

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université 8 Mai 1945 Guelma



Faculté : Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre de l'Univers
Département : Écologie et Génie de l'Environnement
Laboratoire de domiciliation : Laboratoire de Biologie, Eau et Environnement

THÈSE

En Vue de l'Obtention du Diplôme de Doctorat en Troisième Cycle

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie, Filière : Sciences Biologiques
Spécialité : Santé, Eau et Environnement

Présentée par

TOUATI Ahmed Samer

Intitulée

**Étude de la Qualité Hydrochimique et Bactériologique des Eaux
Superficielles et de l'Aquifère Superficiel, cas du Sous Bassin de
Bouhamdane, Nord-Est Algérien**

Soutenue le : 05/10/2025

Devant le Jury composé de :

Nom et Prénom

Grade

Mr Lassaad GHRIEB	Professeur	Université de Guelma	Président
Mr Ammar MAOUI	Professeur	Université de Guelma	Encadreur
Mme Aicha DJABOURABI	Professeur	Université d'El Taref	Examinatrice
Mme Lynda SOUIKI	Professeur	Université de Guelma	Examinatrice
Mme Lamia BENHALIMA	Docteur	Université de Guelma	Examinatrice
Mr Nouredine ZENATI	Professeur	Université de Souk Ahras	Membre invité

Année Universitaire : 2025 - 2026

Remerciements

Arriver au terme de cette thèse est plus qu'une étape académique, c'est l'aboutissement d'un parcours singulier, fait d'interruptions, de doutes, de silences et finalement, de renaissance. Cette thèse porte en elle une histoire personnelle : celle d'un projet laissé de côté pendant plusieurs années, abandonné à cause de circonstances difficiles, presque oublié... jusqu'au jour où, contre toute attente, il a été possible de le reprendre, de le reconstruire, et de le mener à son terme. Si cette page peut aujourd'hui se tourner, c'est grâce à celles et ceux qui ont été présents à mes côtés, dans l'ombre comme dans la lumière.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à **Monsieur le Professeur MAOUI Ammar**, directeur de cette thèse, pour sa confiance, sa patience et son engagement. Son accompagnement a été décisif dans la reprise et l'achèvement de ce travail. Il a su accorder de la valeur à un projet que j'avais fini par croire impossible. Sa rigueur scientifique et son humanité ont été pour moi un repère inestimable.

Je remercie également l'ensemble des membres du jury **Pr. GHRIEB L., Pr. SOUIKI L., Dr. BENHALIMA L. et Pr. DJABOURABI A.** ainsi que notre cher invité **Pr. ZENATI N.**, qui ont accepté de consacrer de leur temps pour évaluer ce travail, et dont les remarques contribueront sans nul doute à l'enrichir.

Je ne saurais exprimer toute ma reconnaissance envers **ma mère**, source de tendresse, de courage et de prières constantes. Merci pour ton amour inconditionnel et ta foi en moi.

Je rends un hommage ému à la mémoire de **mon père**, dont l'absence ne cesse de me peser. Qu'il repose en paix. Son souvenir m'a accompagné et porté dans les moments de doute.

Ma reconnaissance va aussi à ma famille, dont le soutien discret mais indéfectible m'a porté dans les moments de doute et de fatigue. Leur foi silencieuse en ma capacité à aller jusqu'au bout a été une source constante de motivation.

Je remercie du fond du cœur **Redha BEKHAKHECHA et Yassine GUEROUI** non seulement pour leur collaboration précieuse tout au long de ce travail, mais aussi pour leur présence fraternelle, leur amitié sincère et leur soutien indéfectible. Vous avez été bien plus que des collègues : de véritables frères de route.

Je tiens à adresser mes remerciements les plus sincères à **Mme Dr. KHALLEF M.**, pour son soutien moral constant et sa confiance indéfectible en moi tout au long de mon parcours. Ses conseils avisés, empreints de bienveillance, ont toujours résonné en moi et m'ont guidé dans les moments de doute.

À ceux qui ont partagé ce parcours de près ou de loin - collègues, camarades, amis - je suis reconnaissant pour leur présence, leur soutien moral, et les échanges, parfois brefs, mais toujours précieux, qui m'ont aidé à garder le cap.

Un remerciement tout particulier à ma chère épouse, Dr. BENSSAAD Meryem, pour son aide précieuse, son soutien constant, ses encouragements sans relâche et sa patience admirable -je te dis merci-.

À mes deux fils, **Yassine** et **Zakaria**, merci de m'avoir apporté tant de joie et de motivation au quotidien. Cette thèse vous appartient autant qu'à moi.

Enfin, je souhaite adresser une pensée particulière à la personne que j'ai été, à celui qui avait presque abandonné l'idée de reprendre ce projet. À travers cette thèse, je veux témoigner que même ce qui semble perdu peut, avec de la volonté et un peu de grâce, retrouver un sens. Si quelqu'un, quelque part, devait un jour apprendre cette histoire, j'aimerais qu'il y voie un message d'espoir : **il n'est jamais trop tard pour continuer ce que l'on a commencé.**

À toutes celles et tous ceux qui ont, de près ou de loin, contribué à faire exister cette thèse, je dis **merci**. Ce travail vous doit beaucoup.

Résumé

Le sous-bassin de Bouhamdane, situé dans le Nord-Est Algérien, appartient au grand bassin versant de la Seybouse et couvre une superficie de 1105 km². Il occupe une position stratégique en raison des multiples usages de ses ressources en eau, notamment pour la consommation domestique et l'irrigation. Toutefois, ces ressources hydriques font face à des menaces croissantes de pollution naturelles et anthropiques, ainsi qu'une croissance démographique continue qui accentue la surexploitation des eaux souterraines.

Cette étude a pour objectif d'évaluer la qualité hydrochimique et bactériologique des eaux souterraines et superficielles du sous-bassin de Bouhamdane, et de délimiter les zones de recharge des nappes à l'aide de la cartographie. Pour cela, 05 campagnes de prélèvements ont été réalisées sur des eaux de surface (Oueds Zenati et Bouhamdane) et des eaux souterraines (puits et sources) allant du mois de mars jusqu'au décembre 2012, avec 20 échantillons analysés à chaque campagne. Les analyses ont porté sur 25 paramètres physicochimiques ainsi que sur plusieurs indicateurs bactériologiques, tels que les coliformes totaux et fécaux, les streptocoques, les anaérobies sulfito-réducteurs (ASR), les staphylocoques et les pseudomonas.

Les résultats physicochimiques révèlent une forte minéralisation des eaux, avec des concentrations élevées en ions tels que Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺ et HCO₃⁻. La conductivité électrique varie de 384 à 2385 µS/cm, tandis que les concentrations de nitrates (65,2 mg/l), nitrites (2,89 mg/l), phosphates (6,45 mg/l) et fluorures (2,85 mg/l) dépassent fréquemment les normes, signalant une pollution marquée. La qualité des eaux pour l'irrigation est globalement jugée médiocre. Les indices de qualité de l'eau (IQE, IQEI et IPO) confirment une dégradation notable, notamment à l'Oued Zenati.

L'analyse bactériologique met en évidence une contamination importante. Les GT, CT et CF, ainsi que les SF, dépassent souvent les normes de potabilité et d'irrigation. L'origine de la pollution est principalement animale pour les eaux souterraines et humaine pour les eaux superficielles. En outre, la détection de germes pathogènes, souligne un risque sanitaire sérieux.

Pour cartographier les zones de recharge des nappes souterraines, deux méthodes multicritères ont été appliquées : le Processus Analytique Hiérarchique (AHP) et le Facteur Multi-Influent (MIF). La méthode AHP a identifié 34,69 % de la zone comme ayant un bon potentiel de recharge, tandis que la méthode MIF n'a identifié que 16,29 %. Les taux d'infiltration annuels estimés sont de 33,16 % des précipitations pour AHP (198,23 mm/an) et de 30,20 % pour MIF (180,54 mm/an).

La validation sur le terrain, basée sur les débits et niveaux d'eau mesurés dans 56 puits peu profonds, a montré une précision supérieure de la méthode AHP (97,1 %) par rapport à MIF (84,6 %).

Un suivi régulier permettrait d'identifier les sources de contamination, de prévenir les risques sanitaires et environnementaux, et de guider les actions nécessaires pour protéger et gérer durablement ces ressources vitales.

Mots clés : Eau, Pollution, Qualité, Algérie, Bouhamdane, Bactériologie, Souterraines, Oueds.

Abstract

The Bouhamdane sub-basin, located in Northeastern Algeria, is part of the large Seybouse watershed and spans an area of 1105 km². It holds strategic importance due to the multiple uses of its water resources, particularly for domestic consumption and irrigation. However, these water resources are increasingly threatened by both natural and anthropogenic pollution, as well as ongoing population growth, which intensifies the overexploitation of groundwater.

This study aims to assess the hydrochemical and bacteriological quality of groundwater and surface water and to delineate GWRZ using cartography. For this purpose, five sampling campaigns were conducted on surface waters and groundwater, ranging from March to December 2012, with 20 samples analyzed during each campaign. The analyses focused on 20 physicochemical parameters and several bacteriological indicators, including TC, FC, ST, ASR, staphylococci, and pseudomonas.

The physicochemical results reveal significant mineralization of the waters, with high concentrations of ions such as Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺, and HCO₃⁻. Electrical conductivity ranges from 384 to 2,385 µS/cm, while concentrations of nitrates (65.2 mg/l), nitrites (2.89 mg/l), phosphates (6.45 mg/l), and fluorides (2.85 mg/l) often exceed standards. The water quality for irrigation is generally considered moderate to poor. Water quality indices (WQI, WQII, and IPO) confirm significant degradation, particularly in the Zenati River.

The bacteriological analysis highlights substantial contamination. (RG), (TC), (FC), and (FS) frequently exceed potable and irrigation water standards. The source of pollution is primarily animal for groundwater and human for surface water. Additionally, the detection of pathogenic germs underscores a serious health risk.

To map the groundwater recharge zones, two methods were applied: the Analytic Hierarchy Process (AHP) and the Multi-Influencing Factor (MIF). The AHP identified 34.69% of the area as having good recharge potential, while the MIF identified only 16.29%. The annual infiltration rates are estimated at 33.16% of precipitation for AHP (198.23 mm/year) and 30.20% for MIF (180.54 mm/year). Field validation, based on flow rates and water levels measured in 56 shallow wells, showed superior accuracy for the AHP method (97.1%) compared to MIF (84.6%). Regular monitoring would help identify contamination sources, prevent health and environmental risks, and guide necessary actions to sustainably protect and manage these vital water resources.

Key words: Water, Pollution, Quality, Algeria, Bouhamdane, Bacteriology, Groundwater, Rivers.

الملخص

يقع حوض بوهمدان في الشمال الشرقي للجزائر، وينتمي إلى الحوض الكبير لواد سيبوس حيث يغطي مساحة قدرها 1105 كم². تكمن أهميته في موقعه الاستراتيجي نظرًا لتعدد استخدامات موارده المائية، خاصة للاستهلاك البشري والري الفلاحي. إلا أن هذه الموارد المائية تواجه تهديدات متزايدة بسبب التلوث الطبيعي والبشري، إلى جانب النمو الديموغرافي المستمر الذي يزيد من الاستغلال المفرط للمياه الجوفية.

تهدف هذه الدراسة إلى تقييم الخصائص الفيزيوكيميائية والبكتريولوجية للمياه الجوفية والسطحية في حوض بوهمدان، بالإضافة إلى تحديد مدى تغذية مناطق الطبقات الجوفية باستخدام نظام الخرائط. لهذا الغرض، تم تنفيذ خمس حملات لأقطاع العينات من المياه السطحية (أودية زناتي وبوهمدان) والمياه الجوفية (الآبار والينابيع)، وهذا خلال الفترة الممتدة من شهر مارس إلى غاية ديسمبر 2012، مع تحليل 20 عينة خلال كل حملة. شملت التحاليل 20 مؤشرًا فيزيائيًا وكيميائيًا، بالإضافة إلى عدة مؤشرات بكتريولوجية مثل الكوليفورم الكلي والبرازي، المكورات العقدية، البكتيريا اللاهوائية المختزلة للسلفيت، المكورات العنقودية، والبسودوموناس.

أظهرت النتائج الفيزيوكيميائية نسبة عالية من التمعن في المياه، مع تركيزات مرتفعة من الأيونات مثل Na^+ ، Cl^- ، Ca^{2+} ، SO_4^{2-} و HCO_3^- . تراوحت التوصيلية الكهربائية بين 384 و 2385 ميكروسيمنز/سم، بينما تجاوزت تركيزات النترات (65.2 ملغ/ل)، النتريت (2.89 ملغ/ل)، الفوسفات (6.45 ملغ/ل) والفوريد (2.85 ملغ/ل) المعايير المعتمدة بشكل متكرر، مما يشير إلى تلوث ملحوظ. بوجه عام، تعتبر جودة المياه للري ضعيفة، حيث تؤكد مؤشرات جودة المياه على غرار (IPE، IQEI، IPO) التدهور الملحوظ، لا سيما على مستوى وادي زناتي.

أظهرت التحاليل البكتريولوجية تلوثًا كبيرًا، حيث تجاوزت مؤشرات الجراثيم الكلية، الكوليفورم الكلي والبرازي، والمكورات العقدية الحدود المسموح بها للاستهلاك والشرب. يعود التلوث في الغالب إلى مصادر حيوانية بالنسبة للمياه الجوفية، وإلى مصادر بشرية بالنسبة للمياه السطحية. بالإضافة إلى ذلك، تشير اكتشافات الجراثيم الممرضة إلى وجود خطر صحي كبير.

لتحديد مدى تغذية مناطق الطبقات الجوفية، تم تطبيق طريقتين متعددي المعايير: العملية التحليلية الهرمية (AHP) وعامل التأثير المتعدد (MIF). حددت طريقة AHP أن نسبة 34.69% من المنطقة تتمتع بإمكانات تغذية جيدة، بينما حددت طريقة MIF نسبة 16.29% فقط من المنطقة على أنها تعتبر ذات إمكانات جيدة للتغذية. حيث قدرت معدلات التغذية السنوية بـ 33.16% من الأمطار وفقًا لـ AHP (198.23 ملم/السنة) و 30.20% (180.54 ملم/السنة) وفقًا لـ MIF. كما أكد التحقق الميداني، المستند إلى قياسات التدفقات ومستويات المياه في 56 بئرًا ضحلًا، دقة أعلى لطريقة AHP (97.1%) مقارنة بـ MIF (84.6%).

