4: Carte du réseau hydrographique hiérarchisé

Tableau 2: Caractéristiques des flux de bassin versant de Tébessa

L'ordre de flux	Nombre de flux	Longueur de flux (Km)	RL	Rb	Tj
1	15250	1414.382	1.85	2.2	116.8
2	6991	764.077	1.77	2	53.5
3	3503	430.554	2.06	2	26.8
4	1711	208.3	1.87	2.01	13.1
5	819	111.441	1.88	1.9	6.27
6	428	59.08	1.83	1.6	3.28
7	271	32.308	-	-	2.07

I.2.1.4 Fréquence de flux (Fu) :

Dans le bassin étudié, la fréquence du flux est d'environ 46,18. En règle générale, une fréquence élevée de flux est due à un matériau imperméable.

I.2.1.5 Densité du drainage (Dd) :

Représente la longueur totale du réseau hydrographique divisée par l'aire du bassin versant (Horton, 1932). Elle est exprimée en kilomètres par kilomètre carré. La densité du drainage pour le bassin versant de Tébessa est 4.81 (Tableau 1). Cette haute valeur montre que les terrains sont imperméables, dans notre cas d'étude le bassin versant de Tébessa est caractérisé par un substratum marneux imperméable. Du point du vue couvert végétal, et d'après la classification des terres d'ESRI LULC (Sentinel-2 10-Meter Land Use) (Figure. 6), les terres pastorales représentent plus de 40% de la superficie de la zone d'étude.

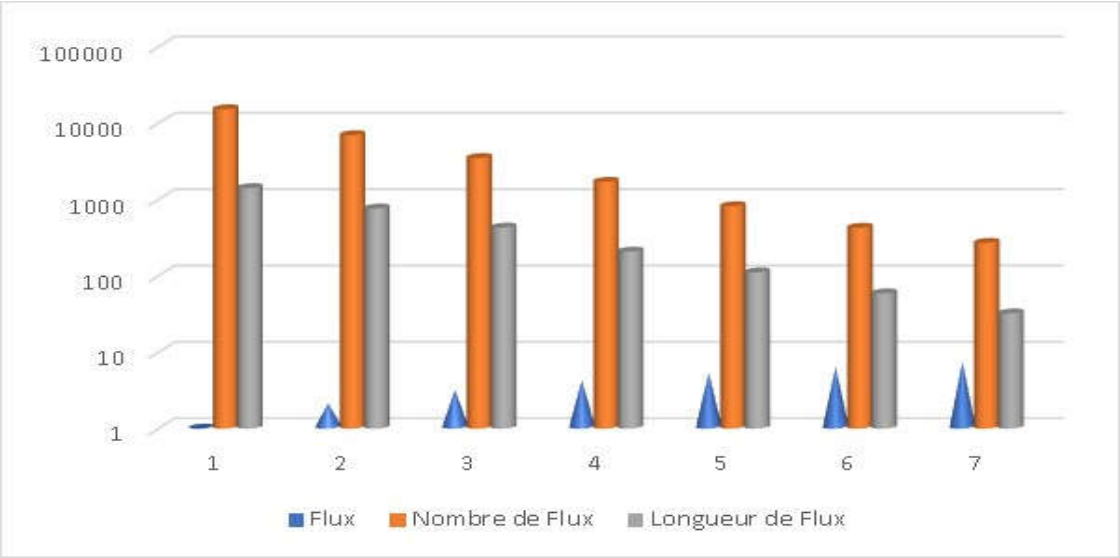


Figure 5: Nombre et longueur de courant de chaque ordre du bassin versant de Tébessa

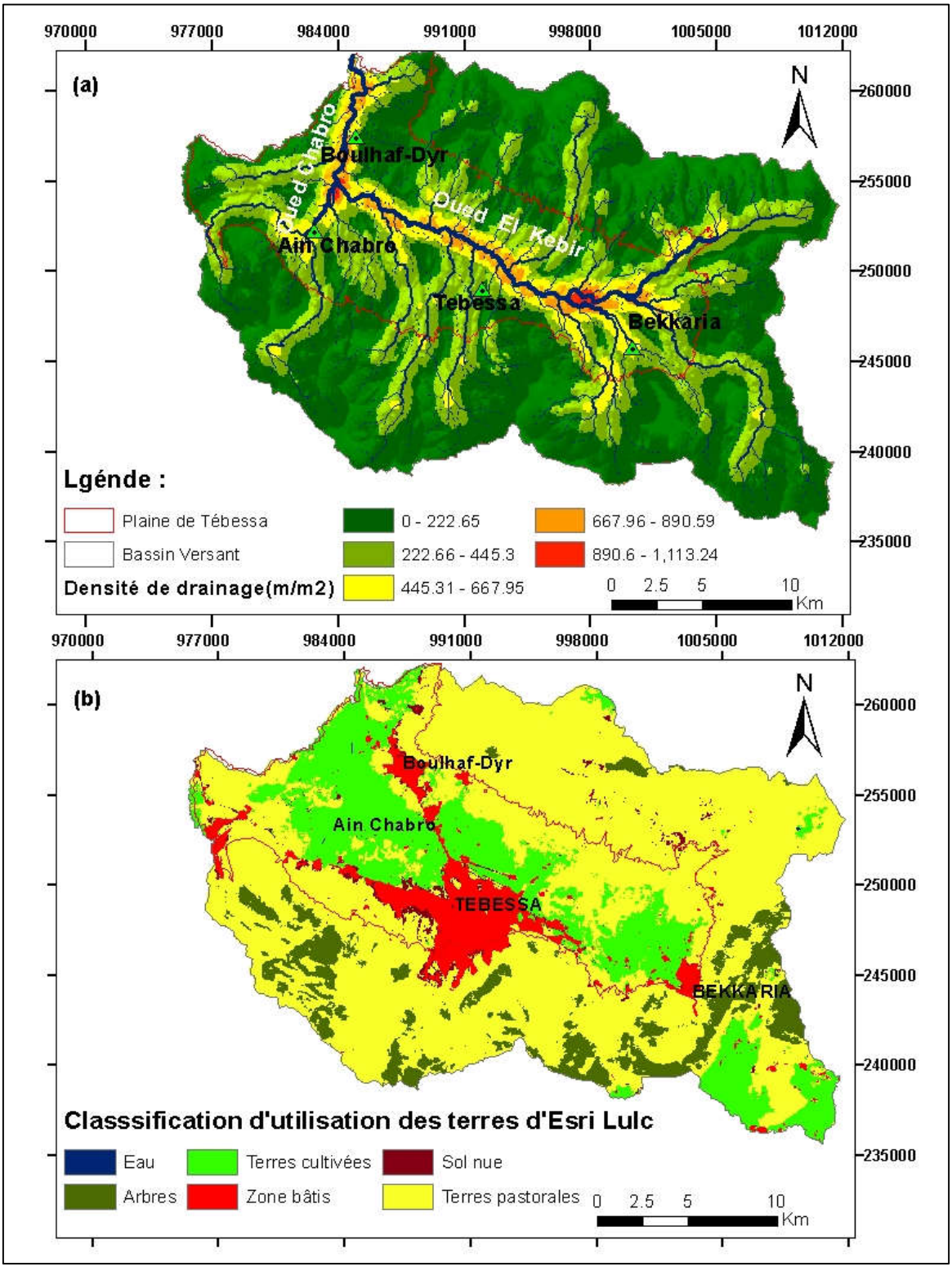


Figure 6: (a)Densité de drainage, (b) Classification d'utilisation des terres dans la zone d'étude (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

I.2.1.6 Texture du drainage (coefficient de torrentialité) (Tj):

C'est un élément essentiel pour déterminer la distance proportionnelle entre les ravins dans un environnement modelé par l'érosion. Pour le bassin versant de Tébessa, ce coefficient présente une variation allant de 116.8 pour le premier ordre à 2.07 pour le septième ordre, avec des valeurs intermédiaires de 53.5, 26.8, 13.1, 6.27 et 3.28 pour les ordres suivants, comme indiqué dans le tableau 2 et Figure.04).

I.2.1.7 Rapport de bifurcation (Rb)

C' est une mesure qui caractérise la complexité du réseau de drainage (S. & Chandrasekar, 2012). Dans notre cas, ce rapport s'étend de 1.9 à 2.2, comme indiqué dans le Tableau 01 et 02. Une valeur élevée de l'indice Rb témoigne d'un contrôle structurel important sur le réseau de drainage, tandis qu'une valeur faible indique une moindre influence des perturbations structurelles sur le bassin. Selon la classification de Rb, notre bassin versant est classé dans la catégorie : faible < 3.

I.2.2 Paramètres de forme

I.2.2.1 Ratio d'allongement (Ra)

La structure d'un bassin peut être évaluée en effectuant le calcul du rapport d'allongement. Les bassins versants peuvent adopter diverses configurations, comme circulaire (0,9-1,0), ovale (0,8-0,9) et moins étirée (<0,7). Dans notre cas ce rapport est de 0,39, ce qui indique une forme moins allongée.

I.2.2.2 Coefficient de compacité de Gravelius (KG)

C'est le rapport entre le périmètre du bassin versant avec celui du cercle qui aurait la même superficie. Il est directement lié à l'analyse du danger d'érosion, ce qui implique la nécessité de mettre en place des stratégies pour protéger et préserver. Plus le bassin versant adopte une forme proche de la circularité, plus son coefficient de compacité se rapproche de 1. En revanche, dans le cas d'un bassin a une forme allongée, ce même coefficient peut dépasser la valeur de 1.

Pour le bassin étudié s'élève à 1,41, ce qui suggère que la forme du bassin est intermédiaire, c'est-à-dire ni totalement compacte ni totalement allongée.

I.2.2.3 Valeur de Lemniscate (k)

Cette valeur représente la pente du bassin. Une valeur de K =3,27 est observé dans le bassin versant du Tébessa indique une faible densité de cours d'eau de haut ordre dans cette région.

La carte des pentes élaborée met en évidence cinq (05) catégories de pentes (Tableau 3 et Figure 07).

Tableau 3: Classification des pentes dans Le bassin versant de Tébessa

Classes des pentes %	Superficie Km2	Superficie %	Observations
0-10	364.35	58.43	Très faibles
10-20	131.15	21.03	Faibles
20-30	66.86	10.72	Moyennes
30-40	51.49	8.26	Assez fortes
>50	9.76	1.57	Fortes à très fortes

I.2.2.4 Rapport circulatoire (Rc) :

Le Rapport est défini par Miller, Il s'agit de la relation entre la superficie d'un bassin et l'aire d'un cercle dont la circonférence est égale au périmètre du bassin. Ce rapport représente un indice sans dimension qui est employé afin de caractériser la morphologie du contour du bassin. La valeur varie de 0 (ligne) à 1 (cercle) [Umrikar, 2017]. Dans le bassin étudié, ce rapport est de 0,39, ce qui témoigne d'une forme modérée du bassin. Ceci correspond à une phase avancée de la jeunesse du développement géomorphologique du bassin versant.

I.2.2.5 Facteur de forme (Ff)

La relation entre l'aire totale du bassin versant et sa longueur, tel que défini par R. E. Horton en 1932. La valeur du coefficient de forme diminue à mesure que le bassin s'allonge plus. Dans le bassin étudié est de 0,38 (tableau 1). L'observation montre que le bassin de Tébessa est moins allongé.

I.2.2.6 Carte des pentes

La topographie du terrain un élément essentiel à prendre en compte lors de la conception de tout projet d'urbanisme, car elle influe directement sur le système de drainage (Abbasi et al., 2002). La topographie du bassin versant de Tébessa a été analysée et cartographiée en utilisant un modèle numérique de terrain (MNT) traité par le logiciel ArcGIS.

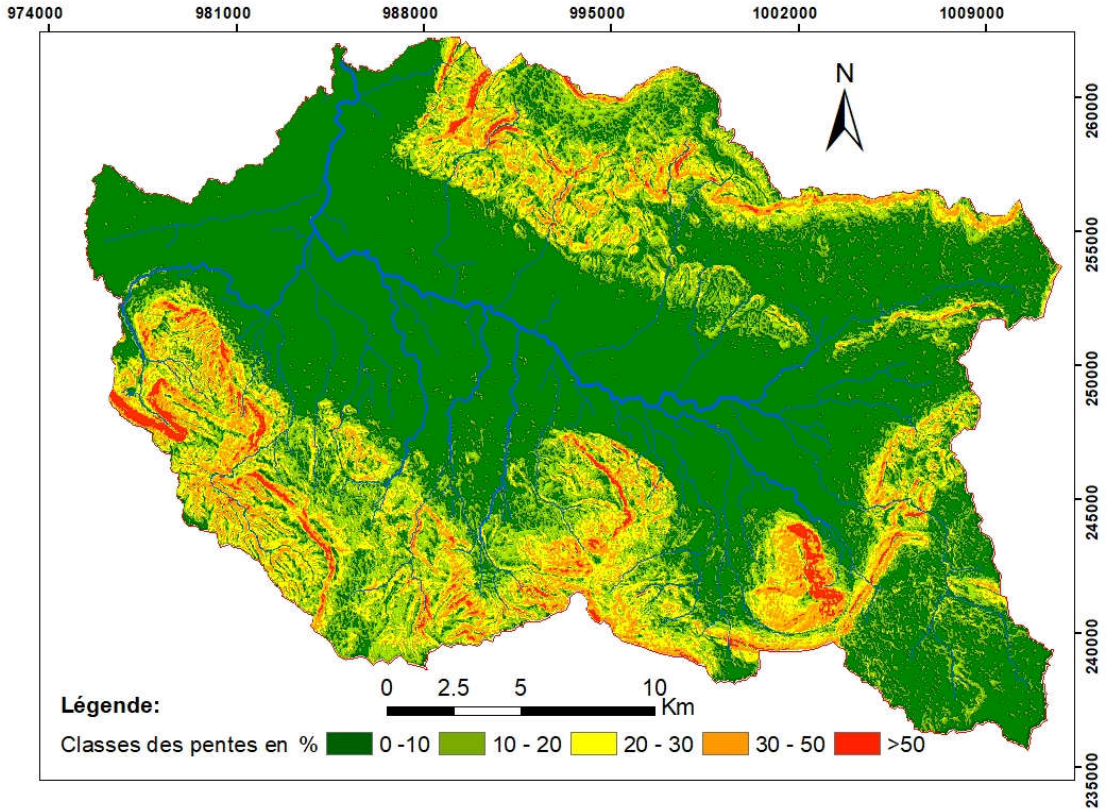


Figure 7: Cartographie des pentes du bassin versant de la zone de Tébessa.

I.2.3 Paramètres du relief du bassin versant

I.2.3.1 Relief du bassin

Pour notre cas est de 871 mètres (Tableau 01)

I.2.3.2 Rapport du relief

Le rapport du relief ou relief ratio est une indication de l'inclinaison globale d'un bassin versant. Ce paramètre permet d'évaluer l'intensité de l'érosion se provoquant dans un bassin versant. [SCHUMM, 1956]. L'un des axes correspond à l'horizontale tandis que l'autre axe traverse le point culminant du bassin. Cet indicateur reflète l'intensité du phénomène d'érosion se déroulant au sein d'un bassin versant. Il renseigne sur la magnitude du phénomène d'érosion en cours sur la pente de ce bassin spécifique [SCHUMM, 1956]. Au bassin versant de Tébessa ce rapport s'élève à 0,024, indiquant un relief faible.

I.2.3.3 Relief relatif (Rr)

C'est largement utilisé pour évaluer les caractéristiques morphologiques générales du relief. Une relief élevé indique un potentiel de ruissellement plus important (Ali & Ali,

2014). L'indice de relief relatif du bassin versant étudier s'élève à 0,615%. Indique à un potentiel de ruissellement légèrement élevé.

I.2.3.4 Nombre de robustesse (Rn)

C'est calculé par l'équation : Rn = Dd x Rh, comme décrit par Melton (1957) et Strahler (1957), et les deux variables sont exprimées dans la même unité. Dans notre cas est de 4,19 suggère une sensibilité haute à l'érosion des sols.

I.3 Cadre géologique et structural

La géologie joue un rôle essentiel en hydrogéologie en permettant d'identifier les différentes couches géologiques potentiellement aquifères, ce qui facilite l'analyse précise des ressources en eau dans leur contexte environnemental.

Toutes les formes géomorphologiques présentes sont étroitement liées à l'activité tectonique ayant impacté la région (Figure 8). Les formes prédominantes présentes dans la région sont les suivantes :

I.3.1 Les Montagnes

Au nord, la plupart des plis sont affectés par des failles transversales. Au sud, le fossé d'Ain Chabro modifiant un relief auparavant marqué par une certaine symétrie. Plus à l'est, aux abords du Dj Doukkane, le paysage devient plus complexe avec l'émergence d'une barrière montagneuse orientée est-ouest, qui s'incline progressivement vers le nord-est, notamment le Dj Anoual, le Dj Azmour et le Dj Bouroumane

I.3.2 Cuvette (graben)

La plaine de Tébessa se distingue par un large fossé d'effondrement traversant perpendiculairement des structures plissées de type anticlinal et synclinal, orientées nord-est/sud-ouest.

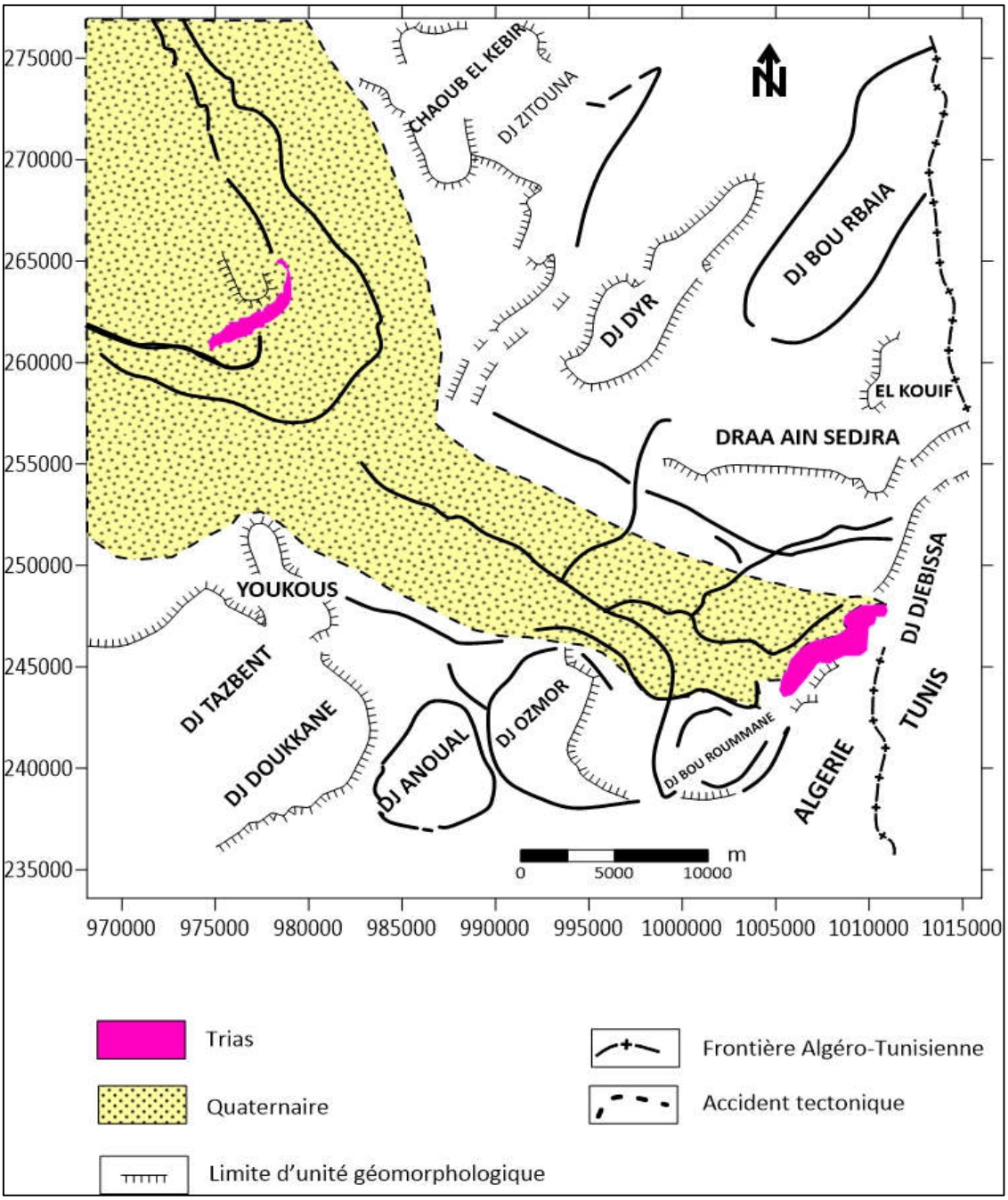


Figure 8: Croquis géomorphologique de la région d'étude (Djabri, 1987) -modifié par Abidi Saad Messaoud, 2024).

I.3.3 Stratigraphie et description des facies

Les principaux éléments de cette analyse est présenté, dans un log lithologique synthétique[Salmi-Laouar, 2004] (Figure 9).

I.3.3.1 Le Quaternaire

Ils se composent des cailloux, de croûtes calcaires, de poudingues, et de limons éboulés (Dubourdieu, 1956). Leur épaisseur se situe dans une fourchette de 10 à 30 mètres. Différentes formations lithologiques sont identifiées et classées en trois catégories distinctes :

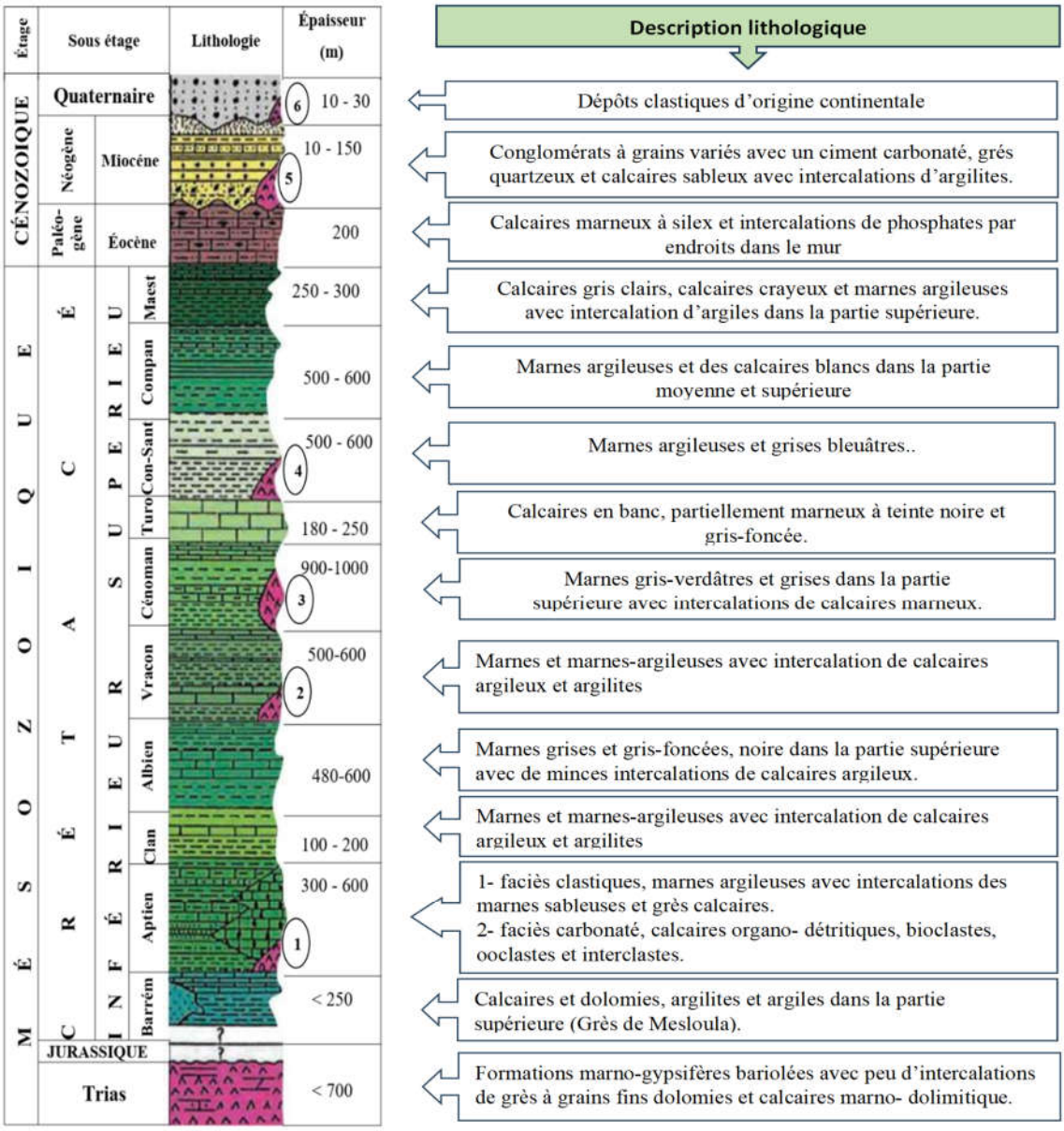


Figure 9: La colonne stratigraphique de la région de Tébessa-Selon (Salmi-Laouar, 2004)

1- **Formations actuelles et récentes**

-Éboulis actuels : Situés à la base des principaux reliefs calcaires, ils sont souvent difficiles à différencier des éboulis anciens.

-Travertins : Localisés à voisinage des sources de Tébessa et de Tenoukla.

-Alluvions actuelles : À la bordure de la plaine ;

-Limons récents : Dans la vaste vallée de l'oued Kébir. Les croûtes calcaires sont des dépôts superficiels qui se résulte suite à l'évaporation d'eau contenant du calcaire.

2- **Formations anciennes :**

Alluvions anciennes : Habituellement associées à des formations plus anciennes qui s'étendent sur de vastes surfaces latérales. Ces derniers peuvent être observés dans la partie amont du cours d'eau de l'oued Ogla el Rbaib.

Dépôts alluvionnaires anciens du piémont : Les formations géologiques qui entourent la plaine de Tébessa se composent soit d'argile, soit de cailloux. :

Matériel d'épandage ancien en terrasse : Constitué de galets et d'argiles, ce type de sol est généralement peu épais, à l'exception de la zone située à l'ouest de Tébessa, comprenant Chabet et Hallouf. Il est situé sur les couches de marnes datant du Crétacé.

Matériel d'épandage ancien : éboulis et cônes de déjection. La présence d'importants éboulis composés d'amas de blocs calcaires maestrichtiens de grande taille, déplacés par solifluxion. De fragments calcaires cimentés, situés au pied des reliefs maestrichtiens (Dj. Mistiri, Chabet el Hamara, Ksar Tebinet). Certains montrent un pendage vers l'amont qui peut être le résultat d'accidents récents liés aux rebords du fossé d'effondrement ou de mouvements de solifluxion sur les marnes, dans un environnement climatique humide. En fin, Cailloutis anciens du Dj-Djebissa.

3- **Formations du Plio-Quaternaire (Villafranchien)**

Cette série regroupe différentes formations géologiques :

a. Argile rouge : Présente dans plusieurs zones (Oued-Oglat Rbaib, Oued-Kébir, Kodiet el Kramassa, Oued-Serdiess).

b. Conglomérat : Localisé dans les contreforts orientaux du Dj-Djebissa.

Certains de ces sédiments, parfois horizontaux, montrent un pendage lié soit à leur origine (anciens dépôts de pente à l'est du Dj. Djebissa), soit à des contraintes tectoniques (O. Naguess, près de Tébessa). La plupart des sédiments trouvés dans le remplissage du fossé d'effondrement sont associés à cette série.

Un forage réalisé dans la plaine basse de Tébessa a traversé ces formations sur 171 mètres d'épaisseur. Elles contiennent généralement une faune d'Hélicidés, et leur origine est toujours associée à des processus de sédimentation détritique.

I.3.3.2 Le Miocène

C'est déposé de manière transgressive sur les formations plus anciennes, en particulier celles de l'Albien-Sénonien et du Trias, constitué par des formations marneuses et gréseux. Selon Dubourdieu (1956), leur épaisseur moyenne est d'environ 150 mètres.

I.3.3.3 L'Eocène

Dans la région de Tébessa, l'Éocène inférieur et moyen se caractérise par des calcaires contenant du silex ainsi que d'autres renfermant des nummulites. Leur épaisseur peut atteindre 200 mètres.

I.3.3.4 Le Paléocène

Sa base marneuse présente des similitudes avec celles du Maastrichtien supérieur, On peut observer des alternances de niveaux riches en phosphates dans les couches supérieures.

I.3.3.5 Le Maestrichtien

Cette formation se distingue par des couches de calcaire blanc finement stratifié, d'environ 60 mètres d'épaisseur, surmontées par un important dépôt de marnes argileuses grises à noires atteignant 150 mètres (Dubourdieu, 1956).

Ce milieu est marqué par une abondance de calcaires crayeux, parfois associés à des récifs (Chevinine et al., 1989).

I.3.3.6 Le Campanien-Santonien

Manque d'éléments suffisants pour les dater, ces formations ne sont pas classifiées. Elles se distinguent par leur composition en marnes argileuses de nuances gris verdâtre et jaune gris.

I.3.3.7 Le Turonien

Le Turonien est présent sur le long des flancs majestueux des grands plis anticlinaux et synclinaux, et sa présence se laisse également deviner en dehors des régions diapiriques. D'après les recherches géologiques de Salmi-Laouar (2004), la base de la couche du Turonien dans le massif d'Essouabaa, s'étalant sur environ 200 mètres, présente une succession de couches allant du bas vers le haut, incluant des marnes, des calcaires marneux et des calcaires.

I.3.3.8 Le Cénomanien

Le Cénomanien inférieur : des formations marneuses argileuses verdâtres. Au Cénomanien moyen, intercalation des marnes argileux avec des calcaires peu développées. Durant le Cénomanien supérieur, un changement dans le type de sédimentation est notable, avec une prédominance des dépôts carbonatés. L'épaisseur totale est entre 750 et 1100 mètres [OTMANIME, 1987].

I.3.3.9 Le Vraconien

Alternances des formations marneux avec des calcaires argileux et des argilites, peut atteindre 600 mètres d'épaisseur (Dubourdieu, 1956). Une transgression est généralement observée dans certaines régions durant le Trias et l'Aptien (OTMANIME, 1987).

I.3.3.10 L'Albien

Dans la région de Tébessa, la séquence stratigraphique albienne se distingue par la présence d'une faune benthique adaptée aux environnements peu profonds.

Au cours de l'Albien supérieur, la couverture albo-aptienne subit l'influence d'incursions triasiques, entraînant à une déformation des couches et à la création de structures complexes, telles que des plis chevauchants, habituellement scellés par le Vraconien (Bouzenoune, 1993 ; Nedjari-Belahcène & Nedjari, 1984 ; Otmanime, 1987). Marnes argileuses, gris au gris foncé, avec une épaisseur varie de 20 à 150 mètres.

I.3.3.11 L'Aptien

Au cours de l'Aptien supérieur, plusieurs plateformes isolées ont été observées dans la région de Tébessa, leur structure étant influencée par des soulèvements diapiriques. L'Aptien marneux est surmonté d'une couche calcaire massive, cimentée par la dolomie. Leur épaisseur peut s'étendre jusqu'à 450 mètres.

I.3.3.12 Le Barrémien

Ces formations sont caractérisées par des marnes grises parfois jaunes, riches en argile, avec la présence des ammonites pyriteuses. [Dubourdieu, 1956]. L'épaisseur de ces formations peut atteindre un maximum de 250 mètres.

I.3.3.13 Le Jurassique

Ces formations absentes selon (Dubourdieu, 1956; Chevinine et al., 1989).

I.3.3.14 Le Trias

Les affleurements triasiques de cette région est d'une importance particulière à cause de son opportunité pour l'exploration des gisements miniers et pétroliers. Au nord-est des diapirs sont constitués de roches évaporitiques, bien que le sel ne soit généralement pas visible en surface. Cependant, sa présence en profondeur est fréquemment attestée par des études géologiques (Bouzenoune, 1993).

L'ensemble lithologique du Trias dans la zone des diapirs n'a pas été entièrement documenté. Toutefois, il présente une composition relativement homogène à l'échelle de la région de Tébessa. Bien que son épaisseur exacte reste inconnue, avec un épaisseur dépasse 1 000 mètres (Rouvier et al., 1985; Pohl et al., 1986). Au Trias, un ensemble important de dépôts évaporitiques et argilo-gypsifères a été mis en place dans des bassins présentant des caractéristiques lagunaires et lacustres (Chevinine et al., 1989).

Les formations triasiques varient en taille, adoptant parfois une configuration elliptique allongée, avec une extension d'environ 80 km du nord-est au sud-ouest. Les principaux affleurements se situent notamment à Djebissa, Djebel Ouenza, Djebel Boukhadra, Djebel Mesloula, Djebel Boujaber, ainsi qu'à Hameimat Nord et Hameimat Sud, en plus de plusieurs autres massifs (Figure 10).

La plasticité de ces formations entraîne une dégradation de leur stratigraphie d'origine, se traduisant par un agencement désordonné des unités. Ces indices témoignent d'une forte mobilité du matériau, associée au développement de structures zonées sur le plan minéralogique (Sheppard et al., 1996).

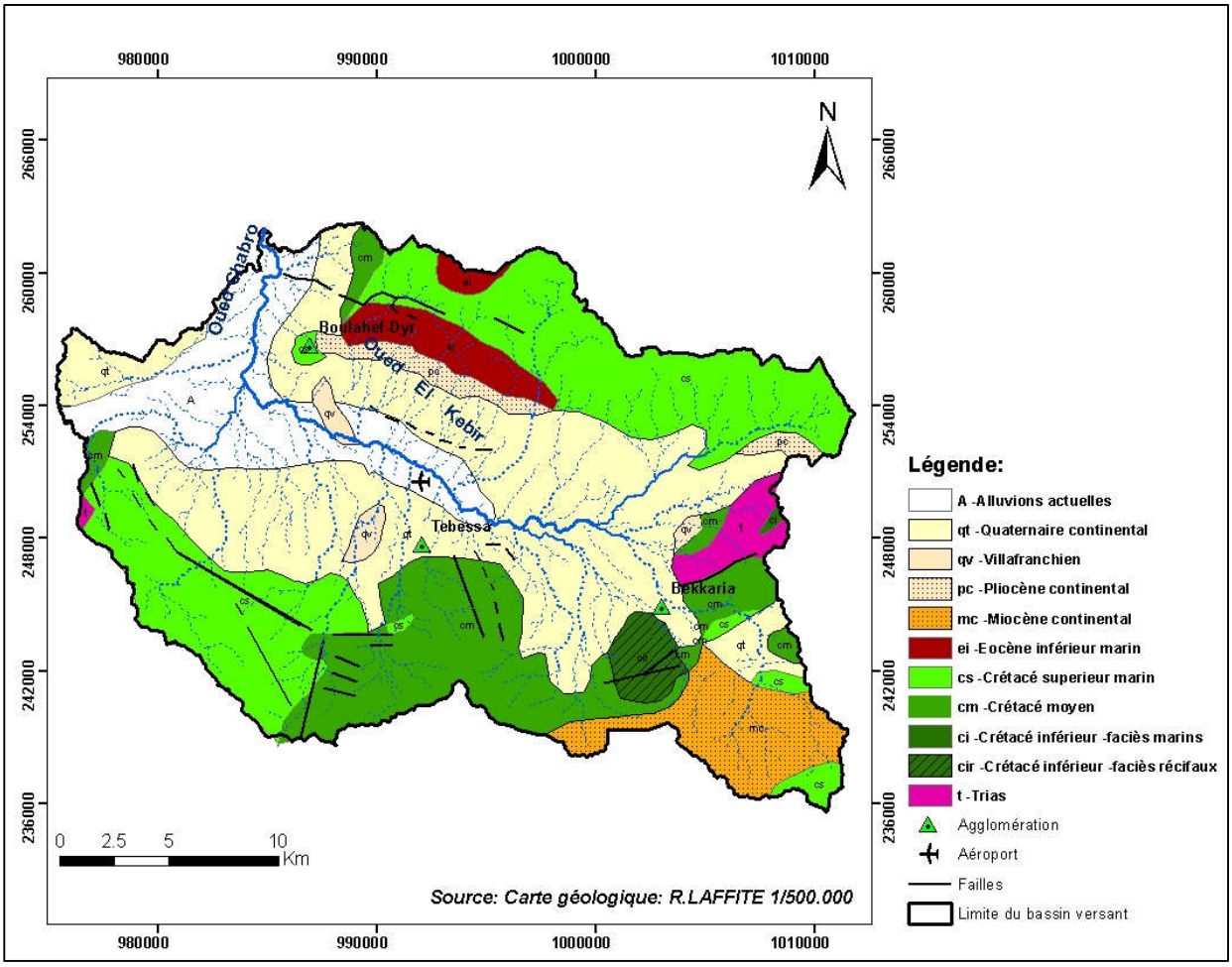


Figure 10: Carte des affleurements des formations géologiques de la région d'étude

I.3.4 L'étude tectonique

I.3.4.1 Les phases de l'orogenèse

Incluant la sédimentation, le plissement, le diapirisme et la fracturation. À certains endroits, elles ont également mis en évidence les étapes successives de l'effondrement du fossé de Morsott-Tébessa (Figure 11).