المراقبة المنتظمة ستتمكن من تحديد مصادر التلوث، والوقاية من المخاطر الصحية والبيئية، وتوجيه الإجراءات اللازمة لحماية هذه الموارد الحيوية وإدارتها بشكل مستدام.

الكلمات المفتاحية: الماء، التلوث، الجودة، الجزائر، بوهمدان، البكتريولوجيا، المياه الجوفية، الأودية.

LISTE DES TABLEAUX

N°	Titre	Page
Tableau 01	Les communes du sous bassin de Bouhamdane	5
Tableau 02	Répartition spatiale de la population dans le bassin Bouhamdane	6
Tableau 03	Répartition des besoins en eau potable selon la population	7
Tableau 04	L'assainissement dans le bassin versant de l'oued Bouhamdane	7
Tableau 05	Les établissements classés polluants et les milieux récepteurs des rejets	8
Tableau 06	Les cultures et leurs points de rejets dans le bassin de Bouhamdane	8
Tableau 07	Longueur des principaux Talwegs (km) de l'Oued Bouhamdane	11
Tableau 08	Classification lithologique du bassin versant de Bouhamdane	15
Tableau 09	Localisation des stations climatologiques et périodes d'observation	18
Tableau 10	Précipitations moyennes mensuelles en (mm)	19
Tableau 11	Variation des précipitations saisonnières (mm)	20
Tableau 12	Répartition analytique des précipitations annuelles (mm)	21
Tableau 13	Répartition des coefficients pluviométriques	24
Tableau 14	Moyennes mensuelles interannuelle de la température (°C)	25
Tableau 15	Indice d'aridité (Ia)	28
Tableau 16	Estimation des valeurs de Q2	29
Tableau 17	ETR annuelles suivant la méthode de Turc	33
Tableau 18	Bilan d'eau selon Thornthwaite à la station de Belkheir	35
Tableau 19	Bilan d'eau selon Thornthwaite à la station de Hammam Debagh	35
Tableau 20	Estimation de l'écoulement selon Tixeront Berkallof	38
Tableau 21	Résultats de calcul de l'infiltration	38
Tableau 22	Principales caractéristiques de la station de Medjez Ammar II	39
Tableau 23	Variation mensuelle de débits et de coefficients d'hydraulicité	39
Tableau 24	variation interannuelle des debits et des apports liquides a la station de Medjez Amar II (1968/1969 – 1986/1987)	41
Tableau 25	Normes de potabilité des eaux	47
Tableau 26	Grille de la qualité des eaux superficielles selon l'ABH, 2009	48
Tableau 27	Grille de la qualité des eaux superficielles selon l'ANRH, 2009	48
Tableau 28	Inventaire des points d'échantillonnage dans la zone d'étude	50
Tableau 29	Résultats des analyses physico-chimiques des eaux souterraines du sous bassin de Bouhamdane	54
Tableau 30	Résultats des analyses physico-chimiques des eaux superficielles du sous bassin de Bouhamdane	54
Tableau 31	Lien entre conductivité et minéralisation des eaux de surface	57
Tableau 32	Grille de la qualité en DBO ₅ des eaux superficielles	72
Tableau 33	Grille de la qualité en DCO des eaux superficielles	73
Tableau 34	Distribution des elements chimiques majeurs dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	75
Tableau 35	Comparaison des minéraux stables selon la température	78
N°	Titre	Page

Tableau 36	Inertie cumulée des 4 premières composantes initiales	79
Tableau 37	Matrice de corrélation pour 100 échantillons	80
Tableau 38	Lien entre les variables sur les poids factoriels	81
Tableau 39	Contribution des paramètres aux axes principaux	82
Tableau 40	Résumé statistique des indices de saturation	86
Tableau 41	L'impact du SAR sur les eaux d'irrigation	100
Tableau 42	Les valeurs du SAR calculées dans le sous bassin de Bouhamdane	101
Tableau 43	Les valeurs du Na% calculées dans le sous bassin de Bouhamdane	103
Tableau 44	Classification des eaux d'irrigation selon l'IP	104
Tableau 45	Les valeurs du IP % calculées dans le sous bassin de Bouhamdane	105
Tableau 46	Paramètres de qualité de l'eau et les normes établies	110
Tableau 47	variation de la qualite de l'eau evaluee selon l'indice de qualite de l'eau (IQE)	111
Tableau 48	Exemple de détermination de l'Indice de la Qualité d'Eau (IQE)	112
Tableau 49	Normes de l'évaluation des niveaux de qualité (qi)	114
Tableau 50	Les coefficients de pondération des indicateurs de l'IQEI	114
Tableau 51	Propriétés des catégories de l'IQEI	115
Tableau 52	Critères de qualité de l'indice IPO	120
Tableau 53	Classification de l'indice de pollution organique	120
Tableau 54	Les valeurs de l'IPO calculées dans le sous bassin de Bouhamdane	121
Tableau 55	Résultats d'examen bactériologique des eaux souterraines du bassin Bouhamdane	125
Tableau 56	Résultats d'examen bactériologique des eaux superficielles du bassin Bouhamdane	125
Tableau 57	Critères de qualité bactériologiques de l'eau potable	125
Tableau 58	Critères bactériologiques des eaux usées pour l'irrigation	145
Tableau 59	Aptitude des eaux superficielles du sous bassin de Bouhamdane à l'irrigation en fonction de la concentration en Coliformes fécaux	146
Tableau 60	Détermination de l'origine de la pollution fécale en fonction du rapport CF/SF	148
Tableau 61	Évaluation du coefficient CF/SF dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	149
Tableau 62	Critères macroscopiques et microscopiques des colonies bactériennes	152
Tableau 63	Résultats de l'identification biochimique des souches bactériennes	153
Tableau 64	Les différentes bandes spectrales de LANDSAT 8	160
Tableau 65	Résumé des données et des sources	167
Tableau 66	Échelle de pondération comparative pour l'AHP	168
Tableau 67	Matrice des comparaisons binaires des variables	169
Tableau 68	Matrice de comparaison par paires normalisée et facteurs de pondération influençant la recharge des eaux souterraines	170
Tableau 69	Détermination de la valeur propre principale $\lambda_{\max}$ pour le classement de l'influence des paramètres	171
N°	Titre	Page
Tableau 70	Indices d'incohérence aléatoire	172

Tableau 71	Les valeurs d'influence majeure, mineure, relative et le poids des facteurs	173
Tableau 72	Notations et poids attribués aux critères pour l'AHP et Multi-Facteurs d'Influence (MIF)	176
Tableau 73	Statistiques de l'analyse de sensibilité à un seul parameter	192
Tableau 74	Zones de potentiel de recharge des eaux souterraines et catégorisation	196

LISTE DES FIGURES

N°	Titre	Page
Figure 01	Situation géographique de la zone d'étude	4
Figure 02	Cadre Administratif du sous bassin de Bouhamdane	5
Figure 03	Les produits agricoles cultivés dans le bassin de Bouhamdane	6
Figure 04	Exemples de sources de pollution dans le sous bassin de Bouhamdane	9
Figure 05	Carte du réseau hydrographique du bassin de Bouhamdane	10
Figure 06	Carte des pentes du bassin de Bouhamdane	11
Figure 07	Carte de répartition des structures lithologiques du bassin versant de Bouhamdane	16
Figure 08	Carte de répartition de la couverture végétale du sous bassin versant de Bouhamdane	17
Figure 09	Variation des précipitations moyennes mensuelles (mm)	19
Figure 10	Pourcentage saisonnier des précipitations	21
Figure 11	Précipitations interannuelles au niveau de la station de Belkheir	22
Figure 12	Précipitations interannuelles au niveau de la station Hammam Debagh	22
Figure 13	Précipitations interannuelles au niveau de la station de Bordj Sabath	22
Figure 14	Précipitations interannuelles au niveau de la station de Ain Makhlouf	23
Figure 15	Variation du CP (H. Debagh, Bordj Sabath et Ain Makhlouf)	24
Figure 16	Variation du coefficient pluviométrique (Station de Belkheir)	25
Figure 17	Températures moyennes mensuelles aux stations de Belkheir et Hammam Debagh	26
Figure 18	Températures moyennes interannuelles à la station de Belkheir	27
Figure 19	Températures moyennes interannuelles à Hammam Debagh	27
Figure 20	Climagramme d'EMBERGER (station Belkheir et Hammam Debagh)	29
Figure 21	Diagramme ombro-thermique pour la station de Belkheir	30
Figure 22	Diagramme ombro-thermique pour la station de Hammam Debagh	31
Figure 23	Représentation graphique du bilan hydrique (station de Belkheir)	36
Figure 24	Représentation graphique du bilan hydrique (station de Belkheir)	36
Figure 25	Représentation graphique du bilan hydrique (station de H. Debagh)	37
Figure 26	Représentation graphique du bilan hydrique (station de H. Debagh)	37
Figure 27	Apports et débits moyens mensuels (1968/1969 – 1986/1987)	40
Figure 28	Représentation graphique des coefficients d'hydraulicité	40
Figure 29	Représentation graphique des coefficients d'hydraulicité annuels	42
Figure 30	Évolution des débits moyens journaliers durant l'année la plus humide	42
Figure 31	Évolution des débits moyens journaliers durant l'année la plus sèche	43
Figure 32	Carte des points de prélèvement	49
Figure 33	Variation de la température des eaux du sous bassin de Bouhamdane	55
Figure 34	Variation du pH des eaux du sous bassin de Bouhamdane	56
Figure 35	Variation de la CE des eaux du sous bassin de Bouhamdane	57
Figure 36	Variation de l'O ₂ dissous dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	58

Figure 37	Variation de la matière en suspension dans le bassin de Bouhamdane	59
Figure 38	Variation des TDS dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	60
Figure 39	Variation du Ca^{2+} dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	61
Figure 40	Variation du Mg^{2+} dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	61
Figure 41	Variation des Cl^- dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	62
Figure 42	Variation du Na^+ dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	63
Figure 43	Variation du K^+ dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	63
Figure 44	Variation des HCO_3^- dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	64
Figure 45	Variation des SO_4^{2-} dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	65
Figure 46	Variation des NO_3^- dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	66
Figure 47	Variation des NO_2^- dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	67
Figure 48	Variation des NH_4^+ dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	67
Figure 49	Variation des PO_4^{3-} dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	68
Figure 50	Phénomène d'eutrophisation au niveau du barrage de Bouhamdane	69
Figure 51	Variation des Fluorures (F^-) dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	70
Figure 52	Variation de la Silice (SiO_2^-) dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane	71
Figure 53	Variation des valeurs de la DBO_5 dans les Oueds Zenati et Bouhamdane	72
Figure 54	Variation des valeurs de la DCO dans les Oueds Zenati et Bouhamdane	73
Figure 55	Diagramme de Piper des eaux du sous-bassin de Bouhamdane	75
Figure 56	Diagramme de Korjinski des eaux du bassin de Bouhamdane (50°C et 100°C)	76
Figure 57	Diagramme de Korjinski des eaux du bassin de Bouhamdane (150°C et 250°C)	77
Figure 58	Représentation des variables dans le plan factoriel (Axes 1 et 2)	80
Figure 59	Distribution des observations sur le plan factoriel (axes 1 et 2)	82
Figure 60	Distribution des observations sur le plan factoriel (axes 1 et 3)	83
Figure 61	Évolution de l'indice de saturation du groupe des carbonates	87
Figure 62	Évolution de l'indice de saturation du groupe des évaporites	88
Figure 63	Évolution de l'indice de saturation du groupe des évaporites	88
Figure 64	Répartition spatiale de la CE dans le sous bassin de Bouhamdane	90
Figure 65	Répartition spatiale des Bicarbonates HCO_3^- dans le sous bassin de Bouhamdane	91
Figure 66	Répartition spatiale du Calcium Ca^{2+} dans le sous bassin de Bouhamdane	92
Figure 67	Répartition spatiale du Magnésium Mg^{2+} dans le sous bassin de Bouhamdane	92
Figure 68	Répartition spatiale du Sodium Na^+ dans le sous bassin de Bouhamdane	93
Figure 69	Répartition spatiale des chlorures Cl^- dans le sous bassin de Bouhamdane	94

Figure 70	Répartition spatiale des Nitrites NO_2^- dans le sous bassin de Bouhamdane	95
Figure 71	Répartition spatiale des Nitrates NO_3^- dans le sous bassin de Bouhamdane	96
Figure 72	Répartition spatiale des Orthophosphates PO_4^{3-} dans le bassin de Bouhamdane	97
Figure 73	Répartition spatiale des Fluorures F^- dans le sous bassin de Bouhamdane	98
Figure 74	Répartition spatiale de la DBO_5 (a) et la DCO (b) dans le bassin Bouhamdane	99
Figure 75	Les valeurs moyennes du SAR dans le sous bassin de Bouhamdane	101
Figure 76	Les valeurs moyennes du Na% dans le sous bassin de Bouhamdane	102
Figure 77	Les valeurs moyennes du IP % dans le sous bassin de Bouhamdane	104
Figure 78	Classification des eaux d'irrigation selon la méthode de Richards	106
Figure 79	Classification des eaux d'irrigation selon le diagramme de Wilcox	107
Figure 80	Variation des résultats de l'IQE des eaux superficielles du bassin de Bouhamdane	113
Figure 81	Classes de l'IQEI dans les eaux souterraines du bassin versant de Bouhamdane	117
Figure 82	Classes de l'IQEI dans les eaux superficielles du bassin versant de Bouhamdane	117
Figure 83	Rapport de biodégradabilité DCO/DBO_5 dans les Oueds Zenati et Bouhamdane	118
Figure 84	Répartition de l'indice de pollution organique dans les Oueds Zenati et Bouhamdane	121
Figure 85	Recherche et dénombrement des germes revivifiables	128
Figure 86	Recherche et dénombrement des coliformes (Test présomptif)	131
Figure 87	Recherche des coliformes fécaux (Test confirmatif)	132
Figure 88	Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux	134
Figure 89	Recherche et dénombrement des Spores d'Anaérobies Sulfito-réducteurs	136
Figure 90	Nombre des GT à 22°C dans les eaux souterraines du bassin de Bouhamdane	140
Figure 91	Nombre des GT à 37°C dans les eaux souterraines du bassin de Bouhamdane	141
Figure 92	Nombre des GT à 22°C dans les eaux superficielles du bassin de Bouhamdane	141
Figure 93	Nombre des GT à 37°C dans les eaux superficielles du bassin de Bouhamdane	141
Figure 94	Nombre des CT dans les eaux souterraines du bassin de Bouhamdane	142
Figure 95	Nombre des CT dans les eaux superficielles du bassin de Bouhamdane	143
Figure 96	Nombre des CF dans les eaux souterraines du bassin de Bouhamdane	144
Figure 97	Nombre des CF dans les eaux superficielles du bassin de Bouhamdane	144
Figure 98	Nombre des SF dans les eaux souterraines du bassin de Bouhamdane	147
N°	Titre	Page
Figure 99	Nombre des SF dans les eaux superficielles du bassin de Bouhamdane	148
Figure 100	Nombre des ASR dans les eaux souterraines du bassin de Bouhamdane	150

Figure 101	Nombre des ASR dans les eaux superficielles du bassin de Bouhamdane	151
Figure 102	Bacilles à Gram négatif	152
Figure 103	Cocci à Gram positif	152
Figure 104	Approche methodologique pour l'identification et la cartographie des zones potentielles de recharge en eaux souterraines	158
Figure 105	La carte des précipitations dans le sous bassin de Bouhamdane	177
Figure 106	La carte lithologique du sous bassin de Bouhamdane	178
Figure 107	La carte d'occupation du sol dans le sous bassin de Bouhamdane	180
Figure 108	La carte des pentes dans le sous bassin de Bouhamdane	181
Figure 109	La carte des sols dans le sous bassin de Bouhamdane	182
Figure 110	La carte des linéaments dans le sous bassin de Bouhamdane	183
Figure 111	La carte de densité de drainage dans le sous bassin de Bouhamdane	184
Figure 112	La carte de TWI dans le sous bassin de Bouhamdane	185
Figure 113	La carte du BSI dans le sous bassin de Bouhamdane	186
Figure 114	La carte du SMI dans le sous bassin de Bouhamdane	187
Figure 115	La carte du LST dans le sous bassin de Bouhamdane	188
Figure 116	Les zones de recharge des eaux souterraines dans le bassin de Bouhamdane	190
Figure 117	Distribution des classes de recharge des eaux souterraines pour l'AHP et le MIF dans le sous bassin de Bouhamdane	190
Figure 118	Validation de la Carte GWRZ du bassin de Bouhamdane par l'AHP	194
Figure 119	Validation de la Carte GWRZ du bassin de Bouhamdane par le MIF	195
Figure 120	Les performances moyennes des méthodes AHP et MIF par les courbes ROC	195

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ANRH	Agence Nationale des Ressources Hydriques
ONS	Organisme National des Statistiques
DSA	Direction des Services Agricoles
DE	Direction de l'Environnement
LP	Longueur des principaux Talwegs
CP	Coefficient Pluviométrique
ETP	Evapotranspiration Partielle
Ia	Indice d'Aridité
ETR	Evapotranspiration réelle
DA	Déficit Agricole
IPO	Indice de Pollution Organique
IQE	Indice de Qualité des Eaux
IQEI	Indice de Qualité de Eaux d'Irrigation
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
JORA	Journal Officiel Algérien
ABH	Agence des Barrages Hydriques
ACP	Analyse en Composantes Principales
IS	Indice de Saturation
SIG	Système d'Informations Géographiques
TGEA	Gélose Tryptone Glucose Agar
ONPG	Ortho NitroPhénol Galactoperanozide
UFC	Unité Formant Colonie
MES	Matières En Suspension
RS	Residues Secs
MO	Matière Organique
ASR	Anaérobie sulfite réducteur
GRWZ	Groundwater Recharging Zone
TWI	Indice Topographique du Sol
SMI	Indice d'Humidité du Sol
BSI	Indice du Sol Nu
DL	Densité de Linéaments
Dd	Densité de Drainage
LULC	Occupation du Sol
MNT	Modèle Numérique de Terrain
AHP	Processus d'Analyse Hierarchique
MIF	Facteurs Multi Influent
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission (Mission de topographie radar de la navette spatiale)
SWIR	Short-Wave Infrared (infrarouge à ondes courtes)
NIR	Near Infrared (proche infrarouge)

TABLES DES MATIÈRE

Résumé	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Liste des abréviations	
Table des matières	
Introduction Générale	1
CHAPITRE I CADRE GÉNÉRAL DU SOUS BASSIN DE BOUHAMDANE	
I. Cadre général du sous bassin de Bouhamdane	3
I1 Situation géographique	3
I2 Cadre administratif	5
I3 Aperçu socio-économique	6
I3.1 La population	6
I3.2 Les activités agricoles	6
I3.3 Les activités industrielles	7
I3.4 Besoins en eau potable	7
I3.5 Les sources de pollution des eaux	7
I3.5.1 La pollution domestiques	7
I3.5.2 La pollution industrielle	8
I3.5.3 La pollution d'origine agricole	8
I4 Réseau hydrographique	10
I4.1 Le réseau hydrographique	10
I4.2 Longueurs des principaux Talwegs	11
I5 Caractéristiques des pentes du sous-bassin de Bouhamdane	11
I6 Géologie de la zone d'étude	12
I6.1 Les mouvements tectoniques	12
I6.1.1 La période éocène	12
I6.1.2 La période entre la phase éocène et l'éocène inférieur	12
I6.1.3 La période miocène	12
I6.1.4 La période néotectonique	12
I6.1.5 Les structures peu ou pas tectoniques	13
I6.2 Le cadre structural actuel	13
I6.2.1 La tectonique	13
I.6.2.1.1 Le quaternaire	13
I.6.2.1.2 Le mio-pliocène continentale	13
I6.2.2 La nappe Numidienne	13
I6.2.3 La nappe Tellienne	13
I6.2.4 La nappe néritique Constantinoise	14
I.6.2.4.1 Djebel Oum Settas	14

I.6.2.4.2	Djebel Taya	14
I625	L'unité ultra tellienne	14
I626	La série de Ain El Kerma	15
I63	Les formations lithologiques	15
I7	Aperçu sur le couvert végétal	16
I8	Hydroclimatologie	17
I8.1	Les précipitations	18
I8.1.1	Précipitations moyennes mensuelles	18
I8.1.2	Précipitation saisonnière	20
I8.1.3	Répartition des moyennes annuelles des précipitations	20
I8.1.4	Coefficient pluviométrique	23
I8.2	La température	25
I8.2.1	Répartition des températures moyennes mensuelles	25
I8.2.2	Répartition des températures moyennes annuelles	26
I8.3	Type de climat	28
I8.3.1	Indice de l'UNESCO (1977).	28
I8.3.2	Climagramme d'EMBERGER	28
I8.3.3	Diagramme ombro-thermique	29
I8.4	Notion du bilan hydrique	31
I8.4.1	L'évapotranspiration	32
I.8.4.1.1	L'évapotranspiration potentielle (ETP)	32
I.8.4.1.2	L'évapotranspiration réelle (ETR)	33
I8.5	Interprétation du bilan	34
I8.6	Estimation de l'écoulement et de l'infiltration	38
I8.6.1	L'écoulement	38
I8.6.2	L'infiltration efficace	38
I9	Hydrologie	38
I9.1	Régime d'écoulement à la station hydrométrique Medjez Ammar II	38
I9.2	Variation interannuelle de l'écoulement	41
Conclusion		44

CHAPITRE II ÉTUDE HYDROCHIMIQUE

II.	Etude hydrochimique	46
Introduction		46
II.1	Méthodes d'analyses et stratégie de travail	49
II.1.1	Prélèvements	49
II.1.2	Techniques d'analyses	51
a.	Analyses in situ	51
b.	Analyses au laboratoire	51
II.2	Analyses des résultats	53

II21	La température	55
II22	Potentiel d'hydrogène (pH)	55
II23	Conductivité électrique (CE)	56
II24	L'oxygène dissous (O ₂)	57
II25	Matières en suspension (MES)	58
II26	Total des solides dissous (TDS)	59
II27	Le Calcium (Ca ²⁺)	60
II28	Le Magnésium (Mg ²⁺)	61
II29	Le Sodium (Na ⁺) et les Chlorures (Cl ⁻)	62
II2.10	Le Potassium (K ⁺) :	63
II2.11	Les Bicarbonates (HCO ₃ ⁻) :	64
II2.12	Les Sulfates (SO ₄ ²⁻) :	64
II2.13	Les éléments nutritifs :	65
a.	Les Nitrates (NO ₃ ⁻) :	65
b.	Les Nitrites (NO ₂ ⁻) :	66
c.	L'Ammonium (NH ₄ ⁺) :	67
d.	L'Ortho-phosphate (PO ₄ ³⁻) :	68
II2.14	Les fluorures (F ⁻)	70
II2.15	La Silice (SiO ₂)	71
II2.16	La Demande Biologique en Oxygène (DBO ₅)	71
II2.17	La Demande Chimique en Oxygène (DCO)	72
II3	Facies chimique des eaux	73
II4	Diagramme de Korjinski :	76
II4.1	Diagramme de Korjinski à 50 °C	76
II4.2	Diagramme de Korjinski à 100 °C	77
II4.3	Diagramme de Korjinski à 150 °C	77
II4.4	Diagramme de Korjinski à 250 °C	77
II5	Traitement statistique des paramètres physico-chimiques	78
II5.1	L'analyse en composantes principales (ACP)	79
II6	La thermodynamique	83
II7	Cartographie hydrochimique (SIG)	88
II7.1	Analyse des données	89
II7.1.1	Carte de la répartition spatiale de la conductivité électrique	89
II7.1.2	Carte de la répartition spatiale des Bicarbonates	90
II7.1.3	Carte de la répartition spatiale du Calcium	91
II7.1.4	Carte de la répartition spatiale du Magnésium	91
II7.1.5	Carte de la répartition spatiale du Sodium	93
II7.1.6	Carte de la répartition spatiale des Chlorures	93
II7.1.7	Carte de la répartition spatiale des Nitrites	94

II.7.18	Carte de la répartition spatiale des Nitrates	95
II.7.19	Carte de la répartition spatiale des Orthophosphates	96
II.7.1.10	Carte de la répartition spatiale des Fluorures	97
II.7.1.11	Carte de la répartition spatiale de la DBO ₅ et la DCO	98
II.8	Les facteurs influençant l'utilisation agricole de l'eau	99
II.8.1	La Ratio d'Adsorption du Sodium (SAR)	99
II.8.2	Pourcentage de Sodium (Na ⁺ %)	101
II.8.3	L'Indice De Perméabilité (IP)	103
II.9	Aptitude Des Eaux À L'irrigation	105
II.9.1	Classification des eaux selon la méthode de Richards (Riverside)	106
II.9.2	Classification des eaux selon la méthode de Wilcox	107
II.10	Les indices de la qualité des eaux	108
II.10.1	Historique des indices de la qualité de l'eau	108
II.10.2	L'Indice arithmétique pondéré de la Qualité de l'Eau (IQE)	109
II.10.2.1	Collecte d'informations	109
II.10.2.2	Approche de travail	110
II.10.2.3	Calcul de l'IQE	110
II.10.2.4	Discussion des résultats	112
II.10.3	L'indice De Qualité De L'eau D'irrigation (IQEI)	113
II.10.3.1	Discussion des résultats obtenus	116
II.11	Le rapport DCO / DBO ₅ (La Biodégradabilité)	117
II.12	Etude de l'Indice de la pollution organique (IPO)	119
II.12.1	Evaluation de la pollution organique	119
II.12.2	Indice de pollution organique (IPO) selon Leclercq et maquet (1987)	119
II.12.3	Évaluation du niveau de la pollution organique dans le bassin de Bouhamdane	120
Conclusion		122

CHAPITRE III ÉTUDE BACTÉRIOLOGIQUE

III.	Étude bactériologique	124
Introduction		124
III.1	Les prélèvements	126
III.1.1	Les prélèvements des eaux de puits	126
III.1.2	Les prélèvements des eaux de sources	126
III.1.3	Les prélèvements des eaux de rivières	126
III.2	Méthodes d'analyses	127
III.2.1	Recherche et dénombrement des germes revivifiables	127
III.2.1.1	Mode opératoire et lecture	127
III.2.2	Recherche et dénombrement des bactéries indicatrices de contamination fécale	129
III.2.2.1	Recherche et dénombrement des coliformes totaux	129
III.2.2.2	Les Coliformes fécaux ou Coliformes thermo-tolérants	129

1. Etape 1 : dénombrement direct sur la membrane (test présomptif)	129
2. Etape 2 : repiquage et examen sur des milieux de confirmation (test confirmatif)	130
III223 Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux	130
1. Test présomptif des Streptocoques	133
2. Test confirmatif des Streptocoques fécaux	133
III23 Recherche et dénombrement des bactéries anaérobie sulfito-réductrices	133
1. Élimination des formes végétatives	135
2. Préparation du milieu	135
3. Inoculation et incubation	135
III24 Recherche des bactéries pathogènes	137
III241 Identification selon les caractères morphologiques	137
III242 L'identification biochimique	138
III.2.4.2.1 Profil biochimique des Staphylocoques :	138
III3 Interprétation des résultats	139
III3.1 Résultats de dénombrement	139
III3.1.1 Les Germes Totaux (GT)	139
III3.1.2 Les Coliformes Totaux (CT)	142
III3.1.3 Les Coliformes Fécaux (CF)	143
III3.1.4 Les Streptocoques Fécaux (SF)	146
III3.1.5 Le coefficient de contamination CF/SF	148
III3.1.6 Les bactéries anaérobies sulfito-réductrices	150
III32 Identification des souches bactériennes	151
III321 Identification biochimique	153
Conclusion	155

CHAPITRE IV CARTOGRAPHIE DES ZONES DE RECHARGE EN EAUX SOUTERRAINES

IV. Cartographie des zones de recharge en eaux souterraines	157
Introduction	157
IV.1 Approche méthodologique	158
IV.1.1 La mise en place de la base de données d'analyse	159
IV.1.1.1 Les données satellitaires :	159
IV.1.1.2 Le logiciel ArcGIS 10.5	160
IV.1.1.3 Les précipitations	160
IV.1.1.4 La lithologie (LI)	161
IV.1.1.5 L'occupation du sol (LULC)	161
IV.1.1.6 Le facteur de pente (Pen)	161
IV.1.1.7 La carte des sols	162
IV.1.1.8 La densité des linéaments	162
IV.1.1.9 La densité de drainage	163

IV.1.1.10	L'Indice d'Humidité Topographique (TWI)	163
IV.1.1.11	L'Indice du Sol Nu (BSI)	164
IV.1.1.12	L'Indice d'Humidité du Sol (SMI)	166
IV.12	Application de l'AHP pour l'identification des GWRZ	167
IV.121	Détermination des facteurs clés influençant la recharge des eaux souterraines	167
IV.122	Matrice de comparaison par paires	168
IV.123	Détermination des coefficients de pondération	169
IV.124	Vérification de la consistance matricielle	171
IV.13	Facteurs Multi-Influents (MIF)	172
IV.14	Analyse de Sensibilité	174
IV.14.1	Analyse de Sensibilité à Paramètre Unique (SPSA)	174
IV.15	Validation des zones de recharge en eaux souterraines	174
IV2	Résultats et discussion	175
IV21	Évaluation des facteurs déterminant les zones de recharge des eaux souterraines	175
IV21.1	Les précipitations (Pre)	177
IV212	La lithologie (LI)	178
IV213	La couverture du sol (LULC)	179
IV214	La pente (Pen)	180
IV215	Le sol (Sol)	181
IV216	La densité des linéaments (DL)	182
IV21.7	La densité de drainage (Dd)	183
IV218	L'indice d'humidité topographique (TWI)	184
IV219	L'indice du sol nu (BSI)	185
IV21.10	L'indice d'humidité du sol (SMI)	186
IV21.11	La carte de température de surface du sol (LST)	187
IV22	Cartes de recharge des eaux souterraines	189
IV221	Processus d'Analyse Hiérarchique (AHP)	189
IV222	Technique des Facteurs Multiples d'Influence (MIF)	191
IV23	Résultats de l'analyse de sensibilité	192
IV23.1	Analyse de sensibilité à paramètre unique (SPSA)	192
IV24	Validation des zones de recharge des eaux souterraines	193
IV25	L'estimation de la recharge en eaux souterraines	196
➤	Pour la méthode AHP	196
➤	Pour la technique MIF	196
Conclusion		197
Conclusion Générale		198
Références bibliographiques		201
Annexes		

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Introduction Générale

L'eau est une ressource naturelle sans laquelle aucune forme de vie ne pourrait exister, essentielle à la vie, au développement humain et à l'équilibre des écosystèmes. Sa qualité et sa disponibilité conditionnent de nombreux secteurs, tels que l'agriculture, l'industrie, la santé et l'environnement. Que ce soit souterraine ou superficielle, l'eau est au cœur des enjeux environnementaux et de développement durable.