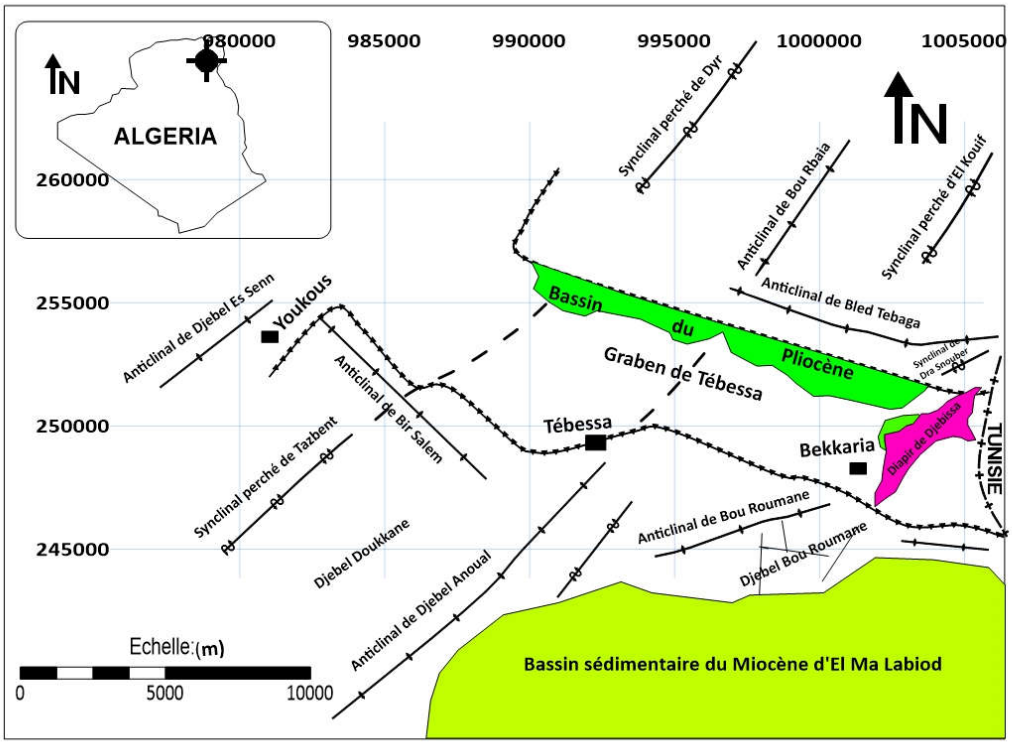


Figure 11: Esquisse structurale du fosse d'effondrement de Tébessa et ses abords [Durozoy & Bouillon, 1956] modifié par Abidi Saad Messaoud, 2024).

I.3.4.2 La phase compressive fini -Lutétienne

La région est soumise à une contrainte maximale orientée entre N 320° et 330° E. Elle exhibe des plis orientés selon une direction atlasique (N 50°-60° E), Cependant, sur la carte géologique de Tébessa (Durozoy & Bouillon, 1956), ces structures apparaissent moins nettement en raison de la superposition des différentes phases tectoniques successives.

I.3.4.3 La phase distensive du Miocène Inférieur

Elle a joué un rôle clé dans la formation et l'évolution du bassin d'El Ma Labiod durant le Langhien-Serravallien et le Tortonien. Les mouvements tectoniques du Miocène ont favorisé le diapirisme dans la région du fossé des Oulad Skoukies, ainsi qu'au Dj-Ouenza, au Dj-Boukhadra et dans la zone comprise entre le Dj-Belkfif et Hamiemat.

I.3.4.4 La phase compressive du Miocène supérieur

Sa manifestation est principalement limitée à la région de Sebkha Selloua et s'étend vers le nord. Dans la zone étudiée, ces effets sont atténués, conformément aux observations de Vila (1980).

I.3.4.5 La phase compressive du Pliocène Inférieur

Parmi ces affaits, l'anticlinal de Dj-Bouroumane-Tella et Anoual est reconnu sur la carte géologique de Tébessa.

Durant la phase distensive, l'effondrement du diapir de Belkfif-Hamiema (diapirisme miopliocène), lequel s'est partiellement affaissé dans le fossé. Par ailleurs, la composante dextre a contribué à la réactivation du diapirisme du Dj-Djebissa, entraînant un phénomène de diapirisme sous-marin à l'Aptien-Albien.

I.3.4.6 La phase compressive du pliocène Supérieur

Le fossé d'effondrement de Tébessa a été causé par la composante dextre de cette contrainte, en relation avec le basculement et l'affaissement partiel de structures plissées du Pliocène inférieur. Ce processus de soulèvement diapirique a entraîné une déformation du fossé de Morsott, tandis qu'une réactivation du diapir du Dj-Djebissa a également été constatée, processus qui est toujours en cours actuellement.

La configuration en décrochement se manifeste à la frontière entre les fossés de Morsott (qui s'étendent du NNW au SSE) et de Tébessa (qui sont orientés du WNW à l'ESE). L'élargissement vers le nord du fossé de Tébessa change cette région de liaison, touchant en partie la structure synclinale de Draa Snouber (Pliocène inférieur) localisée à l'ouest du Djebel Belkfif (Figure 11).

I.3.4.7 La formation du fossé d'effondrement de Tébessa

Des stades d'effondrement l'une au Villafranchien inférieur, et deuxième stade s'est produit au cours du Pléistocène inférieur. Une subsidence moins intense après cette phase a provoqué, au cours du Pléistocène moyen, l'accumulation d'argiles, signalant ainsi la troisième phase de subsidence.

Au cours du Pléistocène supérieur, un quatrième stade d'effondrement majeur a eu lieu dans la région centrale de la dépression de Tébessa. D'après Zerdazi (1990), cette dépression a engendré la création d'un graben d'une largeur d'environ 2 km.

En 1995, trois tremblements de terre d'une magnitude de 4 à 5 sur l'échelle de Richter ont été enregistrés, semblant liés à la phase de distension du stade plio-quaternaire. La partie centrale du graben de Tébessa, où se trouvent actuellement des dépôts alluvionnaires, continue de s'enfoncer tandis que les marges du fossé se soulèvent.

Bien que la subsidence ait significativement ralenti lors du quatrième stade, elle persiste encore aujourd'hui, comme en témoignent les séismes de 1995, qui semblent être associés à la dynamique tectonique responsable de la formation du fossé.

I.3.5 Intérêt hydrogéologique des formations géologiques

Les études géologiques et structurales menées sur la région permettent d'identifier plusieurs niveaux géologiques présentant une forte perméabilité. Parmi eux, les calcaires maestrichtiens, turoniens et éocènes se distinguent par leur capacité à stocker et à transmettre l'eau.

Dans la plaine elle-même, les formations alluvionnaires du Plio-Quaternaire se caractérisent par une perméabilité plus faible. Elles présentent un granoclassement marqué, avec des cailloutis et galets calcaires en bordure, tandis que le centre de la plaine est constitué de limons récents, dont la faible perméabilité limite l'infiltration et le stockage de l'eau.

I.4 L'étude hydrologique

Une gestion efficace des ressources hydriques au niveau d'un bassin versant requiert une compréhension approfondie des divers éléments constitutifs du bilan hydrologique.

L'évaluation de ces divers paramètres du bilan hydrologique repose sur le modèle classique de Thornthwaite [Thornthwaite & Mather, 1957]. L'objectif de cette étude climatique est d'établir le bilan hydrologique et d'estimer l'infiltration. Cela est basé sur des paramètres mesurés, tels que la température et les précipitations, ainsi que sur des paramètres calculés

à l'aide de diverses formules empiriques, comme l'évapotranspiration potentielle, l'évapotranspiration réelle et le ruissellement.

I.4.1 Collecte des données

La station météorologique de Tébessa est située à une latitude nord de 35° 48' et à une longitude ouest de 8° 13', à une altitude de 813 mètres. Les informations collectées s'étendent sur la série des années des années hydrologiques de 1980/1981 à 2021/2022.

I.4.2 Analyse des paramètres climatiques

I.4.2.1 La Pluviométrie

La pluviométrie est un élément essentiel du cycle hydrologique. Les infiltrations contribuent au renouvellement total ou partiel des aquifères, ce qui a un impact sur le débit saisonnier et le régime des cours d'eau.

Coefficient Pluviométrique :

Lorsque le coefficient pluviométrique est supérieur à 1, cela indique que l'année est jugée excédentaire, tandis que s'il est inférieur à 1, l'année est déficitaire (Tableau 4).

Tableau 4: Le coefficient pluviométrique (1981/2022)

Année	P (mm)	CP	Type de l'année	Année	P (mm)	CP	Type de l'année
1981	261.4	0.71	D	2003	532.7	1.44	E
1982	389.3	1.05	E	2004	580.8	1.57	E
1983	204.9	0.55	D	2005	447.9	1.21	E
1984	309.6	0.84	D	2006	480.7	1.30	E
1985	309.6	0.84	D	2007	412.8	1.12	E
1986	364.6	0.99	D	2008	283.8	0.77	D
1987	258.6	0.70	D	2009	539.1	1.46	E
1988	340	0.92	D	2010	279.8	0.76	D
1989	315.8	0.85	D	2011	465.2	1.26	E
1990	643.3	1.74	E	2012	337.4	0.91	D
1991	463.6	1.25	E	2013	249.6	0.67	D
1992	444.5	1.20	E	2014	530.1	1.43	E
1993	199	0.54	D	2015	487.7	1.32	E
1994	237.9	0.64	D	2016	254.9	0.69	D
1995	407.3	1.10	E	2017	327.8	0.89	D
1996	348.9	0.94	D	2018	392.8	1.06	E
1997	377.9	1.02	E	2019	323	0.87	D
1998	337.6	0.91	D	2020	314.9	0.85	D

1999	432.2	1.17	E	2021	301.4	0.81	D
2000	406	1.10	E	2022	350.6	0.95	D

E : **Excédentaire**, D : **Déficitaire**

Avec :

- **P** : Pluviométrie de l'année considérée,
- $\bar{\mathbf{P}}$: Pluviométrie moyenne pour la période d'étude,

$\bar{\mathbf{P}} = \frac{1}{N}\sum Pi$ => $\bar{\mathbf{P}}$ **= 370 mm,** Où : i = 1, et N = 42

Les précipitations maximales atteignent 643,3 mm en 1991, tandis que le minimum enregistré est de 193,6 mm en 2001(Figure 12). Une valeur seuil de 369,43 mm a été établie pour différencier les années déficitaires (P < 369,43 mm) des années excédentaires (P > 369,43 mm). Sur l'ensemble de la période d'étude, on compte 23 années déficitaires contre 19 années excédentaires, reflétant un déséquilibre hydrique avec une prépondérance des années de déficit pluviométrique.

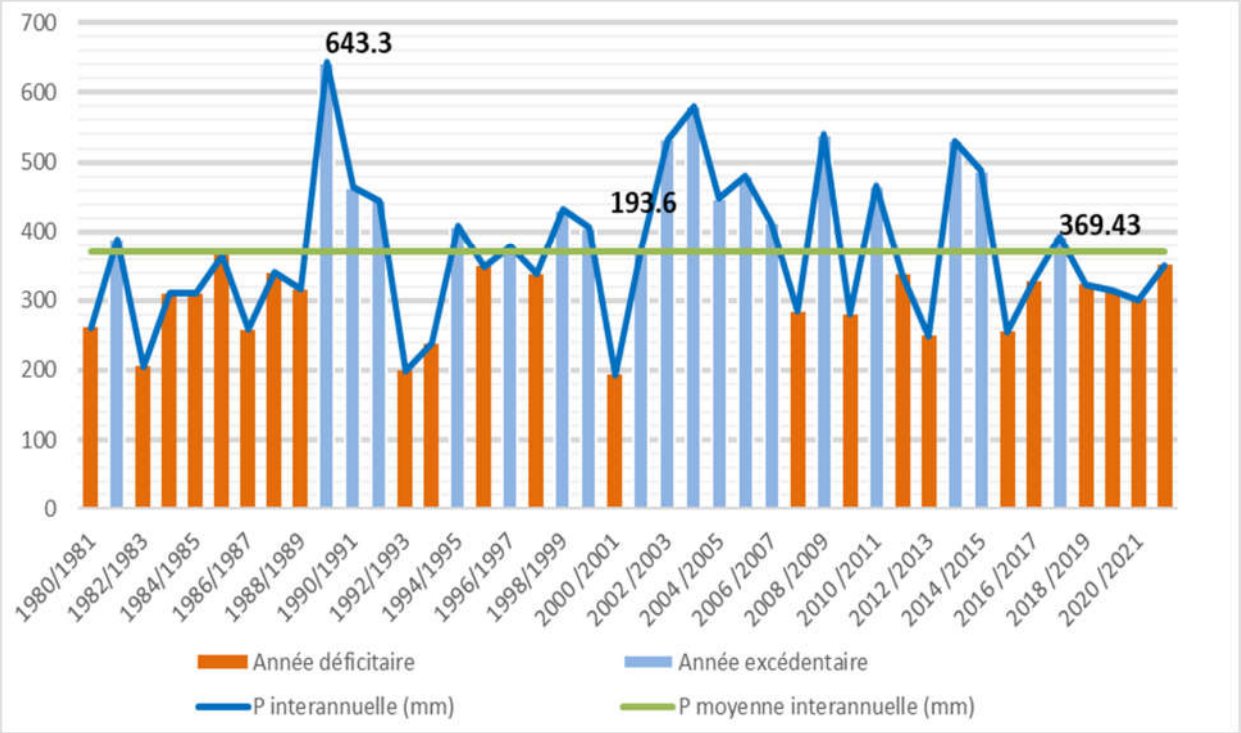


Figure 12: Évolution annuelle des précipitations enregistrées à la station météorologique de Tébessa (1981-2022)

1.4.2.1.1 Distribution saisonnière des précipitations

Les saisons de l'année se divisent en quatre périodes bien définies, chacune apportant son lot de caractéristiques et de changements : l'automne, qui s'étend de septembre à novembre, l'hiver, couvrant les mois de décembre à février, le printemps, de mars à mai, et enfin l'été, qui se couvre de juin à août. Les pourcentages moyens des précipitations enregistrées au cours de chaque saison, pour la période 1981-2022, sont calculés à l'aide de l'équation suivante (Figure 13) :

$$\bar{P}\% = \frac{\bar{P}s}{PT} x100 \; ; \; \bar{P}s = \frac{1}{N}\sum Pi$$

Avec $\bar{P}\%$: La moyenne des pluies pour chaque saison en % ;

$\bar{P}s$: Moyenne des pluies par saison (mm) ;

PT: Quantité totale de pluie pendant la période observée (mm)

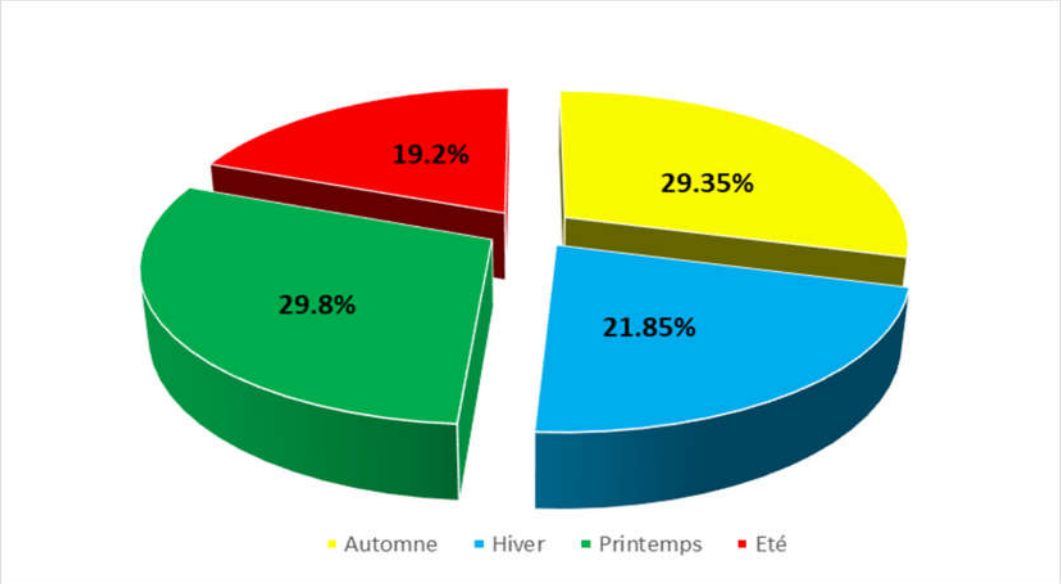


Figure 13: Quantité de pluie par saison entre 1981 et 2022.

1.4.2.1.2 Distribution des précipitations mensuelles moyennes

La moyenne des données sur une durée de 42 ans sont exposées dans le tableau 5 et la figure 18.

Tableau 5: Moyenne des pluies par mois à la station de Tébessa.

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	Ma	J	Ju	Ao

P moy (mm)	46.12	32.46	30.02	28.61	28.20	24.04	36.21	33.57	42.02	26.50	13.29	28.93

1.4.2.1.3 Distribution des pluies annuelles moyennes

Les analyses des données de 1981 à 2022 mettent en lumière diverses caractéristiques significatives :

La pluviométrie moyenne annuelle est estimée à 369.43 mm, bien que cette valeur présente une forte variabilité d'une année à l'autre. Le mois le plus pluvieux est septembre, caractérisé par une moyenne de 44 mm de précipitations, par contre, le mois de juillet se distingue par sa faible pluviométrie, avec une moyenne de seulement 13,2 mm (Figure 14).

1.4.2.1.4 Répartition saisonnière :

-La saison de printemps est la plus pluvieuse, recevant environ 29.8 % des précipitations annuelles, soit une moyenne de 110 mm par saison.

-La saison estivale est la plus sèche, avec seulement 19.2 % des précipitations annuelles, correspondant à une moyenne de 70.9 mm par saison.

-Les précipitations restantes sont réparties entre les saisons d'automne et d'hiver, avec des contributions intermédiaires.

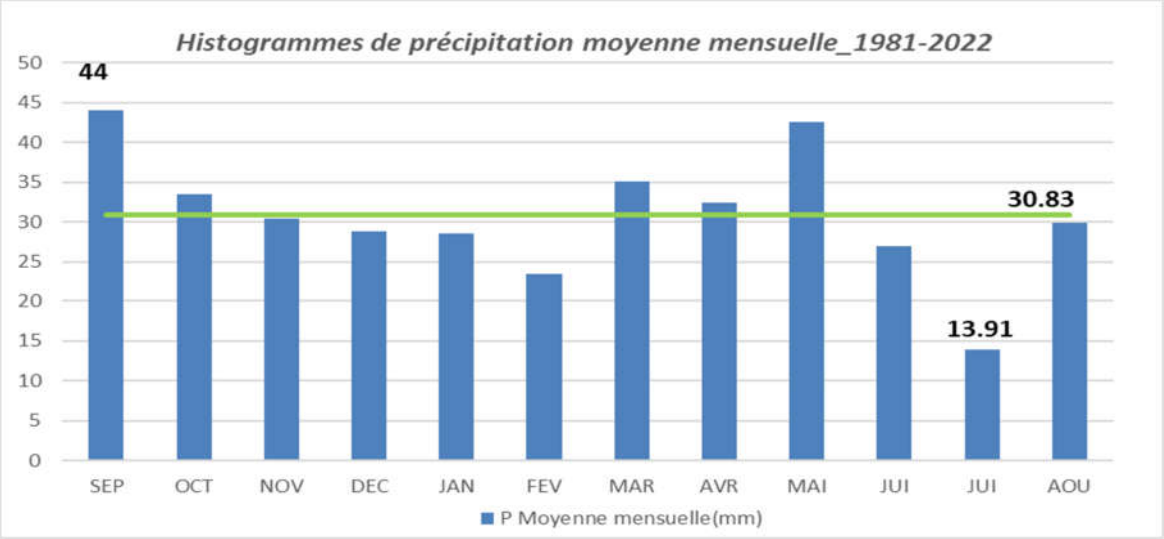


Figure 14: Répartition des précipitations mensuelles moyennes annuelles enregistrées à la station de Tébessa sur la période (1981-2022)

I.4.2.2 Températures

La température constitue un paramètre fondamental en climatologie en raison de son rôle essentiel dans le cycle de l'eau et son pouvoir évaporatoire sur les surfaces humides. Elle influence directement les processus d'évapotranspiration, contribuant ainsi à l'évolution du déficit d'écoulement, un élément clé dans l'estimation hydrogéologique. En favorisant le fonctionnement optimal du cycle de l'eau, la température agit comme un facteur déterminant dans la dynamique hydrologique et climatique des écosystèmes.

1.4.2.2.1 Répartition des températures moyennes mensuelles interannuelles

La répartition des températures sur l'année montre deux périodes distinctes :

-Période froide : Elle s'étend de novembre à avril, avec une température minimale enregistrée au mois de janvier (9,67 °C).

-Période chaude : Elle débute en mai et se prolonge jusqu'en septembre, avec une température maximale atteinte au mois d'août (27,37 °C).

-La température moyenne annuelle est estimée à 16.27 °C

Le tableau 6 présente les températures moyennes mensuelles interannuelles, lesquelles sont également illustrées dans la figure 15 pour une meilleure visualisation de leur évolution au cours de l'année.

Tableau 6: Les températures moyennes mensuelles interannuelle 1981-2022

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A
T moy (°C)	22.50	17.69	12.14	8.36	7.37	8.21	11.08	14.08	18.39	22.97	26.07	26.37

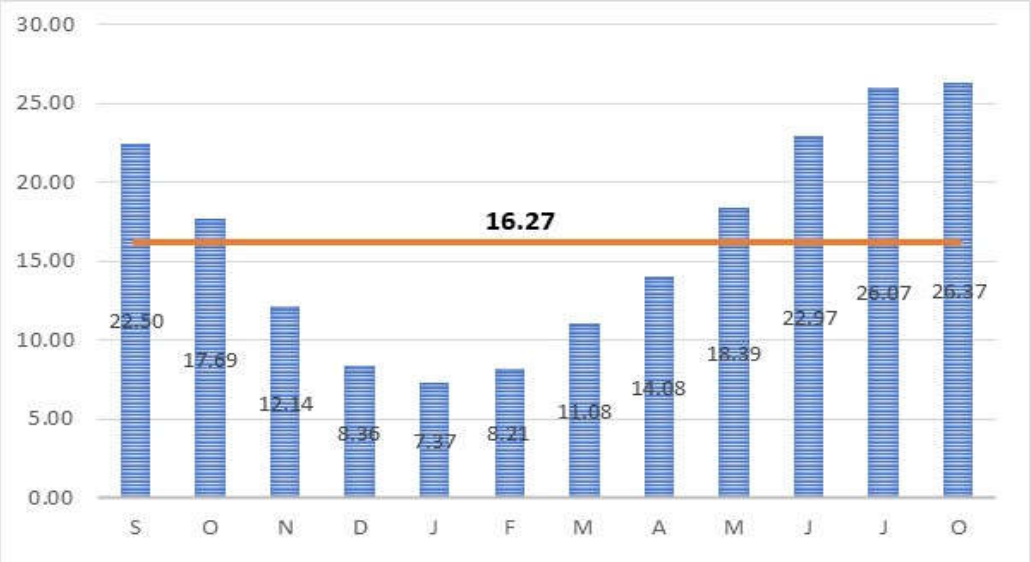


Figure 15: Distribution mensuelle moyenne de la température sur la période (1981-2022)

1.4.2.2.2 Répartition des températures moyennes annuelles (1981-2022)

Le tableau 7 et la figure 16 présentent l'évolution de la température moyenne annuelle sur une durée de 42 ans (1981-2022). Cette analyse révèle une variation significative de ce paramètre au cours des années. En analysant la période étudiée, il est observé que l'année 2022 se distingue comme étant la plus chaude, montrant une température moyenne de 17,7 °C, alors que l'année la plus froide est 1991, avec une température moyenne de 14,87 °C.

Tableau 7: La moyenne annuelle des températures pour la période de 1981 à 2022.

Année	T (°C)	Année	T (°C)	Année	T (°C)
1980/1981	15.86	1994/1995	15.92	2008 /2009	15.75
1981/1982	16.20	1995/1996	15.30	2009 /2010	16.53
1982/1983	16.22	1996/1997	16.72	2010 /2011	15.56
1983/1984	16.08	1997/1998	15.93	2011 /2012	15.79
1984/1985	16.44	1998/1999	16.58	2012 /2013	16.10
1985/1986	15.76	1999/2000	16.44	2013 /2014	16.82
1986/1987	16.62	2000 /2001	16.94	2014 /2015	16.03
1987/1988	16.70	2001 /2002	16.89	2015 /2016	16.98
1988/1989	16.49	2002 /2003	16.75	2016 /2017	16.32
1989/1990	16.50	2003 /2004	15.42	2017 /2018	16.09
1990/1991	14.87	2004 /2005	15.82	2018 /2019	16.25
1991/1992	15.15	2005 /2006	16.66	2019 /2020	16.37
1992/1993	15.79	2006 /2007	16.33	2020 /2021	17.49

1993/1994	17.16	2007 /2008	16.05	2021 /2022	17.70

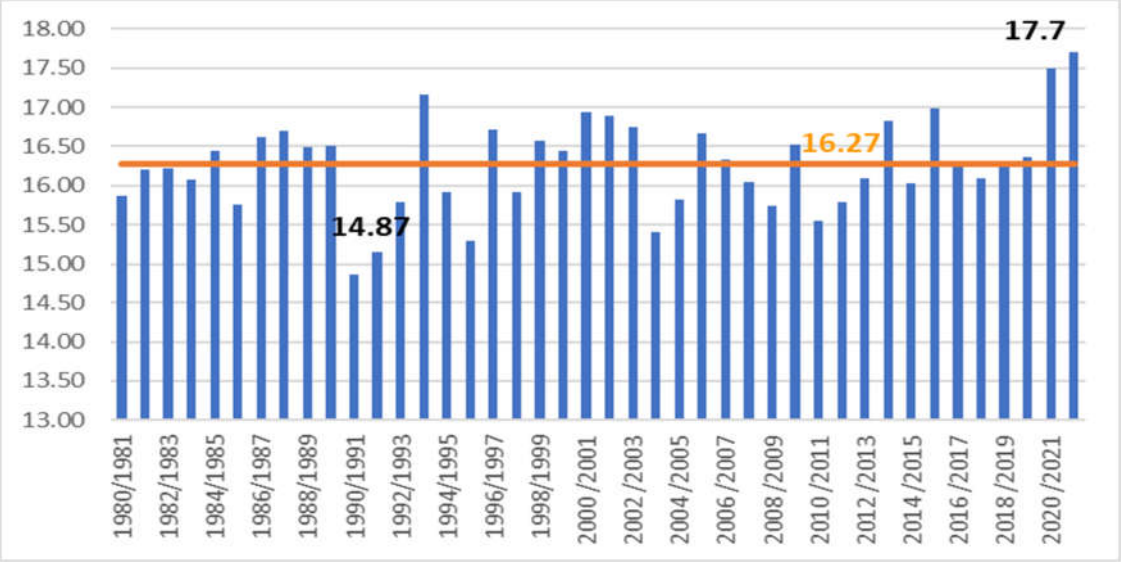


Figure 16: Variation de températures annuelles (1981-2022)

I.4.2.3 Humidité relative et spécifique

L'humidité relative moyenne mensuelle, observée sur la même période, présente des variations significatives en fonction des saisons. Elle atteint un niveau minimum d'environ 42,72 % pendant la période de faible pluviosité, notamment en juillet, et un niveau maximum de 78,14 % durant la saison froide, particulièrement en décembre (Figure 17).

De même, l'humidité spécifique moyenne mensuelle varie sensiblement au fil des saisons. En février, elle enregistre un taux minimal de 4,56 g/kg, tandis qu'en septembre, le taux maximal atteint 9,03 g/kg.

Ces fluctuations traduisent l'impact des conditions climatiques saisonnières sur la teneur en vapeur d'eau dans l'atmosphère, reflétant les dynamiques hydrologiques et thermiques propres à la région.

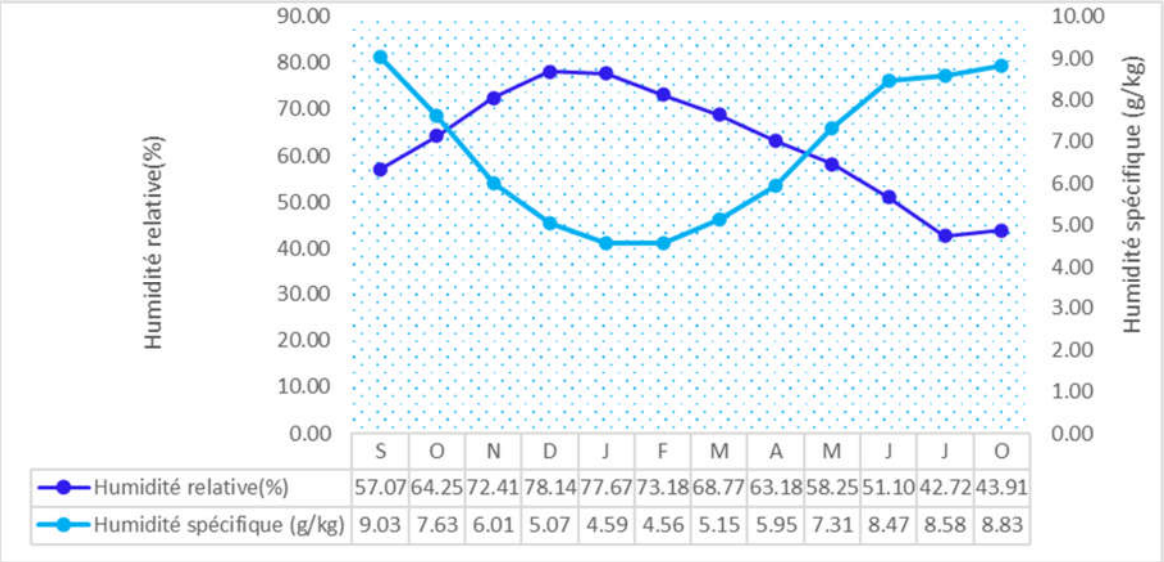


Figure 17: Répartition moyenne mensuelle interannuelle de l'humidité relative et Spécifique (1981-2022)

I.4.2.4 Vitesses et directions des vents

Les vents de Sud-Est et Sud-Ouest sont généralement secs et contribuent à l'intensification des fortes chaleurs estivales. Les vents soufflant depuis le sud, notamment marqués par le Sirocco, sont caractérisés par leur chaleur et leur sécheresse. Ce vent, actif principalement durant l'été, se déplace généralement du sud vers le nord. Néanmoins, la région septentrionale de la wilaya est moins sujette à ce phénomène en raison de la présence des monts de Tébessa et des Nemamchas, qui agissent comme une barrière naturelle réduisant l'impact du Sirocco.

Les données observées sur la période 1981-2022 (Figure 18) indiquent que la vitesse maximale du vent enregistrée ne dépasse pas 4,18 m/s, tandis que la vitesse minimale, atteignant 2,99 m/s, est relevée durant le mois d'août.

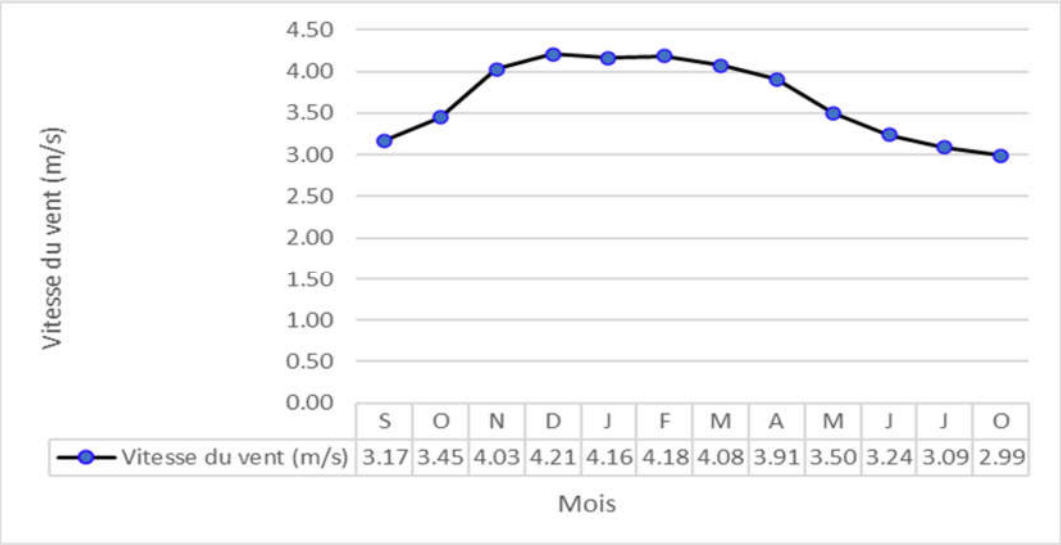


Figure 18: Répartition moyenne mensuelle interannuelle des vents (1981-2022)

I.4.3 Indices climatiques

Les indices climatiques fournissent une vision globale des caractéristiques et des spécificités du climat dans la région étudiée

1.4.3.1 Calcul de l'indice d'aridité selon la méthode de Martonne (1923).

Cet indice est un paramètre qui est influencé à la fois par la température et les précipitations (Tableau 8 et Figure 19) ;

$$A = \frac{P}{T + 10}$$

Cet indice est utilisé pour définir les caractéristiques climatiques d'une zone en se basant sur les seuils suivants :

-Une valeur inférieure à 5 est considérée comme un climat hyperaride.

-Pour des valeurs comprises entre 5 et 7,5, on peut caractériser le climat comme désertique.

-Pour des valeurs comprises entre 7,5 et 10, on peut caractériser le climat comme étant de type steppique.

-Pour des valeurs comprises entre 10 et 20 pour A, le climat est qualifié de semi-aride.

-Pour des valeurs comprises entre 20 et 30, on observe un climat tempéré.

-Pour des valeurs supérieures à 30, on observe un écoulement abondant, caractéristique d'un climat humide.

Tableau 8: Résultat de l'Indice annuel d'aridité (I)

Station	P (mm)	T (°C)	A	Observation
Tébessa	370	16.27	14	Climat est semi-aride.

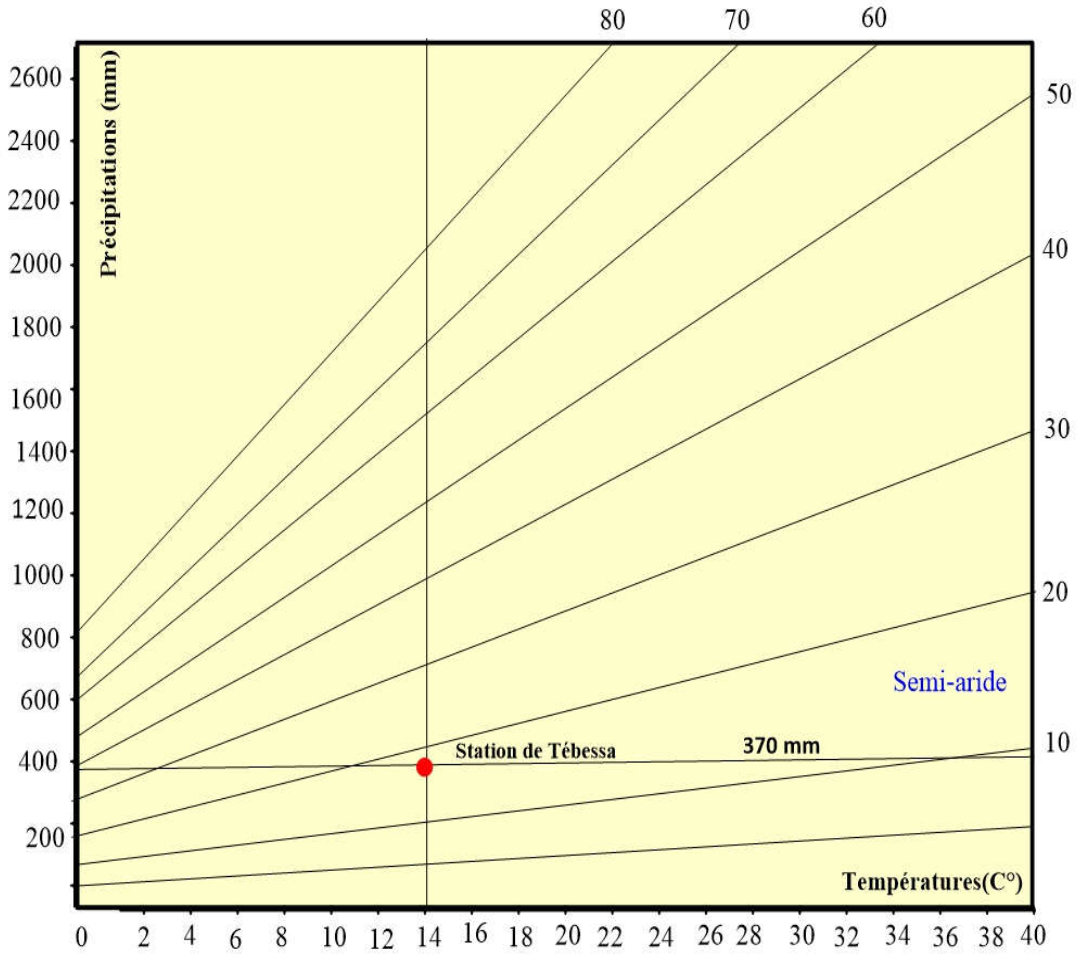


Figure 19: Abaque de l'Indice d'aridité Annuel selon Martone, 1923.

1.4.3.2 Diagramme Pluvio-Thermique De Gaussen

D'après le diagramme pluvio-thermique présenté dans la figure 20, deux principales saisons se distinguent :

- **La saison sèche**, qui s'étend de juin à août, se distingue par des précipitations limitées et des températures élevées.
- **Une saison humide et douce**, qui s'étend de septembre à mai, marquée par des précipitations plus abondantes et des températures modérées (Figure 24).

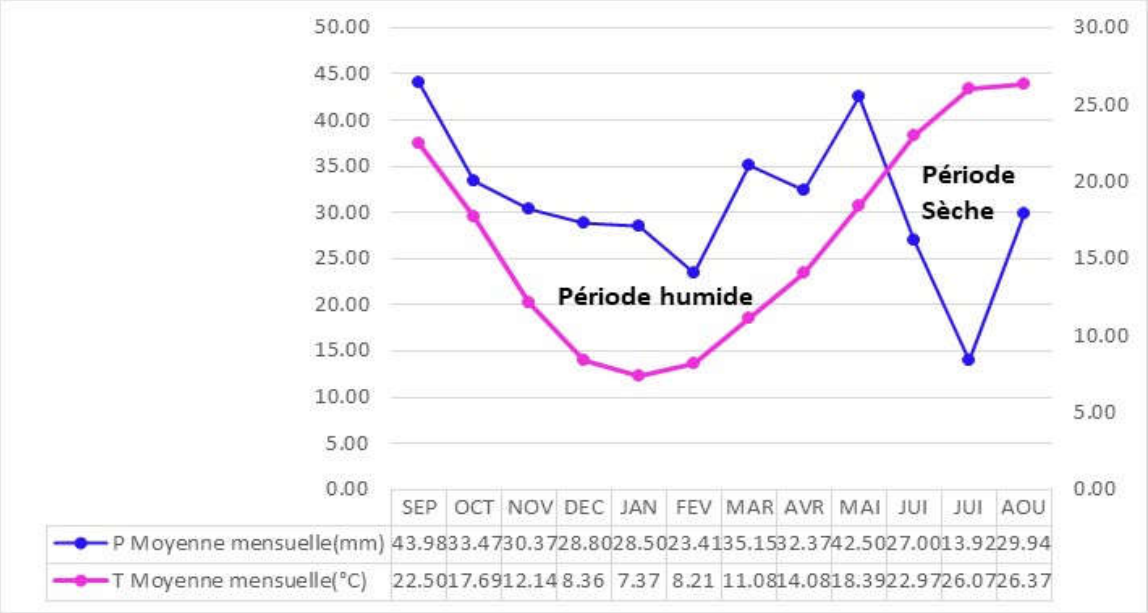


Figure 20: Diagramme Pluvio-thermique de GAUSSEN de la région de Tébessa (1981-2022)

1.4.3.3 Climagramme D'emberger

Le climagramme d'Emberger est un outil qui permet de définir l'étage bioclimatique d'une station donnée en fonction de ses conditions climatiques. Cet indicateur est calculé par l'utilisation de la formule suivante :

$$Q = \frac{2000 * P}{T^2max - T^2min}$$

Dont :

• P : précipitations annuelles moyennes (en mm) ;

• $Tmax$: représente la température maximale en degrés Celsius enregistrée durant le mois

le plus chaud ;

• $Tmin$: La température minimale enregistrée pendant le mois le plus froid, exprimée en degrés Celsius.

En se référant à l'équation établie par STEWART (1968) pour les pays de l'Algérie et du Maroc,

Q = 3.43P / (M-m)

Avec:

• Q : Le quotient pluviométrique d'Emberger.

• P: La variable P représente la précipitation moyenne annuelle en millimètres.

• M : La moyenne des températures maximales du mois le plus chaud est exprimée en degrés Celsius.

• m: Représente la moyenne des températures minimales en degrés Celsius pour le mois le plus froid.

Selon l'analyse basée sur le climagramme d'Emberger, le climat de la région étudiée est catégorisé comme semi-aride (Figure 21 et Tableau 9).

Tableau 9: Les paramètres climatiques qui déterminent l'indice d'EMBERGER (1981-2022).

P (mm)	M (°C)	m (°C)	Q
369.42	29.36	4	49.96

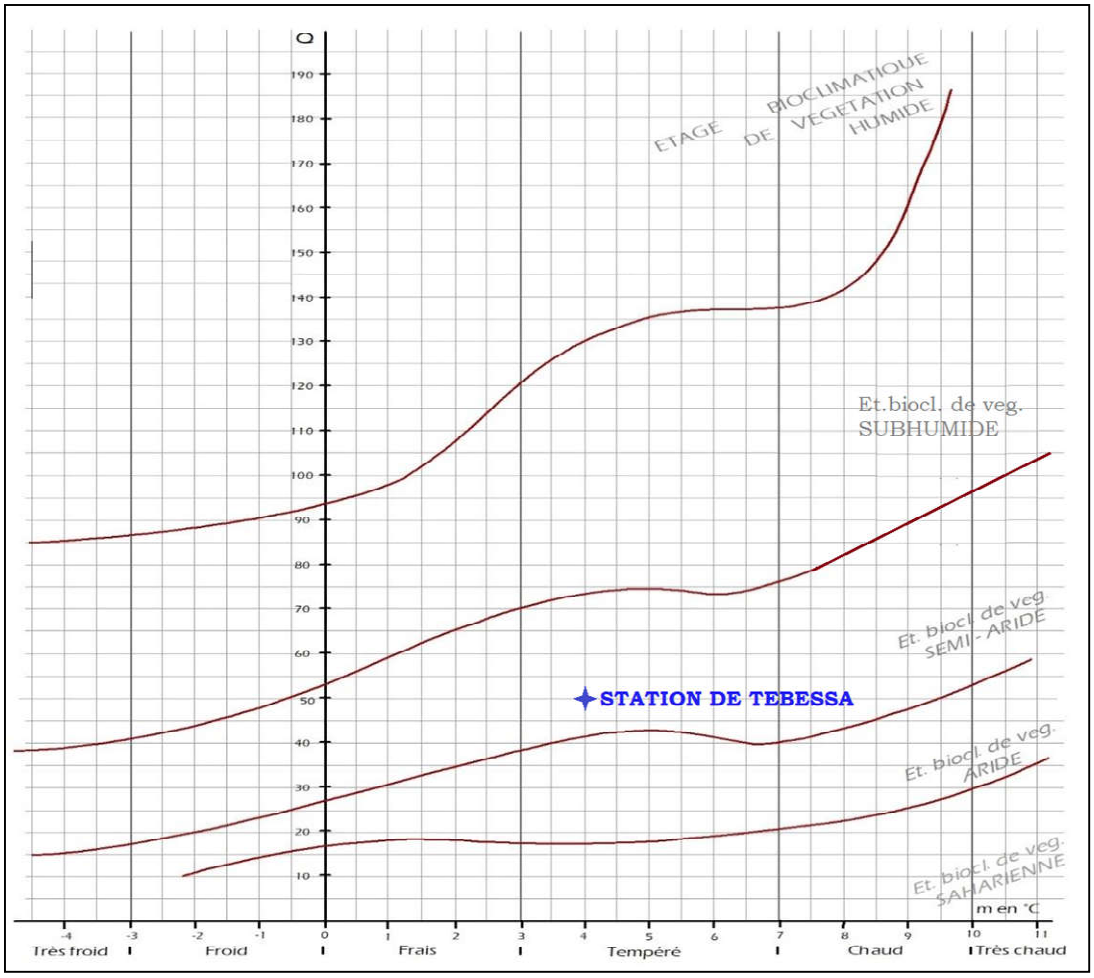


Figure 21: Emplacement de la station de Tébessa sur le diagramme climatique d'Emberger.

I.4.4 Bilan D'eau

C'est l'équilibre entre les entrées et les sorties d'eau, et qui a un impact direct sur les changements des stocks d'eau. Afin de dresser ce bilan dans la zone d'étude, il est primordial d'évaluer ses composantes principales, telles que l'infiltration, le ruissellement et l'évapotranspiration.

Pour cette étude, les données exploitées sont obtenues de la station météorologique de Tébessa ainsi que du site web de la National Aeronautics and Space Administration (NASA) à travers son projet Prediction of Worldwide Energy Resources (POWER) (https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/). Ce portail offre une série homogène et continue d'observations couvrant une période de 42 ans (1981-2022), permettant une

analyse fiable et détaillée des paramètres climatiques nécessaires pour déterminer le bilan hydrique.

I.4.4.1 Calcule de L'évapotranspiration

L'évaporation, en plus des précipitations, représente l'un des principaux composants du bilan hydrologique. Elle représente la quantité d'eau restituée à l'atmosphère sous forme de vapeur. L'évapotranspiration, quant à elle, englobe deux processus complémentaires :

-*L'évaporation* : Ce phénomène physique se réfère au changement de l'eau en vapeur, qui se produit à partir de surfaces d'eau libre.

-*La transpiration* : Un phénomène naturel et biologique qui est très connecté aux plantes.

Deux types principaux d'évapotranspiration sont distingués :

L'évapotranspiration potentielle (ETP) : Représente la quantité maximale d'eau pouvant être évaporée et transpirée par une surface, sous des conditions optimales d'humidité du sol.

L'évapotranspiration réelle (ETR) : Correspond à la quantité effective d'eau évaporée et transpirée, tenant compte des limitations liées à la disponibilité en eau dans le sol.

I.4.4.1.1 Évaluation de l'évapotranspiration réelle (ETR)

L'évapotranspiration réelle (ETR) représente une composante essentielle du bilan hydrologique, correspondant au déficit d'écoulement. Elle peut être déterminée à l'aide de diverses formules nécessitant généralement l'utilisation de deux paramètres climatiques fondamentaux : les précipitations et la température moyenne.

- ✓ **Formule de Turc**

L'ETR est étroitement lié à la quantité de précipitations reçue dans le bassin versant et à la pouvoir maximale du sol à stocker l'eau. Parmi les méthodes les plus couramment utilisées pour estimer l'ETR, la formule de Turc se distingue par sa simplicité et sa prise en compte des interactions entre les précipitations et la température. Cette formule est donnée par :

Formule de Turc : ETR = $\frac{P}{\sqrt{(0.9+\frac{p^2}{L^2})}}$, L= 300+25T+0.05T^3 Avec :

- ETR : L'évapotranspiration réelle annuelle (en mm),
- P : Les précipitations annuelles (en mm),
- T : La température moyenne annuelle (en °C),
- L : Le pouvoir évaporant, dépendant des caractéristiques climatiques du bassin.

Cette formule relie harmonieusement les variables climatiques et hydrologiques, permettant d'obtenir des estimations fiables pour une gestion efficace des ressources en eau. Le tableau 10 récapitule les résultats des calculs, mettant en évidence les fluctuations du taux d'évapotranspiration réelle en relation avec les niveaux de précipitations et les températures moyennes pendant la période étudiée.

Tableau 10: L'ETR annuelle selon la méthode de Turc (1981-2022)

Station	**P (mm)**	**T (°C)**	**L**	**ETR (mm/an)**
Tébessa	369.43	16.27	922.1	358.73

✓ **Formule de Coutagne**

ETR = P-גp^2

Cette formule est applicable uniquement lorsque la quantité de précipitations en (m) satisfait à la condition suivante :

$\frac{1}{8ג} < P < \frac{1}{2ג}$, pour ג = $\frac{1}{0.8+0.14T}$ => 0.39<P<1.56

Cela nous conduit à la conclusion que la condition n'est pas approuvée, étant donné que la quantité annuelle de précipitations dans la zone d'étude s'élève à 369,43 mm (soit 0,369 m). Ainsi, il est inapproprié d'appliquer la formule de Coutagne dans notre région d'étude.

✓ **Formule de Thornthwaite**

Dans le cadre de l'élaboration du bilan hydrique, les valeurs moyennes de l'évapotranspiration potentielle (ETP) et réelle (ETR) sont déterminées en utilisant la

méthode développée par C.W. Thornthwaite (Tableau 11), qui repose sur les hypothèses suivantes :

Premier cas :

-Si P > ETP (précipitations supérieures à l'évapotranspiration potentielle)

Alors ETR = ETP, et l'excédent d'eau est disponible pour alimenter le ruissellement ou la recharge des nappes phréatiques.

Deuxième cas :

-Si P < ETP (précipitations inférieures à l'évapotranspiration potentielle)

Alors ETR = P + RFU, où RFU représente la Réserve en Eau du Sol Utilisable, mobilisée pour compenser le déficit hydrique.

Tableau 11: Résultats du calcul de l'ETR selon Turc et Thornthwaite

Station	P (mm/an)	Turc (mm/an)	Thornthwaite (mm/an)
Tébessa	369.43	358.73	328.42

I.4.4.1.2 Estimation De L'évapotranspiration Potentielle (ETP)

C'est la quantité maximale d'eau qui peut s'évaporer, exprimée en hauteur d'eau évaporée (généralement en mm), qui pourrait être évaporée et transpirée par une surface donnée sur une période déterminée, à condition que l'eau soit disponible en quantité suffisante pour satisfaire les besoins hydriques de la végétation et de l'évaporation.

L'ETP représente donc une estimation théorique des pertes en eau dans des conditions idéales d'humidité, et elle est soumise à l'influence de divers facteurs climatiques tels que la température, l'ensoleillement, le vent et l'humidité relative.

L'estimation de l'évapotranspiration potentielle (ETP_{nc}), non corrigée, peut être effectuée en appliquant la formule de C.W. Thornthwaite, qui prend en compte les températures moyennes mensuelles ainsi que l'indice thermique. L'expression de cette formule est la suivante :

$$ETPnc = 16\left(\frac{10T}{I}\right)^{a} \qquad \text{Avec } I = \sum_{i=1}^{12} i \quad \text{et} \quad i = \left(\frac{T}{5}\right)^{1.514}$$

L'exposant (a) est obtenu à partir de l'expression de Serra, suite à la réduction de la longue formule de C.W. Thornthwaite : $a = \frac{1.6}{100} I + 0.5$ Où :

i : indice thermique mensuel.

T : Représente la température moyenne mensuelle du mois considéré (°C) ; I : Correspond à indice thermique annuel ;

L'évapotranspiration potentielle corrigée (ETPc) peut être calculée en appliquant un coefficient correctif (k) ; La formule de l'évapotranspiration potentielle corrigée s'exprime de la manière suivante :

$$ETPc = 16 \left(\frac{10T}{I}\right)^{a} * K$$

ETP : évapotranspiration potentielle du mois considéré (mm).

K : Coefficient liées à la localisation géographique.

Les résultats des calculs sont synthétisés dans le tableau 12.

Tableau 12: Résultats de calcul de l'ETP selon la formule de C. W. Thornthwaite.

Mois / Paramètre	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A
I	9.75	6.77	3.83	2.18	1.80	2.12	3.34	4.79	7.18	10.06	12.19	12.40
K	1.03	0.97	0.86	0.81	0.87	0.85	1.03	1.1	1.21	1.22	1.24	1.16
ETPc(mm)	105.66	65.75	30.50	15.14	13.08	15.40	31.23	50.34	87.73	129.63	163.88	156.32

Pour notre bassin, l'estimation de l'évapotranspiration potentielle (ETP) a donné une valeur moyenne annuelle totale de 864,67 mm/an sur la période étudiée (1981-2022).

I.4.4.1.3 Estimation de la réserve facilement utilisable (RFU)

C'est la quantité d'eau présente dans le sol qui est aisément accessible aux plantes pour leur absorption.

Dans le cadre de la plaine de Tébessa, J. Richard a évalué la Réserve Facilement Utilisable (RFU) à une fourchette de 25 mm à 26 mm au cours de ses études. Une autre étude agropédologique a été menée par le cabinet Le Petit en 1966/67, dans la même région, a proposé une plage plus large pour la RFU, estimant que cette réserve variait entre 23 mm et 35 mm. Ces différences peuvent être attribuées aux variations locales dans les

caractéristiques du sol et du climat, dans notre cas, on prend une valeur moyenne de RFU= 29 mm.

I.4.4.2 Bilan d'eau par la méthode de C. W. Thornthwaite

L'eau disponible est d'abord utilisée pour répondre aux besoins en évapotranspiration avant d'alimenter le ruissellement ou la recharge des nappes phréatiques.

Le calcul de l'ETR peut se faire selon deux scénarios :

1. *Premier cas* :
   Lorsque P > ETP), ETR=ETP, Dans cette situation, un excédent d'eau est disponible pour être utilisé en vue de l'écoulement ou de la recharge des nappes phréatiques.
2. *Deuxième cas* :
   Lorsque les précipitations (P) sont inférieures à l'ETP (P < ETP), l'ETR sera limitée à la quantité d'eau tombée sous forme de précipitations (P) plus l'eau contenue dans la réserve facilement utilisable (RFU).

   ETR =P+RFU

Les paramètres du bilan hydrique mensuel telles que définies par la méthode de C.W. Thornthwaite, comprennent :

T° : la température mensuelle en degrés Celsius.

Pr : représente la quantité de précipitations mensuelles en millimètres.

i : l'indice thermique. RFU : le réserve facilement utilisable (mm).

ETR : représente l'évapotranspiration réelle (mm). K : désigne le coefficient de latitude.

ETP : représente l'évapotranspiration potentielle (mm). DA : désigne le déficit agricole (mm).

BE : le bilan d'eau. Exc : r eprésente l'excèdent (mm).

Pour effectuer une vérification, on utilise les expressions suivantes :

$P = \sum ETR + \sum EXC$ (mm). Pour notre cas : P = 328.42 + 41 = 369.43mm.

$ETP = \sum ETR + \sum DA$ (mm). Pour notre cas : ETP = 328.42 + 536.12 = 864.54 mm.

Les résultats de calcul sont récapitulés dans le tableau 13 et Figure 26.

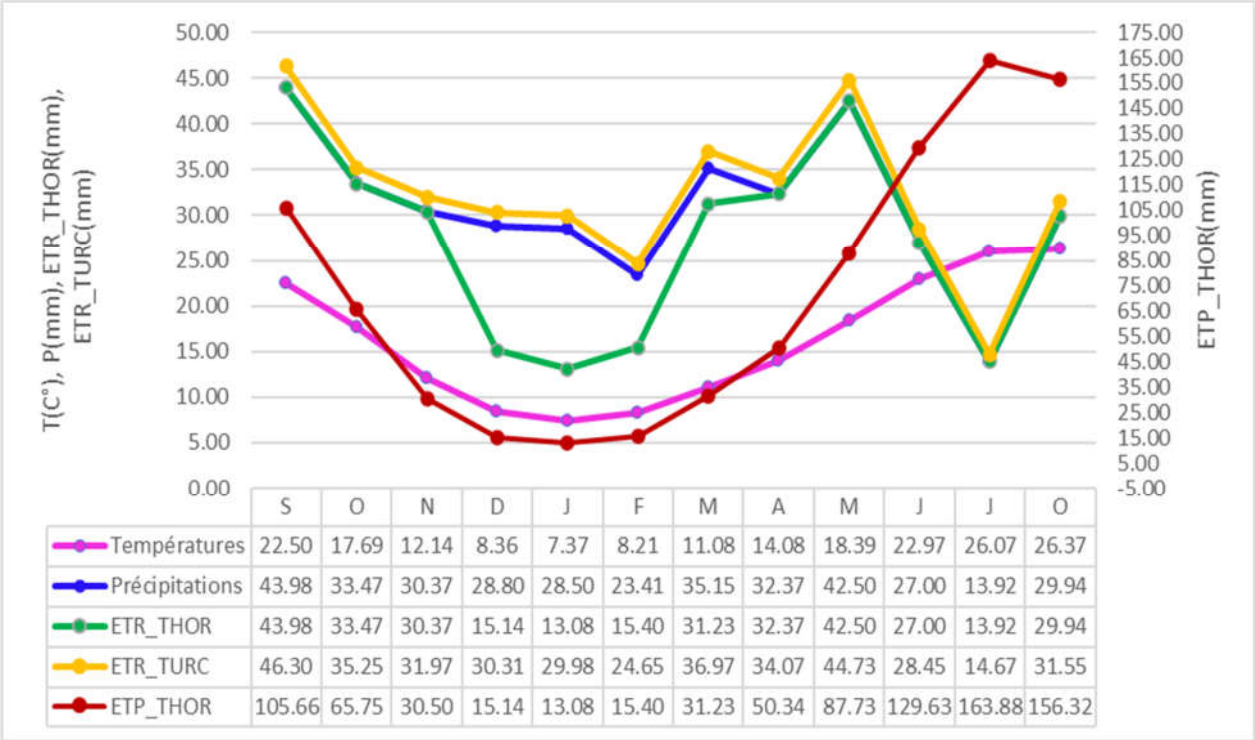
Tableau 13: Bilan hydrique selon la méthode de C.W. Thornthwaite, 1980/1981 – 2021/2022

Paramètre / Mois	T	i	k	ETP	Pr	BH	RFU	ETR	DA	Exc
S	22.50	9.75	1.03	105.66	43.98	-61.68	0.00	43.98	61.68	0.00
O	17.69	6.77	0.97	65.75	33.47	-32.27	0.00	33.47	32.27	0.00
N	12.14	3.83	0.86	30.50	30.37	-0.13	0.00	30.37	0.00	0.00
D	8.36	2.18	0.81	15.14	28.80	13.66	29.00	15.14	0.00	13.66
J	7.37	1.80	0.87	13.08	28.50	15.42	29.00	13.08	0.00	15.42
F	8.21	2.12	0.85	15.40	23.41	8.01	29.00	15.40	0.00	8.01
M	11.08	3.34	1.03	31.23	35.15	3.91	29.00	31.23	0.00	3.91
A	14.08	4.79	1.10	50.34	32.37	-17.98	0.00	32.37	17.98	0.00
M	18.39	7.18	1.21	87.73	42.50	-45.23	0.00	42.50	45.23	0.00
J	22.97	10.06	1.22	129.63	27.00	-102.63	0.00	27.00	102.63	0.00
J	26.07	12.19	1.24	163.88	13.92	-149.96	0.00	13.92	149.96	0.00
A	26.37	12.40	1.16	156.32	29.94	-126.38	0.00	29.94	126.38	0.00
Annuel	**16.27**	**76.41**		**864.67**	**369.43**	**-495.25**		**328.42**	**536.12**	**41.00**

I.4.4.3 L'interprétation du bilan hydrique

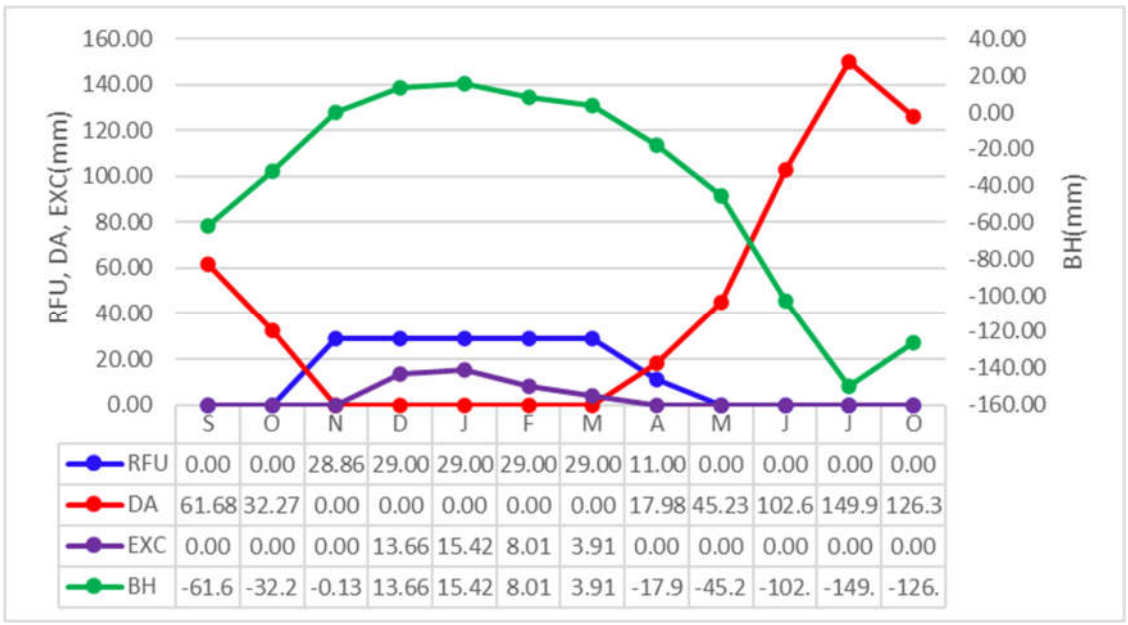
Il est à souligner que le pic de précipitations est observé en septembre, avec un total de 44 mm, principalement en raison des fortes pluies typiques de cette période. En contraire, on observe que l'évapotranspiration réelle (ETR) est minimale en janvier, s'élevant à 13,08 mm, et atteint son pic au mois de mai. Particulièrement, en septembre, l'évapotranspiration réelle est presque équivalente aux précipitations, s'élevant à 44 mm, ce qui reflète un équilibre hydrique relatif pour ce mois (Figure 22).

La reconstitution du stock débute de Novembre à Décembre, elle atteint son maximum entre Décembre, Janvier, Février et Mars où la RFU sera satisfaite (29mm), et continue jusqu'au début du mois d'Avril, l'épuisement du stock se fait sentir. À partir du mois de Avril, on assiste à une période de sècheresse qui se traduit par un déficit agricole qui s'étale sur cinq mois (Avril – Octobre) (Figure 23).



	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	O
Températures	22.50	17.69	12.14	8.36	7.37	8.21	11.08	14.08	18.39	22.97	26.07	26.37
Précipitations	43.98	33.47	30.37	28.80	28.50	23.41	35.15	32.37	42.50	27.00	13.92	29.94
ETR_THOR	43.98	33.47	30.37	15.14	13.08	15.40	31.23	32.37	42.50	27.00	13.92	29.94
ETR_TURC	46.30	35.25	31.97	30.31	29.98	24.65	36.97	34.07	44.73	28.45	14.67	31.55
ETP_THOR	105.66	65.75	30.50	15.14	13.08	15.40	31.23	50.34	87.73	129.63	163.88	156.32

Figure 22: Représentation graphique du bilan hydrique selon la méthode de C.W. Thornthwait (1981-2022)



	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	O
RFU	0.00	0.00	28.86	29.00	29.00	29.00	29.00	11.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DA	61.68	32.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	17.98	45.23	102.6	149.9	126.3
EXC	0.00	0.00	0.00	13.66	15.42	8.01	3.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
BH	-61.6	-32.2	-0.13	13.66	15.42	8.01	3.91	-17.9	-45.2	-102.	-149.	-126.

Figure 23: Représentation graphique du RFU, DA, EXC, et BH selon la méthode de C.W. Thornthwait (1981-2022)

I.4.5 Le ruissellement

La formule empirique de Tixeront-Berkaloff, exposée ci-dessous, est couramment utilisée pour les bassins hydrologiques localisés dans des régions semi-arides à arides. Les fondements essentiels de cette théorie se résument comme suit :

- *Relation entre précipitations et ruissellement* :

Lorsque les précipitations augmentent, le ruissellement tend à croître de manière proportionnelle, après déduction de l'évapotranspiration réelle (ETR), qui est plafonnée à la valeur de l'évapotranspiration potentielle (ETP). En d'autres termes, la part des précipitations excédant les besoins en évapotranspiration contribue directement au ruissellement.

- *Effet de la réduction des précipitations* :

À mesure que les précipitations diminuent, le ruissellement tend à s'annuler. Lorsque les précipitations deviennent insignifiantes ou nulles, le ruissellement disparaît également. Par conséquent, le rapport entre le ruissellement et la pluviométrie tend vers zéro.

$R = \frac{P^3}{3ETP^2}$ (mm), applicable si P<600 mm ; c'est le cas de la région d'étude

-R (ruissellement) : Volume d'eau écoulé sous forme de ruissellement, exprimé en mètres (m), correspondant à la lame d'eau moyenne évacuée à l'échelle du bassin hydrologique.

-ETP (évapotranspiration potentielle) ;

-P (précipitation moyenne annuelle)

Les résultats de calcul sont récapitulés dans le tableau 14.

Tableau 14: Estimation du ruissellement selon la méthode de Tixeront-Berkaloff (1981-2022)

Paramètre / Bassin versant	Précipitation (mm)	ETP (mm)	R (mm)
Tébessa	369.43	864.67	22.48

I.4.6 L'infiltration

Il est nécessaire de recourir à l'équation générale du bilan hydrique, qui permet d'obtenir des estimations acceptables du paramètre recherché. Cette approche est justifiée par le fait que tous les composants de l'équation sont connus, ce qui garantit une modélisation cohérente et fiable des interactions hydrologiques dans le bassin étudié.

$P = ETR + R + I$ => $I = P - ETR - R$ avec ;

I : la moyenne annuelle de l'infiltration efficace (mm).

P : précipitations annuelles moyennes exprimées en millimètres

ETR : représente l'évapotranspiration réelle annuelle en millimètres.

R : quantité d'eau qui s'écoule annuellement en millimètres.

Les résultats des calculs sont synthétisés dans le tableau 15.

Tableau 15: Estimation de l'infiltration dans le bassin versant de Tébessa 1981-2022.

Paramètre / Bassin versant	Précipitation		Évapotranspiration		Ruissellement		Infiltration	
Tébessa	369.43	100%	328.42	88.9%	22.48	6.08%	18.53	5.01%

D'après les résultats obtenus à partir de ce bilan hydrique, il ressort que la moyenne de l'infiltration à travers le bassin, représentant 5,01 % de la moyenne annuelle des précipitations, est relativement faible. Cette proportion est nettement inférieure à celle des volumes d'eau mobilisés par le phénomène d'évapotranspiration, qui constitue le principal poste de consommation des précipitations.

Une infiltration aussi réduite est, sans aucun doute, préoccupante, car elle limite la capacité du système hydrologique à reconstituer les réserves en eau souterraine.

I.4.7 Conclusion

À travers cette étude, il est possible de conclure que notre région se caractérise par un climat semi-aride. Les impacts du sirocco, qui sont des vents chauds et secs, peuvent survenir en toute saison, mais ils sont nettement plus fréquents en été, accentuant les conditions de sécheresse. En parallèle, l'impact du gel, surtout en hiver, constitue une

contrainte environnementale majeure, avec des conséquences graves sur les activités agricoles et les ressources hydriques.

La pluviométrie, quant à elle, présente une répartition spatio-temporelle irrégulière et non uniforme. Elle se distingue fréquemment par des précipitations intenses, parfois localisées sur de brefs intervalles de temps. La moyenne annuelle des précipitations est estimée à 369.43 mm/an, tandis que la température moyenne annuelle s'élève à 16.27 °C (1981/2022).

Le bilan hydrique de la région révèle un déficit marqué (Figure 24). L'évapotranspiration réelle (ETR) moyenne est évaluée à 328.42 mm/an, ce qui représente environ 88.9 % des précipitations annuelles. Le ruissellement est de faible ampleur, ne représentant que 6,08 % du total des précipitations. En outre, le taux moyen d'infiltration est d'environ 5.01 %, ce qui suggère que la recharge du système aquifère ne dépend pas principalement de l'infiltration directe. En réalité, cette alimentation semble provenir davantage des bordures calcaires, qui jouent un rôle clé dans la percolation et le transfert des eaux souterraines.

Ces résultats mettent en évidence les défis posés par les caractéristiques hydrologiques et climatiques de la région. Ils soulignent également l'importance de développer des stratégies adaptées pour gérer durablement les ressources en eau, notamment dans le contexte d'un climat semi-aride où les précipitations irrégulières et les fortes pertes par évapotranspiration.

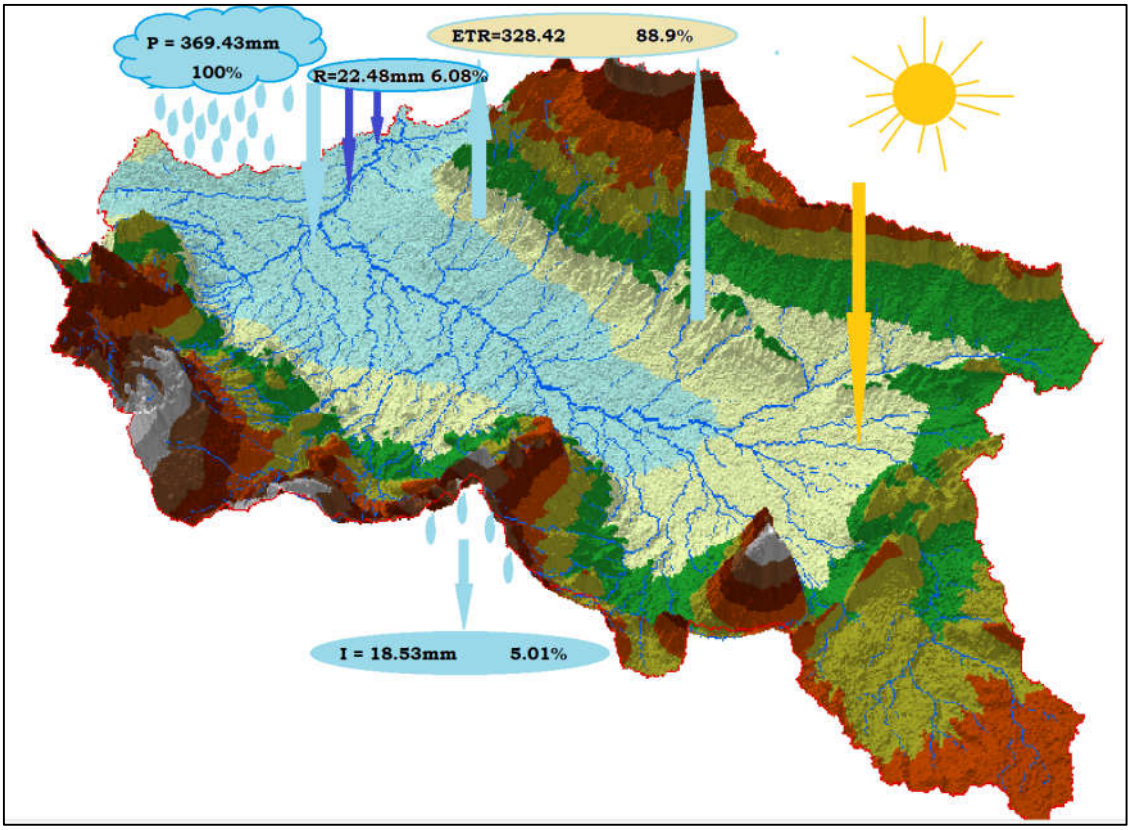


Figure 24: Visualisation tridimensionnelle des paramètres du bilan hydrique du Bassin Versant de Tébessa pour la période 1981-2022.

I.5 Géométrie de l'aquifère

I.5.1 Etude géophysique

Le bassin d'effondrement de Tébessa-Morsott a fait l'objet d'une vaste campagne de prospection électrique, comprenant 242 sondages électriques avec une distance AB de 2000 m et 105 sondages avec une distance AB de 6000 m, effectués par la compagnie générale de géophysique [CGG 1970] (Figure 25). Ces dernières avaient pour but d'identifier :

-La géométrie de l'aquifère ;

-La profondeur et la composition du substratum ;

-Les principales structures en bordure associées aux fossés d'effondrement ;

-Les lentilles de matériaux grossiers présentes dans les dépôts alluvionnaires, en identifiant les zones à forte salinité des eaux.

Ces dispositifs sont conçus spécifiquement pour les formations du remplissage quaternaire qui présentent des niveaux de perméabilité variables.

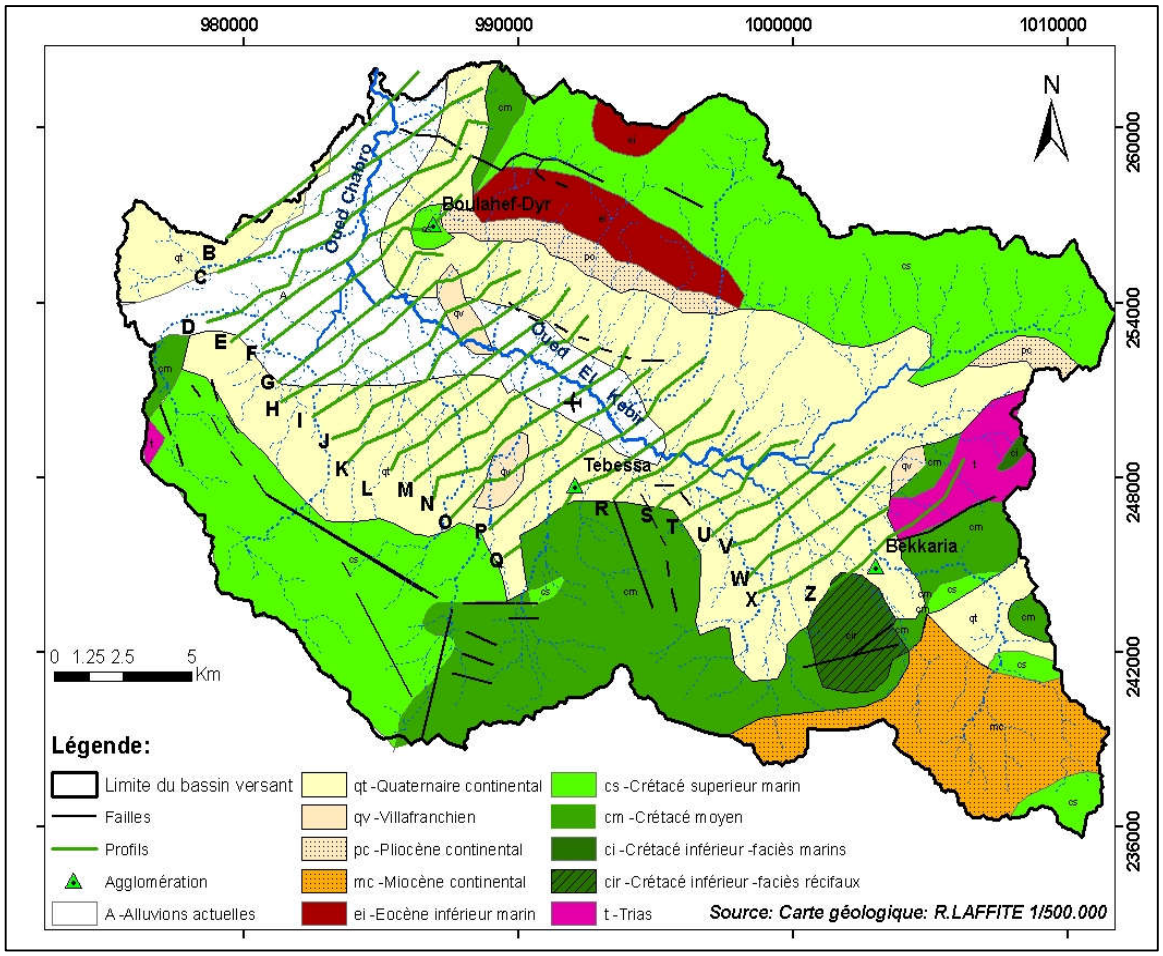


Figure 25: Carte de position des coupes géoélectriques (CGG 1970)

I.5.2 Les coupes géoélectriques

Les résultats obtenus par cette étude géophysique et selon la résistivité de chaque formation géologique. Les niveaux bas où la résistivité varie de 2 - 10 Ω m. C'est une résistivité que l'on peut attribuer aux marnes Dano-Montiennes.