Cependant, les ressources en eau sont confrontées à d'importants défis à l'échelle mondiale, notamment la pollution liée à l'urbanisation, aux rejets agricoles et aux activités industrielles. La surexploitation peut entraîner une baisse significative des nappes libres, affectant ainsi à la fois la quantité et la qualité de l'eau (Bourmada et al., 2024).

En Algérie, les eaux souterraines et superficielles représentent une ressource vitale de plus en plus cruciale, elles assurent l'approvisionnement principal en eau potable et jouent un rôle essentiel dans le soutien des activités agricoles. Toutefois, l'exploitation excessive de ces ressources a conduit à leur épuisement et à leur contamination. Étant donné la forte dépendance socio-économique de l'Algérie à l'égard de l'eau, les menaces naturelles et anthropiques représentent des risques considérables pour la santé humaine, dégrade les écosystèmes aquatiques et réduit la disponibilité de l'eau utilisable pour la consommation ou l'agriculture.

Au niveau du sous bassin versant de Bouhamdane, Les eaux souterraines sont sollicitées à la fois pour l'usage domestique et agricole, tandis que les eaux de surface, en particulier celles de l'oued Zenati et de l'oued Bouhamdane, jouent un rôle clé dans l'irrigation. Ces deux cours d'eau alimentent le barrage de Bouhamdane, d'une capacité de 220 millions de mètres cubes, il constitue une infrastructure stratégique pour la région. Ce barrage assure l'approvisionnement en eau potable de près de 200.000 habitants, des communes de Guelma, Bendjerah, Medjez-Amar, Hammam-Debagh, Houari-Boumediene et Roknia, il contribue aussi à l'alimentation de l'Oued Seybouse permettant l'irrigation de la région. Toutefois, ces eaux font face à plusieurs sources de pollution, notamment les eaux de rejets des villes d'Oued Zenati, Bordj Sabath et Bouhamdane qui sont déversées directement dans les cours d'eau sans traitement préalable ainsi que les rejets industriels et les activités agricoles qui affectent les eaux superficielles et souterraines de cette région.

En raison du manque d'informations sur la qualité des eaux du bassin de Bouhamdane, et compte tenu de l'importance stratégique de cette zone pour l'approvisionnement en eau potable et pour l'agriculture irriguée, notre étude revêt une importance cruciale.

C'est dans ce contexte que la présente étude a été réalisée, en s'articulant autour de quatre parties principales :

Le premier chapitre : constitue une synthèse descriptive du cadre général de la région d'étude et qui traite les caractéristiques géographiques et hydrologiques, la démographie et les besoins en eau, l'économie et les activités humaines, les sources de pollution, la géologie et l'utilisation des sol ainsi que le climat et l'hydrologie.

Le deuxième chapitre : présente une étude détaillée sur la qualité hydrochimique des eaux souterraines et superficielles dans la zone d'étude, en mettant en évidence les variations spatiotemporelles des éléments physicochimiques, les indices de pollution, la minéralisation, et les facteurs influençant la composition chimique des eaux. La qualité de l'eau est analysée en fonction de son aptitude à la consommation humaine et à l'irrigation, en évaluant les risques liés à la salinité, aux concentrations en nitrates, nitrites, phosphates et autres polluants. Des outils statistiques et des indices globaux, comme l'indice de qualité de l'eau (IQE), l'indice de qualité de l'eau d'irrigation (IQEI) et l'Indice de Pollution Organique (IPO), ont été également appliqué pour évaluer les niveaux de pollution particulièrement dans les zones les plus exposées aux rejets polluants.

Le troisième chapitre : porte sur l'analyse de la qualité bactériologique des eaux souterraines et superficielles du sous-bassin de Bouhamdane, en examinant divers indicateurs microbiologiques pour identifier la nature, l'origine, et l'étendue de la contamination, ainsi que les risques sanitaires associés. L'étude met en lumière les sources de pollution, les variations spatio-temporelles des concentrations de micro-organismes, et la présence de germes pathogènes, soulignant l'impact des activités humaines et naturelles sur la qualité de l'eau.

Le quatrième chapitre : représente l'application de deux méthodes multicritères, l'Analyse Hiérarchique des Processus (AHP) et le Facteur Multi-Influent (MIF), utilisées pour identifier et cartographier les zones de recharge des eaux souterraines dans le sous-bassin de Bouhamdane. En intégrant divers facteurs environnementaux et géographiques, ces méthodes permettent d'évaluer le potentiel de recharge des aquifères. Les résultats obtenus sont validés par des données terrain, révélant une meilleure précision de la méthode AHP. Cette étude illustre l'importance des approches géospatiales et multicritères pour une gestion efficace et durable des ressources en eaux souterraines

CHAPITRE I
CADRE GÉNÉRAL
DU SOUS BASSIN
DE BOUHAMDANE

I. Cadre général du sous bassin de Bouhamdane

I.1 Situation géographique

Le sous bassin de l’oued Bouhamdane qui fait partie du grand bassin versant de la Seybouse, se situe à l’ouest de la wilaya de Guelma, dans le Nord-Est de l’Algérie, appartenant à la région subtellienne. Il s’étend du 6°55’ au 7°15’ de longitude Est et du 35°15’ au 36°70’ de latitude Nord, avec un périmètre de 203 km, il draine une superficie estimée à environ 1105km², soit près de 17% de la superficie totale du bassin de la Seybouse.

Il est délimité à l’Est par les montagnes de Essaada, Djebel Ansel et Djebel Mdareg Narou, à l’Ouest par Djebel Oum Settas, au Nord par Djebel Elguettar, Djebel Taya et Djebel Mermoura, et au Sud par Koudiet Dib (Bouguerra, 2018 ; Zeghba, 2018 ; khallel, 2023 ; Mansouri,2009).

Et notamment par les bassins versants suivants :

- Au Nord par le bassin versant des Constantinois (N°03),
- Au Sud et au sud-est par le bassin versant de l’Oued Cherf (N°02),
- À l’Est par le bassin versant de Guelma (N°04)
- À l’Ouest par le bassin versant du Kebir Rhumel (N°10). (Bengora, 2019)

Le bassin versant présente un relief de moyenne montagne, avec des altitudes allant de 270m, jusqu’à 1281m. L’altitude moyenne est estimée à environ 785m. (A.N.R.H., 2008)

Ce bassin contient l’un des plus importants réservoirs d’eau dans la région, le barrage de Hammam Debeh, alimenté principalement par l’oued Bouhamdane, qui prend sa source essentiellement de la jonction d’Oued Zenati et Oued Sabath ainsi que d’un réseau hydrographique provenant de l’ensemble de relief montagneux voisins (Bouguerra, 2018).

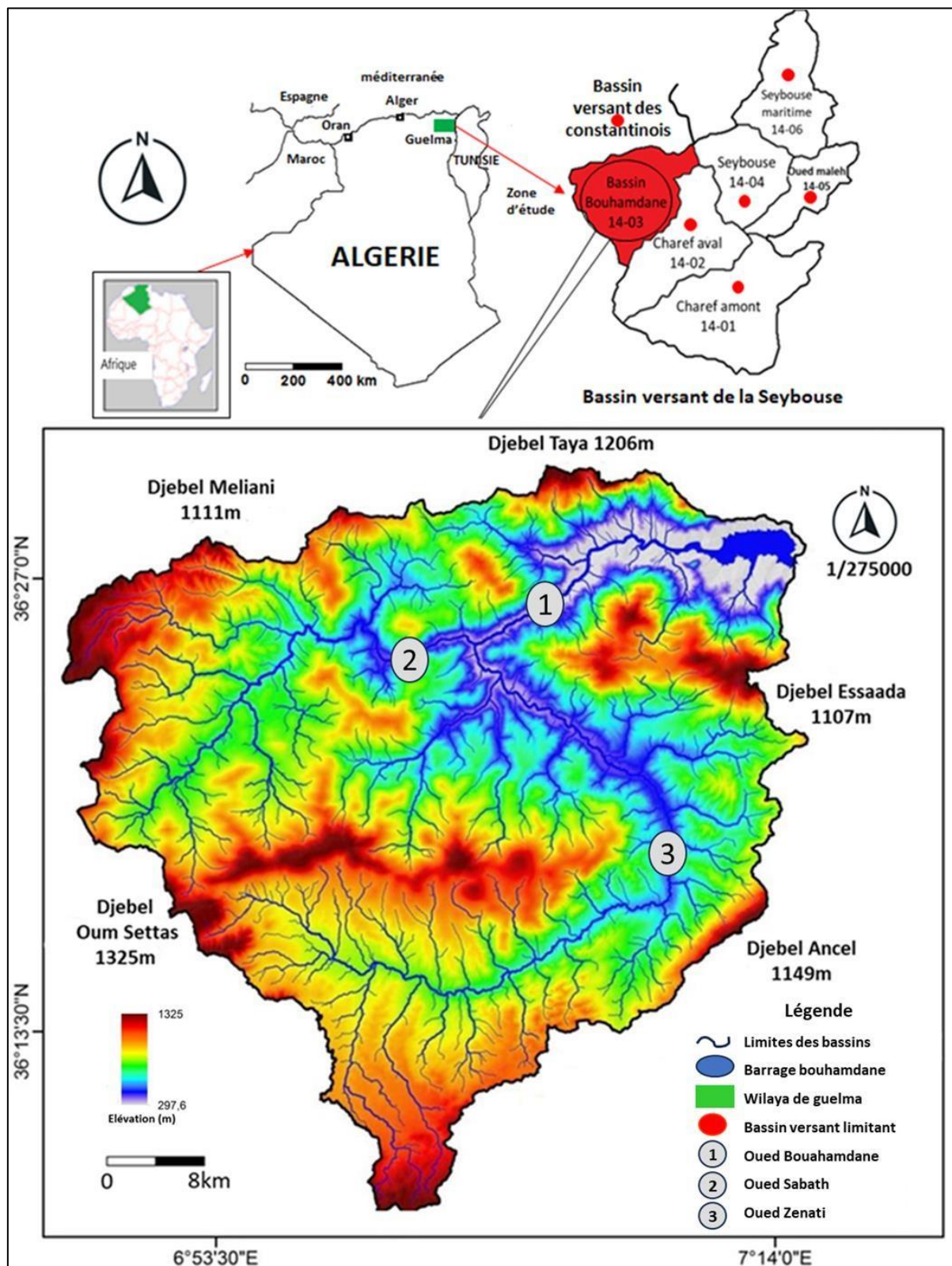


Figure 01 : Situation géographique de la zone d'étude (Bouguerra, 2018 extrait modifié)

I.2 Cadre administratif

Le bassin versant de l'oued Bouhamdane couvre une zone qui englobe un total de 11 communes réparties sur trois wilayas, la majorité d'entre elles se trouvent dans la wilaya de Guelma (08 communes), tandis que les autres relèvent administrativement des wilayas de Constantine et de Skikda (Tableau 01)

Tableau 01 : Les communes du sous bassin de Bouhamdane

Commune	Wilaya
Oued Zenati, Bordj Sabath, Ain Regada	Guelma
Ain Hessainia, Medjez Ammar, Ras El Agba	
Hammam Debagh, Bouhamdane	
Ain Abid, Ben Badis	Constantine
Oulade Hababa	Skikda

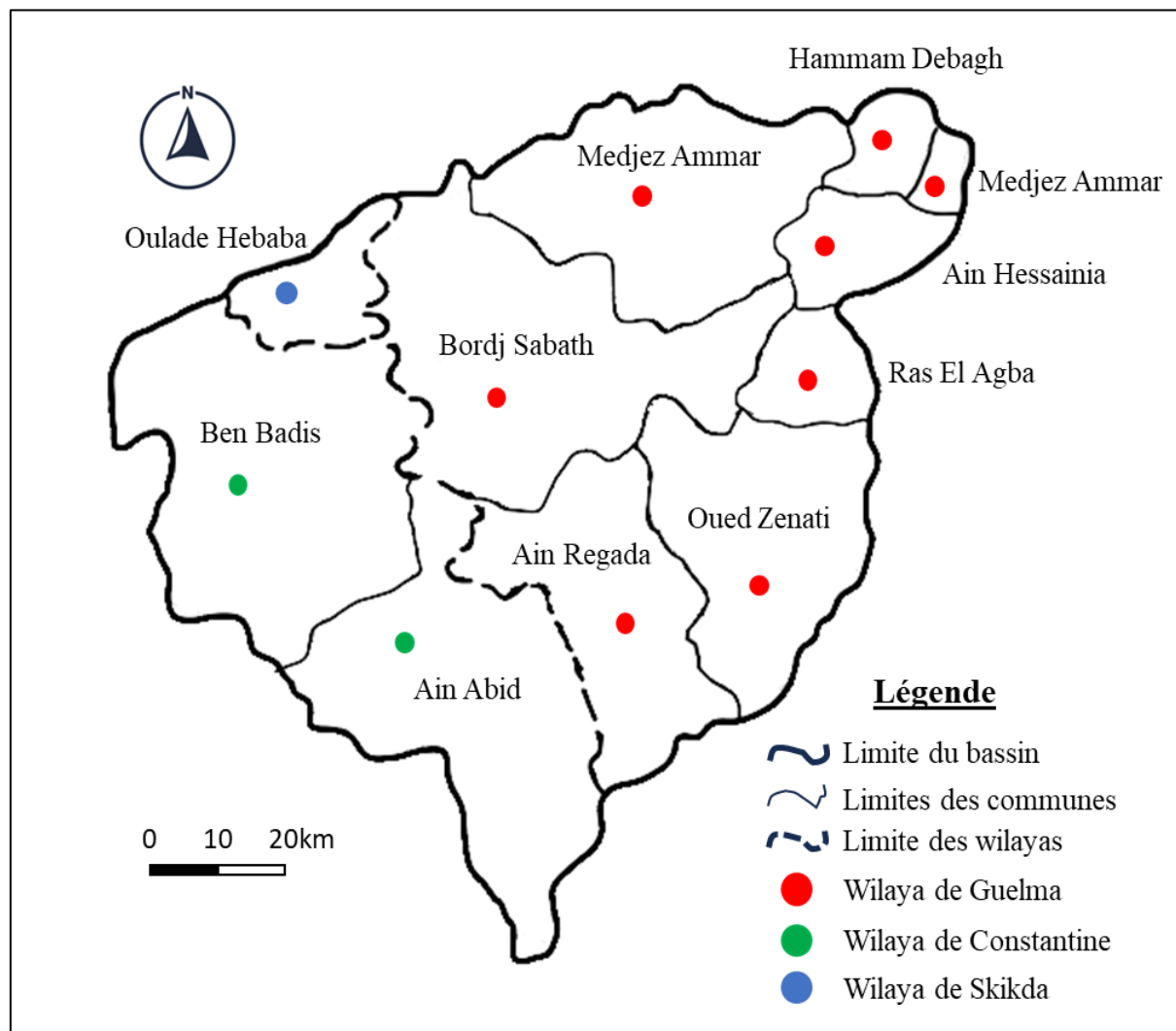


Figure 02 : Cadre Administratif du sous bassin de Bouhamdane

I.3 Aperçu socio-économique

I.3.1 La population

Selon le dernier recensement réalisé par l'O.N.S. en 2022, les communes d'Oued Zenati, Bordj Sabath, Bouhamdane et Hammam Debagh ont enregistré une croissance significative de leur population, voir tableau 02. En comparant les chiffres de 2022 à ceux du recensement précédent de 2008, on observe une augmentation globale de 16,31 % dans ces communes.

Tableau 02 : Répartition spatiale de la population (Source, O.N.S. 2022)

Commune	Superficie (km ²)	Population en 2008	Population en 2022	Indicateur
Oued Zenati	135	32867	39310	▲+16,39%
Hammam Debagh	58,75	16391	19603	▲+16,39%
Bordj Sabath	198,7	10199	12148	▲+16,04%
Bouhamdane	159,62	4411	5255	▲+16,06%
Total	552.07	63868	76316	▲+16,31%

I.3.2 Les activités agricoles

La région du sous bassin de Bouhamdane se distingue par une activité agricole intense, marquée par la diversité et l'ampleur des cultures pratiquées (figure 03), dominée particulièrement par la céréaliculture qui occupe une place prépondérante, notamment dans la haute plaine d'Oued Zenati, où elle est bien développée, constituant la principale source de subsistance pour la majorité des populations locales et qui couvre environs 58 % de la surface du bassin, tandis que la culture de l'olivier ne représente qu'environ 1 % . (Louamri et al, 2013).

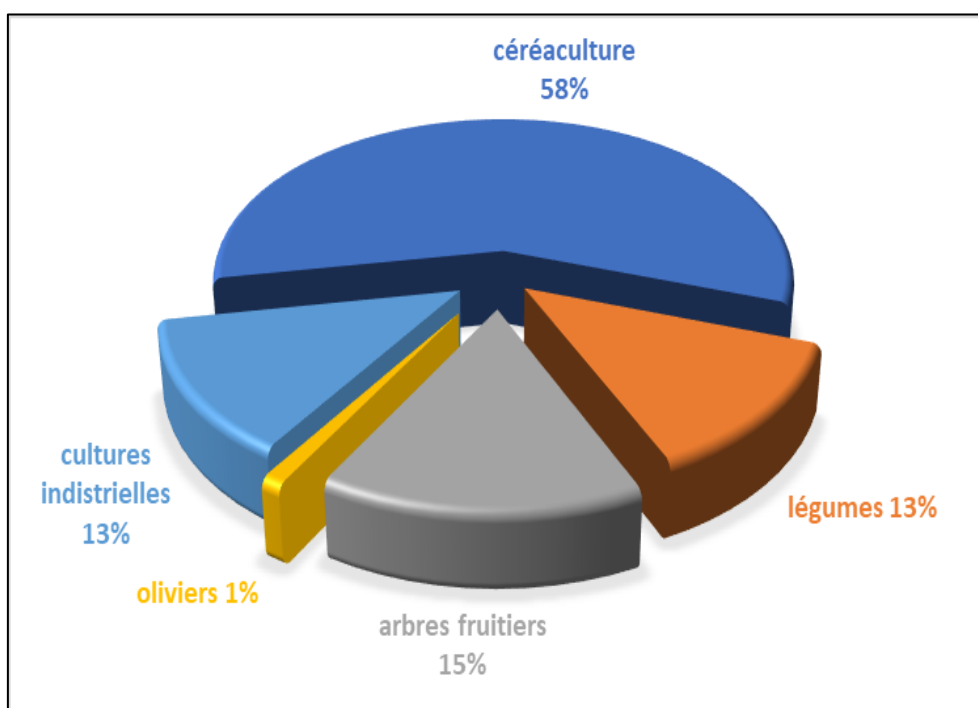


Figure 03 : Les produits agricoles cultivés dans le bassin de Bouhamdane (D.S.A.)

I.3.3 Les activités industrielles

L'activité industrielle est relativement insignifiante et se limite à quelques secteurs tels que les petites unités spécialisées dans l'agroalimentaire notamment les huileries, des entreprises privées de travaux de construction, ainsi qu'une briqueterie située dans la commune de Bordj Sabath (Zeghaba, 2018).

I.3.4 Besoins en eau potable

La croissance démographique implique une augmentation de la demande en eau potable, tout en posant des défis majeurs pour garantir sa qualité. Selon le dernier recensement de 2022, la population des communes de notre zone d'étude a enregistré une augmentation significative, ce qui a entraîné une croissance de la demande en eau potable d'environ 16% (tableau 03)

Tableau 03 : Répartition des besoins en eau potable selon la population

Commune	Population en 2008	Besoins (hm ³ /an)	Population en 2022	Besoins (hm ³ /an)	Indicateur
Oued Zenati	32867	1,68	39310	2,01	▲+16,39%
H. Debagh	16391	0,84	19603	1,00	▲+16,39%
Bordj Sabath	10199	0,52	12148	0,62	▲+16,04%
Bouhamdane	4411	0,23	5255	0,27	▲+16,06%

I.3.5 Les sources de pollution des eaux

I.3.5.1 La pollution domestique

Les eaux usées d'origine domestiques non traitées peuvent être considérées comme une source majeure de pollution, elles ont un impact significatif sur les ressources en eau superficielles et souterraines.

Dans notre zone d'étude les eaux usées des agglomérations en plus des eaux usées de l'Hopital d'Oued Zenati, sont déversées directement dans les cours d'eau (Oued Bouhamdane et Oued Zenati) sans traitement.

Dans le tableau 04, les valeurs des différents paramètres des rejets des eaux usées témoignent le degré de pollution (Zeghaba, 2018).

Tableau 04 : l'assainissement dans le bassin versant de l'oued Bouhamdane (Mansouri, 2009)

Agglomération	Type	Volume rejeté (m ³ /j)	Nombre de points de rejets	Lieu de rejet
Hammam Debagh	URB	1560	5	Oued Bouhamdane
Bouhamdane	SEM URB	900	5	
Oued Zenati	URB	3834	8	Oued Zenati
Ain Regada	SEM URB	900	4	
Bordj Sabath	SEM URB	1217	4	

I.3.5.2 La pollution industrielle

La deuxième source de pollution des eaux c'est les eaux résiduaires industrielles, elles proviennent des rejets des déchets et des substances chimiques par les différents secteurs industriels. Le tableau 05 montre les différentes installations classées situées dans la région du bassin de Bouhamdane.

Tableau 05 : Les établissements classés polluants et les milieux récepteurs de leurs rejets au niveau de la zone d'étude (D.E. 2025).

Nature de l'activité	Implantation	Nombre	Milieu récepteur	Caractéristiques des rejets
Société de briqueterie	B. Sabath	01	Oued Sabath	Brique rouge
Abattoir	H. Debagh	01	Oued Bouhamdane	Matière organique
Station multiservices	H. Debagh	01	Oued Bouhamdane	Graisse et plomb
Station multiservices	O. Zenati	03	Oued Zenati	Graisse et plomb
Station de lavage	O. Zenati	07	Oued Zenati	Métaux lourds
Abattoir	O. Zenati	01	Oued Zenati	Matière organique
Unité d'élevage des volailles ORAVI	O. Zenati	01	Oued Zenati	Matière organique, nutriments et pollution microbiologique

I.3.5.3 La pollution d'origine agricole

La pollution agricole résulte notamment de l'utilisation intensive des engrais azotés et phosphatés ainsi que les pesticides, ces produits se trouvent dans les rivières par le biais des ruissellements, provoquant le plus souvent l'eutrophisation des eaux de surfaces et peuvent s'infiltrer et contaminer les nappes souterraines les rendant toxiques.

Dans notre zone d'étude, les pratiques des cultures et de l'élevage influencent fortement sur la qualité des eaux par l'utilisation intensive des engrais, des pesticides et des herbicides (D.S.A), ce qui nuit fortement à la vie aquatique surtout dans les rivières et rend l'eau impropre à la consommation humaine (Zeghaba, 2018).

Tableau 06 : Les cultures et leurs points de rejets dans le bassin de Bouhamdane

Commune	Type de culture	Point de rejet
Oued Zenati	Céréalière, Maraichère	Oued Zenati
Bordj Sabath	Céréalière, Arboriculture Maraichère	Oued Zenati
Bouhamdane	Céréalière, Arboriculture	Oued Bouhamdane

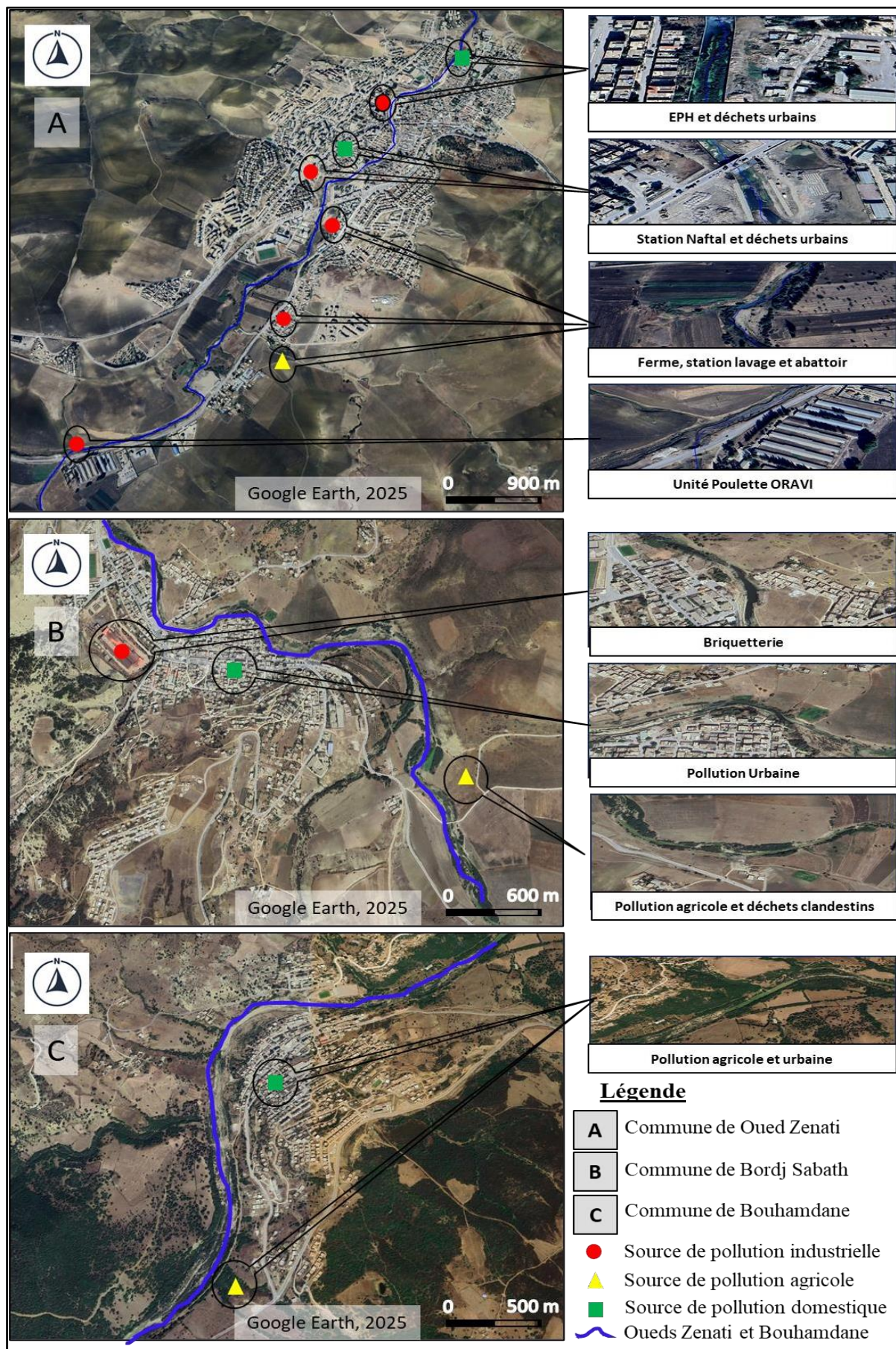


Figure 04 : Exemples de sources de pollution dans le sous bassin de Bouhamdane

I.4 Réseau hydrographique

I.4.1 Le réseau hydrographique

Le réseau hydrographique d'un bassin versant correspond à l'ensemble des cours d'eau, qu'ils soient temporaires ou permanents, qui collectent et acheminent les eaux de ruissellement au sein d'une zone définie. Ces cours d'eau s'organisent de manière hiérarchique pour converger vers un point unique de sortie, appelé exutoire généralement situé à l'extrémité du bassin. Ce réseau inclut les rivières, les ruisseaux, les affluents et parfois les zones humides ou les lacs qui jouent un rôle essentiel dans l'écoulement et la distribution de l'eau dans un bassin.