De 8-10 Ω m correspondant aux argiles détritiques. Les niveaux de résistivité de l'ordre de 10 - 30 Ω m qui correspond à une formation argilo-sableuse.

De 30 et 70 Ω m et qui est attribuée aux cailloutis calcaires; l'ensemble des ont permis d'identifier les zones suivantes :

1.5.2.1 Zone de Bekkaria

Les profils U, V et X correspondent aux profils limitant la zone de Bekkaria et mettent en évidence la présence des niveaux suivants, ordonnés de bas en haut (Figure 26) :

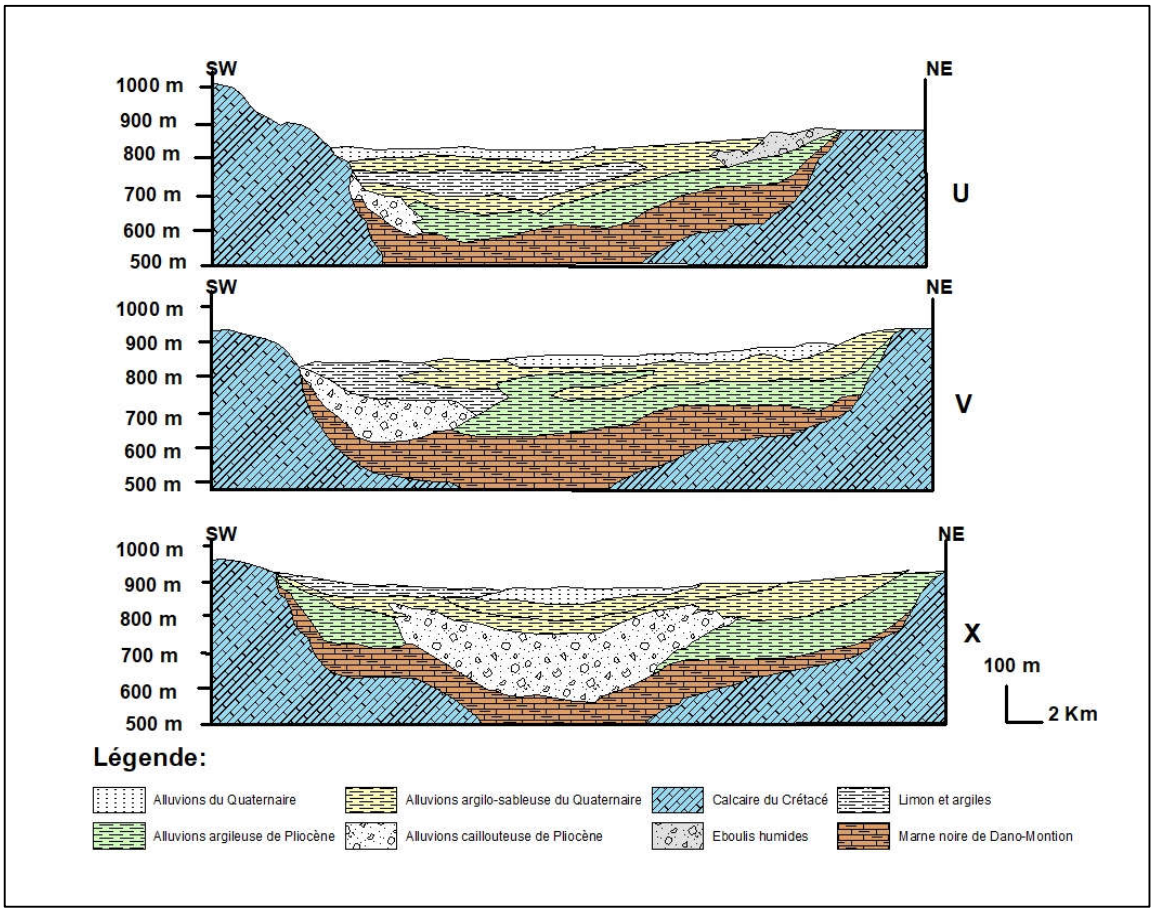


Figure 26: Coupes géoélectriques (U, V, X) dans la zone de Bekkaria (CGG 1975)

Le premier intervalle présente une résistivité variant de 2 à 10 Ωm, caractéristique des marnes dano-montiennes. Le second intervalle, plus épais dans la partie sud-ouest, affiche une résistivité comprise entre 20 et 50 Ωm, correspondant aux cailloutis calcaires.

Le troisième intervalle, caractérisé par une résistivité d'environ 8-10Ωm, est associé aux argiles détritiques. Le quatrième intervalle, avec une résistivité d'environ 10-30Ωm, est attribué à une formation argilo-sableuse.

1.5.2.2 Zone de Tébessa

Cette région est traversée par les profils (Q, O, L) qui illustrent, de bas en haut (Figure 27) :

Une plage de résistivité de 1 à 3 Ωm pourrait être associée, en fonction de l'échelle de résistivité, aux formations géologiques contenant du sel. Cependant, cette valeur augmente jusqu'à 10Ωm, ce qui suggère la présence de marno-calcaire avec du gypse.

De plus, un niveau de résistivité de 10-20Ωm caractérise un faciès argilo-sableux au centre, tandis que la valeur de 50Ωm en bordure indique la présence de cailloutis calcaire. Une perturbation significative est observée au niveau du profil (O) en raison de l'hétérogénéité du terrain.

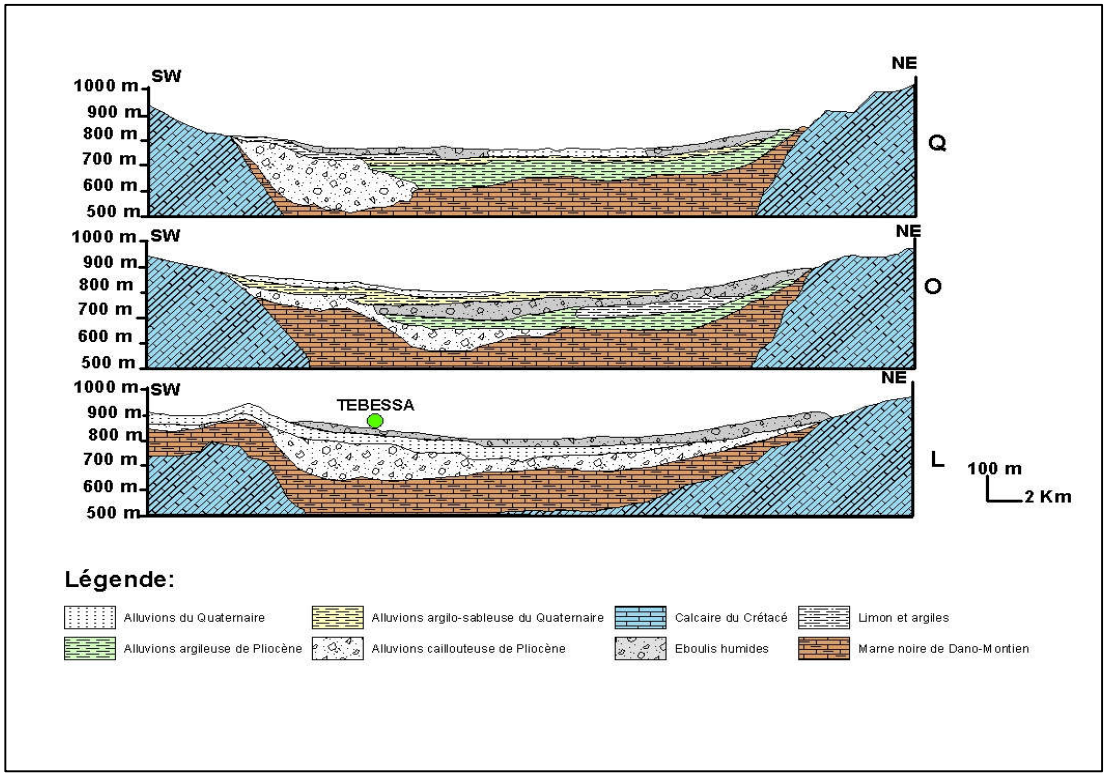


Figure 27: Coupes géoélectriques (Q, O, L) dans la zone de Tébessa (CGG 1975)

En périphérie, une résistivité élevée de l'ordre de 100-300Ωm est observée, caractéristique des calcaires du Maastrichtien ; En surface, une résistivité variant de 2 à 10Ωm est notée, disparaissant en périphérie, pouvant être associée aux argiles détritiques.

1.5.2.3 Zone d'Ain Chabro

Les profils (J, G, F) traversent la zone (Figure 28), caractérisée par des niveaux de résistivité spécifiques. À la base, on observe une formation de marnes Dano-Montiennes présentant une résistivité de 2-10Ωm.

Au Sud-Ouest, une importante couche présente une résistivité variante entre 30 et 70 Ωm, attribuée aux graviers calcaires. Cette formation s'érode au centre de la plaine, laissant place aux formations argilo-sableuses, ce qui se manifeste au niveau du profil (F) avec un niveau de résistivité de 15-30Ωm, caractéristique des formations argilo-sableuses (Figure 15). Selon les résultats de cette étude géophysique, il a été observé que diverses formations aquifères sont présentes, parmi lesquelles les formations alluvionnaires du quaternaire, leurs résistivités se situent entre 20 et 100 Ωm.

En ce qui concerne le premier niveau, considéré comme aquifère et correspondant à la nappe phréatique, il est caractérisé par la présence de matériaux poreux interstitiels. Les résistivités varient d'une plage allant de 5 à 100 Ωm.

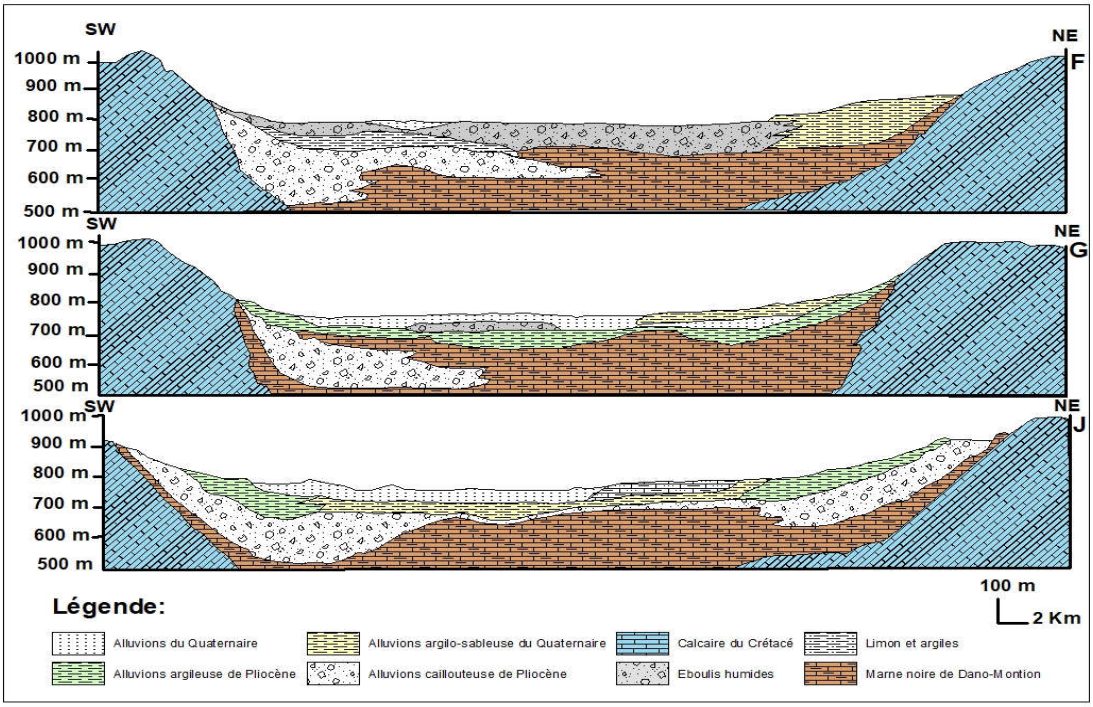


Figure 28: Coupes géoélectriques (J, G, F) dans la zone d'Ain Chabro (CGG 1975)

CHAPITRE II
Matériels et méthodes

II. Matériels et méthodes

II.1 Introduction

La présente étude repose sur une méthodologie combinant plusieurs approches complémentaires. Elle inclut le suivi rigoureux des paramètres physico-chimiques et bactériologiques, L'utilisation de méthodes statistiques multivariées et la création d'une cartographie de la variabilité spatiale des paramètres physico-chimiques à partir de données intégrées dans le système d'information géographique (SIG).

II.2 Mode d'échantillonnage :

Les échantillons ont été collectés en février 2022 dans des bouteilles en polyéthylène d'une capacité d'un litre. Avant leur remplissage, les bouteilles ont été soigneusement rincées 2 à 3 fois avec l'eau échantillonnée. Un échantillonneur du laboratoire de l'Université de Tébessa a été utilisé pour collecter des échantillons dans les puits d'observation ou lorsque la pompe d'irrigation ne fonctionne pas. Le niveau piézométrique a été mesuré exclusivement en conditions statiques. Les prélèvements des échantillons ont été effectués in situ, directement des puits, suite à un pompage de 10 minutes, dans le but d'assurer la conformité de l'eau échantillonnée.

Les échantillons ont ensuite été stockés dans un réfrigérateur de terrain pour préserver leurs conditions naturelles jusqu'à leur acheminement au laboratoire pour analyses. L'utilisation du réfrigérateur a permis de prévenir toute dégradation biologique ou chimique (Saha et al., 2019). Les échantillons ont été filtrés en utilisant un filtre en acétate de cellulose avec une porosité de 0,45 µm. Les coordonnées géographiques des puits, des forages et des points de décharge ont été enregistrées à l'aide d'un appareil GPS manuel de marque Garmin, permettant une localisation précise des sites d'échantillonnage. Les échantillons ont ensuite été soumis à des analyses physico-chimiques conformément aux protocoles standardisés décrits par (Rodier et al., 2009). En décembre 2022, dix prélèvements ont été effectués dans des puits d'irrigation localisés au voisinage des points de rejet et des décharges, dans le but de réaliser des analyses bactériologiques et physico-chimiques. Ces échantillons ont été collectés sur l'ensemble de la zone d'étude, suivant un axe allant du sud-est (SE) au nord-ouest (NW), le long du parcours de la rivière Wadi El Kebir. Les sites d'échantillonnage incluent les points P7, P9, P10, P11, P12, P20, P22, P23, P26 et P29, ce

dernier se situant à l'extrémité nord-est de la zone. Une carte des points d'échantillonnage a également été établie pour illustrer leur localisation (Figure. 29).

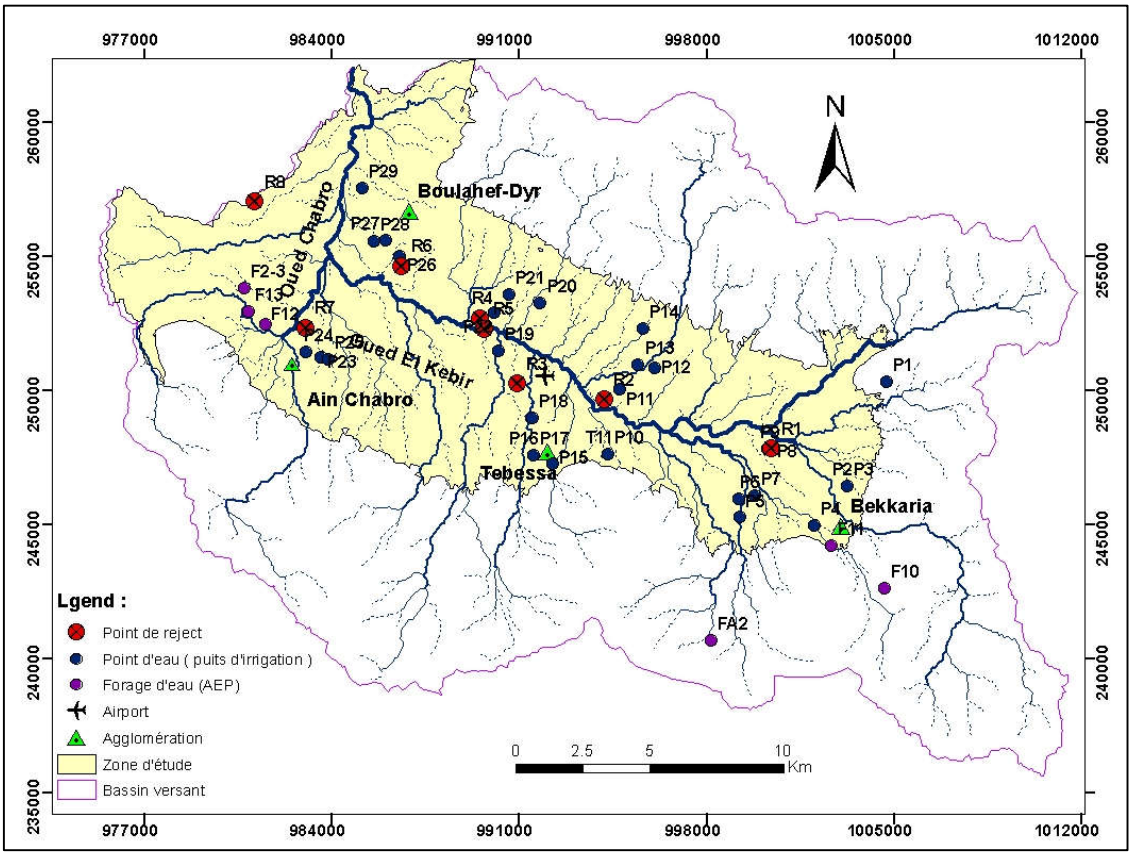


Figure 29: Carte d'inventaire des points d'eau suivi et analysé (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

Les paramètres physique, tels que la conductivité électrique (EC), le pH et la température, ont été mesurés sur le terrain à l'aide d'un multimètre de la marque Hach HQ40d, l'appareil a été préalablement étalonné à l'aide d'une solution standard, conformément aux étapes d'étalonnage décrites dans le manuel de l'utilisateur. Après cette étape, il a été testé sur le terrain pour vérifier sa précision.

II.3 Les méthodes d'analyses chimiques

II.3.1 A laboratoire de géologie du Sahara (LGS)

Les paramètres chimiques ont été mesurés au laboratoire de géologie du Sahara (LGS) à l'Université de Ouargla, en utilisant quatre méthodes d'analyse distinctes :

-*La méthode gravimétrique* : Pour déterminer les ions sulfates ($SO4^{2-}$). Cette méthode permet de récupérer les sulfates sous forme solide, que l'on peut peser pour déterminer leur concentration dans l'échantillon.

-*La méthode de spectrométrie d'émission atomique de flamme* : Pour la détermination de Na^+, K^+, et Ca^{2+} dans les échantillons. Cette technique repose sur un photomètre à flamme Janeway, un appareil à basse température permettant l'émission des atomes métalliques et leur détection pour mesurer leur concentration.

-*La méthode de titrage colorimétrique* : Cette méthode est employée afin de mesurer la dureté de l'eau (TH) et la concentration en bicarbonates ($HCO3^-$) dans les échantillons. Le titrage colorimétrique permet de quantifier ces paramètres en utilisant des réactifs spécifiques qui provoquent un changement de couleur proportionnel à la concentration des ions recherchés.

-*La méthode potentiométrique* : Pour la détermination les ions (Cl^-) à l'aide de l'appareil Titrino 716. Le chlorure est précipité sous forme de chlorure d'argent (AgCl) en présence de chromate de potassium (K_2CrO_4). L'appareil, après calibration, fonctionne automatiquement pour effectuer le titrage, et à la fin de l'analyse, il affiche la concentration en chlorure sur son écran.

II.3.2 Au laboratoire de control de qualité

Au laboratoire privé de control de qualité à Tébessa, en utilisant deux méthodes d'analyse :

-*La méthode photométrique* par le Photomètre HANNA HI 83099, les paramètres chimiques caractéristique à la pollution qui sont mesurés sont le $NO3^-$, $NO2^-$, $NO2^-N$, P, PO4, P2O5, NH4, NH3, NH3N, la demande chimique en oxygène (DCO), (DBO5), l'Oxygène dissous (O2-d).

-*La méthode néphélométrique* : cette méthode pour mesurer la turbidité (TUB) et consiste à mesurer la lumière diffusée à un angle de 90° par les particules en suspension présentes dans un échantillon d'eau, un turbidimètre de type HANNA C102.

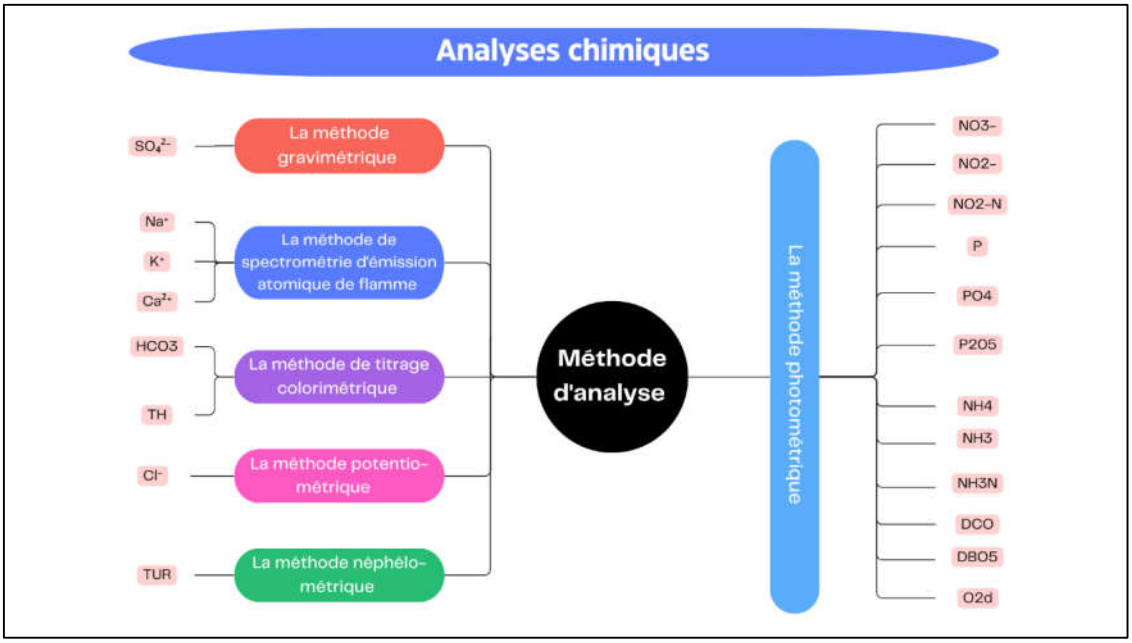


Figure 30: Diagramme des méthodes analyses chimiques

II.3.3 Précision des résultats analytiques

II.3.3.1 Principe de la neutralité électrique :

L'eau est théoriquement électriquement neutre, cela implique que la totalité des charges positives (cations) doit être équivalente à la totalité des charges négatives (anions). Une différence entre ces deux valeurs remet en question la validité des résultats d'analyse.

II.3.3.2 Formule de la balance ionique (BI) :

La BI est calculée à l'aide de la formule :

$BI = 100 * (\Sigma[Cations] - \Sigma[Anions])/(\Sigma[Cations] + \Sigma[Anions])$ (Akoteyon, 2013) ;

Où les cations et les anions sont exprimés en milliéquivalents par litre (meq/L). La BI est donnée en pourcentage.

II.3.3.3 Critères de validité :

Une analyse est considérée comme représentative lorsque l'incertitude relative est inférieure ou égale à 10 %. Une plage d'incertitude entre -10 % et +10 % est considérée comme acceptable.

II.3.3.4 Résultats des échantillons :

Sur 36 échantillons analysés, 80 % présentent une BI entre -5 % et +5 %, indiquant une très bonne qualité d'analyse. 100 % des échantillons se situent dans la plage acceptable de -10 % à +10 %. Les échantillons présentant une BI supérieure à 20 % sont rejetés, car des traitements spécifiques, comme l'ajout de chlorure, peuvent influencer les résultats

II.4 L'analyse bactériologiques

Pour évaluer la qualité bactériologique de l'eau, des campagnes d'échantillonnage ont été organisées en décembre 2022. Au cours de ces campagnes, dix échantillons d'eau ont été collectés dans dix puits situés à proximité des points de décharge d'eaux usées (Tableau 16). Dans le cadre de cette étude, seuls les indicateurs standards de contamination fécale ont été analysés, principalement les coliformes fécaux tels qu'*Escherichia coli* (E. Coli) et les coliformes totaux (TCF), en raison de leur représentation significative.

Les échantillons ont été collectés dans des sacs en plastique stériles d'une capacité de 1000 ml, munis d'une fermeture intégrée. Un espace d'air a été volontairement laissé dans les sacs afin de permettre la suspension des micro-organismes par agitation avant leur inoculation dans un milieu de culture spécifique. Les procédures de collecte ont respecté les normes de stérilité, comprenant l'utilisation de gants stériles et de bouteilles de gaz pour manipuler les échantillons en toute sécurité. Les échantillons ont ensuite été étiquetés, stockés dans une glacière afin de maintenir leurs conditions naturelles, et transportés rapidement au laboratoire pour analyse. La méthode utilisée pour les analyses est la filtration sur membrane (MF), qui est largement reconnue pour sa précision dans la détection des bactéries indicatrices. Conformément aux normes bactériologiques établis par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour l'eau potable, la présence de tout germe fécal est considérée comme inacceptable, c'est-à-dire qu'aucune colonie ne doit être présente dans 100 ml d'eau filtrée.

Tableau 16: Localisation des points de rejets

Zone de déchargement des eaux usées	X (m)	Y (m)	Symbole
Bekkaria	1000450.13	247847.909	R1
Oued Zaarour	994193.164	249680.694	R2
Oued Rafana	990942.329	250274.069	R3
Elatex <l'amont>	989581.949	252719.59	R4
Elatex <l'aval>	989709.657	252328.618	R5
L'université	986641.986	254664.666	R6
Ain Chabro	983040.142	252353.44	R7
L'exutoire de eaux usées	981150.426	257060.01	R8

II.5 Système d'information géographique (SIG)

La projection UTM-Nord_Algérie_Ancienne a été désignée pour être utilisée dans le cadre des Systèmes d'Information Géographique (SIG) afin de représenter de manière cartographique la répartition spatiale des différents paramètres de qualité des eaux souterraines. Cette méthode de représentation s'avère particulièrement appropriée pour une précise illustration des données spatiales de la zone d'étude.

II.5.1 ArcGis 10.8

ArcGIS Desktop est composé d'un ensemble d'applications intégrées, à savoir *ArcMap*, *ArcCatalog* et *ArcToolbox*, permettant de réaliser un large éventail de tâches SIG, des opérations les plus simples aux analyses les plus complexes.

ArcMap représente l'application principale au sein d'ArcGIS Desktop. Cette plateforme est consacrée à l'ensemble des activités relatives aux cartes, telles que la conception et la mise à jour des cartes, l'analyse géographique, ainsi que la génération de produits cartographiques. Dans *ArcMap*, l'activité se déroule à partir de cartes structurées, qui sont constituées d'une mise en page comprenant une fenêtre géographique affichant un ensemble de couches, des légendes, une barre d'échelle, une flèche d'orientation (Nord), ainsi que d'autres éléments graphiques.

II.5.2 Model numérique du terrain (MNT)

Le bassin versant topographique représente l'ensemble de la zone géographique où les eaux de précipitations convergent vers un plan d'eau, qui en constitue le réceptacle principal.

Chaque point du contour du plan d'eau peut être considéré comme un exutoire potentiel, déterminant ainsi le flux des eaux ruisselantes. Dans ce cadre, le contour du plan d'eau est subdivisé en points régulièrement espacés, en fonction de la résolution de MNT. La délimitation topographique du bassin versant est basée sur un exutoire unique. Les lignes de plus forte pente, ce qui permet de définir les crêtes délimitant le bassin versant (Figure 31).

Dans ArcGIS, le MNT a été soumis à un prétraitement de remplissage à l'aide de l'outil "*Fill*", permettant de corriger les imperfections du modèle et de créer une représentation hydrologique cohérente. Après la correction du Modèle Numérique de Terrain (MNT), les flux ont été déterminés en utilisant l'outil "*Flow Direction*", suivi de l'analyse de l'accumulation des flux avec l'outil "*Flow Accumulation*".

Pour chaque point de contour du plan d'eau, un sous-bassin versant a été délimité en utilisant l'outil "*Watershed*" disponible dans la boîte à outils "*Spatial Analyst / Hydrology*". Ces sous-bassins versants ont ensuite été convertis en polygones (couche vectorielle), puis fusionnés avec la surface du plan d'eau.

II.5.3 Les cartes géospatiales

La méthode d'assimilation de la distance inverse (IDW) est largement reconnue comme l'une des techniques les plus utilisées pour interpoler des données. Cette approche est fondée sur l'hypothèse selon laquelle des points géographiquement proches présentent des valeurs plus similaires que des points éloignés. Ainsi, la valeur d'un emplacement non mesuré est estimée en attribuant une pondération proportionnelle à l'inverse de la distance qui le sépare des points mesurés environnants (Ajaj et al., 2018; Diongue et al., 2022; Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, & Bellaoueur, 2024). Cette méthode a été utilisée pour l'estimation des valeurs de $NO3^{-}$ et $PO4^{3-}$ pour calculer l'indice de qualité l'eau potable.

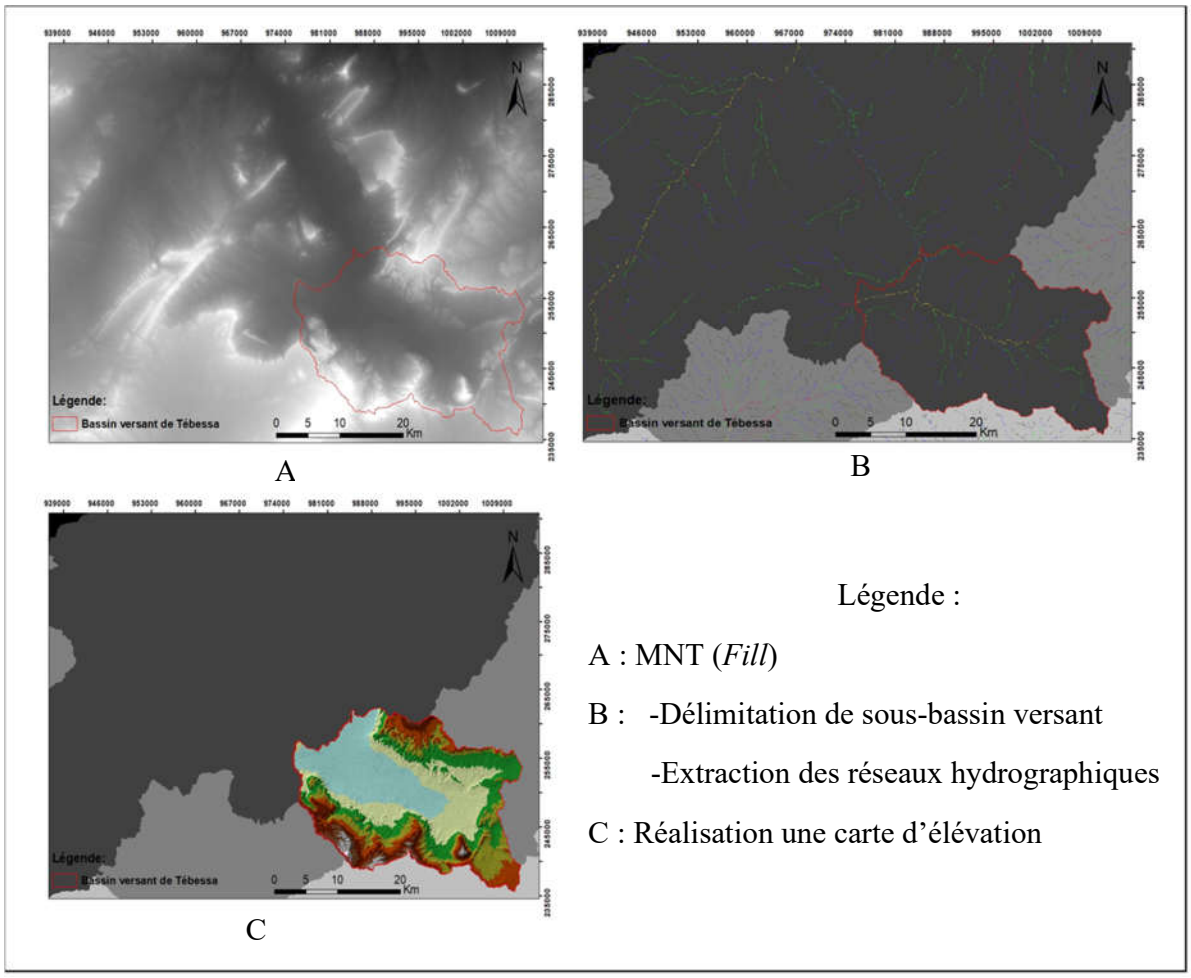


Figure 31: Les étapes de géotraitements de l'MNT

II.6 Méthodes statistiques multivariées

Ces méthodes permettent d'analyser la structure des données, de déterminer les valeurs propres, d'évaluer la variance totale et d'élucider les liens entre les diverses variables. Les analyses ont été réalisées en utilisant les logiciels statistiques R Studio et SPSS, impliquant le calcul des paramètres hydrogéochimiques moyens, maximaux et minimaux. Par ailleurs, une matrice de corrélation a été construite afin de mettre en lumière les liens entre les variables, ce qui facilite l'identification des fluctuations de la qualité des eaux souterraines et la catégorisation des divers types d'eau.

II.6.1 Analyse en composantes principales (ACP) :

L'ACP est employée afin d'investiguer les sources des phénomènes de minéralisation et de décrire les liens entre diverses variables à l'aide de méthodes statistiques bidimensionnelles. Elle aide également à identifier les sources d'effets anthropiques affectant la qualité hydrochimique des eaux souterraines (Mfonka et al., 2015) et de rassembler des données qui partagent des similitudes, ce qui facilite la classification des échantillons en différents groupes en fonction de leurs caractéristiques hydrochimiques.

II.6.2 Classification hiérarchique ascendante (CHA):

L'ACP et la CHA ont été utilisées pour mettre en évidence les liens entre les variables (mode R) ainsi que les liens entre les observations (échantillons) (mode Q) dans l'ensemble des données physico-chimiques obtenus sur 36 échantillons et 12 paramètres et les 10 échantillons analysés pour 27 paramètres, comprenant :

-Les paramètres physico-chimiques de base (T°C, Conductivité électrique (CE), pH, Dureté totale (TH), Total des solides dissous (TDS), $HCO3^{-}$, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}, $SO4^{2-}$, Cl^{-}.),

-Les nutriments : $NO3^{-}$, $NO2^{-}$, NO2-N, P, PO4, P2O5, NH4, NH3, NH3-N,

-Les indicateurs organiques : DCO (demande chimique en oxygène), DBO_5 (demande biologique en oxygène sur 5 jours) et l'Oxygène dissous (O_2-d),

-Les indicateurs de qualité microbiologique : turbidité (TUR), coliformes fécaux (*Escherichia coli(E-Coli*) et coliformes totaux (CFT).

II.6.3 Logiciels et packages utilisés :

L'analyse a été réalisée avec le logiciel R à l'aide des packages :

-*FactoMineR* : pour l'analyse statistique,

-*FactoExtra* : pour la visualisation des résultats,

-*GgBiplot* : pour générer des graphes biplots.

Le logiciel SPSS a également été utilisé pour compléter les analyses.

II.7 Modélisation géochimique de l'eau

Les diagrammes de Piper et de Durov, sont des outils précieux pour l'analyse et la compréhension de l'évolution géochimique des eaux souterraines. Dans cette étude, le logiciel Grapher, version 16.2.354, a été utilisé pour produire ces représentations graphiques.

II.7.1 Le diagramme de Piper

C'est une représentation multidimensionnelle où les principaux cations (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} et K^{+}) et anions ($HCO3^{-}$, $SO4^{2-}$ et Cl^{-}) en milliéquivalents par litre (meq/l). Ces données sont d'abord tracées dans deux champs triangulaires distincts, l'un pour les cations et l'autre pour les anions, avant d'être combinées dans un champ central en forme de losange. Ce diagramme permet de visualiser les types d'eau et de mieux comprendre leur classification chimique.