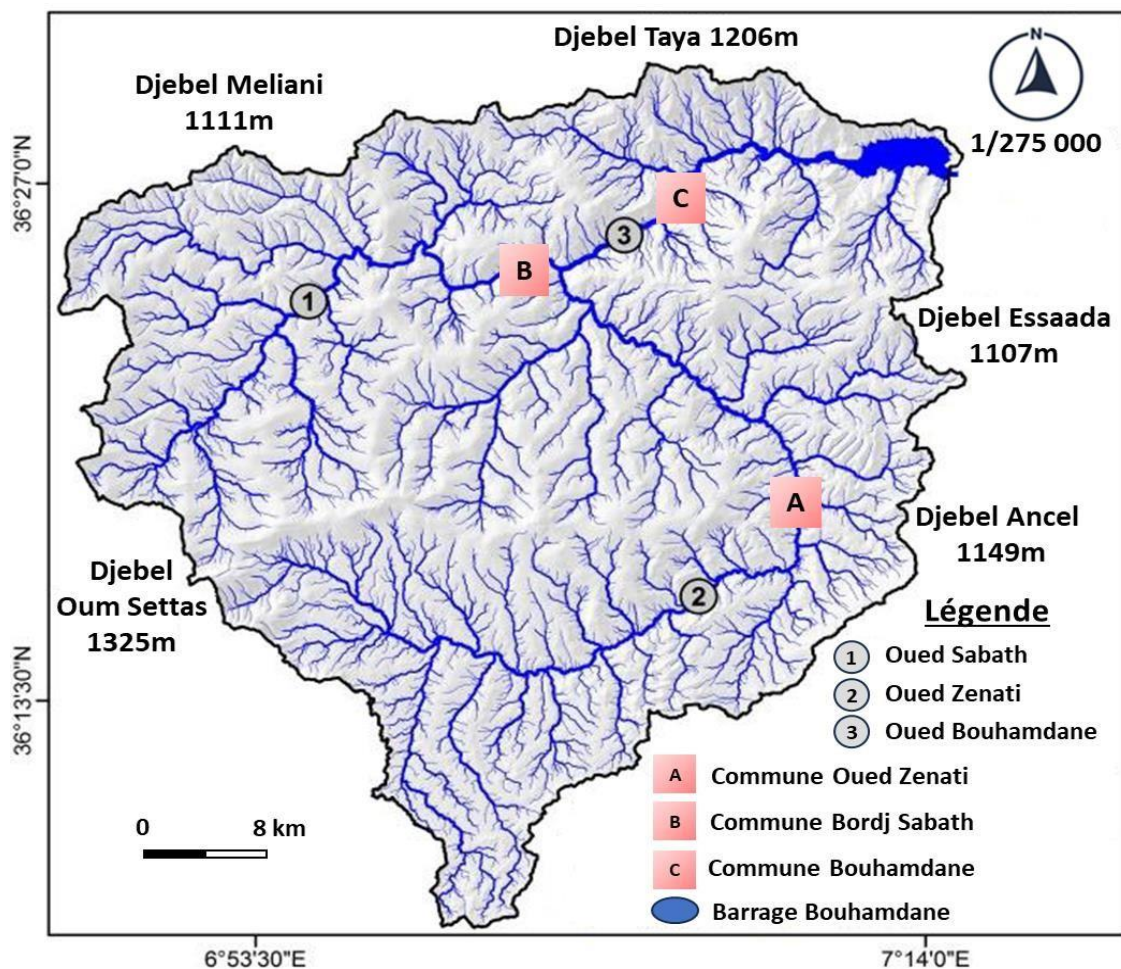


Figure 05 : Carte du réseau hydrographique du bassin de Bouhamdane
(Bouguerra, 2018 extrait modifié)

Comme le montre la figure 05, l'Oued Bouhamdane est formé par la confluence de deux principaux cours d'eau : Oued Sabbath et Oued Zenati, qui drainent respectivement des superficies d'environ 297 km² et 593 km² (Zeghaba, 2018).

I.4.2 Longueurs des principaux Talwegs

Les longueurs des principaux talwegs (LP), exprimées en kilomètres, du bassin versant de l'Oued Bouhamdane sont présentées dans le tableau 07.

Tableau 07 : Longueur des principaux Talwegs (km) de l'Oued Bouhamdane (Zeghaba, 2018)

Cours d'eau	Longueur LP (km)
Oued Bouhamdane élémentaire	40
Oued Zenati	50
Oued Sabath	15
L'ensemble de l'Oued Bouhamdane	90

I.5 Caractéristiques des pentes du sous-bassin de Bouhamdane

Le bassin versant de l'oued Bouhamdane se caractérise par un relief varié et accidenté, dominé par des pentes allant de classes moyennes à fortes (figure 06). La pente moyenne de l'ensemble du bassin est d'environ 14%, ce qui correspond à une inclinaison modérée. Les valeurs les plus élevées se trouvent autour de la cuvette du barrage Hammam Debagh, où les pentes peuvent atteindre 60 %, qualifiées de pentes raides. Dans la partie sud du bassin, les pentes sont généralement faibles à modérées (Bouguerra, 2018).

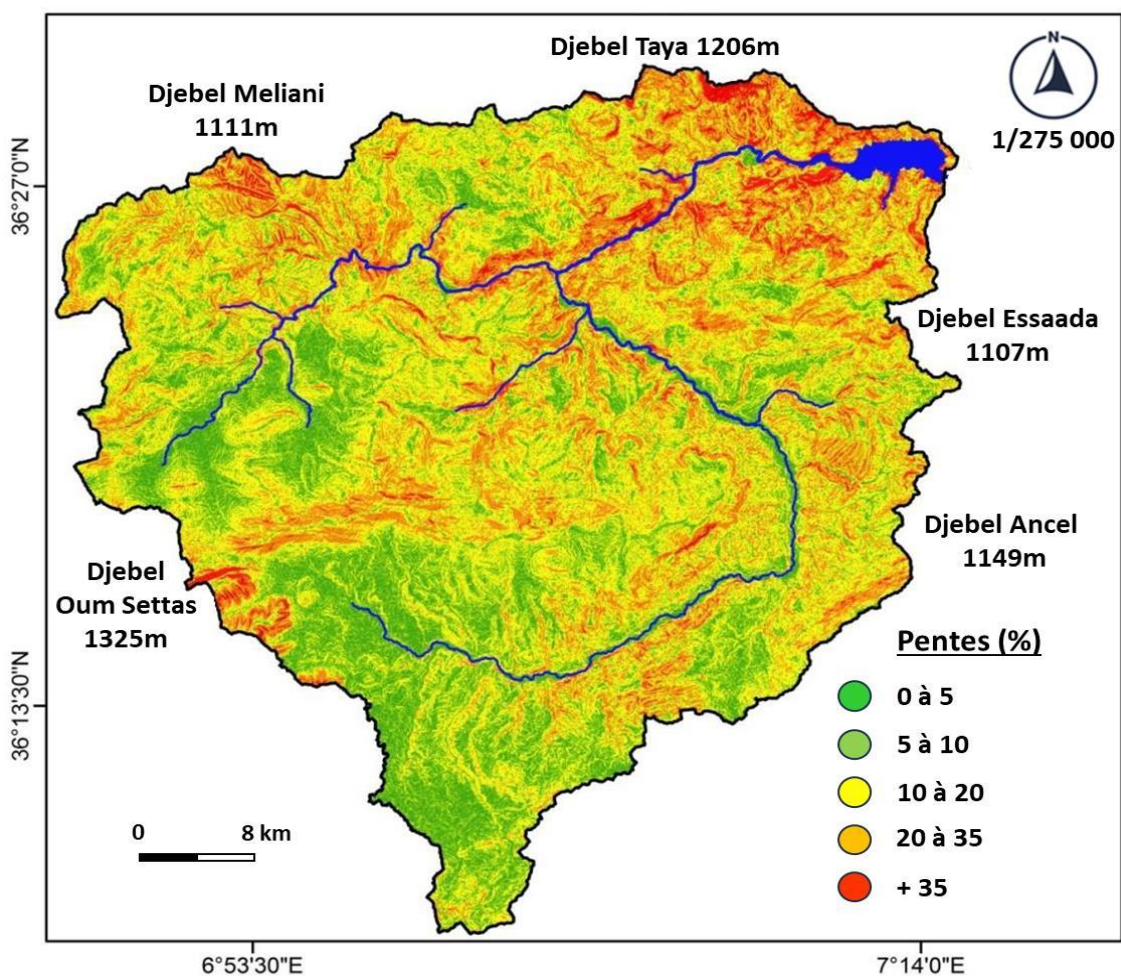


Figure 06 : Carte des pentes du bassin de Bouhamdane (Bouguerra, 2018 extrait modifié)

I.6 Géologie de la zone d'étude

La géologie d'un terrain joue un rôle crucial non seulement sur le comportement hydrologique des eaux superficielles et souterraines, mais aussi elle influe sur ses propriétés physiques et sa composition chimiques notamment la minéralisation, la dureté, la salinité et même la sensibilité à la pollution. Plusieurs travaux ont déterminé les différentes formations lithologiques du bassin versant de Bouhamdane (Benchaiiba, 2006 ; Mansouri, 2009 ; Louamri, 2013 ; Maouche et al., 2013 ; Bouguerra, 2018 ; Zeghaba, 2018). Ceci a permis de bien comprendre sa géologie ainsi que les interactions géologiques et hydrologiques.

I.6.1 Les mouvements tectoniques

On peut identifier une série de phases tectoniques qui se sont produites depuis l'éocène moyen allant jusqu'au burdigalien supérieur passant par le tertiaire.

I.6.1.1 La période éocène

Cette phase est marquée par une tectonique compressive responsable de la formation d'une pente en direction du domaine central-tellien du côté sud. Cette pente située entre un domaine central-tellien plus bas et un domaine ultra-tellien plus élevé a permis la formation des divers diverticules identifiés lors de l'étude de l'ultra-tellienne de l'Oued Zenati. (Lahondere, 1987).

I.6.1.2 La période entre la phase éocène et l'éocène inférieur

Cette zone a subi depuis l'Oligocène, une sédimentation dominée par des dépôts argileux, suivis par la formation des couches de grès. Cette séquence géologique est désignée sous le nom de « série Numidienne ». Dans la région de Sellaoua, cette phase a conduit à l'apparition de décollements à différents niveaux au sein de la série du sénonien supérieure.

I.6.1.3 La période miocène

La phase du Miocène inférieur a entraîné le détachement et le déplacement vers le sud de la série numidienne et des nappes telliennes. Durant le Burdigalien, les formations numidiennes se sont détachées de leur substrat. Se retrouvent déplacées au sud des zones kabyles, elles ne se sont superposées de manière anormale qu'après la ré-sédimentation des éléments de la série ultra-tellienne et des flyschs (VILA, 1980).

I.6.1.4 La période néotectonique

Elle est à l'origine de l'orographie actuelle, ayant contribué au remplissage des bassins miopliocènes, alimentés par l'érosion des reliefs environnants. C'est durant cette période C'est durant cette période que se sont formés les plis à grand rayon de courbure ainsi que les importantes failles mettant en valeur la nappe néritique constantinoise caractéristiques essentielles de la région.

I.6.1.5 Les structures peu ou pas tectoniques

Les glacis et les dépôts mio-pliocènes continentaux constituent l'exemple le plus représentatif de ces formations représentant de larges accumulations d'origine détritique, issues d'une tectonique cassante ou tangentielle, puisqu'ils se sont déposés après les principaux événements tectoniques survenus dans la région.

I.6.2 Le cadre structural actuel

La structure du bassin versant de l'oued Bouhamdane révèle les unités structurales suivantes

I.6.2.1 La tectonique

I.6.2.1.1 Le quaternaire

Le quaternaire a engendré de nombreuses formations et dépôts superficiels, tels que les alluvions formant les différents niveaux de terrasses et les fonds de vallée.

Il englobe également les glacis polygéniques, méridionaux, ainsi que les anciens glacis de Constantine. À cela s'ajoutent les formations calcaires, limités principalement par la partie sud du bassin versant, au nord-est d'Aïn Abid, ainsi que des éboulis composés de masses et de blocs, qui se développent exclusivement le long des anciens glacis et des marges du massif numidien.

I.6.2.1.2 Le mio-pliocène continentale

Ces formations continentales, en discordance par rapport à toutes les séries anciennes, se composent d'argiles sableuses rouges et des conglomérats.

Bien qu'elles soient présentes dans toute la région, elles s'étendent particulièrement dans le nord-ouest du bassin versant, notamment dans les forêts des Béni-M'djalel et de Sedreta, ainsi que près du barrage Bouhamdane, sur la rive gauche de l'oued. Elles apparaissent également près d'Aïn Abid à Bled Bounezoura et à Kef Hadjar (Mansouri, 2009).

I.6.2.2 La nappe Numidienne

Le terme « numidien » fait référence à une succession de trois niveaux, de bas en haut : les argiles sous-numidiennes, les grès numidiens et les argiles supra-numidiennes, dominés par des formations gréseuses.

Les reliefs de Djebel Ouach, de l'oued Zenati, Djebel Mahouna, Djebel Meida près de Sedrata, aux alentours de Aïn Abid ainsi qu'au sud du Djebel Oum Settas sont constituées de formations argilo-gréseuses appartenant au Numidien.

I.6.2.3 La nappe Tellienne

Il s'agit de la formation la plus étendue et la plus épaisse, affleurant largement au sud de l'oued Zenati, en aval de Aïn Regada. Elle se caractérise par un pli anticlinal orienté sud-ouest/nord-est, parallèle au lit de l'oued.