II.7.2 Le diagramme de Durov

C'est une représentation composite combinant deux diagrammes ternaires et un diagramme binaire. Il inclut les concentrations totales en cations et anions (meq/l) et met en évidence les processus hydrochimiques en cours, tels que l'échange ionique, la dissolution, ou la précipitation.

II.7.3 Le diagramme de (Gibbs, 1970)

C'est un outil graphique utilisé pour analyser les processus contrôlant la chimie des eaux naturelles, en particulier pour identifier les sources probables des principaux composants responsables de la salinisation des eaux. Ce diagramme est construit en traçant la teneur en solides dissous totaux (TDS) sur l'axe des abscisses et la fraction molaire des principaux ions dissous sur l'axe des ordonnées (Na+K/(Na+K+Ca2) ou Cl/(Cl+HCO3).

II.7.4 L'indice de saturation (SI)

Une simulation a été réalisée à l'aide de l'algorithme PHREEQC (Parkhurst & Appelo, 1999). Cette simulation a été utilisée pour déterminer les indices de saturation (IS) des minéraux dissous dans l'eau en prenant en considération la spéciation de ces minéraux. Comme l'a souligné (Appelo & Postma, 2004), cette approche permet également d'évaluer

l'état de saturation de l'eau, qui joue un rôle clé dans la régulation des conditions chimiques et d'équilibre avec les phases solides.

$SI = \log \frac{IAP}{Ksp}$, IAP: L'activité ionique, KSP : La solubilité

La stabilité eau-roche est atteinte lorsque l'indice de saturation (IS) est égal à 0. D'après (Yidana & Yidana, 2010), un IS < 0 indique que l'eau est sous-saturée, nécessitant la dissolution de minéraux pour atteindre l'équilibre chimique. Dans ce cas, les minéraux influencent directement la régulation de la chimie de l'eau. À l'inverse, un IS > 0 signifie que l'eau est sursaturée, entraînant la précipitation des minéraux afin de rétablir l'équilibre.

II.8 Conformité de la qualité des eaux souterraines de la nappe alluviale pour les usages domestiques et agricoles

II.8.1 Indice de qualité de l'eau potable (IQEP)

Généralement, l'évaluation de la qualité d'eau set basée sur la comparaison des paramètres physico-chimiques mesurés avec les normes pour l'eau potable émises par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) (World Health, 2022). Cette analyse est enrichie par l'utilisation d'outils tels que le faciès hydrogéochimique (à travers le diagramme trilinéaire de Piper) et le diagramme de Gibbs.

Aux États-Unis, l'approche initiale de l'indice de qualité de l'eau a été introduite par R. K. Horton en 1965, puis elle a été largement adoptée et adaptée à différentes situations à travers le monde. En 1972, (Brown et al., 1972) ont mis au point une version améliorée de l'Indice de Qualité des Eaux Potables (IQEP), en prenant en compte une pondération des divers paramètres qui impactent la qualité de l'eau. Cette indice a été utilisé par chercheurs , notamment (Saeedi et al., 2010; Das Kangabam et al., 2017; Mukate et al., 2019; Ewaid et al., 2020)Pour le calcul de l'IQEP, un total de douze paramètres a été pris en compte : pH, conductivité électrique (EC), solides dissous totaux (TDS), Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, $HCO3^{-}$, Cl^{-}, $SO4^{2-}$, $NO3^{-}$ et $PO4^{3-}$ et 29 échantillons prélevées à partir des puits d'irrigation peu profond. Le calcul de IQEP suit quatre étapes distinctes, chacune décrite en détail ci-dessous :

II.8.1.1 Étape 1 : Attribution des poids (wi)

Chaque caractéristique analysée dans l'évaluation globale de la qualité de l'eau potable s'est vu attribuer un poids (wi) en fonction de son importance relative, comme indiqué dans le Tableau 20. Les solides dissous totaux (TDS) et les nitrates ($NO3^{-}$) ont été assignés une importance maximale de 5 en raison de leur contribution significative à l'évaluation de la qualité de l'eau (Srinivasamoorthy et al., 2008). Cependant, le phosphate ($PO4^{3-}$), qui a une influence limitée sur la qualité de l'eau dans la région étudiée, a été attribué un poids minimal de 1. Les autres paramètres ont été évalués sur une échelle de 1 à 5, en tenant compte de leur importance à la qualité globale de l'eau potable.

II.8.1.2 Étape 2 : Calcul du poids relatif (Wi)

Selon Brown et al. (1972). La formule utilisée pour le calcul est la suivante :

$Wi = \frac{\mathrm{Wi}}{\sum_{i=n}^{n} Wi}$ Où :

- n : représente le nombre total de paramètres pris en compte,
- wi : est le poids accordé à chaque paramètre dépend de son importance relative
- Wi : est le poids relatif, qui reflète la contribution normalisée de chaque paramètre à l'évaluation globale de la qualité de l'eau.

II.8.1.3 Étape 3 : Calcule l'indice de la qualité (Qi)

Le Qi est calculé selon l'équation suivent :

$Qi = \frac{\mathrm{Ci}}{\mathrm{Si}} \mathrm{x}100$, Où :

- Ci est la concentration mesurée de chaque paramètre chimique dans chaque échantillon d'eau (exprimée en mg/L),
- Qi est l'indice de qualité lié à l'échantillon,
- Si est représenté la norme de qualité de l'eau potable (exprimée en mg/L) pour chaque paramètre chimique, telle que définie par l'OMS (2011). Ces normes sont indiquées dans le Tableau 17.

Pour le pH, l'évaluation est réalisée en utilisant l'équation suivent :

$$QpH = \frac{(CpH-7)}{(8.5-7)} x100$$

Tableau 17: Attribution des poids (wi) pour chaque paramètre basé sur les valeurs admissibles (OMS 2011)

Physicochemical Parameters (mg/l), pH (unit less) and EC (µS/cm)	WHO standards (WHO 2011)	Weight (wi)	Relative weight (Wi)
pH	6.5-8.5	4	0.11
EC	1000	4	0.11
TDS	500	5	0.13
Ca^{2+}	75	3	0.08
Mg^{2+}	50	3	0.08
Na^{+}	200	2	0.05
K^{+}	12	2	0.05
HCO_3^{-}	120	3	0.08
Cl^{-}	250	3	0.08
SO_4^{2-}	250	3	0.08
NO_3^{-}	50	5	0.13
PO_4^{3-}	10	1	0.03
		Σwi=38	ΣWi=1

II.8.1.4 Étape 4 : Calcule le sous-indice (SI)

Cette étape signifie la détermination du sous-indice (SI) lié à chaque paramètre chimique selon la formule suivante :

SIi =Wi x Qi

L'Indice Global de la Qualité de l'Eau Potable (IQEP) est ensuite obtenu en additionnant les sous-indices (SIi) pour tous les paramètres mesurés dans chaque échantillon d'eau souterraine (Tableau 18). La formule est exprimée comme suit :

$$IQEP = \sum_{i=1}^{n} SIi$$

Tableau 18: Calcule de sous-indice de chaque paramètre et valeur de l'IQEP pour chaque échantillon

Puits	SI-EC	SI-pH	SI-Ho_3^-	SI-Cl^-	SI-K^+	SI-Ca^{2+}	SI-Na^+	SI-SO_4^{-2}	SI-NO_3^-	SI-Po_4^{-3}	SI-Mg^{+2}	SI-TDS	IQEP
P1	58.01	-0.51	22.40	46.43	4.04	28.09	21.91	37.73	7.54	0.16	51.36	131.62	408.78
P2	23.91	0.44	27.65	12.01	4.04	16.19	9.32	15.01	6.01	0.16	6.40	54.25	175.39
P3	62.11	-0.37	17.49	47.30	5.17	25.93	23.53	32.84	6.06	0.16	38.56	140.94	399.72
P4	8.02	-0.66	32.53	2.42	1.46	8.23	1.11	1.90	5.33	0.12	10.72	18.20	89.39
P5	8.84	2.42	23.59	6.18	1.75	9.90	2.00	2.88	4.13	0.05	8.03	20.05	89.81
P6	22.51	1.61	27.65	4.00	2.08	22.51	3.03	19.79	3.80	0.03	14.88	51.08	172.97
P7	8.02	3.74	30.91	2.79	2.79	3.23	1.82	0.92	3.35	0.00	12.96	18.20	88.74
P8	7.41	0.51	27.65	2.37	1.88	4.60	1.55	1.44	7.54	0.24	8.50	16.82	80.51
P9	10.63	-0.73	27.65	3.84	2.04	8.66	2.53	3.51	7.57	0.24	9.81	24.13	99.87
P10	11.52	-1.54	34.16	5.28	1.67	11.65	2.18	3.80	4.03	0.18	13.94	26.14	113.00
P11	49.65	1.83	30.91	34.97	3.38	25.93	16.18	21.46	5.95	0.69	32.06	112.65	335.66
P12	63.65	0.29	29.28	50.10	3.75	27.02	25.48	25.71	15.08	0.12	35.41	144.44	420.33
P13	60.21	-0.07	22.77	44.08	3.83	28.69	5.13	18.58	12.22	0.26	47.52	136.61	379.83
P14	20.24	9.53	52.87	10.79	3.71	2.88	10.66	6.84	10.53	0.26	18.45	45.93	192.69
P15	15.27	-3.52	33.35	5.69	20.38	10.38	2.56	5.47	5.51	0.25	13.95	34.64	143.92
P16	15.88	-2.20	30.09	7.18	6.08	10.95	2.91	5.75	5.82	0.25	15.90	36.03	134.66
P17	10.11	3.67	27.65	3.01	1.50	6.24	1.72	0.99	5.80	0.25	9.98	22.93	93.84
P18	15.88	-2.20	27.65	7.03	7.25	11.97	3.05	8.86	6.14	0.27	17.39	36.03	139.31
P19	12.23	0.00	35.38	14.03	0.71	17.16	3.43	7.77	6.76	0.17	23.18	27.76	148.58
P20	6.84	1.25	27.65	2.47	1.54	6.41	1.59	1.72	3.93	0.24	8.26	15.53	77.43
P21	7.85	-1.61	25.62	2.46	1.33	5.95	1.59	1.38	6.68	0.17	8.14	17.82	77.39
P22	13.12	0.59	26.03	8.27	1.50	7.32	3.30	1.90	8.19	0.12	12.14	29.77	112.24
P23	30.51	-3.96	25.42	21.47	3.00	22.76	6.82	13.23	4.39	0.09	28.38	69.22	221.33
P24	13.96	-1.39	15.86	6.22	1.96	9.51	2.20	5.29	4.42	0.09	10.14	31.68	99.95
P25	16.28	-0.59	21.15	6.96	2.42	11.71	2.80	7.42	4.39	0.09	14.61	36.94	124.18
P26	12.70	-1.83	25.00	6.45	1.33	9.41	2.23	3.05	2.70	0.09	9.94	28.82	99.89
P27	10.60	-2.79	24.40	5.44	1.38	8.63	2.05	2.59	2.94	0.10	9.10	24.06	88.51
P28	40.70	-3.96	31.72	19.37	1.04	23.30	7.70	27.32	3.07	0.11	34.46	92.35	277.19
P29	40.85	-3.45	25.21	28.49	1.79	29.56	8.43	21.17	2.52	0.15	35.10	92.68	282.51

II.8.2 Adéquation de la qualité de l'eau à l'usage agricole

Chaque culture a besoin d'eau, mais seulement dans des conditions physico-chimiques spécifiques. Si les besoins en eau des cultures ne sont pas satisfaits, cela pourrait agir négativement sur la qualité de production (Moharir et al., 2019). Les paramètres ci-dessous ont été employés pour évaluer la qualité de l'eau destinée à l'irrigation.

II.8.2.1 Rapport d'adsorption du sodium (SAR)

La valeur du sodium (Na) présent dans l'eau issue d'une pâte de sol saturée est évaluée par rapport au calcium (Ca) et au magnésium (Mg), d'après le chat de danger SAR de l'Agricultural Council of America, une source d'eau appropriée pour l'irrigation présente une valeur SAR inférieure à 3 meq/L. L'équation ci-dessous a été utilisée pour calculer le SAR :

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$$

II.8.2.2 Rapport d'adsorption du magnésium (MAR)

Le MAR est un besoin chimique crucial avant d'exploiter l'eau pour l'irrigation. Ce phénomène désigne la condition indésirable de l'équilibre entre le Ca et le Mg. Dans ce contexte, la qualité du sol diminue et devient davantage alcaline (Haritash et al., 2016). Le MAR est défini par l'équation suivante exprimée en meq/L.

$$MAR = \left(\frac{Mg^{2+}}{Ca^{2+}+Mg^{2+}}\right) \times 100$$

II.8.2.3 Pourcentage de sodium soluble (SSP) et rapport de Kelly (KR)

. Les valeurs SSP et KR sont déterminées par les l'équations suivantes :

$$Na\% = \frac{(Na^+ + K^+)}{(Na^+ + K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+})} \times 100$$

$$KR = \frac{Na^+}{(Na^+ + Mg^{2+})}$$

II.8.2.4 Indice de perméabilité (PI)

Représente les vitesses de déplacement vertical de l'eau vers la zone non saturée. L'irrigation a un impact à long terme sur la perméabilité du sol. (Doneen, L.D, 1962) désigne cet indice comme un indicateur de perméabilité. En se basant sur l'équation suivante :

$$PI = \left(\frac{Na^+ + \sqrt{HCO_3^-}}{Na^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}}\right) \times 100$$

II.8.2.5 Salinité potentielle (PS)

La salinité potentielle est la mesure des dangers liés à une surconcentration du sel causée par la présence de Cl^- et SO_4^{-2}, susceptibles d'accroître la capacité osmotique de la solution

du sol lorsque le pourcentage total d'eau dans le sol est inférieur à 50% (Delgado et al., 2010). PS sera calculé par :

$$PS = Cl^{-} + \frac{1}{2}SO_4^{2-}$$

II.8.2.6 Le carbonate de sodium résiduel (RSC)

L'usage prolongé d'eau d'irrigation ayant des valeurs de RSC importantes peut sérieusement nuire aux alcalins et affecter négativement la production agricole. Pour déterminer les valeurs du RSC, en peut se servir de l'équation suivante (Eaton, 1950).

$$RSC = \left(HCO3^{-} + CO3^{-2}\right) - (Ca^{2+} + \mathrm{Mg}^{2+})$$

II.8.2.7 Indice de qualité de l'eau d'irrigation (IQEI)

La conductivité électrique (EC), le rapport d'adsorption du sodium (SAR), la teneur en ions sodium (Na^{+}), la teneur en ions chlorure (Cl^{-}) et la teneur en ions bicarbonate ($HCO3^{-}$) constituent les cinq indicateurs de qualité de l'eau utilisés pour déterminer l'IQEI (Meireles et al., 2010a; Aragaw & Gopalakrishnan, 2021). Les unités de concentration ont été transformées par des facteurs de conversion proposés par (Lesch & Suarez, 2009) entre [mg/l] et [meq/l].

Cette étape a simplifié l'estimation de l'IQEI en déterminant le témoin total Wi et les paramètres de mesure de la qualité de l'eau qi. Le tableau 19 résume les critères de qualité de l'eau d'irrigation et les limites proposées (Meireles et al., 2010a; Aragaw & Gopalakrishnan, 2021; Batarseh et al., 2021). On a utilisé l'équation suivante pour calculer la valeur qi.

$$qi = (qi)_{max} - \left[(X_{ij} - X_{inf}) \times \frac{(qi)_{amp}}{X_{amp}}\right]$$

Où : $(qi)_{max}$ représente la valeur la plus élevée de qi dans l'intervalle de classement attribué au $i$ème paramètre. La limite inférieure de cet intervalle de classement est notée X_{inf}, tandis que la valeur réelle mesurée pour le $i$ème échantillon et le $i$ème paramètre est représentée par X_{ij}.

L'intervalle qi pour le $i$ème paramètre, défini comme la différence entre la valeur maximale et la valeur minimale de qi dans cet intervalle de classement, est désigné par $(qi)_{amp}$. La gamme d'évaluation liée au $i$ème paramètre est appelée X_{amp}, et elle est calculée comme la différence entre la valeur la plus élevée et la valeur la plus basse de cette plage d'évaluation. Cependant, si X_{ij} dépasse la limite supérieure maximale définie, la différence entre X_{ij} et cette limite supérieure est utilisée pour déterminer X_{amp}.

Tableau 19: Paramètres de qualité de l'eau d'irrigation et valeurs limites (Meireles et al., 2010a)

qi	EC (µS/cm)	SAR (meq/l)	Na^+ (meq/l)	Cl^- (meq/l)	HCO_3^- (meq/l)
85-100	200-750	<3	2-3	<4	1-1.5
60-85	750-1500	3-6	3-6	4-7	1.5-4.5
35-60	1500-3000	6-12	6-12	7-10	4.5-8.5
0-35	<200 or >3000	>12	>12	>10	<1 ou >8.5

Dans ce contexte, la valeur maximale observée lors de l'analyse physico-chimique des échantillons d'eau d'irrigation a été utilisée comme limite supérieure pour X_{amp} dans la dernière classe de tout paramètre considéré.

L'équation précédente a été appliquée pour déterminer les valeurs qi correspondant aux cinq paramètres de qualité de l'eau, à savoir qEC, qSAR, qNa^+, qCl^-, et $qHCO_3^-$, le modèle de Meireles a facilité le calcul d'une valeur de pondération pour chacun de ces paramètres (Tableau 20).

Tableau 20: Pondération des paramètres de l'IQEI selon (Meireles et al., 2010)

Parametèrs	wi	Parametèrs	wi	Parametèrs	wi
EC	0.211	$HCO3^-$	0.202	SAR	0.189
Na^+	0.204	Cl^-	0.194	Total weights = 1	

L'indice de qualité de l'eau d'irrigation (IQEI) est ensuite calculé à l'aide de la formule suivante :

$IQEI = \sum_1^n qi \times wi$; Dans ce cas, n=5.

Également, $IQEI = \sum_1^n SIi$ Où : SIi c'est le sub-index de ième paramètre. Le tableau 21 montre les valeurs de SI pour chaque paramètre ainsi que la valeur finale de IQEI de chaque échantillon.

Tableau 21: Les valeurs de SI et IQEI pour chaque échantillon

Well	EC(µS/cm)	SAR $(meq/l)^{0.5}$	Na^+ (meq/l)	Cl^- (meq/l)	HCO_3^- (meq/l)	SI-EC	SI-SAR	SI-Na^+	SI-Cl^-	SI-HCO_3^-	IQEI
P1	7910	8.53	38.10	40.87	5.51	1.00	9.35	1.26	0.64	10.85	23.1
P2	3260	6.94	16.21	10.57	6.80	7.05	10.60	5.68	6.68	9.22	39.23
P3	8470	10.19	40.91	41.64	4.30	0.27	8.04	0.69	0.49	12.46	21.95
P4	1094	0.89	1.93	2.13	8.00	15.52	18.06	0.26	17.85	7.70	59.39
P5	1205	1.66	3.48	5.44	5.80	14.73	17.34	16.53	14.17	10.48	73.25
P6	3070	1.74	5.26	3.52	6.80	7.29	17.26	13.50	16.84	9.22	64.11
P7	1094	1.56	3.17	2.46	7.60	15.52	17.43	17.06	17.61	8.21	75.83
P8	1011	1.49	2.70	2.09	6.80	16.10	17.49	18.26	17.88	9.22	78.95
P9	1450	2.05	4.39	3.38	6.80	13.01	16.96	14.97	16.94	9.22	71.1
P10	1571	1.50	3.79	4.65	8.40	12.41	17.48	16.00	15.44	7.20	68.53
P11	6770	7.41	28.14	30.78	7.60	2.48	10.23	3.27	2.65	8.21	26.84
P12	8680	11.24	44.32	44.10	7.20	0.00	7.22	0.00	0.00	8.71	15.93
P13	8210	2.04	8.91	38.81	5.60	0.61	16.97	7.29	1.05	10.73	36.65
P14	2760	7.92	18.54	9.50	13.00	8.23	9.83	5.21	7.60	0.00	30.87
P15	2082	1.81	4.45	5.01	8.20	10.61	17.19	14.88	14.86	7.45	64.99
P16	2165	1.95	5.06	6.32	7.40	10.32	17.05	13.84	12.73	8.46	62.4
P17	1378	1.48	2.98	2.65	6.80	13.52	17.50	17.39	17.47	9.22	75.1
P18	2165	1.96	5.31	6.19	6.80	10.32	17.05	13.42	12.96	9.22	62.97
P19	1668	1.88	5.96	12.35	8.70	12.07	17.12	12.31	6.32	6.76	54.58
P20	933	1.45	2.77	2.17	6.80	16.65	17.53	18.06	17.82	9.22	79.28
P21	1071	1.47	2.77	2.17	6.30	15.68	17.51	18.06	17.82	9.85	78.92
P22	1789	2.60	5.74	7.28	6.40	11.64	16.44	12.68	11.19	9.72	61.67
P23	4160	3.32	11.86	18.90	6.25	5.88	15.55	6.56	5.02	9.91	42.92
P24	1904	1.73	3.82	5.48	3.90	11.24	17.27	15.95	14.10	13.13	71.69
P25	2220	1.90	4.87	6.13	5.20	10.13	17.10	14.16	13.05	11.24	65.68
P26	1732	1.77	3.88	5.68	6.15	11.84	17.22	15.84	13.78	10.04	68.72
P27	1446	1.70	3.57	4.79	6.00	13.04	17.29	16.37	15.21	10.23	72.14
P28	5550	3.52	13.38	17.05	7.80	4.07	15.24	6.25	5.39	7.95	38.9
P29	5570	3.66	14.66	25.08	6.20	4.04	15.03	6.00	3.79	9.97	38.83

CHAPITRE III
Résultats et discussions

III. Résultats et discussions

III.1 La piézométrie

La région de Tébessa fait face, depuis plusieurs années, à une période de sécheresse marquée (Rouabhia et al., 2009; Fehdi et al., 2016; Drias et al., 2022). Cette situation a conduit à une surexploitation des nappes phréatiques dans les zones agricoles, entraînant des conséquences significatives. Parmi celles-ci, une baisse significative du niveau piézométrique et une augmentation de la minéralisation sont observées dans la nappe alluviale. Dans certaines situations extrêmes, certains puits se retrouvent presque à sec.

Dans le but d'approfondir la compréhension des conditions piézométriques de l'aquifère, une étude spécifique a été réalisée en février 2022. Les données obtenues à partir des relevés piézométriques effectués lors de cette campagne ont permis d'élaborer une carte piézométrique détaillée de l'aquifère pour cette période (Figure 32).

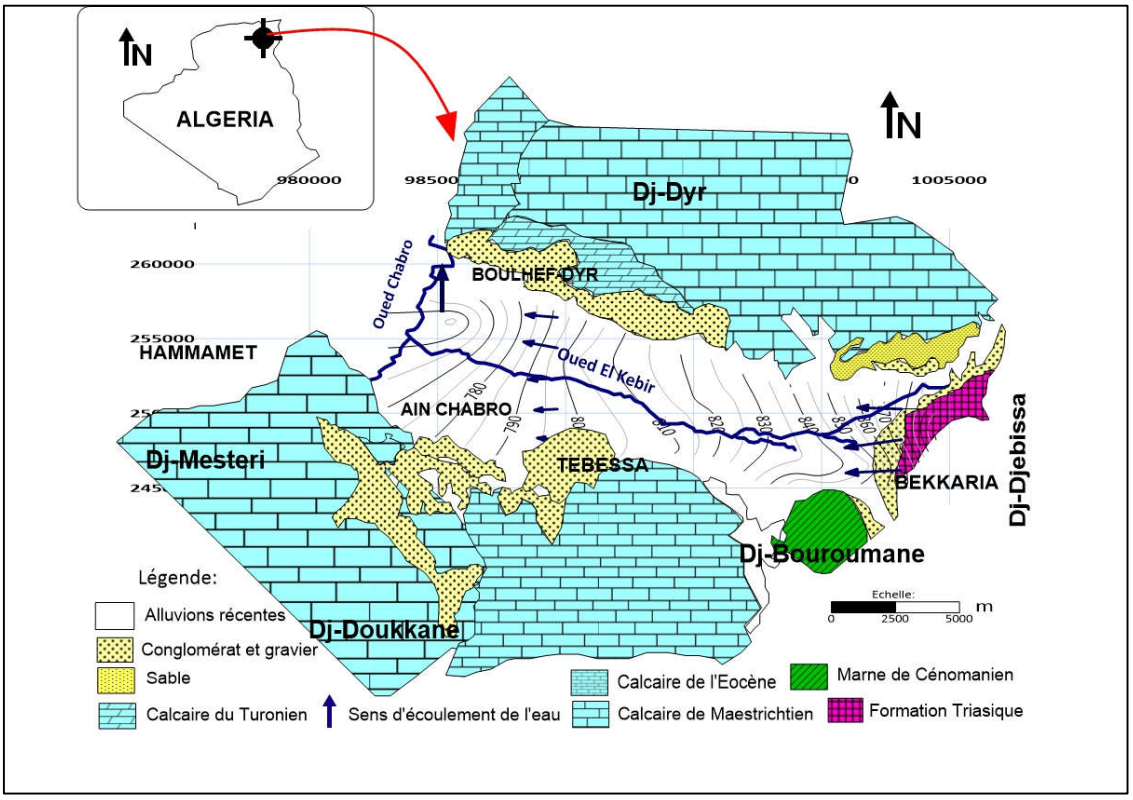


Figure 32: Carte piézométrique de la nappe alluviale de Tébessa en (Février-2O22)
(Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

Le niveau piézométrique dans la zone étudiée varie entre 890 et 760 mètres. L'analyse des courbes isopièzes représentées dans le graphique révèle deux directions principales

d'écoulement des eaux souterraines. La première direction suit un axe sud-est/nord-ouest, aligné sur le cours de l'oued El Kebir. La seconde direction, orientée sud/nord, s'étend d'El Hammamet à Morsott. Dans la zone centrale, l'espacement constant des courbes isopièzes indique un écoulement uniforme.

Dans la région sud-est, les axes d'écoulement divergent, ce qui témoigne d'une recharge provenant de la montagne de Djebissa. Dans cette même région, les courbes isopièzes se resserrent, traduisant une pente plus marquée de la surface piézométrique et un gradient hydraulique relativement élevé en direction du centre de la plaine.

À l'est, la présence de sables quartzeux et de calcaires pliocènes favorise ce processus de recharge, tandis qu'à l'ouest, les calcaires de la montagne de Serdies contribuent également à l'alimentation de la nappe.

III.2 Représentation graphique des paramètres physico-chimiques

Les cartes thématiques (Figures. 33 et 34) représentant les paramètres chimiques ont révélé que les concentrations des principaux ions étaient particulièrement élevées aux abords des points P2, P3 et P4 (situés dans le sud-est), P11, P12, P13 et P14 (au nord de la ville de Tébessa), ainsi que dans la partie nord-ouest, à la sortie de l'oued Chabro. Ces concentrations élevées pourraient être attribuées à des processus hydrogéochimiques similaires, notamment l'évaporation intense dans ces zones et la faible profondeur de la nappe alluviale Dans la partie sud-ouest de la zone d'étude, une diminution des concentrations d'ions a été observée. Cette baisse pourrait s'expliquer par la présence d'une couche imperméable d'argile naturelle, qui joue un rôle protecteur en ralentissant l'infiltration des polluants dans l'aquifère et en réduisant leur diffusion. Ce processus aide à réduire l'impact des activités humaines et naturelles sur la composition chimique des eaux souterraines dans cette zone (Chu et al., 2020).

III.2.1 Evolution spatiale des cations dans la zone d'étude

- **Le calcium Ca^{2+}**

L'ion calcium (Ca^{2+}) est principalement issu de deux sources naturelles potentielles : la dissolution des roches carbonatées et/ou des roches gypseuses. Dans la région étudiée, la concentration moyenne de calcium s'élève à 119,5 mg/L. Les valeurs les plus élevées ont

été relevées au niveau du puits P29 (277,1 mg/L), situé à l'extrême nord-est de la région, tandis que la valeur minimale a été mesurée au forage F09 (54,4 mg/L), situé au sud-est.

Conformément aux normes algériennes de potabilité, la concentration maximale admissible en calcium est fixée à 200 mg/L. Parmi les échantillons analysés, les points P1, P3, P11, P12, P13, P23, P28 et P29 présentent des concentrations supérieures à cette limite, indiquant que 78% des échantillons sont conformes à cette norme.

- **Le magnésium Mg^{2+}**

La concentration moyenne en magnésium (Mg^{2+}) dans les eaux échantillonnées est d'environ 107,63 mg/L, ce qui dépasse largement la norme recommandée de 50 mg/L pour la potabilité. La majorité des échantillons présentent donc des concentrations supérieures à cette limite. Cependant, quelques points d'eau, notamment le puits P2 ainsi que les forages F11, F12, F2-3 et F13, respectent cette norme. Ces derniers représentent seulement 14 % de l'ensemble des échantillons analyses.

- **Le sodium Na^{+}**

Le sodium (Na+) a généralement des associations avec d'autres éléments chimiques tels que les chlorures et les sulfates, et il est rare de le trouver sous forme isolée. Les principales sources de sel comprennent :

- Les eaux marines, issues de la concentration progressive des marais salants ; -Le chlorure de sodium ou le sel gemme ;

- Les formations marneuses et gypsifères ;

- L'industrie.

Dans la zone étudiée, la concentration moyenne en sodium est d'environ 215,95 mg/L, ce qui dépasse largement la norme recommandée de 150 mg/L pour près de la moitié des échantillons d'eau.

- **Le potassium K^{+}**

L'origine de potassium dans les eaux souterraines peut être naturelle par l'altération chimique des minéraux tels que le feldspath potassique ($KAlSi_3O_8$) et la muscovite

($KAl_2(AlSi_3O_{10})(OH)_2$ ou anthropique par l'utilisation des engrais potassiques. Dans la région étudiée, les concentrations en potassium varient entre 1,7 et 48,9 mg/L. Environ 89 % des échantillons analysés présentent des concentrations inférieures à la limite fixée par l'OMS pour l'eau potable, soit 12 mg/L.

III.2.2 Evolution spatial des anions dans la région d'étude

- **Le chlorure (Cl^-)**

Les chlorures (Cl^-) se distinguent par leur grande mobilité dans l'environnement. Ces éléments se distinguent par leur difficulté à se combiner avec d'autres éléments et par leur non-adsorption par les formations géologiques, ce qui favorise leur mobilité au sein des aquifères.

Dans la région de Tébessa, les puits d'irrigation situés au nord présentent des concentrations en chlorures dépassant la norme fixée par l'OMS à 250 mg/L, ce qui souligne un problème de salinisation dans cette zone. En revanche, les forages désignés pour l'alimentation en eau potable affichent généralement des teneurs plus faibles, à l'exception du forage F10, dont la concentration atteint 200,2 mg/L. Cette valeur, bien qu'en dessous de la limite recommandée, peut être attribuée à la proximité de ce forage avec des formations géologiques salifères.

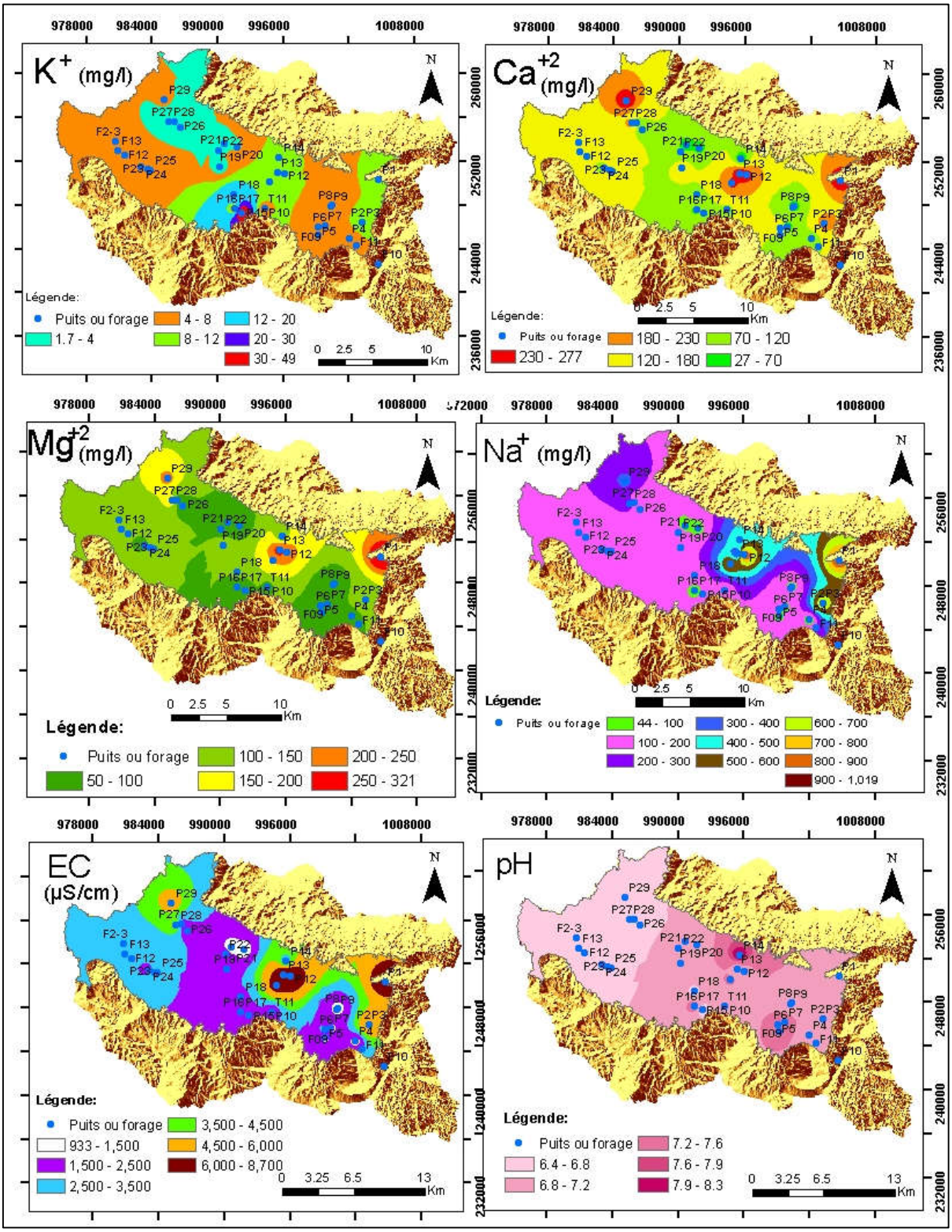


Figure 33: La distribution spatiale des cations, de la conductivité électrique et du pH dans la région étudiée (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

- **Les sulfates $SO4^{-2}$**

La présence des ions sulfates ($SO4^{-2}$) dans les eaux est principalement due à la dissolution des couches géologiques contenant du gypse. Au niveau de la zone étudiée, on observe les concentrations les plus élevées en sulfates et en chlorures dans la partie occidentale. Ces concentrations élevées résultent directement des processus de dissolution des formations géologiques riches en gypse.

En revanche, dans la partie centrale de la région, les concentrations en sulfates sont conformes aux normes de potabilité. Selon les standards algériens (400 mg/L) et ceux de l'OMS (250 mg/L).

- **Les Bicarbonates $HCO3^{-}$**

La présence des ions bicarbonates ($HCO3^{-}$) dans les eaux provient principalement de la dissolution des roches carbonatées, d'après à la réaction chimique suivante :

$$CaCO3+H2O+CO2 \rightarrow Ca^{2+}+2HCO3^{-}$$

Les concentrations les plus élevées en bicarbonates ont été enregistrées dans la partie nord de la région de Tébessa. Le maximum observé est de 793 mg/L, relevé dans le puits P14, ce qui peut être attribué à la dissolution intense des formations d'Eocènes de Djebel Dyr.

- **Les nitrates ($NO3^{-}$)**

Afin d'évaluer l'influence des activités humaines sur la pollution en substances nutritives et en germes pathogènes des eaux souterraines de la nappe alluviale, des puits agricoles sont localisés à proximité des points de déversement des eaux usées, et alignés selon l'orientation de la plaine de Tébessa (sud-est - nord-ouest), couvrant ainsi l'ensemble de la région d'étude.

Les données manquantes ont été estimées à l'aide de la méthode d'interpolation IDW (Inverse Distance Weighting)**.** Cette technique, couramment utilisée dans les systèmes d'information géographique (SIG), permet d'estimer les valeurs inconnues en se basant sur les valeurs connues des points environnants. L'IDW repose sur l'hypothèse que les points proches ont une influence plus importante que ceux situés plus loin

La variation régionale des concentrations en nitrates **(**NO_3^-**)**, illustrée par la carte (Figure. 34), indique que les valeurs moyennes dans les zones de Tébessa**,** Ain Chabro **et** Boulhef-Dyr se situent entre 9,7 mg/L **et** 15 mg/L**,** des niveaux bien en dessous de la limite de 50 mg/L fixée par l'OMS pour l'eau potable. Cependant, le puits P12 présente une concentration élevée de 58 mg/L, dépassant cette norme.

Ce puits est localisé dans une zone classée comme agricole, selon la carte d'occupation des sols. Par conséquent, cette concentration élevée peut être attribuée à l'utilisation d'engrais riches en nitrates, qui contribuent à la contamination des eaux souterraines par infiltration des eaux d'irrigation.

- **Le phosphate (**$PO4^{-3}$**)**

L'une des sources de phosphate dans les eaux souterraines provient de l'utilisation d'engrais riche en phosphate dans les zones agricoles, et à cause de l'infiltration des eaux de ruissellement et d'irrigation. De plus, les produits ménagers sont fréquemment déversés dans les eaux usées, tout comme les déjections animales. Bien que les phosphates ne soient pas considérés comme directement toxiques pour la santé humaine aux concentrations typiques présentes dans l'eau potable, leur présence peut être un indicateur de pollution d'origine anthropique, notamment liée aux activités agricoles et domestiques.

Dans la zone d'étude, les concentrations en phosphates varient entre 0 et 2,3 mg/L. Tous les puits agricoles analysés présentent une contamination par les phosphates, à l'exception du puits P7 au sud-ouest de la région de Bekkaria, qui reste en dessous des limites de détection.

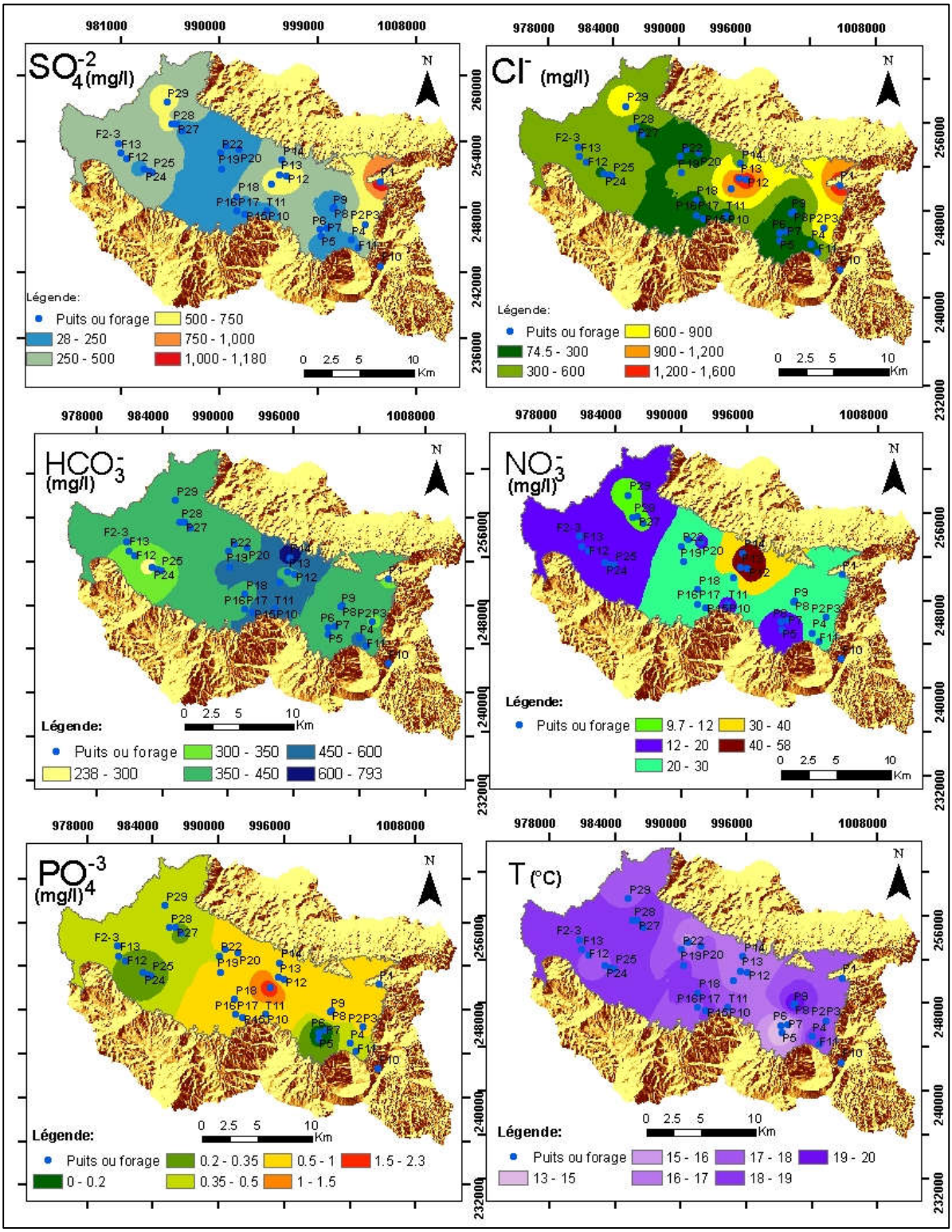


Figure 34: La distribution spatial des anions et de température (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

III.3 Les analyses bactériologiques

L'objectif de l'analyse bactériologique d'une eau, qu'elle soit destinée à la consommation ou usée, est d'identifier la présence de micro-organismes pathogènes, dont la majorité provient des matières fécales, et qui agissent chez l'homme en tant que micro-organismes saprophytes tels que les coliformes et les streptocoques (Seghir, 2008).

III.3.1 Le coliformes fécaux (E-Coli)

Dans la zone de Bekkaria (puits P9), des niveaux significatifs d'*Escherichia coli* (E-coli) ont été détectés, atteignant 372 UFC/100 ml (Unités Formant Colonies par 100 millilitres)

, comme le montre la carte de variation géographique des bactéries (Figure. 35). Cette contamination est principalement attribuée à la présence de fosses septiques, aux rejets d'eaux usées non traitées, au lessivage des excréments d'animaux et à la proximité d'animaux domestiques. Bien que les concentrations d'E. coli dans les localités d'Ain Chabro et de Boulhef-Dyr soient relativement faibles, oscillant entre 2 et 28 UFC/100 ml, il est essentiel de noter que la détection de cette bactérie, même en faible quantité, rend l'eau impropre à la consommation selon les normes algérienne et celle de L'OMS.

Étant donné qu'*Escherichia coli* ne survit que dans le système digestif êtres humains et des animaux à sang chaud, sa présence constitue un indicateur fiable de pollution fécale. Une bonne corrélation peut donc être établie entre sa concentration et l'origine de cette pollution (Zerhouni et al., 2019).

III.3.2 Les coliformes totaux (CFT)

Les coliformes totaux représentent un indicateur général de contamination, fréquemment utilisé pour évaluer la qualité microbiologique de l'eau. Cependant, leur seule présence ne permet pas d'identifier précisément l'origine de la pollution. Il est donc essentiel de compléter leur détection par des analyses spécifiques, telles que celles ciblant les coliformes fécaux ou *Escherichia coli*, afin d'affiner le diagnostic.

L'analyse de la distribution spatiale des coliformes totaux (CFT) met en évidence qu'Ain Chabro est la zone la plus menacée. Le puits P26 a enregistré la concentration la plus élevée, s'élevant à 17 UFC/100 ml.

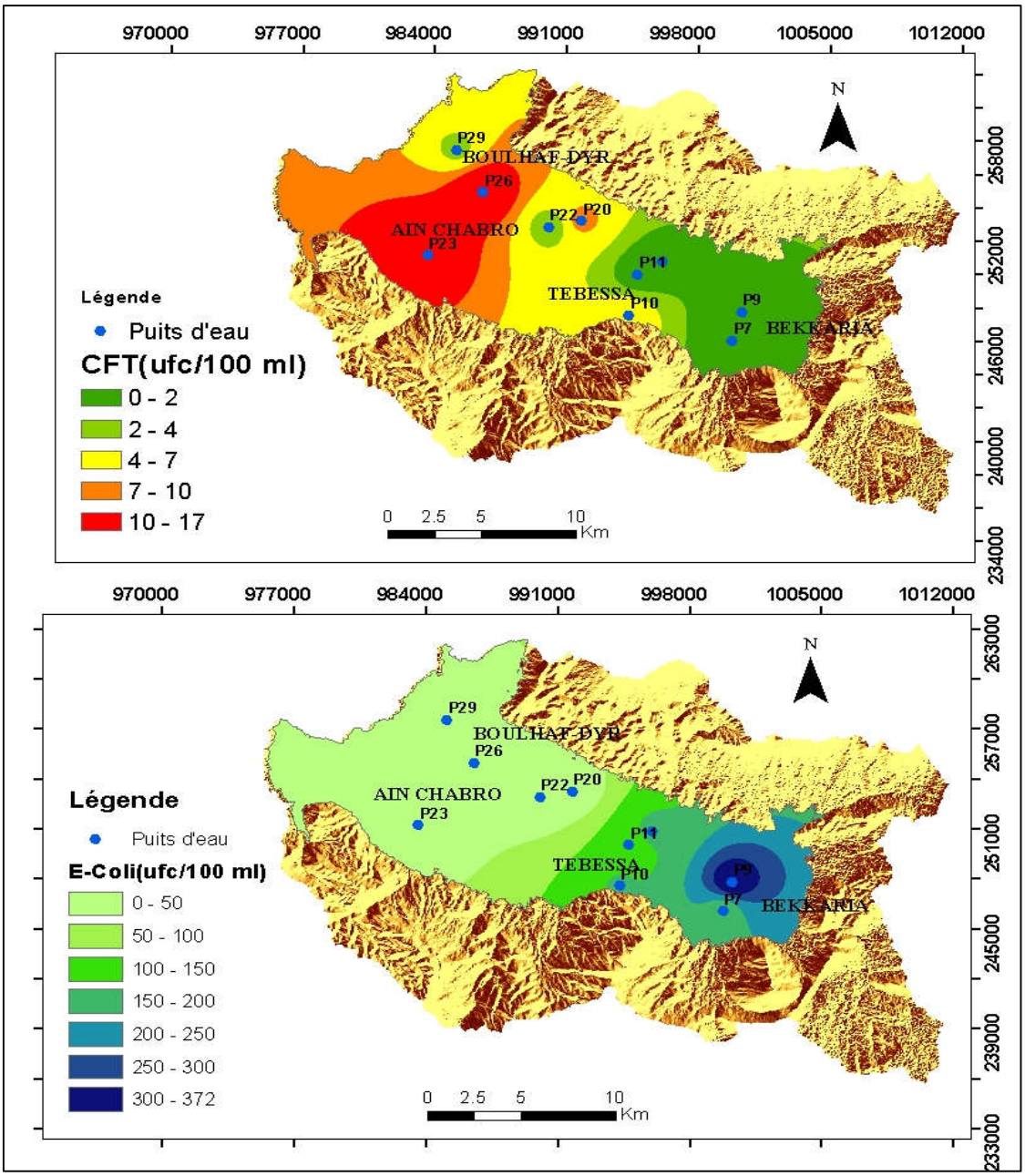


Figure 35: La distribution spatial des Coliformes totaux et fécaux dans le bassin de Tébessa -Décembre 2022 (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

III.4 Les analyses statistiques

III.4.1 Les analyses descriptives

Les analyses descriptives des composants physico-chimiques (Tableau 22) indiquent que le pH des eaux analysées fluctue entre 6,46 et 8,3, atteignant en moyenne 7 et un écart-type de 0,36. Les niveaux de pH se situent entre acides et neutres. L'eau montre une température étendant de 11,5 à 20,3 °C, en moyenne 17,27 °C et un écart-type de 2,01 °C. Ces eaux possèdent des conductivités électriques qui oscillent entre 701 et 8680 µS/cm, avec une moyenne de 2724 µS/cm/l et un écart-type de 2425 µS/cm. 69 % de ces valeurs dépassent la limite de potabilité de l'OMS (400-1500 µS/cm). En ce qui concerne les cations principaux (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} et K^{+}), on observe une prédominance des ions Na^{+} qui se situent entre 30,7 et 1019,3 mg/l. En moyenne, ils atteignent 216 mg/l et montrent un écart-type de 258,7 mg/l. Arrivent ensuite les ions Mg^{2+} avec une variété de 33,7 à 321 mg/l, une moyenne de 107,6 mg/l et un écart-type de 76,9 mg/l. L'écart-type de 79,1 mg/l et la moyenne de 119,5 mg/l correspondent aux ions Ca^{2+} qui se trouvent aux troisièmes classes. La position des ions K^{+} est la plus basse et varie entre 1,7 et 48,9 mg/l, avec une moyenne de 7,06 mg/l et une écart type de 8,01 mg/l. Concernant les anions principaux (HCO_3^{-}, Cl^{-}, SO_4^{2-}), la prédominance des ions Cl^{-} se situe entre 39,8 et 1565,6 mg/l. En moyenne, ils atteignent 380,52 mg/l et présentent un écart type de 455 mg/l. Les ions SO_4^{2-} ont une variabilité de 16,2 à 1179,2 mg/l, une moyenne de 285,53 mg/l et une écart type de 314 mg/l. La troisième position sont les ions HCO_3^{-} entre 237,9 et 793 mg/l, avec une moyenne de 412,7 mg/l et une écart type de 106,63 mg/l.

Tableau 22: Les analyses statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques

Les paramètres	N	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart-type	Covariance	Normes OMS (2011)
CE (µS/cm)	36	701.00	8680.00	2823.92	2425.63	0.86	400-1500
pH	36	6.46	8.30	7.00	0.36	0.05	6.5-9.5
T C°	36	7.20	20.30	17.2	2.01	0.12	25
HCO-3(mg/l)	36	237.90	793.00	412.69	106.63	0.26	300
Cl- (mg/l)	36	39.80	1565.60	380.52	455.04	1.20	250
K+ (mg/l)	36	1.70	48.90	7.06	8.01	1.13	12
Ca2+ (mg/l)	36	25.40	277.10	119.52	79.10	0.66	75

Na+ (mg/l)	36	30.70	1019.30	215.95	258.68	1.20	200
SO42- (mg/l)	36	16.20	1179.20	285.53	314.07	1.10	200
TH (mg/l)	36	78.10	584.30	227.16	150.95	0.66	50
Mg2+ (mg/l)	36	33.70	321.00	107.64	76.88	0.71	30
TDS (mg/l)	36	448.64	5555.20	1790.89	1568.61	0.86	1000

III.4.2 Les analyses statistiques multivariées

III.4.2.1 L'application de l'analyse en composantes principales (ACP)

36 échantillons et 12 paramètres (pH, T°, EC, K^+, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, TH, $HCO3^-$, Cl^-, $SO4^{2-}$ et le TDS) ont fait l'objet d'une analyse en composantes principales. Cette étude vise à calculer les valeurs propres, les variances associées à chaque axe factoriel, leur somme, les coefficients de corrélation pour chaque paramètre pris individuellement, les statistiques descriptives, ainsi que la contribution de chaque paramètre dans le cadre des axes factoriels. Leur origine est indiquée par les diverses corrélations constatées entre différents éléments présents dans la matrice de corrélation (Djahadi et al., 2021). Les ions sodium (Na^+), calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), chlorure (Cl^-) et sulfate ($SO4^{2-}$) jouent un rôle essentiel dans le processus de minéralisation des eaux de la zone (Tableau 23).

Les corrélations élevées observées entre $SO4^{2-}$ et les ions Na^+ (0,85), Ca^{2+} (0,90), Mg^{2+} (0,88) et Cl^- (0,86), ainsi que leur regroupement autour de l'axe principal de minéralisation F1 (Figure. 36), suggèrent qu'ils partagent une origine et un mécanisme commun. Ces mécanismes pourraient impliquer un temps de résidence prolongée dans l'aquifère et des phénomènes de précipitation dans le sol.

Tableau 23: Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques

Paramètres	CE µS/cm	pH	T °C	HCO^-_3 mg/l	Cl^- mg/l	K^+ mg/l	Ca^{2+} mg/l	Na^+ mg/l	SO_4^{2-} mg/l	TH mg/l	Mg^{2+} mg/l	TDS mg/l
CE (µS/cm)	**1**											
pH	-0.123	**1**										
T (°C)	0.011	-0.394	**1**									
HCO^-_3 (mg/l)	-0.051	**0.457**	-0.074	**1**								
Cl^- (mg/l)	**0.960**	-0.111	0.033	-0.136	**1**							

K^+ (mg/l)	0.166	-0.197	0.109	0.158	0.128	**1**						
Ca^{2+} (mg/l)	**0.894**	-0.327	0.037	-0.163	0.866	0.113	**1**					
Na^+ (mg/l)	**0.871**	0.072	-0.021	0.050	0.880	0.146	**0.697**	**1**				
SO_4^{2-} (mg/l)	**0.927**	-0.154	-0.002	-0.038	0.862	0.140	**0.897**	**0.853**	**1**			
TH (mg/l)	**0.939**	-0.252	0.051	-0.081	0.924	0.132	**0.969**	**0.750**	**0.917**	**1**		
Mg^{2+} (mg/l)	**0.923**	-0.159	0.061	0.008	0.923	0.143	**0.873**	**0.755**	**0.877**	**0.967**	**1**	
TDS (mg/l)	**1.000**	-0.123	0.011	-0.051	0.960	0.166	**0.894**	**0.871**	**0.927**	**0.939**	**0.923**	**1**

Par ailleurs, la température, en tant que paramètre physique, ne présente pratiquement aucune corrélation avec les autres variables étudiées. Le pH, quant à lui, montre une corrélation modérée avec la concentration en ions $HCO3^-$ (0,46).

L'analyse en composantes principales (ACP) révèle que les trois premiers axes expliquent 84,96 % de la variance totale, avec l'axe F1 représentant à lui seul 61,15 % de l'information (Tableau 24). Selon (Soro et al., 2019), un ACP est considéré comme valide pour une région donnée si le pourcentage de variance totale cumulée dépasse 70 %, ce qui confirme la pertinence de cette analyse dans le contexte étudié.

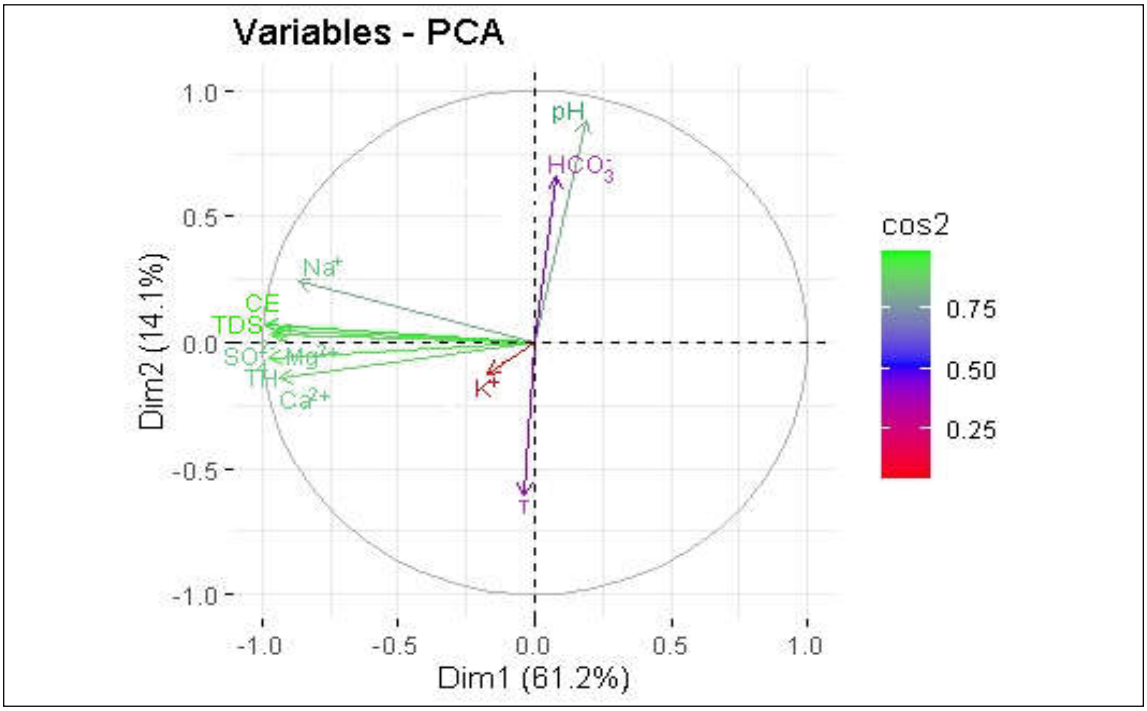


Figure 36: Cercle de corrélation des paramètres physico-chimiques (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

Tableau 24: Valeurs propres et pourcentages exprimés pour les trois axes factoriels des paramètres physico-chimiques.

Composants	Les valeurs propres initiales			Rotation Sommes des carrés des charges		
	Totale	% de variance	Cumulative %	Totale	% de variance	% Cumulative
1	7.331	61.092	61.092	7.331	61.157	61.157
2	1.689	14.072	75.164	1.689	14.093	75.25
3	1.165	9.707	84.871	1.165	9.707	**84.96**
4	0.799	6.655	91.526			
5	0.489	4.079	95.605			
6	0.236	1.968	97.572			
7	0.144	1.203	98.776			
8	0.077	0.646	99.421			
9	0.065	0.539	99.960			
10	0.005	0.040	100.000			

Le coefficient de variation (Cv) offre une évaluation globale de l'homogénéité hydrochimique des eaux souterraines alluviales. Il est défini comme le rapport de l'écart-type à la moyenne. Dans cette étude, le Cv dépasse 0,25 pour tous les paramètres, à l'exception du pH et de la température, ce qui met en évidence une hétérogénéité marquée des eaux souterraines alluviales (Moussi & Rebai, 2021).

Les trois principales composantes déterminantes des eaux souterraines dans cette région ont été identifiées à l'aide de l'approche **Varimax** avec la normalisation de **Kaiser**, utilisée pour la rotation des composantes principales. Selon le tableau 7, ces trois axes principaux expliquent **84,96 %** de la variance totale, répartis comme suit : **61,2 %** pour le premier axe, **14,1 %** pour le deuxième, et **9,7 %** pour le troisième.

Cette répartition démontre que les trois axes principaux possèdent une variance suffisante pour fournir des informations pertinentes sur les différents paramètres hydrogéochimiques de l'aquifère.

Le Tableau 25 illustre les corrélations entre les paramètres physico-chimiques et leurs axes factoriels. Le facteur F1, qui explique 66,6 % de la variance totale, présente une forte corrélation positive avec des paramètres tels que la CE, les ions Cl^-, SO_4^{2-}, Na^+, la dureté totale (TH), Ca^{2+}, Mg^{2+} et les solides dissous totaux (TDS). Ce facteur reflète les caractéristiques générales de la qualité de l'eau, essentielles pour son usage potable. La

corrélation de ces composants suggère une origine commune et un processus de dissolution similaire, augmenté par l'impact de l'activité humaine, entraînant une élévation des proportions de Na^+, Cl^- et SO_4^{2-}. Le facteur F1 est principalement responsable du contrôle du processus de minéralisation, lequel est affecté par le temps de séjour dans l'aquifère et les précipitations dans le sol.

Le facteur F2, représentant 14,1 % de la variance totale, est fortement corrélé avec la température (0,711) et présente une corrélation inverse avec le pH, indiquant son rôle dans les variations physiques des paramètres de l'eau.

Le facteur F3, expliquant 9,7 % de la variance totale, montre des corrélations élevées avec le potassium (0,71) et le bicarbonate (0,78). Cet axe est associé à la pollution agricole, principalement en raison de l'utilisation d'engrais, ce qui contribue à l'alcalinité et à l'augmentation de ces paramètres.

En résumé, chaque axe factoriel représente un aspect distinct de la dynamique hydrochimique :

- **F1** : Salinité et processus de minéralisation.
- **F2** : Effet des paramètres physiques (température et pH).
- **F3** : Pollution agricole et alcalinité.

Tableau 25: les corrélations entre les paramètres physico-chimiques avec ces axes factoriels

Paramètres	Composants		
	1	**2**	**3**
EC (µS/cm)	**0.986**	0.029	0.037
pH	-0.119	-0.859	0.257
T C°	-0.025	**0.711**	0.151
HCO^-_3(mg/l)	-0.056	-0.409	**0.777**
Cl^- (mg/l)	**0.968**	0.035	-0.031
K^+ (mg/l)	0.126	0.423	**0.710**
Ca^{2+} (mg/l)	**0.925**	0.183	-0.113
Na^+ (mg/l)	**0.880**	-0.133	0.136

SO_4^{2-} (mg/l)	**0.952**	0.034	0.021
TH (mg/l)	**0.967**	0.132	-0.030
Mg^{2+} (mg/l)	**0.947**	0.071	0.057
TDS (mg/l)	**0.986**	0.029	0.037

III.4.2.2 Analyse en grappes

Cette méthode repose sur une technique statistique multivariée permettant d'analyser les corrélations entre les paramètres physico-chimiques et de les regrouper en grappes homogènes. Dans le cadre de cette étude, un dendrogramme a été construit pour classifier les types d'eau de chaque échantillon individuel (Figure. 37). En se basant sur le degré de similitude, le dendrogramme révèle l'existence de trois groupes distincts. Les individus appartenant à un même groupe sont reliés par une distance réduite, reflétant leur similarité (Modibo Sidibé et al., 2019).

La classification a été réalisée à l'aide du critère d'agrégation de Ward et de la distance euclidienne, appliqués dans une analyse multivariée hiérarchique à l'aide du logiciel RStudio. Les douze variables mesurées sur trente-six observations (échantillons provenant de puits et de forages) ont été regroupées et classées hiérarchiquement.

L'examen des résultats sous forme de dendrogramme a permis d'identifier clairement trois groupes ou classifications distinctes, mettant en évidence des caractéristiques communes et des distinctions entre les échantillons.

Le premier groupe regroupe les points P23, P28, P29, P11, P13, P12, P1 et P3, situés dans des zones proches les unes des autres. Ce groupe se distingue par des concentrations élevées de paramètres physico-chimiques, notamment une conductivité électrique (CE) supérieure à 3000 µS/cm, ainsi que des teneurs élevées en Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, TH (dureté totale) et TDS (solides dissous totaux). Selon les résultats de l'ACP, cette classe correspond au facteur F1, qui reflète des niveaux élevés d'activités anthropiques, principalement dans les zones situées au nord-est et au nord de la ville de Tébessa.

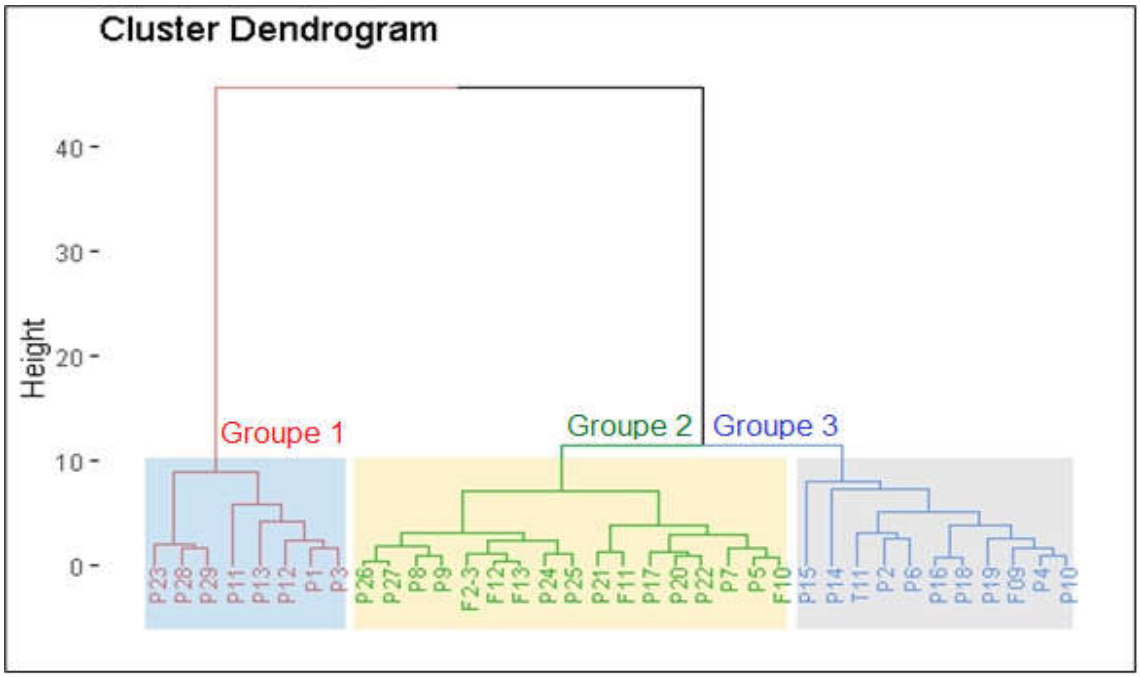


Figure 37: Dendrogramme des 36 points d'échantillonnage réalisé par R (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

Le deuxième groupe inclut les points P26, P27, P8, P9, F2-3, F12, F13, P24, P25, P21, F11, P17, P20, P7, P5 et F10. Ces points sont caractérisés par une conductivité électrique modérée, comprise entre 700 et 1500 µS/cm, indiquant une faible minéralisation par rapport au premier groupe.

Enfin, le troisième groupe comprend les points restants, caractérisés par une minéralisation moyenne, avec des valeurs de CE situées entre 1500 et 3000 µS/cm. Ce groupe se distingue par des niveaux intermédiaires de paramètres physico-chimiques, situant ces échantillons dans une position transitionnelle entre les deux groupes précédents.

III.4.2.3 Analyse en composante principales des données physic-chimiques et bactériologiques

L'analyse en composantes principales (ACP) a été appliquée sur 27 paramètres physico-chimiques et bactériologiques : température (T°C), conductivité électrique (EC), pH, dureté totale (TH), solides dissous totaux (TDS), $HCO3^{-}$, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}, $SO4^{2-}$, Cl^{-}, $NO3^{-}$, $NO2^{-}$, NO2-N, P, PO4, P2O5, NH4, NH3, NH3-N, DCO, DBO5, oxygène dissous

(O_2-d), turbidité (TUR), coliformes totaux (CFT) et *Escherichia coli* (E. coli). Ces analyses ont été réalisées sur dix échantillons prélevés à proximité des points de rejet des eaux usées.

L'impact de chaque paramètre hydrochimique sur la minéralisation des eaux souterraines a été analysé en se basant sur la matrice de corrélation bivariée, établie pour 27 paramètres physico-chimiques et microbiologiques. Les résultats exposés dans le Tableau 26 mettent en lumière les observations suivantes :

1. **Température et pH**: Ces deux paramètres ne montrent quasiment aucune corrélation significative avec les autres variables étudiées, indiquant une influence limitée sur la minéralisation.
2. **Conductivité électrique (CE)**:
    - Elle présente une corrélation modérée avec NO_3^-, NH_4, NH_3, NH_3-N, Mg^{2+} et Ca^{2+}.
    - Une excellente corrélation est observée avec TDS, K^+, Na^+, SO_4^{2-} et Cl^- (r^2 = 0,83 à 0,96), confirmant leur contribution directe à la minéralisation des eaux.
3. **Nitrates (NO_3^-)**:
    - Ils présentent une excellente corrélation avec NO_2^-, NO_2-N, NH_3, NH_3-N et NH_4 (r^2 = 0,81 à 0,86), ce qui reflète la conversion rapide de l'ammonium en nitrates et nitrites par oxydation.
    - Une concentration élevée d'azote ammoniacal est un indicateur clé de pollution d'origine anthropique ou industrielle, notamment en lien avec les rejets des industries chimiques, des engrais azotés ou des industries textiles.
4. **Nitrites (NO_2^-)** : Ces ions jouent un rôle d'intermédiaires dans la transformation de l'ammonium en nitrates, ce qui confirme une activité significative de nitrification dans les eaux.

5. **Potassium (K^+)**:

   - Une corrélation modérée avec les nitrates ($r^2 = 0,5$) suggère une origine commune, principalement liée à la dissolution d'engrais chimiques.
   - Une corrélation importante entre Cl^- et K^+ ($r^2 = 0,74$) indique que certains chlorures proviennent de la dissolution de KCl, un engrais courant (Houria et al., 2020).

Les ions Cl^- et Na^+ présentent une corrélation significative avec les composés azotés tels que NH_4, NH_3 et NH_3-N, indiquant une interaction entre ces paramètres. Les principales sources de chlorures dans les eaux souterraines incluent à la fois des origines lithogéniques et anthropogéniques.

- **Sources lithogéniques** : Ces processus impliquent la altération des minéraux tels que la halite et les évaporites, ainsi que la décomposition des dépôts de sel existants dans les formations géologiques (Tiwari & Singh, 2014).
- **Sources anthropogéniques** : Elles sont liées aux activités anthropiques telles que les fosses septiques, les pratiques agricoles, les effluents d'eaux usées, ainsi que les résidus domestiques et industriels (Fehdi et al., 2009; Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024).

Les concentrations maximales de ces ions ont été enregistrées dans les eaux souterraines prélevées au nord de la zone de Bekkaria.

Tableau 26: Matrice de corrélation de 27 paramètres physico-chimiques et bactériologiques

	EC	pH	T	HCO^-_3	Cl^-	K^+	Ca^{2+}	Na^+	SO^{-2}_4	TH	Mg^{+2}	NO_3	NO_2
EC	**1.00**												
pH	-0.14	1.00											
T	-0.29	-0.49	1.00										
HCO^-_3	0.00	0.49	-0.46	1.00									
Cl^-	**1.00**	-0.13	-0.29	-0.01	**1.00**								
K^+	**0.74**	0.25	**-0.60**	0.29	**0.74**	**1.00**							
Ca^{+2}	**0.92**	-0.45	-0.16	-0.12	**0.90**	**0.55**	1.00						
Na^+	**0.96**	0.06	-0.32	0.12	**0.97**	**0.79**	0.77	**1.00**					
SO^{2-}_4	**0.98**	-0.23	-0.28	-0.03	**0.97**	**0.68**	0.97	**0.90**	**1.00**				
TH	**0.94**	-0.38	-0.24	-0.08	**0.92**	**0.62**	0.99	**0.80**	**0.98**	**1.00**			
Mg^{2+}	**0.94**	-0.28	-0.34	-0.04	**0.93**	**0.68**	0.97	**0.82**	**0.97**	**0.99**	**1.00**		
NO^-_3	**0.56**	0.20	0.06	0.11	**0.59**	**0.54**	0.27	**0.73**	0.44	0.30	0.33	**1.00**	
NO^-_2	0.39	0.21	0.31	0.27	0.41	0.33	0.17	**0.54**	0.28	0.17	0.18	**0.85**	**1.00**

NO_2N	0.39	0.20	0.33	0.25	0.41	0.33	0.16	**0.55**	0.27	0.16	0.15	**0.87**	**0.99**
NH_4	**0.58**	0.17	-0.26	0.12	**0.62**	**0.51**	0.32	**0.74**	**0.49**	0.35	0.37	**0.81**	0.46
NH_3	**0.58**	0.17	-0.26	0.12	**0.62**	**0.51**	0.32	**0.74**	**0.49**	0.35	0.37	**0.81**	0.46
NH_3N	**0.58**	0.17	-0.26	0.12	**0.62**	**0.51**	0.32	**0.74**	**0.49**	0.35	0.37	**0.81**	0.46
PO_4	0.36	0.22	0.00	0.29	0.31	0.27	0.35	0.34	0.37	0.32	0.28	0.05	0.31
P	0.55	0.24	-0.14	0.32	0.52	0.42	0.49	**0.55**	**0.55**	0.47	0.44	0.20	0.36
P_2O_5	0.27	0.21	0.03	0.25	0.22	0.19	0.29	0.23	0.30	0.26	0.22	-0.06	0.23
COD	-0.49	0.27	0.20	0.06	-0.50	-0.43	-0.51	-0.47	-0.48	-0.49	-0.46	-0.13	0.08
DBO5	0.17	-0.26	-0.40	-0.44	0.17	0.36	0.21	0.09	0.18	0.24	0.27	-0.19	-0.56
TDS	**1.00**	-0.14	-0.29	0.00	**1.00**	**0.74**	**0.92**	**0.96**	**0.98**	**0.94**	**0.94**	**0.56**	0.39
TUR	0.44	0.41	-0.15	0.26	0.41	**0.49**	0.31	0.50	0.43	0.30	0.29	0.35	0.40
O_2d	-0.27	-0.10	-0.19	-0.19	-0.27	-0.16	-0.16	-0.37	-0.27	-0.14	-0.12	-0.61	-0.59
CFT	-0.28	-0.58	0.26	-0.42	-0.27	-0.37	-0.09	-0.37	-0.26	-0.15	-0.22	-0.48	-0.54
E-Coli	-0.01	0.24	-0.01	0.46	-0.03	0.27	-0.13	0.10	-0.03	-0.12	-0.11	0.37	0.42

Tableau 27: Suite au tableau 26

	NO_2N	NH_4	NH_3	NH_3N	PO_4	P	P_2O_5	DCO	DBO5	TDS	TUR	O_2d	CFT	E-Coli
NO_2N	**1.00**													
NH_4	**0.50**	**1.00**												
NH_3	**0.50**	**1.00**	**1.00**											
NH_3N	**0.50**	**1.00**	**1.00**	**1.00**										
PO_4	0.32	-0.10	-0.11	-0.10	**1.00**									
P	0.38	0.14	0.14	0.14	**0.96**	**1.00**								
P_2O_5	0.24	-0.22	-0.22	-0.22	**0.99**	**0.92**	**1.00**							
COD	0.01	-0.42	-0.42	-0.42	-0.23	-0.37	-0.16	**1.00**						
DBO5	-0.54	0.05	0.05	0.05	-0.41	-0.34	-0.41	-0.38	**1.00**					
TDS	0.39	**0.58**	**0.58**	**0.58**	0.36	0.55	0.27	-0.49	0.17	**1.00**				
TUR	0.42	0.22	0.22	0.22	**0.84**	**0.85**	**0.80**	-0.11	-0.26	0.44	**1.00**			
O_2d	-0.58	**-0.47**	**-0.47**	**-0.47**	-0.23	-0.27	-0.18	-0.25	0.47	-0.27	-0.57	**1.00**		
CFT	-0.47	-0.25	-0.25	-0.25	-0.30	-0.33	-0.27	-0.47	0.47	-0.28	-0.56	**0.66**	**1.00**	
E-Coli	0.40	0.14	0.14	0.14	0.14	0.09	0.11	0.43	-0.26	-0.01	0.48	**-0.75**	-0.57	**1.00**

6. ***Escherichia coli* :** Le E-coli a une forte corrélation inverse avec l'oxygène dissous (-0.75) car Le cycle de Krebs est utilisé par *Escherichia coli* pour métaboliser le glucose. L'oxygène dissous dans le milieu diminue parce que ce processus requiert de l'oxygène pour renouveler les cofacteurs (Brognaux, 2008). Une positive corrélation avec le DCO et la turbidité.