Des marnes noires datées du Paléocène moyen à supérieur, surmontées par une barre de calcaire noir de l'éocène inférieur se trouvent à la base de cette unité. Une vaste couche marneuse qui s'étend à l'est et au sud de l'oued Zenati, ainsi qu'au nord de la route Constantine-Guelma et qui contient de nombreux bancs calcaires recouvre cette formation.

I.6.2.4 La nappe néritique Constantinoise

Elle constitue la majeure partie des reliefs calcaires de la région. Selon Vila (1980), sur environ 10 km d'ouest en est et 80 km du nord au sud, la tectonique a fragmenté les affleurements de la série néritique constantinoise en massifs isolés de tailles diverses. Dans notre zone d'étude, cette nappe est illustrée par Djebel Taya et Djebel Oum Settas.

I.6.2.4.1 Djebel Oum Settas

Situé au nord-ouest du bassin versant, entre El Aria et Aïn Abid, il constitue le massif le plus vaste de l'ensemble de la série néritique constantinoise. Il est surmonté par la série ultra-tellienne, et présente les affleurements suivants :

- **Barrémien** : calcaires dolomitiques
- **Aptien-Albien** : calcaires massifs à texture graveleuse
- **Vraconien** : calcaires marneux avec des croûtes superficielles
- **Cénomaniens** : calcaires rubanés et massifs
- **Sénonien** : calcaires contenant des micro-brèches.

I.6.2.4.2 Djebel Taya

Djebel Taya représente le point dominant de l'ensemble du Tell nord de Guelma. Il se caractérise par une succession de trois escarpements parallèles orientés est-ouest, tous inclinés vers le nord. Ce massif est constitué de deux sommets aux compositions géologiques nettement différentes. La série stratigraphique dans chaque Kef se reproduit de manière similaire à celle du Djebel Oum Settas (Mansouri, 2009).

I.6.2.5 L'unité ultra tellienne

Des massifs numidiens situés au bord Nord de la région sont affleurés à la base par la nappe ultra-tellienne. Les séries qui composent ces unités, datant du Néocomien à l'Éocène moyen, se caractérisent par leur teinte claire. Positionnée au nord du domaine tellien, l'ultra-tellienne se trouve sous les flyschs massyliens ou numidiens au nord et repose sur les unités telliennes au sud, selon Lahondère (1987), la stratigraphie actuelle révèle l'existence de quatre unités :

- **L'unité de Aïn Haddad**
- **L'unité de Aïn Guennoune**
- **L'unité de l'oued Zenati**
- **L'unité de Ras El Agba**

I.6.2.6 La série de Ain El Kerma

Les principales formations de cette série sont constituées de marnes et de marno-calcaires de teinte claire. Cette série affleure à l'ouest du village de Ras El Aioun, où elle est composée principalement d'argile verte, et à l'ouest du pont traversant l'oued Bouskoum. Toutefois, les deux affleurements les plus significatifs de cette unité se situent dans la vallée de l'oued Bouhamdane. Le premier se trouve au lieu-dit El Madjen, tandis que le second forme la ligne de crête entre les djebels Mermoura et Taya.

Les formations de cette série comprennent :

- Des marnes noires avec des lits de calcaire gris du Campanien et du Santonien
- Des argiles grises très plissées, contenant des blocs et des galets du Paléocène moyen à supérieur
- Des argiles vertes, avec des lits de schiste du Paléocène moyen à supérieur
- Des argiles et des marnes noires indurées de l'Éocène moyen

En dessous de la série d'Aïn El Kerma se trouve la série ultra-tellienne tandis que la série numidienne affleure Au-dessus (Mansouri, 2009).

I.6.3 Les formations lithologiques

Le bassin versant de Bouhamdane présente une grande diversité de formations lithologiques, incluant principalement les marnes, les grès, les schistes, les calcaires, les argiles, les marno-calcaires, les conglomérats, ainsi que les formations superficielles (glacis, alluvions récentes, éboulis de pente, etc.) (tableau 08). Ces faciès s'étendent sur une période allant du Trias au Quaternaire.

Sa lithologie est variée et très complexe. Elle se caractérise par des faciès présentant une résistance variable, allant des roches les plus tendres, telles que les marnes aux roches les plus dures, comme les grès et les calcaires (Bouguerra, 2018).

Tableau 08 : Classification lithologique du bassin versant de Bouhamdane (Bouguerra, 2018)

Âge	Faciès
Oligocène	Grès numidiens
Crétacé	Marnes
Crétacé	Calcaires
Sénonien supérieur	Schistes
Eocène	Marno-Calcaires
Oligocène-Crétacé	Argiles
Moi-Pliocène	Conglomérats
/	Formations superficielles

La lithologie du bassin de Bouhamdane est variée et comprend plusieurs types de formations (figure 07). Il est caractérisé par des formations superficielles de hautes plaines (32,4 %).

Dans cette région, les reliefs calcaires occupent une petite superficie (4,0 %) représentée par le Djebel Oum Settas et le Djebel Taya, situés au Sud-Ouest et au Nord du bassin. Ils comprennent les affleurements suivants : calcaire dolomitique, gravier calcaire, calcaire marneux incrusté, calcaire massif et rubané, ainsi que brèche calcaire à structure micro-onde. Quatre autres types de reliefs (grès, conglomérats, marnes calcaires et marnes schisteuses) sont particulièrement développés au nord-ouest d'Oued Zenati et dans la région de Sabath, occupant 40,5 % de la surface totale du bassin. Par ailleurs, des affleurements de marnes et de marnes calcaires se rencontrent dans la vallée d'Oued Bouhamdane. Les argiles et marnes, quant à elles, occupent 23,1 % du bassin, principalement dans sa partie Est (Louamri, 2013).

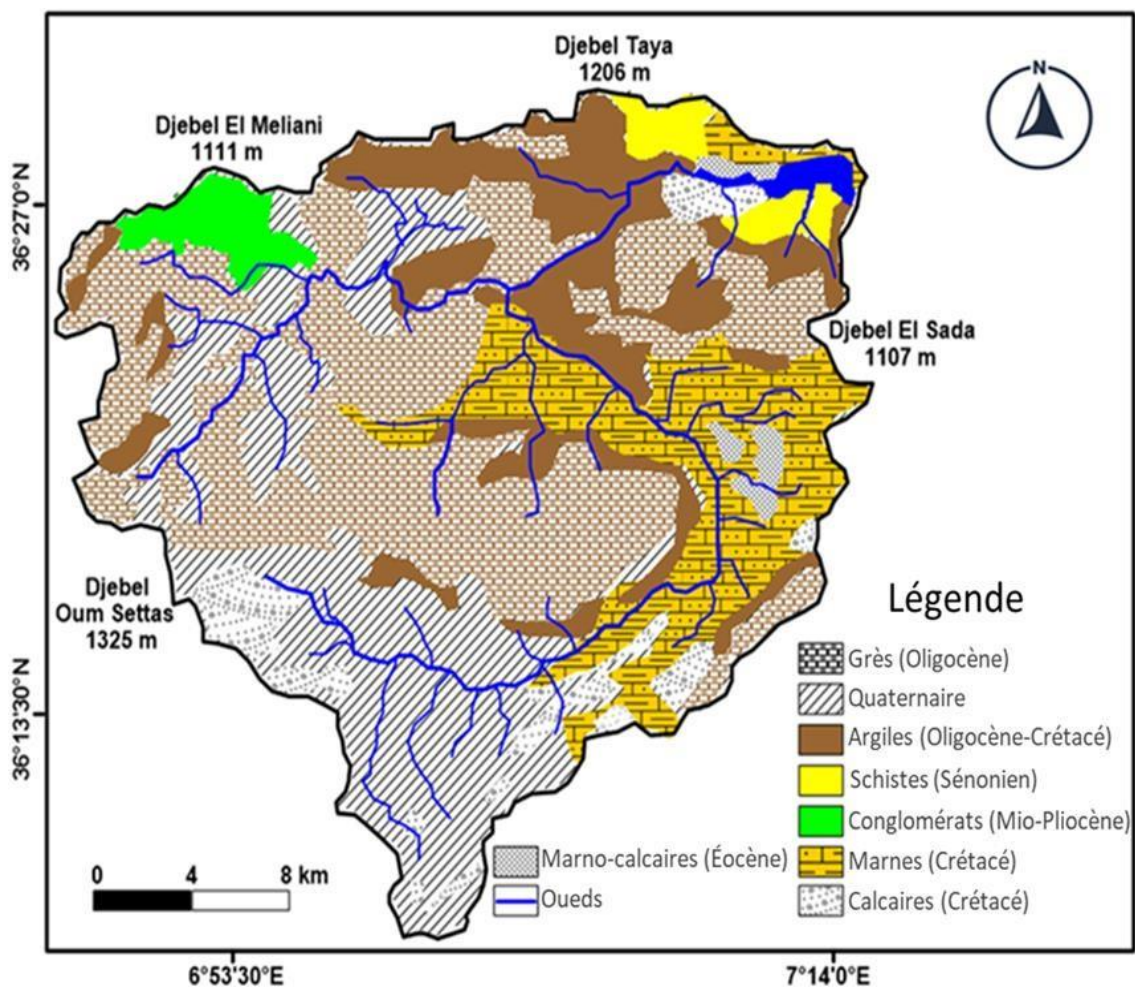


Figure 07 : Carte de répartition des structures lithologiques du bassin versant de Bouhamdane

I.7 Aperçu sur le couvert végétal

Le couvert végétal et le type du sol ont une influence significative non seulement sur la capacité de rétention d'eau d'un bassin versant, l'écoulement des eaux de surface et le taux d'évaporation, en contribuant à stabiliser le débit des cours d'eau et à limiter les crues de faible et moyenne intensité.

Il joue également un rôle primordial dans la protection de la qualité des eaux en agissant comme une barrière naturelle retenant les polluants, comme les nitrates, phosphates, et pesticides, avant qu'ils n'atteignent les eaux de surface ou souterraines.

Selon l'analyse des données collectées auprès des services de la (D.S.A.) de la wilaya de Guelma, relatives aux communes situées dans la zone d'étude, la caractéristique majeure réside dans la prédominance des surfaces cultivées en céréales et en cultures maraîchères, qui représentent environ 58 % de la surface totale du bassin. Les terrains propices au ruissellement, tels que les terrains de parcours et les sols nus, représentent environ 4 %. En revanche, les terrains boisés couvrent près de 21 % de la superficie du bassin (figure 08).

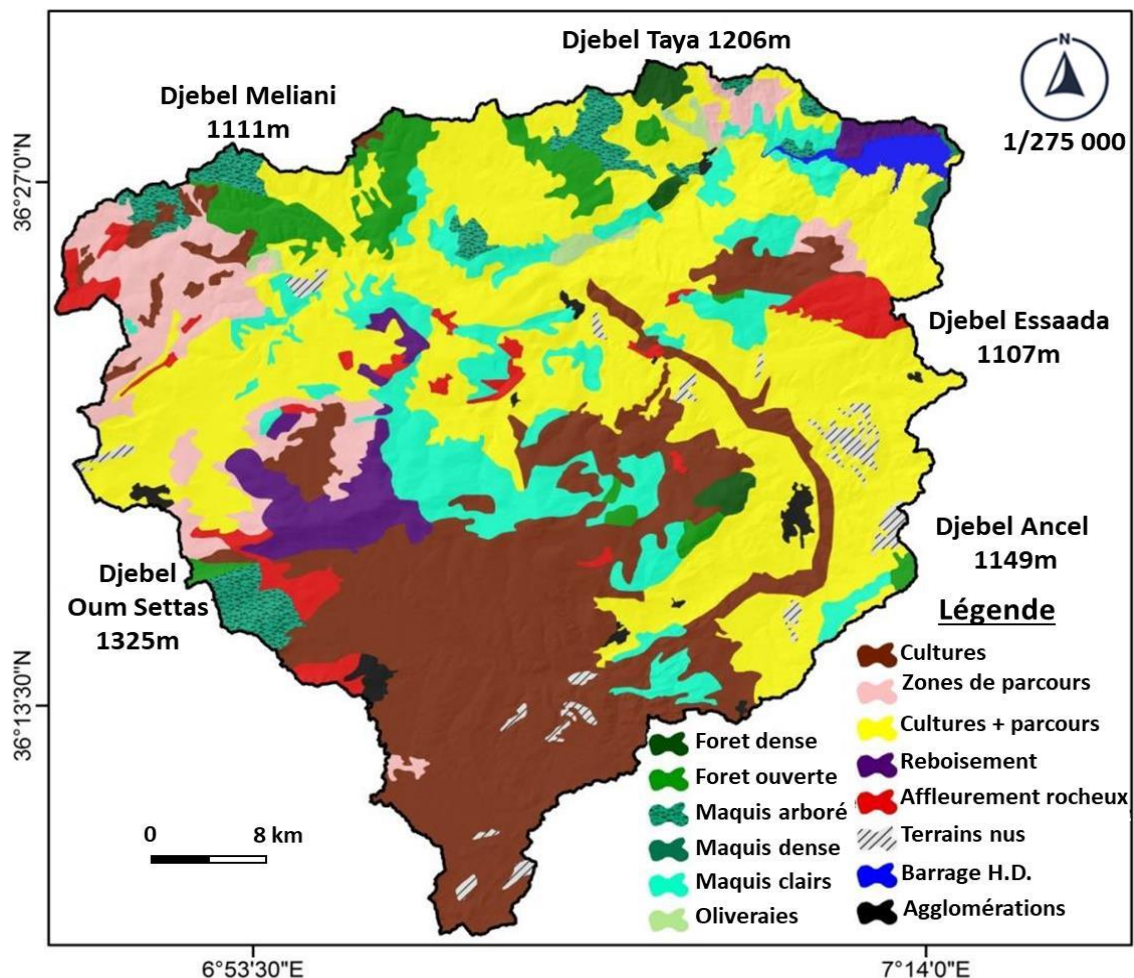


Figure 08 : Carte de répartition de la couverture végétale du sous bassin de Bouhamdane (Bouguerra, 2018 extrait modifié)

I.8 Hydroclimatologie

Les caractéristiques climatiques d'une région jouent un rôle essentiel dans la connaissance des ressources en eau ainsi que l'établissement du bilan hydrique, ce qui permet de comprendre les mécanismes d'alimentation et le régime d'écoulement des eaux de surface et souterraines.

Les variations de ces caractéristiques, ont un impact direct sur le potentiel hydrique disponible ainsi que sur la qualité chimique des eaux.