Le Tableau 28 présente la distribution des valeurs propres des différentes composantes principales retenues dans l'analyse. Quatre axes factoriels principaux (F1, F2, F3 et F4) ont été sélectionnés, expliquant ensemble 84,9 % de la variance totale, un pourcentage suffisamment significatif pour interpréter les paramètres hydrogéochimiques de l'aquifère.

- F1 : Ce facteur explique 42,9 % de la variabilité totale, représentant le processus principal influençant la qualité des eaux souterraines.

- F2 : 19,1 %, révélant des mécanismes secondaires influençant la chimie des eaux.
- F3 et F4 : Ces facteurs expliquent respectivement 14,1 % et 8,85 %, et permettent de capturer des processus moins dominants mais significatifs.

Les valeurs de chargement des variables associées à ces composantes principales sont détaillées dans le Tableau 28. Ces valeurs, représentant la corrélation entre les variables et les facteurs, ont été classées en trois catégories :

1. Élevée (>0,75) : Indique une forte relation entre la variable et le facteur correspondant.
2. Modérée (0,50 à 0,75) : Reflète une relation intermédiaire.
3. Faible (0,30 à 0,50) : Traduit une association faible mais notable

Tableau 28: Valeurs propres et pourcentages exprimés par les quatre axes factoriels

Composants	Les valeurs propres initiales			Sommes extraites du carré des charges		
	Totale	% de variance	% Cumulative	Total	% de variance	% Cumulative
1	11.576	42.876	42.876	11.576	42.876	42.876
2	5.154	19.087	61.963	5.154	19.087	61.963
3	3.804	14.088	76.051	3.804	14.088	76.051
4	2.391	8.854	84.905	2.391	8.854	**84.905**
5	1.547	5.728	90.634	1.547	5.728	90.634
6	0.919	3.402	94.036			
7	0.769	2.849	96.885			
8	0.719	2.665	99.550			
9	0.122	0.450	100.000			

Le Tableau 29 montre que le facteur F1 montre une relation positive élevée avec des paramètres tels que CE, Cl^-, Mg^{2+}, Ca^{2+}, Na^+, $SO4^{2-}$, TH et TDS, ainsi qu'une association modérée avec K^+. Ces corrélations suggèrent que les principales sources de minéralisation liées à F1 incluent :

1. **$SO4^{2-}$** : Les sources probables incluent l'oxydation des composés soufrés et les apports anthropiques, tels que les fertilisants contenant du sulfate.

2. **Ca^{2+}, Na^{+}, Mg^{2+}** : Leur présence peut être attribuée à une fertilisation non contrôlée, ainsi qu'à la qualité des eaux d'irrigation.

3. **Cl^{-}** : Les chlorures pourraient provenir de l'altération du sol, de la formation de sels et de processus liés à l'activité humaine.

Tableau 29: les corrélations entre les 27 paramètres physico-chimiques et bactériologiques avec ces axes factoriels

Les Paramétrés	Les composants			
	1	2	3	4
EC	**0.914**	0.345	0.176	0.010
pH	-0.368	0.225	0.294	0.243
T	-0.297	0.054	0.113	0.097
HCO^{-}_3	-0.146	0.132	0.340	0.294
Cl^{-}	**0.898**	0.395	0.144	-0.006
K^{+}	**0.648**	0.321	0.113	0.075
Ca^{2+}	**0.966**	0.057	0.147	-0.075
Na^{+}	**0.773**	0.563	0.199	0.060
SO_4^{2-}	**0.957**	0.213	0.171	0.008
TH	**0.981**	0.067	0.113	-0.054
Mg^{+2}	**0.981**	0.079	0.066	-0.025
NO^{-}_3	0.271	**0.870**	0.041	0.345
NO^{-}_2	0.099	**0.666**	0.357	0.487
NO_2N	0.077	**0.717**	0.381	0.417
NH_4	0.318	**0.891**	-0.129	0.000
NH_3	0.318	**0.891**	-0.130	0.000
NH_3N	0.320	**0.891**	-0.129	0.003
PO_4	0.235	-0.082	**0.962**	0.055
P	0.383	0.100	**0.902**	-0.006
P_2O_5	0.183	-0.192	**0.957**	0.055
COD	-0.416	-0.325	-0.193	**0.753**
DBO_5	0.366	-0.188	-0.555	-0.455
TDS	**0.914**	0.345	0.176	0.010
TUR	0.289	0.149	**0.745**	0.323
O_2-d	-0.138	-0.431	-0.179	-0.732
CFT	-0.158	-0.177	-0.235	-0.805
E-Coli	-0.060	0.136	0.082	**0.807**

Par ailleurs, F2 révèle une corrélation élevée avec $NO3^-$, NO2-N, NH4, NH3 et NH3-N, ainsi qu'une relation modeste avec $NO2^-$, indiquant des processus de pollution anthropique liés aux pratiques agricoles. Ces paramètres sont fortement influencés par :

- Le lessivage des engrais chimiques par les eaux d'irrigation ou des précipitations.
- La pollution par les eaux usées domestiques ou industrielles, où les composés azotés sont libérés dans les eaux souterraines

L'axe F3, qui représente 14,1 % de la variance totale, est caractérisé par une corrélation positive avec les paramètres P, PO_4, P_2O_5 et Turbidité (TUR). Les principales sources de phosphates dans les eaux souterraines comprennent :

1. Effluents industriels, qui contiennent souvent des composés phosphatés.
2. Rejets d'eaux usées, notamment les détergents synthétiques à base de phosphates utilisés dans les ménages.
3. Ruissellement agricole, provenant des terres enrichies en engrais inorganiques à haute teneur en phosphates (Lewoyehu, 2021).

L'axe F4, en revanche, est corrélé avec E. coli et la Demande Chimique en Oxygène (DCO). Cet axe est associé à la qualité hygiénique de l'eau, soulignant l'impact de la contamination bactériologique et de la charge organique liée à des sources anthropiques, telles que les rejets d'eaux usées non traitées ou les activités agricoles et domestiques.

Comme conclusion :

- Le F1 Représente les principales sources de minéralisation ;
- Le F2 Représente les processus de pollution anthropique liés aux pratiques agricoles
- F3 illustre l'impact des apports en phosphates sur la minéralisation, souvent liés à l'agriculture et à l'industrie.

- F4 reflète des enjeux sanitaires, notamment la pollution microbiologique et organique.

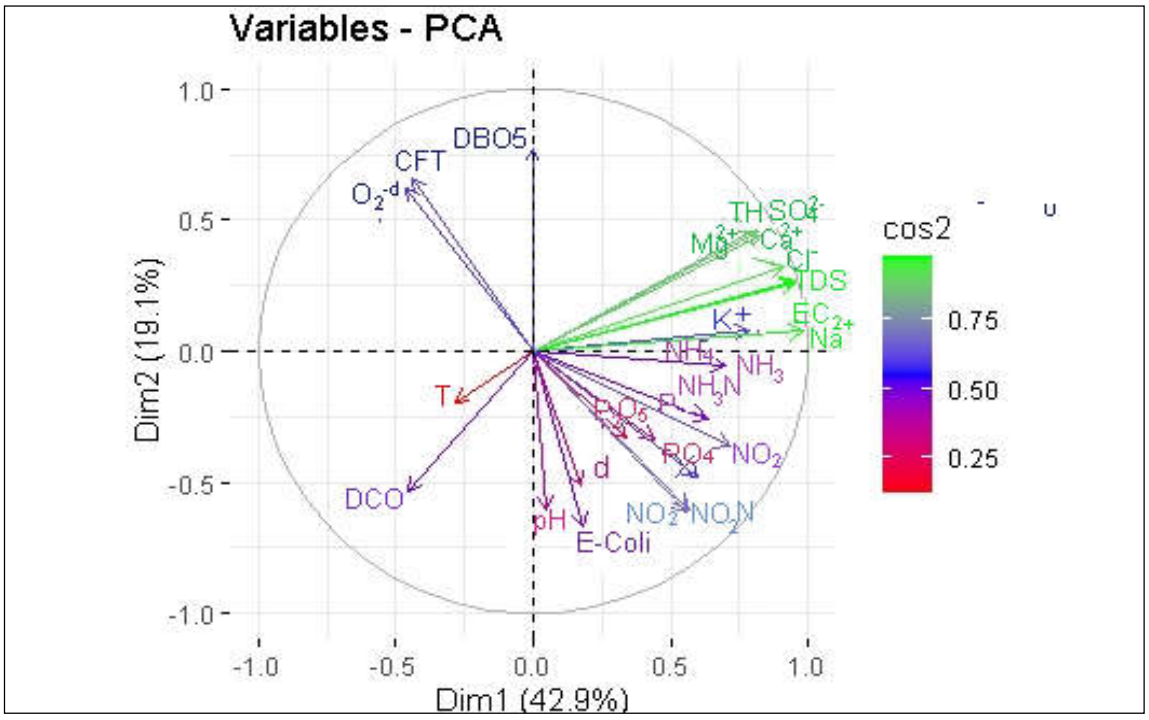


Figure 38: Cercle de corrélations pour les 27 paramètres physico-chimiques et bactériologiques réalisé par R (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

III.4.2.4 Classification Ascendante Hiérarchique des paramètres physico-chimiques et bactériologiques

Cette méthode permet de regrouper les échantillons en classes homogènes selon leurs similitudes.

La technique employée repose sur la méthode d'agrégation de Ward, qui optimise les regroupements en minimisant la variance intra-classe et en maximisant la variance inter-classe. Les distances entre les échantillons ont été calculées à l'aide de la distance euclidienne, une métrique adaptée pour mesurer les écarts entre états multidimensionnels.

Les techniques d'agrégation de variance, telles que la méthode de Ward, visent à optimiser les partitions obtenues en s'appuyant sur des critères d'inertie, garantissant ainsi une classification significative et robuste (Bebba, 2017).

Le dendrogramme (Figure. 39) issu de l'analyse en cluster met en évidence quatre grandes groupes ou familles de variables, reflétant les principales caractéristiques hydrochimiques et microbiologiques des eaux souterraines :

1. **Première famille :**
   Ce groupe regroupe les variables T°, NO_3^-, PO_4^{3-}, P_2O_5, P, NO_2^-, NO_2N, TUR, NH_3N, NH_4^+, NH_3, CFT, K^+, pH et O_2 dissous (O_2_d). Ces paramètres sont liés aux composés azotés et phosphorés, indiquant une contamination des eaux souterraines en NO_3^- et P. Les sources potentielles incluent :
   - Les rejets agricoles (les engrais chimiques).
   - Les déversements urbains et les déchets organiques résultant par d'activités humaines.
   - Les processus d'oxydation et de décomposition des matières organiques. Cette famille est étroitement associée aux processus de minéralisation, qui dépendent fortement du pH de l'eau (Soro et al., 2019).
2. **Deuxième famille :**
   Elle regroupe les ions majeurs tels que Cl^-, SO_4^{2-}, Na^+, Ca^{2+} et TH, ainsi que la présence d'E. coli et de la DBO5. Cette famille reflète deux sources principales de minéralisation :
   - Une source naturelle, issue des interactions eau-roche et du temps de résidence dans l'aquifère.
   - Une source anthropique, causée par l'infiltration de polluants urbains et des eaux usées non traitées générées par les activités humaines.
3. **Troisième famille :**
   Ce groupe est représenté principalement par la DCO, qui reflète la charge organique des eaux et confirme la pollution liée aux matières organiques d'origine anthropique.
4. **Quatrième famille :**
   Formée par les paramètres CE et TDS, cette famille détermine le degré global de

minéralisation des eaux souterraines, résultant des interactions combinées des processus naturels et des apports anthropiques.

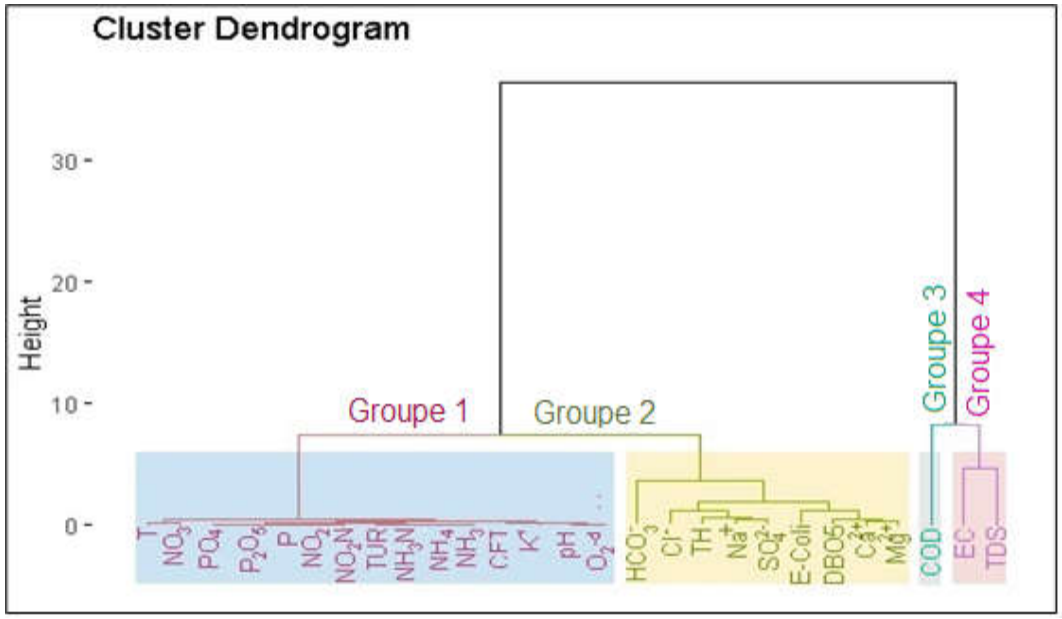


Figure 39: Dendrogramme des 27 paramètres physico-chimiques et bactériologiques réalisé par R (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

III.5 Modélisation géochimique de l'eau

III.5.1 Diagramme de Durov

Les données projetées sur le diagramme de Durov (Figure. 40) mettent en évidence trois processus hydrochimiques principaux dans la zone d'étude, corroborant à la classification de (Lloyd & Heathcote, 1985):

Processus de dissolution ou de mélange (Champ 5) :

La majorité des échantillons (60,52 %) se situe dans le champ 5 du diagramme, indiquant une prévalence de la dissolution des minéraux ou des mélanges d'eaux. Ce processus est attribué à une faible recharge récente des eaux souterraines, provoquée par des précipitations insuffisantes ou l'infiltration de l'eau d'irrigation.

Présence de Cl^- et Na^+ comme ions dominants (21,05 % des échantillons) :

Ces échantillons mettent en évidence un processus d'échange d'ions et d'altération des roches, qui contribue à la minéralisation des eaux souterraines. Ces résultats suggèrent une interaction eau-roche prolongée et des apports anthropiques.

Échange d'ions inversé (18,43 % des échantillons) :

Ce processus est également identifié dans certaines eaux souterraines, indiquant un mécanisme où des ions comme Ca^{2+} et Mg^{2+} sont remplacés par des ions Na^{+} et K^{+} lors de l'interaction avec les argiles et autres matériaux géologiques.

III.5.2 Diagramme de Piper

Le diagramme trilinéaire de Piper (Fig. 10) révèle que la majorité des échantillons (81,57 %) se regroupent dans les catégories Ca^{2+}-HCO_3^- (Bicarbonaté calcique), mixte Ca^{2+}-Mg^{2+}-Cl^-, et Na^{+}-Cl^- (Chloruré calcique et magnésienne à chloruré sodique) (champs 1, 3 et 2), indiquant une prédominance des anions acides forts sur les anions acides faibles, ainsi qu'une dominance des cations alcalino-terreux sur les cations alcalins (c'est-à-dire, Ca^{2+} + Mg^{2+} > Na^{+} + K^{+}). Ce faciès hydrochimique est principalement influencé par les activités de recharge liées aux précipitations, qui s'infiltrent à partir des formations carbonatées situées au nord, au sud et au sud-est. Cette recharge entraîne la formation du type d'eau Ca^{2+}-HCO_3^-, caractérisé par des conductivités électriques faibles à moyennes. Les eaux souterraines de la région étudiée présentent des concentrations significatives en ions calcium, principalement attribuables à la dissolution des minéraux carbonatés tels que le $CaCO_3$ et le $CaMg(CO_3)_2$ lors de la recharge. Cela reflète une composition dominée par des mélanges de cations alcalino-terreux, conférant aux eaux une dureté temporaire. Ce type de faciès chimique est représentatif des eaux souterraines issues de forages destinés à l'approvisionnement en eau potable.

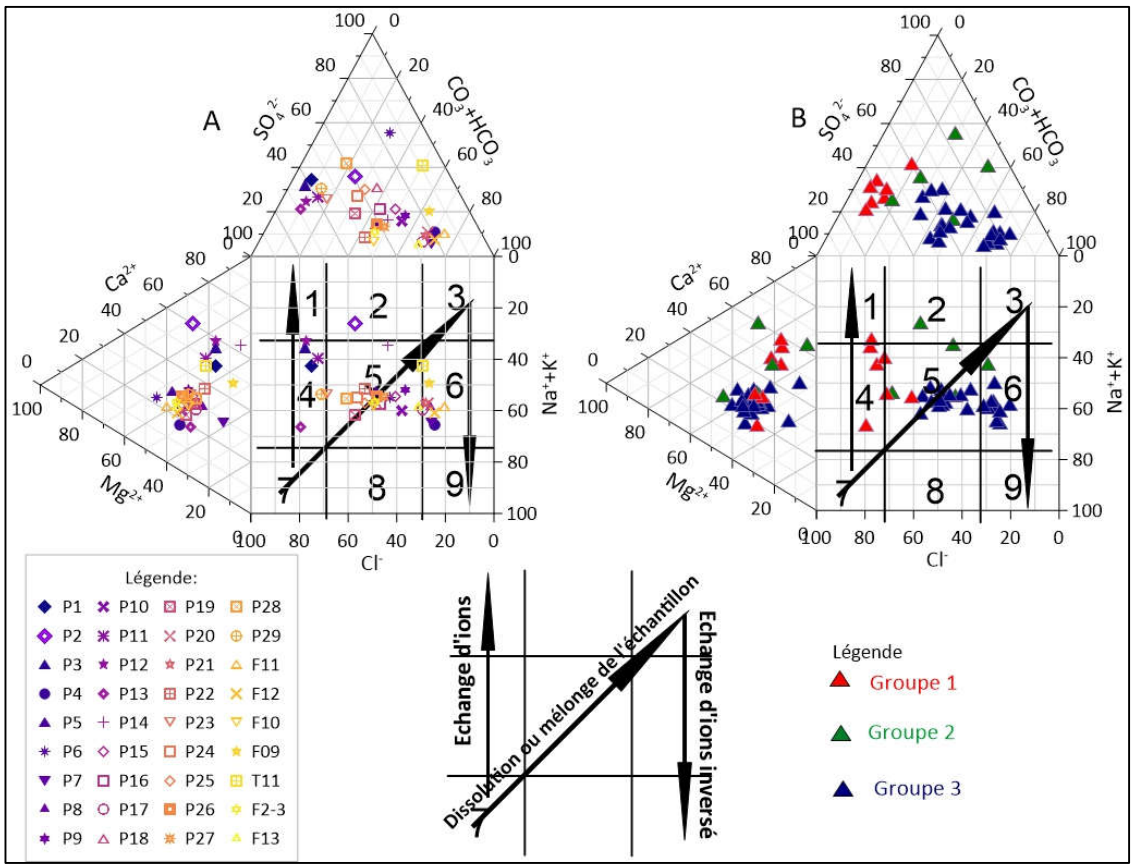


Figure 40: Le diagramme de Durov; A: représentation des puits et forages; B: Représentation des groupes (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

III.5.3 Diagramme de Gibbs

Les diagrammes de Gibbs (Gibbs 1970) peuvent fournir des informations sur l'importance relative de trois mécanismes naturels importants contrôlant la chimie de l'eau : (1) les précipitations atmosphériques, (2) l'altération minérale (interaction roche-eau), et (3) l'évaporation et la cristallisation fractionnée. Le diagramme de Gibbs (Fig. 16) illustre de manière claire la relation entre l'altération des roches et les concentrations en solutés issues de l'évaporation. Toutefois, les échantillons situés en dehors des zones désignées suggèrent une influence potentielle des activités anthropiques sur la chimie des eaux souterraines, modifiant ainsi leur composition naturelle.

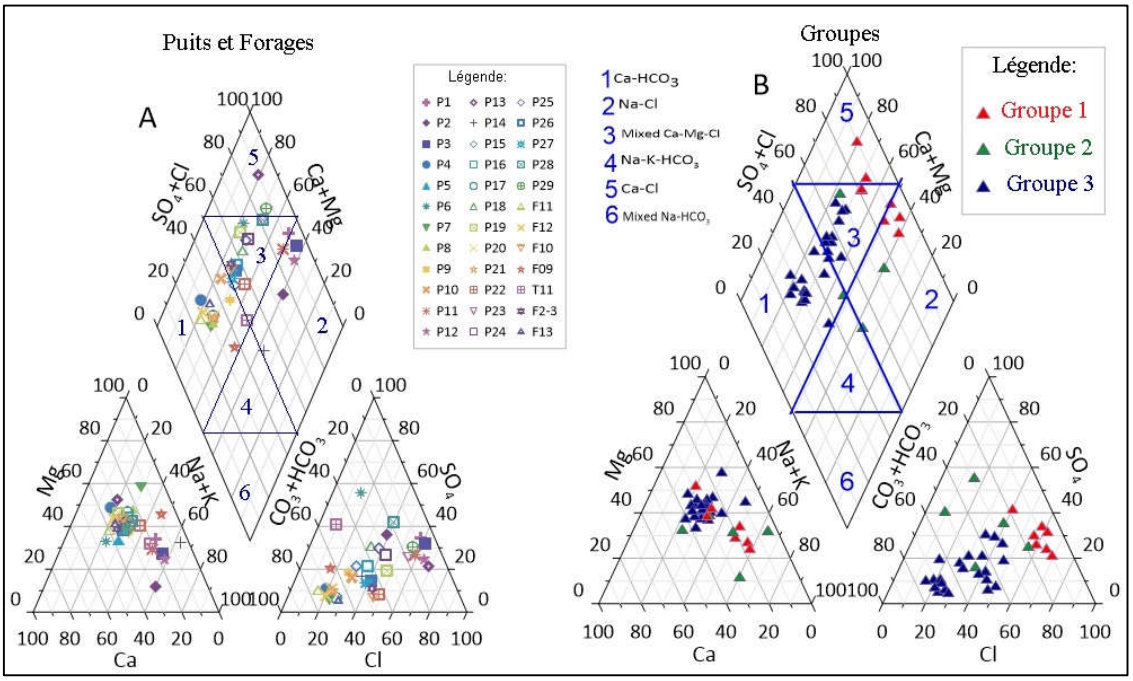


Figure 41: Le diagramme de Piper; A: représentation des puits et forages; B: Représentation des groupes (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

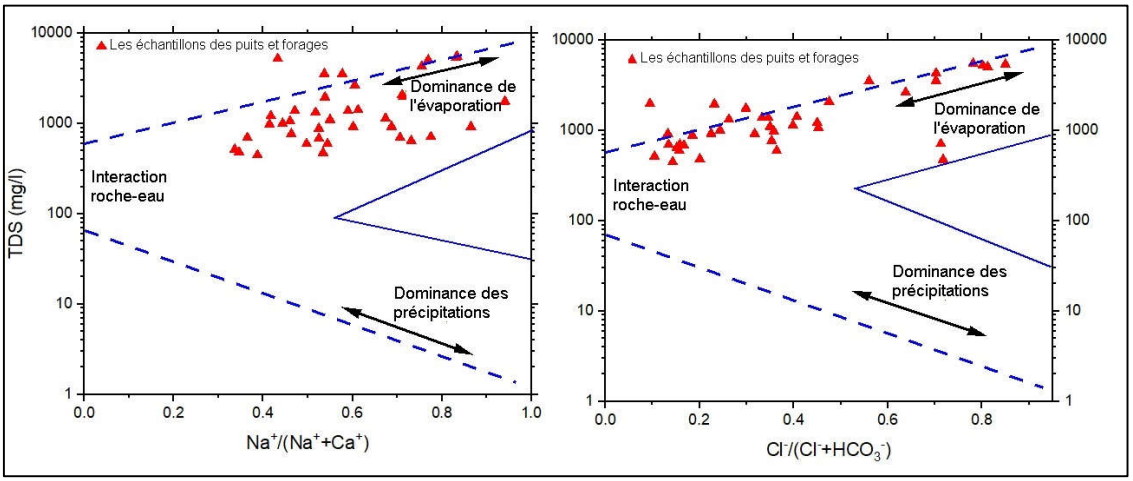


Figure 42: Représentation des échantillons des puits et forages sur le diagramme de Gibbs (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

III.5.4 L'indice de saturation (IS)

L'interaction entre les roches environnantes et l'eau souterraine est essentielle pour obtenir la composition chimique de l'eau. Ces réactions chimiques régulent principalement ce processus, favorisant soit la dissolution, soit la précipitation des minéraux.

L'indice de saturation (IS) est fréquemment appliqué pour évaluer ces processus. Cet indicateur aide à déterminer si une eau est en équilibre, sursaturée ou sous-saturée par rapport à un minéral spécifique. Dans cette recherche, on a utilisé le modèle géochimique PHREEQC pour calculer les indices de saturation des minéraux carbonatés (comme la calcite, la dolomite et l'aragonite) et évaporitiques (comme le gypse, l'anhydrite, l'halite et la sylvite).

La figure 43 démontre que la majorité des minéraux, notamment les minéraux carbonatés, sont généralement sursaturés dans les eaux souterraines. Cette surabondance indique que ces minéraux ont une influence cruciale sur la composition hydrochimique des eaux souterraines et pourraient se précipiter en fonction des conditions géochimiques de la zone.

Par contre, l'eau souterraine présente une sous-saturation en ce qui concerne l'halite et la sylvite. Cette constatation montre une interaction prolongée entre ces minéraux et l'eau le long des voies d'écoulement souterrain, ce qui favorise leur dissolution continue. Un équilibre remarquable pour l'anhydrite et le gypse. Ces mécanismes reflètent sans doute des déséquilibres chimiques découlant de fluctuations spatiales dans les propriétés géologiques et hydrogéologiques.

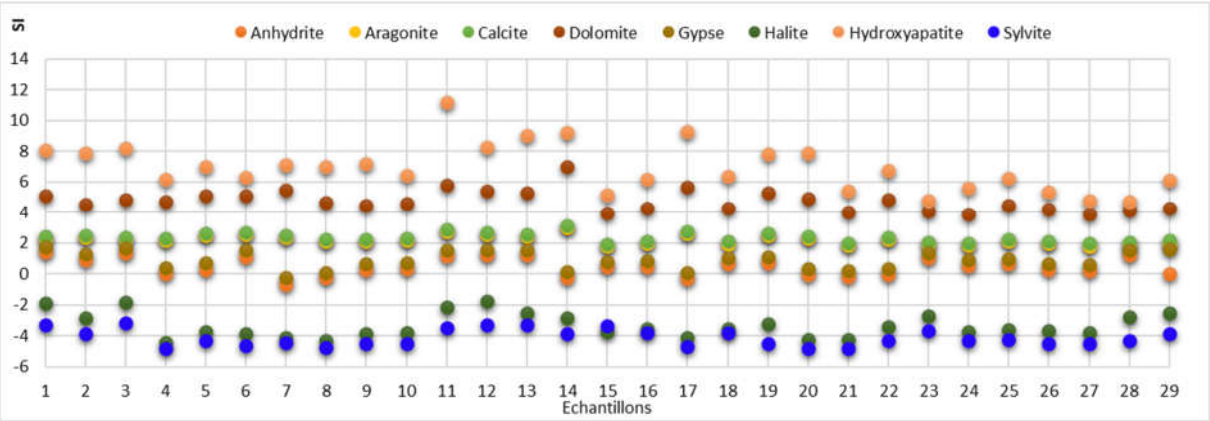


Figure 43: L'indice de saturation SI sur les échantillons des puits d'irrigation Février 2022 (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, Bellaoueur, et al., 2024)

III.6 Les indices de la qualité des eaux à la consommation et à l'irrigation

III.6.1 L'indice de la qualité de l'eau potable (IQEP)

La qualité des eaux souterraines a un impact direct et significatif sur la santé humaine, ce qui en fait un paramètre essentiel à évaluer. Conformément aux lignes directrices de l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2011), l'indice de qualité des eaux souterraines

(IQE) a été utilisé pour déterminer l'état de la qualité des eaux souterraines destinées à la consommation humaine.

L'évaluation repose sur onze paramètres chimiques : le pH, la conductivité électrique (CE), le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^{+}), le potassium (K^{+}), le chlorure (Cl^{-}), le sulfate (SO_4^{2-}), le bicarbonate (HCO_3^{-}), le nitrate (NO_3^{-}) et le phosphate (PO_4^{3-}).

Selon les résultats présentés dans le tableau 32 :

- **38 %** des échantillons d'eau souterraine sont classés comme de bonne qualité,
- **43 %** des échantillons sont de qualité médiocre mais acceptable pour la consommation, en particulier dans les régions arides, où les seuils pour certains sels (comme le sodium, le sulfate et le chlorure) sont moins stricts,
- **10 %** des échantillons sont de très mauvaise qualité et ne sont pas recommandés pour un usage domestique ou dans les réseaux d'alimentation en eau potable (AEP),
- **17 %** des échantillons sont jugés impropres à la consommation humaine.

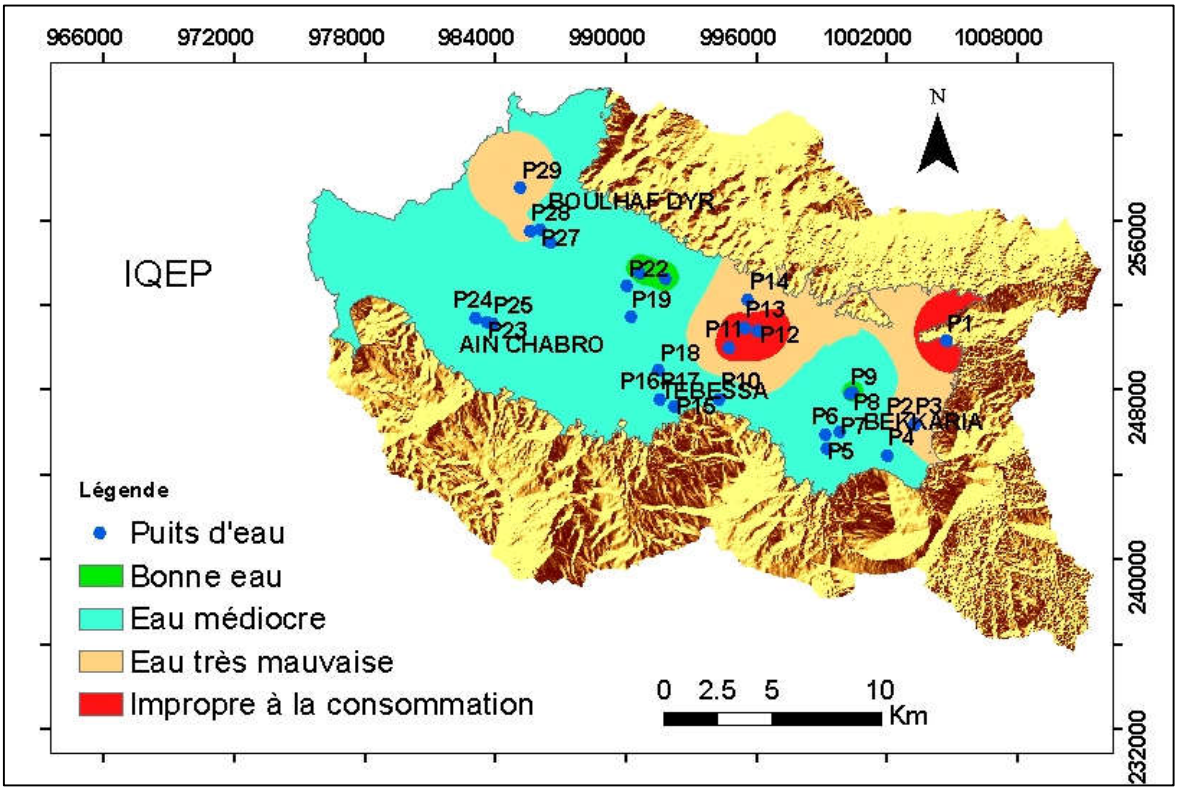


Figure 44: La distribution spatiale des classifications de l'indice de qualité d'eau potable (décembre 2022) (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, & Bellaoueur, 2024)

La figure 44 illustre la distribution spatiale des quatre catégories de l'IQEP, mettant en évidence les variations régionales de la qualité des eaux souterraines.

III.6.2 Évaluation de la qualité des eaux souterraines pour l'irrigation

III.6.2.1 Les indices hydrogéochimiques fondamentaux

Les indices présentés dans le tableau 30 et la figure 45 ont été utilisés pour évaluer l'aptitude des eaux souterraines à l'irrigation. Cette évaluation repose sur plusieurs paramètres agrochimiques :

1. **Rapport d'adsorption du sodium (SAR)** :
    - 97 % des échantillons sont classés comme **excellents** (SAR < 10),
    - 3 % des échantillons sont jugés **bons**.
2. **Indice de perméabilité (PI)** :
    - 3 % tombent dans la classe **excellents** (PI> 75),
    - 94 % des échantillons sont considérés comme de bonne qualité (PI = 75–25 %),
    - Une fraction minime (3 %) est classée comme **médiocre**.
3. **Indice de Kelly (KR)** :
    - Tous les échantillons sont jugés **adaptés à l'irrigation** (KR < 1).
4. **Risque lié au magnésium (MH)** :
    - 90 % des échantillons présentent un **risque élevé** (MH > 50) et sont considérés comme **inadaptés** à l'irrigation,
    - 10 % des échantillons sont jugés **acceptables** (MH < 50).
5. **Pourcentage de sodium (%Na)** :
    - 7 % des échantillons sont classés comme **excellents** (%Na < 20),
    - 72 % sont de **bonne qualité** (20–40),
    - 14 % sont dans la gamme **adaptée** à l'irrigation (40–60),
    - 7 % sont jugés **douteux** (> 60).
6. **Salinité potentielle (PS)** :
    - 24 % des échantillons sont classés comme **excellents à bons** (PS < 5),

- 38 % sont jugés de **bonne qualité à légèrement préjudiciables** (PS = 5–10),
- 38 % sont classés comme **préjudiciables à insatisfaisants** (PS > 10).

7. **Carbonates de sodium résiduels (RSC)** :
   - Tous les échantillons analysés (RSC < 1,25) sont **adaptés à l'irrigation**.

Tableau 30: Classification des indices de qualité de l'eau à la consommation et à l'irrigation

Les Indices	La Gamme	Les Références	La classification	Le Nombre d'échantillons	Le % de distribution
IQEP	<50	(Bawoke & Anteneh, 2020)	Eau excellente	-	-
	50.1-100		Bonne eau	11	38
	100.1-200		Eau médiocre	10	34
	200.1-300		Eau très mauvaise	3	10
	>300.1		Impropre à la consommation	5	17
NPI	<0	(Wang et al., 2023)	Pas de pollution	1	3
	0-1		Pollution légère	10	34
	1-2		Pollution modérée	14	48
	2-3		Pollution importante	1	3
	>3		Pollution très importante	3	10
EC	>250	(Richards, 1954)	Excellent	-	-
	250-750		Bon	-	-
	750-2250		Douteux	18	62
	>2250		Inadapté	11	38
SAR	<10	(Richards, 1954)	Excellent	27	93
	10-18		Bon	2	7
	18-26		Douteux	-	-
	>26		Inadapté	-	-
IQEI	0-40	(Meireles et al., 2010b)	Restriction sévère	9	31
	40-55		Restriction élevée	2	7
	55-70		Restriction modérée	9	31
	70-85		Faible restriction [LR]	9	31
	85-100		Aucune restriction	-	-

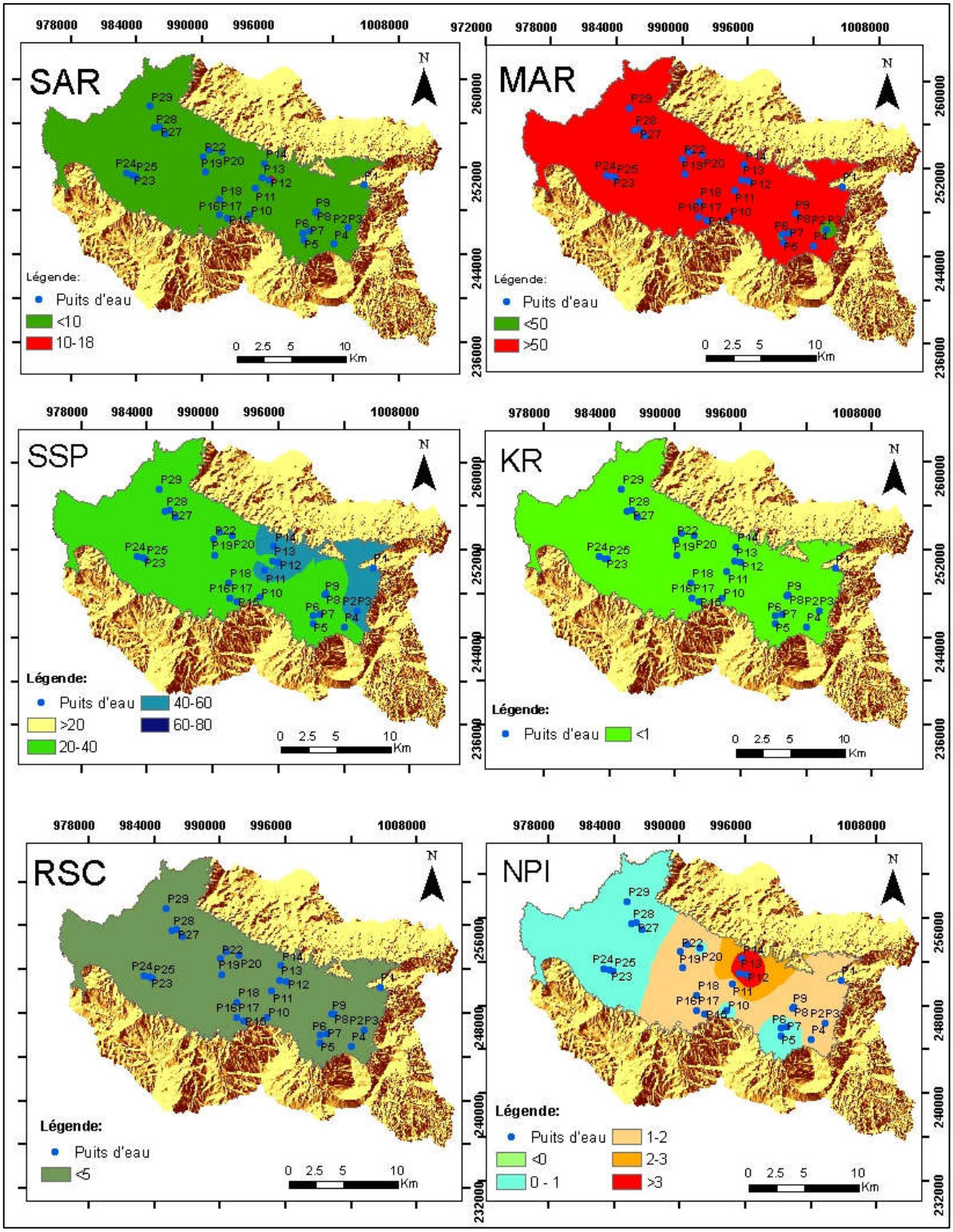


Figure 45: La distribution spatiale des indices fondamentaux de l'évaluation d'eau à l'usage agricole et le l'indice de pollution aux nitrates en Décembre 2022 (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, & Bellaoueur, 2024)

III.6.2.2 Classification des eaux pour l'irrigation selon les diagrammes USSL et Wilcox

L'évaluation de l'aptitude des eaux souterraines à l'irrigation a été réalisée en utilisant deux approches classiques : le diagramme USSL (Richards, 1954b) et le diagramme de Wilcox (Wilcox, 1955). Ces outils permettent d'analyser la salinité et la teneur en sodium des eaux, deux facteurs essentiels pour juger de leur adéquation à des pratiques agricoles durables.

1. **Classification selon le diagramme USSL**

Selon le diagramme USSL (Figure. 46a) :

- **62 % des échantillons** appartiennent à la classe **C3S1**, correspondant à des eaux adaptées à l'irrigation de cultures tolérantes au sel, sur des sols bien drainés ou ayant une bonne perméabilité, avec un contrôle adéquat de la salinité.
- **24 % des échantillons** sont répartis dans les classes **C4S1** et **C4S2**, qui regroupent des eaux fortement minéralisées, avec des concentrations significatives en sodium. Ces eaux conviennent principalement à l'irrigation d'espèces tolérantes au sel sur des sols bien drainés et soumis à des pratiques de lessivage.
- **14 % des échantillons** sont jugés **impropres** à l'irrigation en raison de leur forte salinité et/ou de leur teneur excessive en sodium.

2. **Classification selon le diagramme de Wilcox**

Sur la base de la conductivité électrique (CE) et du pourcentage de sodium (%Na^+) (Figure. 46b) :

- **62 % des échantillons** appartiennent à la classe **bonne à admissible**, indiquant une eau convenable pour l'irrigation dans des conditions normales.
- **14 % des échantillons** sont classés dans la catégorie **douteuse à inadéquate**, suggérant des limitations pour l'usage agricole en raison de niveaux élevés de salinité ou de sodium.
- **24 % des échantillons** sont considérés comme **impropres** à l'irrigation, en raison de leur salinité excessive et/ou de leurs concentrations élevées en sodium.

Les eaux classées comme « douteuses » ou « inadéquates » présentent des niveaux de conductivité et de sodium excessifs, reflétant une salinité élevée.

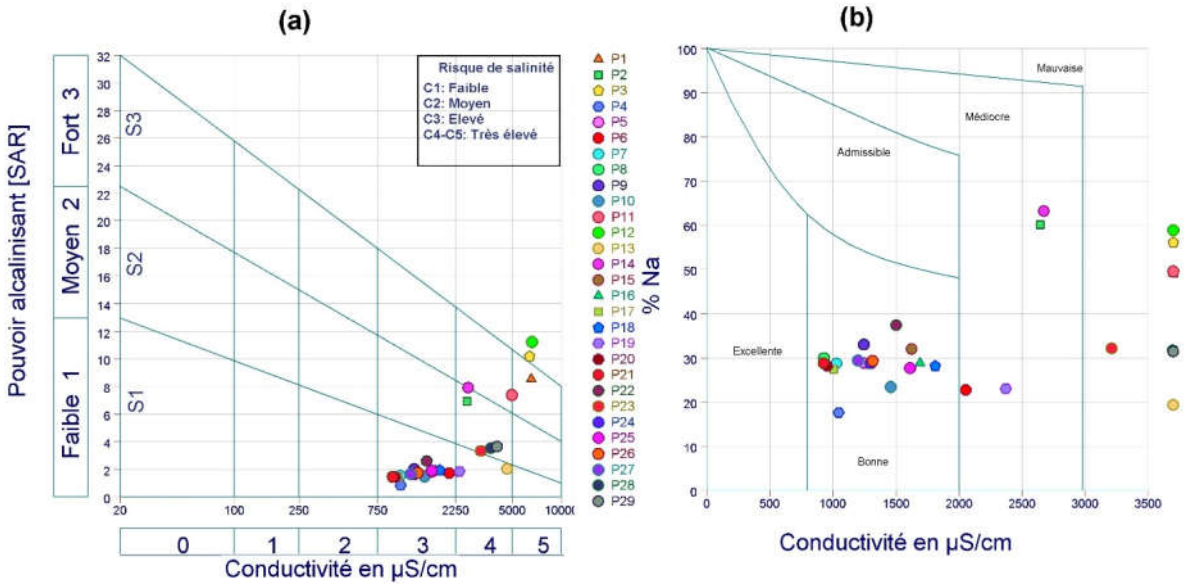


Figure 46: Classification de la qualité de l'eau d'irrigation (a) : selon (Richards, 1954), (b) : selon Wilcox (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, & Bellaoueur, 2024)

III.6.2.3 L'indice de la qualité de l'eau pour l'irrigation (IQEI)

L'IQEI permet de classer la qualité de l'eau d'irrigation en cinq catégories distinctes (Tableau 33). Ces catégories sont établies sur la base des critères définis par (Meireles et al., 2010).

Les échantillons d'eau souterraine ont été classés en quatre catégories principales selon leur niveau de restriction à l'irrigation (Figure 47) :

-*Faible restriction* : 31 % des échantillons, correspondent à des eaux qui ont peu de restrictions pour l'utilisation agricole.

-*Restriction modérée* : 31 % des échantillons, signalant des contraintes qui exigent des méthodes de gestion comme le lessivage ou la mélange d'eaux de qualité supérieure.

-*Restriction sévère* : 31 % des échantillons, marqués par une forte teneur en salinité ou un taux important de sodium, imposent d'importantes contraintes pour l'irrigation.

Par ailleurs, sept échantillons (soit environ 7 % des données) ont été classés dans la quatrième catégorie de restriction extrêmement élevée, rendant ces eaux pratiquement inadaptées à un usage agricole sans traitement préalable.

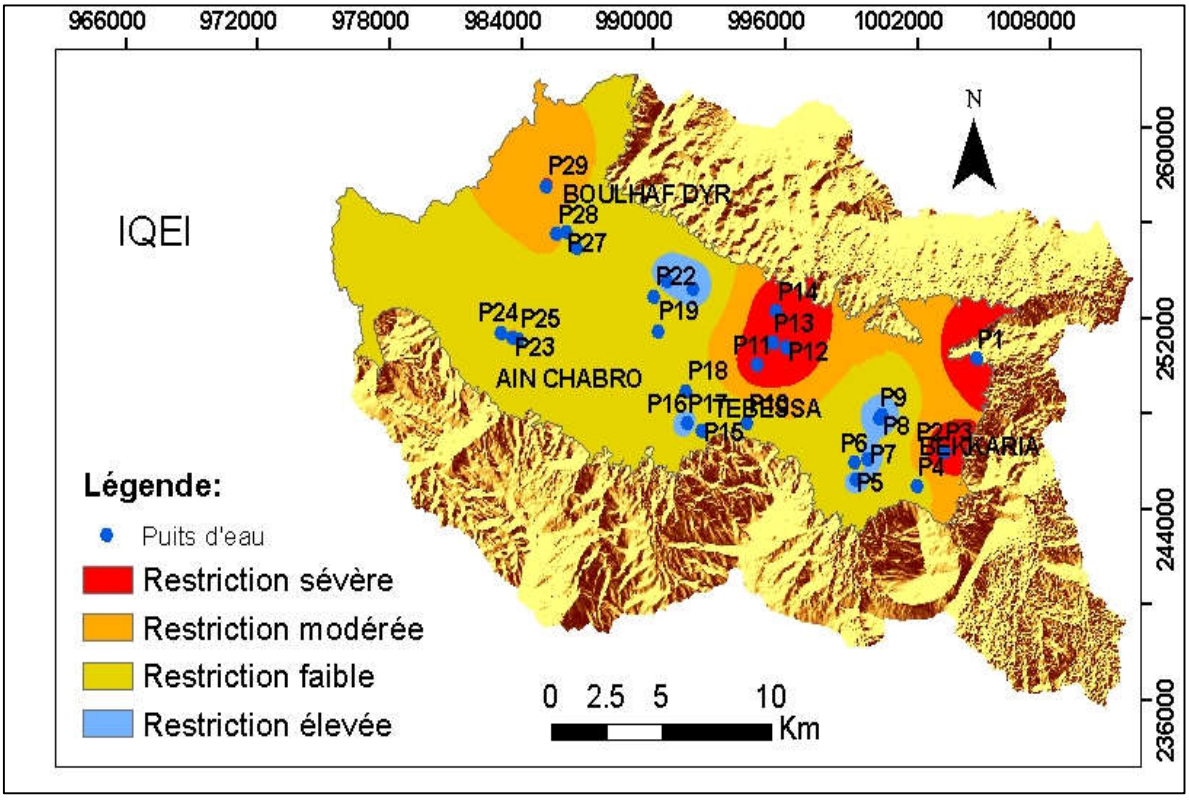


Figure 47: La distribution spatiale de l'indice de qualité des eaux à l'irrigation Décembre 2022. (Abidi Saad, Seghir, Touahri, Bendekkoum, & Bellaoueur, 2024)

III.6.3 Indice de pollution par les nitrates (NPI)

L'eau peut être contaminée par des niveaux élevés de nitrates, et l'indice de pollution par les nitrates (IPN) sert à quantifier ce mécanisme. Dans la zone étudiée, le NPI moyenne se situe à 1,28, avec des valeurs variantes entre -0,03 et 4,8. Du fait de la forte présence de nitrates dans les échantillons, seulement 3 % d'entre eux ne présentent aucune pollution, 34 % une faible contamination, 48 % une contamination modérée et 13 % une contamination intense (Tableau 33 et Figure 45).

Selon la carte géographique du NPI, la majorité des échantillons de la zone d'étude présentent une contamination par les nitrates (Figure. 34). Les sources ponctuelles et les

sources diffuses constituent les deux catégories majeures de contamination par les nitrates. Dans la zone d'étude, la contamination par les nitrates est principalement due aux décharges à l'espace ouvert, au confinement animal, aux fosses septiques non protégées et aux décharges de déchets. En revanche, les principales causes de cette contamination c'est l'utilisation, aux engrais azotés organiques, la surconsommation d'engrais synthétiques, la surutilisation des pesticides, les fuites constantes des réseaux d'égouts et l'irrigation via les eaux usées.

Conclusion générale et recommandations

La zone d'étude, situé dans le Nord-Est de l'Algérie, appartient au grand bassin versant de la Medjerdah et couvre une superficie de 627,33 km², les éléments identifiés à travers cette étude :

Le coefficient de compacité du bassin versant de Tébessa est de 1,41, ce qui suggère que la forme du bassin est intermédiaire, c'est-à-dire ni totalement compacte ni totalement allongée, avec un relief assez faible. L'altitude de la plaine comprise entre 750 et 1 626m et 38.16% de surface entre 750 et 900 m d'altitude et 58.43% ont une pente très faible, la densité de drainage (Dd = 4,81km/km2) avec un drainage est principalement de type ultra fin.

Du point de vue Géomorphologique, la région d'étude c'est un vaste fossé d'effondrement orientés NE-SW. Les dépôts alluvionnaires se composent de sédiments de la série plio-quaternaire. Elles sont classées selon un gradient granulométrique de la périphérie vers le centre de la plaine. Les formations argilo-gréseuses-calcaires, datant du Trias, entrent en contact tectonique avec les formations carbonatées, principalement dolomitiques, de l'Aptien-Albien, à l'extrême Est, au niveau de Dj-Djebissa.

Les études géophysiques révélé la présence de différentes formations aquifères, notamment des matériaux alluvionnaires quaternaires affleurants avec une résistivité variant de 20 à 100 Ω.m, contribuant au remplissage du bassin.

Le premier niveau est supposé fonctionner comme un aquifère, ce qui correspond à la nappe phréatique. L'étude climatique dans la région de Tébessa appliqué sur 42 ans, montre que le climat est semi-aride, le bilan hydrique de la région révèle un déficit marqué, une précipitation moyenne de 369.43 mm/an, l'évapotranspiration réelle (ETR) moyenne est évaluée à 328.42 mm/an. Le ruissellement est faible, ne représentant que 6,08 % du total des précipitations. En outre, le taux moyen d'infiltration est d'environ 5,01 %.

L'étude piézométrique montre aussi que les niveaux piézométriques dans la zone étudiée varient entre 890 et 760 mètres et révèle deux directions principales d'écoulement des eaux souterraines. La première direction suit un axe sud-est/nord-ouest, aligné sur le cours de l'oued El Kebir. La seconde direction, orientée sud/nord.

Les cartes de distribution spatiale des paramètres physicochimiques montrent que les régions la plus touchées par l'activité humaine c'est au nord de Tébessa et de Bekkaria et un fort consensus entre les cartes des ions majeurs et celle de conductivité électrique montrent que ces ions contrôlent la minéralisation de ces eaux.

Selon les études statistiques multivariées, l'ACP indique que le processus de minéralisation des eaux souterraines dans la région étudiée est significativement impacté par des apports d'origine humaine, en particulier à travers l'utilisation d'engrais chimiques, les déversements industriels et les usages agricoles. Les principaux facteurs influençant la minéralisation comprennent les ions majeurs (Na^+, Cl^-, $SO4^{2-}$, K^+) et les composés azotés ($NO3^-$, NH4, NH3, $NO2^-$), qui sont en corrélation étroite avec la conductivité électrique et les solides dissous totaux. Une forte corrélation entre ces ions majeurs et les paramètres indicateurs de pollution anthropique, confirmant leur origine liée aux rejets d'eaux usées.

Ces relations soulignent Il est obligatoire de mettre en place une gestion précise des apports polluants afin de protéger la qualité des ressources en eau. L'CHA va divisée les échantillons selon la conductivité électrique en trois groupes, la première a une CE>3000 µS/cm et selon le diagramme de Piper ce groupe caractérise par une faciès chlorurée sodique à chlorurée calcique, le deuxième groupe, le 700<CE <1500 µS/cm a une faciès bicarbonatée calcique et rarement chloruré calcique et magnésienne, le troisième groupe, la conductivité électrique entre 1500<CE <3000 µS/cm a une faciès bicarbonatée calcique et chloruré calcique et magnésienne.

L'évaluation de l'indice de qualité de l'eau potable (IQEP) se situe dans une fourchette allant de 77,39 à 420,33, ce qui signifie que 38 % des tests présentent une excellente qualité d'eau, 34 % une mauvaise et 10 % et 17 %, respectivement, une qualité d'eau extrêmement médiocre et impropre.

Pour évaluer la qualité de l'eau à l'usage agricole, deux techniques ont été adoptées : la première se base sur les facteurs potentiels associés à la qualité de l'eau d'irrigation, tandis que la seconde fait appel à l'IQEI. On classe les eaux de l'aquifère alluvial de la manière suivante : Le ratio Kelly (excellent 100%), La CE (douteux 62%) et non applicable à l'irrigation (38%), le SAR (excellent (73%) et bon (7%), le Na% (excellent (7%), bon

(72%), admissible (14%) et douteux (7%), et le PI (excellent (3%), bon (94%) et médiocre (3%). RSC (satisfaisant à 100%) et MH (adapté à 10% et inadéquat à 90%).

D'après l'IQEI, 31 % des échantillons d'eau souterraine appartiennent au classement « restriction sévère », 7 % au classement « restriction élevée », 31 % au classement « restriction modérée » et 31 % au classement « restriction légère ». Selon l'indice de qualité de l'eau d'irrigation développé pour cette étude, les régions nord-est et nord de la ville de Tébessa montrent une conductivité électrique élevée et une qualité d'eau d'irrigation de classe « restriction sévère », qui ne devrait servir qu'aux plantes qui peuvent supporter le sel.

Recommandations :

- Réhabilitation de la station d'épuration à Ain Chabro : Améliorer le fonctionnement pour atteindre une capacité proche de 100 %, notamment en installant des pompes adaptées pour pallier l'altitude et renforcer les canalisations manquantes.

- Il est possible d'implanter des stations de traitement non centralisées, telles que des lagunes ou des filtres plantés, dans les régions éloignées. La réduction de l'irrigation agricole sera réalisée en diminuant la dépendance à la nappe phréatique.

- Il est obligatoire d'interdire le déversement direct des eaux usées dans les cours d'eau et de mettre en place des ouvrages de rétention en amont des zones vulnérables.

- Des analyses régulières permettent de repérer les zones présentant une forte contamination microbiologique et minéralisation.

- Pour diminuer les pertes d'eau causées par l'évaporation et limiter la lixiviation des sels et polluants dans le sol, il est conseillé de remplacer l'irrigation traditionnelle par des techniques d'irrigation spatiale telles que le goutte-à-goutte.

- Mettre en place des campagnes de sensibilisation destinées aux agriculteurs, aux industries et aux résidents concernant la nécessité de sauvegarder les ressources hydriques et les comportements appropriés à suivre.

- Pour diminuer l'érosion et optimiser la rétention de l'eau dans les sols, il est nécessaire d'élaborer des plans adaptés au climat semi-aride sur les zones susceptibles d'être polluées ou surexploitées, en particulier au nord de Tébessa et Bekkaria.
- Il est primordial d'appliquer des systèmes de désinfection dans les zones les plus touchées ;
- De plus, la mise en place d'infrastructures de recharge artificielle, de la nappe.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Abbasi, S. A., Khan, F. I., Sentilvelan, K., & Shabudeen, A. (2002). Modelling of Buckingham Canal water quality. *Indian Journal of Environmental Health*, *44*(4), 290–297.

Abidi Saad, M., Seghir, K., Touahri, A., Bendekkoum, M., & Bellaoueur, A. (2024). Applying the water quality indices and geographic information system approach to assessing the suitability of groundwater quality for drinking and irrigation purposes in the semi-arid region of Tebessa-Ain Chabro, Northeastern Algeria. *Applied Water Science*, *14*(10), 221. https://doi.org/10.1007/s13201-024-02275-3

Abidi Saad, M., Seghir, K., Touahri, A., Bendekkoum, M., Bellaoueur, A., & Pulido-Bosch, A. (2024). Study of the influence of the Tebessa region wastewaters on the hydrochemical quality of the alluvial aquifer groundwater's Tebessa-Ain Chabro (N-E Algeria). *RBRH*, *29*, e24. https://doi.org/10.1590/2318-0331.292420230134

Ajaj, Q. M., Shareef, M. A., Hassan, N. D., Hasan, S. F., & Noori, A. M. (2018). GIS Based Spatial Modeling to Mapping and Estimation Relative Risk of Different Diseases Using Inverse Distance Weighting (IDW) Interpolation Algorithm and Evidential Belief Function (EBF) (Case study: Minor Part of Kirkuk City, Iraq). *International Journal of Engineering & Technology*, *7*(4.37), Article 4.37. https://doi.org/10.14419/ijet.v7i4.37.24098

Akoteyon, I. S. (2013). Evaluation of Groundwater Quality Using Water Quality Indices in Parts of Lagos-Nigeria. *Journal of Environmental Geography*, *6*(1–2), Article 1–2. https://doi.org/10.2478/v10326-012-0004-2

Ali, U., & Ali, S. (2014). Analysis of Drainage Morphometry and Watershed Prioritization of Romushi-Sasar Catchment, Kashmir Valley, India using Remote Sensing and GIS Technology. *International Journal of Advance Research*, *2*, 5–23.

Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2004). *Geochemistry, Groundwater and Pollution* (2nd ed.). CRC Press. https://doi.org/10.1201/9781439833544

Aragaw, T., & Gopalakrishnan, G. (2021). Evaluation of groundwater quality for drinking and irrigation purposes using GIS-based water quality index in urban area of Abaya-Chemo sub-basin of Great Rift Valley, Ethiopia. *Applied Water Science*, *11*. https://doi.org/10.1007/s13201-021-01482-6

Batarseh, M., Imreizeeq, E., Tilev, S., Al Alaween, M., Suleiman, W., Al Remeithi, A. M., Al Tamimi, M. K., & Al Alawneh, M. (2021). Assessment of groundwater quality for irrigation in the arid regions using irrigation water quality index (IWQI) and GIS-Zoning maps: Case study from Abu Dhabi Emirate, UAE. *Groundwater for Sustainable Development*, *14*, 100611. https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100611

Bawoke, G. T., & Anteneh, Z. L. (2020). Spatial assessment and appraisal of groundwater suitability for drinking consumption in Andasa watershed using water quality index (WQI) and GIS techniques: Blue Nile Basin, Northwestern Ethiopia. *Cogent Engineering*, *7*(1), 1748950. https://doi.org/10.1080/23311916.2020.1748950

Bebba, N. (2017). *Impact des paramètres environnementaux et distribution spatio-temporelle des éphéméroptères dans les oueds de biskra et batna* [PhD Thesis]. Université Ferhat Abbas.

Bouzenoune, A. (1993). *Minéralisations péridiapiriques de l'Aptien calcaire: Les carbonates de fer du gisement hématitique de l'Ouenza (Algérie orientale)* [These de doctorat, Paris 6]. https://theses.fr/1993PA066041

Brognaux, A. (2008). *Mise en évidence de l'impact de l'environnement extracellulaire généré au sein des bioréacteurs sur la dynamique des populations microbiennes: Cas de la culture fed-batch d'Escherichia coli*. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/63987/1/Mise%20en%20%C3%A9vidence%20de%20l'environnement%20extracellulaire%20g%C3%A9n%C3%A9r%C3%A9%20au%20sein%20des%20bior%C3%A9acteurs%20sur%20la%20dynamique%20des%20populations%20microbiennes.pdf

Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & O'Connor, M. F. (1972). A Water Quality Index—Crashing the Psychological Barrier. In W. A. Thomas (Ed.), *Indicators of Environmental Quality* (pp. 173–182). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-2856-8_15

Chevinine, A., Popov, Y., Douha, D. J., & Benzeroual, M. (1989). *Rapport sur les résultats de l'étude géologique complémentaire des feuilles 124 (Oued Kebarite), 125 (Ouenza), 150 (ElAouinet) et 151 (Boukhadra) pour la préparation à l'édition des cartes géologiques au 1/50000*. O.R.G.M. Algérie; Partie 1.

Chorley, R. J. (1957). Illustrating the laws of morphometry. *Geological Magazine*, *94*(2), 140–150.

Chu, J., Song, S., Tan, H., Liu, N., & Liu, F. (2020). Analysis of groundwater pollution caused by mine leachate leakage considering natural impermeable layer. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, *585*(1), Article 1. https://doi.org/10.1088/1755-1315/585/1/012096

Das Kangabam, R., Bhoominathan, S. D., Kanagaraj, S., & Govindaraju, M. (2017). Development of a water quality index (WQI) for the Loktak Lake in India. *Applied Water Science*, *7*(6), Article 6. https://doi.org/10.1007/s13201-017-0579-4

Delgado, C., Pacheco, J., Cabrera, A., Batllori, E., Orellana, R., & Bautista, F. (2010). Quality of groundwater for irrigation in tropical karst environment: The case of Yucatán, Mexico. *Agricultural Water Management*, *97*(10), Article 10. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.04.006

Diongue, D. M. L., Sagnane, L., Emvoutou, H., Faye, M., Gueye, I. D., & Faye, S. (2022). Evaluation of Groundwater Quality in the Deep Maastrichtian Aquifer of Senegal Using Multivariate Statistics and Water Quality Index-Based GIS. *Journal of Environmental Protection*, *13*(11), Article 11. https://doi.org/10.4236/jep.2022.1311052

Djabri, L. (1987). *Contribution à l'étude hydrogéologique de la nappe alluviale de la plaine d'effondrement de Tebessa: Essai de modélisation* [These de doctorat, Besançon]. https://theses.fr/1987BESA2036

Djahadi, S. D., Sandao, I., Ahmed, Y., Harouna, M., & Ousmane, B. (2021). Caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines du socle du bassin versant de Goroubi dans la commune de Torodi /Liptako nigérien. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *15*(6), Article 6. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v15i6.35

Doneen, L.D. (1962). *The influence of crop and soil on percolating water*.

Drias, T., Khedidja, A., Belloula, M., Saadali, B., Boufekane, A., & Zghibi, A. (2022). *Title Groundwater modelling of the Tebessa-Morsott alluvial aquifer (northeastern Algeria): A geostatistical approach Suggested reviewers*.

Dubourdieu, G. (1956). *Etude géologique de la région de l'Ouenza, confins algérotunisiens*. Imp. Priester.

Eaton, F. M. (1950). SIGNIFICANCE OF CARBONATES IN IRRIGATION WATERS. *Soil Science*, *69*(2), Article 2. https://journals.lww.com/soilsci/citation/1950/02000/significance_of_carbonates_in_irrigation_waters.4.aspx

Ewaid, S. H., Abed, S. A., Al-Ansari, N., & Salih, R. M. (2020). Development and Evaluation of a Water Quality Index for the Iraqi Rivers. *Hydrology*, *7*(3), Article 3. https://doi.org/10.3390/hydrology7030067

Fehdi, C., Rouabhia, A., Mechai, A., Debabza, M., Abla, K., & Voudouris, K. (2016). Hydrochemical and microbiological quality of groundwater in the Merdja area, Tébessa, North-East of Algeria. *Applied Water Science*, *6*(1), Article 1. https://doi.org/10.1007/s13201-014-0209-3

Fehdi, Ch., Rouabhia, Aek., Baali, F., & Boudoukha, A. (2009). The hydrogeochemical characterization of Morsott-El Aouinet aquifer, Northeastern Algeria. *Environmental Geology*, *58*(7), Article 7. https://doi.org/10.1007/s00254-008-1667-4

Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms Controlling World Water Chemistry. *Science*. https://doi.org/10.1126/science.170.3962.1088

Gravelius, H. (1914). *Grundrifi der gesamten Gewcisserkunde: Vol. Vol. I* (Band I: Flufikunde). Compendium of Hydrology. Goschen, Berlin.

Haritash, A. K., Gaur, S., & Garg, S. (2016). Assessment of water quality and suitability analysis of River Ganga in Rishikesh, India. *Applied Water Science*, *6*(4), Article 4. https://doi.org/10.1007/s13201-014-0235-1

Horton, R. E. (1932). Drainage-basin characteristics. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, *13*(1), 350–361. https://doi.org/10.1029/TR013i001p00350

Houria, B., Kalla, M., & fatima zohra, T. (2020). Hydrochemical Characterisation of Groundwater Quality: Merdja Plain (Tebessa Town, Algeria). *Civil Engineering Journal*, *6*, 318–325. https://doi.org/10.28991/cej-2020-03091473

Lesch, S., & Suarez, D. (2009). Technical Note: A Short Note on Calculating the Adjusted SAR Index. *Transactions of the ASABE*, *52*. https://doi.org/10.13031/2013.26842

Lloyd, J. W., & Heathcote, J. A. (1985). *Natural Inorganic Hydrochemistry in Relation to Groundwater: An Introduction*. Clarendon Press.

Meireles, A. C. M., Andrade, E. M. de, Chaves, L. C. G., Frischkorn, H., & Crisostomo, L. A. (2010a). A new proposal of the classification of irrigation water. *Revista Ciência Agronômica*, *41*, 349–357. https://doi.org/10.1590/S1806-66902010000300005

Meireles, A. C. M., Andrade, E. M. de, Chaves, L. C. G., Frischkorn, H., & Crisostomo, L. A. (2010b). A new proposal of the classification of irrigation water. *Revista Ciência Agronômica*, *41*, 349–357. https://doi.org/10.1590/S1806-66902010000300005

Mfonka, Z., Ngoupayou, J. N., Ndjigui, P. D., Zammouri, M., Kpoumie, A., & Rasolomanana, E. (2015). Hydrochimie et potabilité des eaux du bassin versant du Nchi dans le plateau Bamoun (Ouest Cameroun). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *9*(4), Article 4. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v9i4.39

Miller, V. C. (1953). *A Quantitative Geomorphic Study of Drainage Basin Characteristics in the Clinch Mountain Area, Virginia and Tennessee*. Department of Geology, Columbia University.

Modibo Sidibé, A., Lin, X., & Koné, S. (2019). Assessing Groundwater Mineralization Process, Quality, and Isotopic Recharge Origin in the Sahel Region in Africa. *Water*, *11*(4), Article 4. https://doi.org/10.3390/w11040789

Moussi, A., & Rebai, N. (2021). A GIS-based tool for automatic extraction of drainage anomalies. A case study of enfidha (North-East of Tunisia). *Geocarto International*, *36*(13), Article 13. https://doi.org/10.1080/10106049.2019.1655800

Mukate, S., Wagh, V., Panaskar, D., Jacobs, J. A., & Sawant, A. (2019). Development of new integrated water quality index (IWQI) model to evaluate the drinking suitability of water. *Ecological Indicators*, *101*, 348–354. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.034

Parkhurst, D. L., & Appelo, C. a. J. (1999). User's guide to PHREEQC (Version 2): A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. In *Water-Resources Investigations Report* (99–4259). U.S. Geological Survey. https://doi.org/10.3133/wri994259

Pohl, W., Amouri, M., Kolli, O., Scheffer, R., & Zachmann, D. (1986). A new genetic model for the North African metasomatic siderite deposits. *Mineralium Deposita*, *21*(3), 228–233. https://doi.org/10.1007/BF00199805

Richards, L. A. (1954a). Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. *Soil Science*, *78*(2), 154.

Richards, L. A. (1954b). Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. *Soil Science*, *78*(2), Article 2. https://journals.lww.com/soilsci/citation/1954/08000/diagnosis_and_improvement_of_saline_and_alkali.12.aspx

Rodier, J., Bernard, L., & Nicole, M. (2009). *L'analyse de l'eau*. https://www.dunod.com/sciences-techniques/analyse-eau-eaux-naturelles-eaux-residuaires-eau-mer-0

Rouabhia, A., Baali, F., & Fehdi, C. (2009). Impact of agricultural activity and lithology on groundwater quality in the Merdja area, Tebessa, Algeria. *Arabian Journal of Geosciences*, *3*, 307–318. https://doi.org/10.1007/s12517-009-0087-4

Rouvier, H., Perthuisot, V., & Mansouri, A. (1985). Pb-Zn deposits and salt-bearing diapirs in Southern Europe and North Africa. *Economic Geology*, *80*(3), 666–687. https://doi.org/10.2113/gsecongeo.80.3.666

S., M., & Chandrasekar, N. (2012). GIS Model based Morphometric evaluation of Tamiraparani sub-basin, Tirunelveli district, Tamil Nadu, India. *Arabian Journal of Geosciences*, *7*. https://doi.org/10.1007/s12517-012-0742-z

Saeedi, M., Abessi, O., Sharifi, F., & Meraji, H. (2010). Development of groundwater quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, *163*(1), Article 1. https://doi.org/10.1007/s10661-009-0837-5

Saha, S., Reza, A. H. M. S., & Roy, M. K. (2019). Hydrochemical evaluation of groundwater quality of the Tista floodplain, Rangpur, Bangladesh. *Applied Water Science*, *9*(8), 198. https://doi.org/10.1007/s13201-019-1085-7

Salmi-Laouar, S. (2004). Contribution à l'étude géologique et géochimie des isotopes stables (S, O, C) des minéralisations polymétalliques (Zn, Pb, F, Ba, Fe, Hg) de la «zone des diapirs» du nord de Tébessa (NE algérien). *Nouvelle Thèse de Doctorat, Univ. Badji-Mokhtar. Annaba, Algérie*, *190*. https://scholar.google.com/scholar?cluster=3793095378357960970&hl=en&oi=scholarr

SCHUMM, S. A. (1956). EVOLUTION OF DRAINAGE SYSTEMS AND SLOPES IN BADLANDS AT PERTH AMBOY, NEW JERSEY. *GSA Bulletin*, *67*(5), 597–646. https://doi.org/10.1130/0016-7606(1956)67[597:EODSAS]2.0.CO;2

Sheppard, S. M. F., Charef, A., & Bouhlel, S. (1996). Diapirs and Zn-Pb Mineralization: A General Model Based on Tunisian (N. Africa) and Gulf Coast (U.S.A.) Deposits. In D. F. Sangster, G. M. Anderson, G. Garven, R. D. Hagni, K. L. Shelton, R. M. Coveney Jr., J. M. Gregg, & S. E. Kesler (Eds.), *Carbonate-Hosted Lead-Zinc Deposits: 75th Anniversary Volume* (Vol. 4, p. 0). Society of Economic Geologists. https://doi.org/10.5382/SP.04.15

Soro, G., Soro, T. D., Fossou, N. M.-R., Adjiri, O. A., & Soro, N. (2019). Application des méthodes statistiques multivariées à l'étude hydrochimique des eaux souterraines de la région des lacs (centre de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *13*(3), Article 3. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v13i3.54

Srinivasamoorthy, K., Chidambaram, S., Prasanna, M. V., Vasanthavihar, M., Peter, J., & Anandhan, P. (2008). Identification of major sources controlling groundwater chemistry from a hard rock terrain—A case study from Mettur taluk, Salem district, Tamil Nadu, India. *Journal of Earth System Science*, *117*(1), Article 1. https://doi.org/10.1007/s12040-008-0012-3

Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, *38*(6), 913–920. https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913

Thornthwaite, C. W., & Mather, J. R. (Eds.). (1957). *Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance*. Centerton.

Tiwari, A., & Singh, A. (2014). Hydrogeochemical investigation and groundwater quality assessment of Pratapgarh district, Uttar Pradesh. *Journal of the Geological Society of India*, *83*. https://doi.org/10.1007/s12594-014-0045-y

Umrikar, B. N. (2017). Morphometric analysis of Andhale watershed, Taluka Mulshi, District Pune, India. *Applied Water Science*, *7*(5), 2231–2243. https://doi.org/10.1007/s13201-016-0390-7

Wang, Y., Li, R., Wu, X., Yan, Y., Wei, C., Luo, M., Xiao, Y., & Zhang, Y. (2023). Evaluation of Groundwater Quality for Drinking and Irrigation Purposes Using GIS-Based IWQI, EWQI and HHR Model. *Water*, *15*(12), Article 12. https://doi.org/10.3390/w15122233

Wilcox, L. V. (1955). *Classification and Use of Irrigation Waters*. U.S. Department of Agriculture.

Yidana, S. M., & Yidana, A. (2010). Assessing water quality using water quality index and multivariate analysis. *Environmental Earth Sciences*, *59*(7), 1461–1473. https://doi.org/10.1007/s12665-009-0132-3

Zerhouni, J., Filali, F. R., Bennani, M. N., & Hmaidi, A. E. (2019). UTILISATION DES SYSTEMES D'INFORMATIONS GEOGRAPHIQUES (SIG) ET INTERPOLATION POUR LA CARACTERISATION DE LA POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES EN MILIEU RURAL DE LA VILLE DE SEBAA AYOUNE (BASSIN DE SAIS, MAROC). *Journal of Water and Environmental Sciences*, *3*(1), Article 1. https://revues.imist.ma/index.php/jwes/article/view/15434