Après avoir identifié les caractéristiques les plus importantes du sous bassin de Bouhamdane, on a procédé à l'analyse des facteurs climatiques de cette région. Pour cela on a basé sur l'interprétation des données des deux paramètres climatique principaux : Précipitations et températures collectées au niveau des stations de : Belkheir, Hammam Debegh, Bordj Sabath et Ain Mekhlouf, durant des longues périodes d'observation.

Le choix des stations de mesure est basé sur leur représentativité dans la zone d'étude et les données sont présentées sous forme de moyennes mensuelles, saisonnières et annuelles des précipitations et des températures relevées dans les stations sélectionnées, dont les caractéristiques figurent dans le tableau 09.

Tableau 09 : Localisation des stations climatologiques et périodes d'observation

Stations	Coordonnées		Altitude (m)	Paramètres	Périodes d'observation
	Latitude	Longitude			
Guelma (Belkheir)	36°27'22.91" N	7°28'45,79" E	224	Précipitation	1980-2020
Hammam Debegh	36°38'28.43.17" N	7°22'35.50.27" E	350	Température	1987-2007
Bordj Sabath	36°25'12.00" N	7°1'48.00" E	525	Précipitation	1987-2007
Ain Makhoulf	36°15'0.00" N	7°15'0.00" E	830		1980-2000

Il convient de noter qu'au cours de cette étude, les données les plus récentes disponibles ont été utilisées. Toutefois, il est important de préciser que toutes les stations ne sont plus opérationnelles, à l'exception des stations de Belkheir et de Bouchehouf. Par ailleurs, le paramètre température est uniquement disponible au niveau des stations de Belkheir et Hammam Debagh.

I.8.1 Les précipitations

Dans une étude hydro-climatique, les précipitations constituent le facteur le plus important, car elles jouent un rôle essentiel dans l'estimation de différents facteurs du bilan hydrologique tels que le ruissellement, l'infiltration et l'évaporation. Elles influencent d'une façon directe sur l'écoulement des cours d'eau et contribuent potentiellement à l'alimentation des nappes libres. Il est donc indispensable d'analyser la variabilité des précipitations à différentes échelles temporelles (Bouanani, 2004 ; Bounouira, 2007).

I.8.1.1 Précipitations moyennes mensuelles

Sur des longues périodes d'observation, la répartition des moyennes mensuelles des relevés pluviométriques dans les stations de Belkheir (Guelma), Hammam Debegh, Bordj Sabath et Ain Mekhlouf sont récapitulés dans le tableau 10, leur répartition est illustrée dans la figure 09.

Tableau 10 : Précipitations moyennes mensuelles en (mm)

Station/mois	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou
Belkheir (Guelma)	46,0	48,3	74,1	77,9	86,1	67,0	68,6	56,2	44,9	14,4	2,7	16,0
Hammam Debegh	34,3	33,0	67,4	106,5	86,5	67,2	55,3	56,4	51,2	26,8	9,8	12,8
Bordj Sabath	29,0	30,2	64,7	90,1	80,1	60,7	54,8	53,1	43,4	16,9	5,4	10,5
Ain Makhoulf	29,1	42,4	65,7	86,9	62,6	53,6	64,8	47,1	36,8	17,1	4,5	10,2

L'analyse des données illustrés dans le tableau 10 et la figure 09, nous a permis d'avoir un aperçu sur les variations mensuelles des précipitations dans notre zone d'étude et détecter les observations suivantes :

- Une grande irrégularité de pluviométrie entre les différents mois de l'année hydrologique
- Le mois de Janvier est le mois le plus pluvieux pour la station de Belkheir avec une valeur maximale de l'ordre de 86.1 mm
- Les plus fortes valeurs de précipitation sont marquées au mois de décembre avec 106.5 mm, 90.1 mm et 86.9 mm, respectivement pour les stations de Hammam Debegh, Bordj Sabath et Ain Makhoulf
- Le mois de Juillet est considéré comme le plus sec au niveau de toutes les stations, durant lequel on a noté une valeur minimale de 2.7 mm à la station de Belkheir.

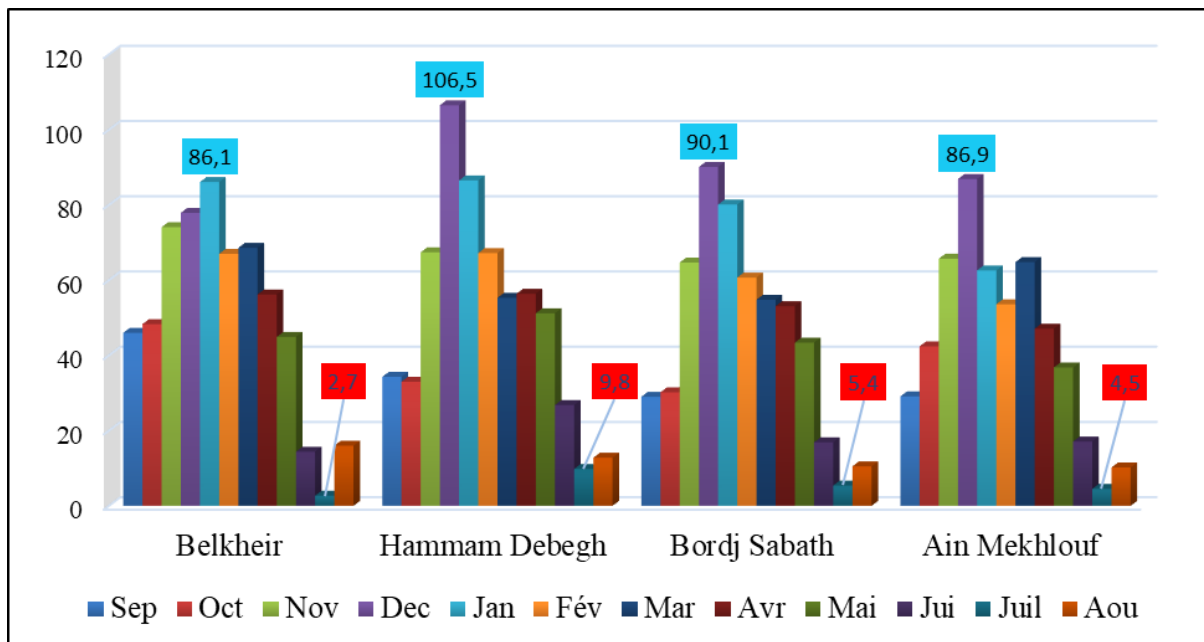


Figure 09 : Variation des précipitations moyennes mensuelles (mm)

I.8.1.2 Précipitation saisonnière

Les précipitations sont classées en fonction des saisons agricoles : l'Automne (septembre, octobre, novembre), l'Hiver (décembre, janvier, février), le Printemps (mars, avril, mai) et l'Eté (juin, juillet, août). Elles varient généralement d'une saison à l'autre.

Afin d'en estimer les quantités, le tableau 11 rassemble les données sur les hauteurs saisonnières relevées aux quatre stations sélectionnées dans cette étude.

Les pourcentages moyens des pluies tombées chaque saison sont calculés par l'équation suivante :

$$P\% = \frac{P_s}{P_T} \times 100; \quad P_s = \frac{1}{N} \sum P_i$$

Avec P% : Pourcentage moyen des pluies tombé chaque saison.

(P S) : Pluviométrie moyenne pour chaque saison (mm).

P_T : Pluviométrie totale de la période observé (mm).

Tableau 11 : Variation des précipitations saisonnières (mm)

Saison/Station	Automne		Hiver		Printemps		Eté	
	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%
Belkheir (Guelma)	168,3	27,9	231,1	38,4	169,7	28,2	33,1	5,5
Hammam Debegh	134,7	22,2	260,1	42,8	162,9	26,8	49,5	8,1
Bordj Sabath	123,9	23,0	230,9	42,8	151,4	28,1	32,8	6,1
Ain Makhoulf	137,1	26,3	203,1	39,0	148,7	28,6	31,8	6,1

La figure 10 et le tableau 11 montrent clairement que les saisons hivernale et printanière sont les saisons les plus pluvieuses, par contre la saison estivale est la plus sèche au niveau de toutes stations.

I.8.1.3 Répartition des moyennes annuelles des précipitations

L'année pluviométrique, correspondant à l'année hydrologique de septembre à août, Ce découpage est particulièrement adapté aux analyses hydrologiques, car il facilite l'étude des précipitations cumulées sur un cycle climatique complet.

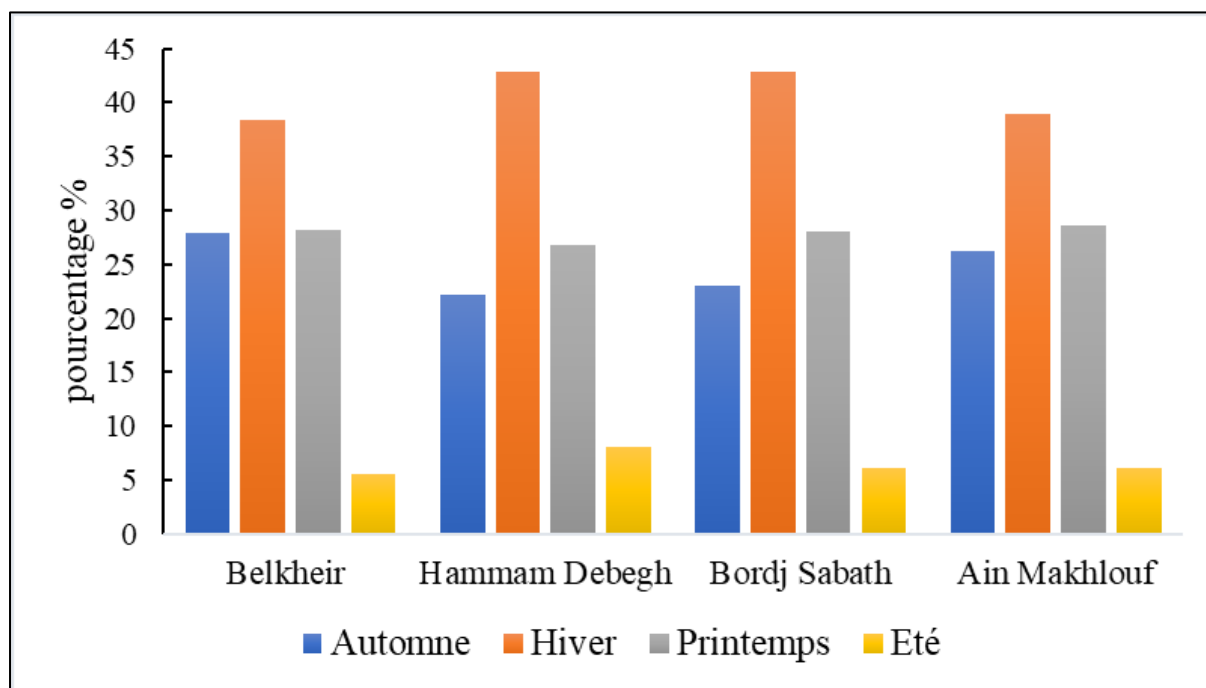


Figure 10 : Pourcentage saisonnier des précipitations

L'analyse des variations de précipitations annuelles illustrées dans les figures 11, 12, 13 et 14 nous a permis de remarquer ce qui suit :

- Des précipitations annuelles qui varient d'une manière significative entre les années, avec des pics suivis de baisses importantes, marqué par le grand écart entre les années les plus sèches et les plus pluvieuses.
- Les années 1998-1999 ; 2002-2003 et 2006-2007 sont particulièrement pluvieuses.
- Les années 1996-1997 et 2000-2001 présentent des périodes de sécheresse marquée.
- Des anomalies climatiques, marquées par des sécheresses prolongées ou des années exceptionnellement pluvieuses.

La discussion des points les plus importants tirés de l'analyse des courbes des précipitations moyennes annuelles enregistrées au niveau des quatre stations peuvent être résumés dans le tableau 12.

Tableau 12 : Répartition analytique des précipitations annuelles (mm)

Station	Période d'observation	L'année la plus arrosée	Précipitation (mm/an)	L'année la plus sèche	Précipitation (mm/an)	Moyenne annuelle de précipitation
Belkheir	1980-2020	2006/2007	880.5	2000/2001	302.6	602.25
H. Debegh	1987-2007	2002/2003	844.7	1996/1997	314.8	607.20
Bordj Sabath	1987-2007	2002/2003	878.9	1996/1997	309.1	539.00
A. Makhoulf	1980-2000	1998/1999	1121.5	1996/1997	106.1	520.70

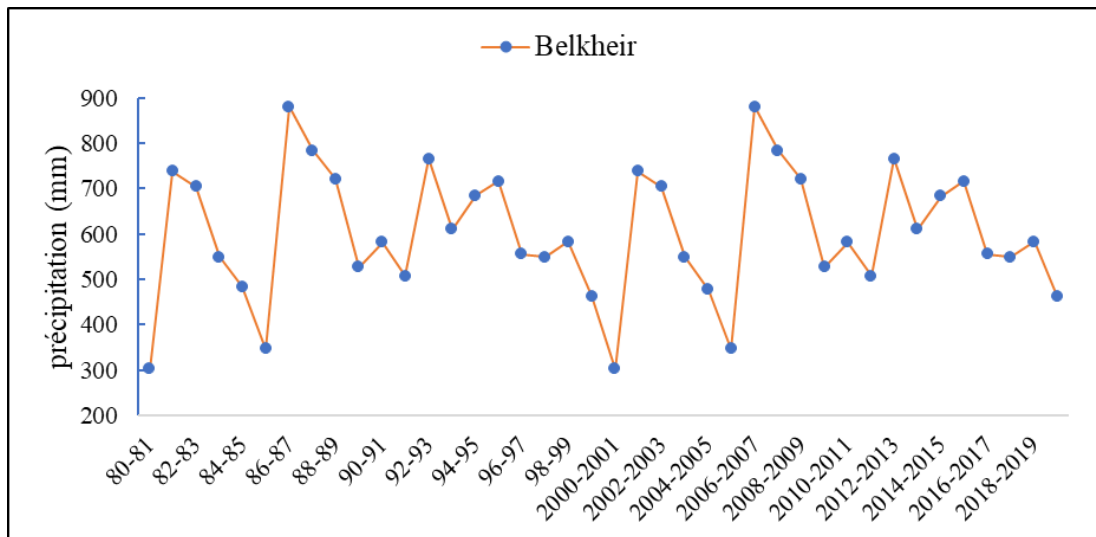


Figure 11 : Précipitations interannuelles au niveau de la station de Belkheir

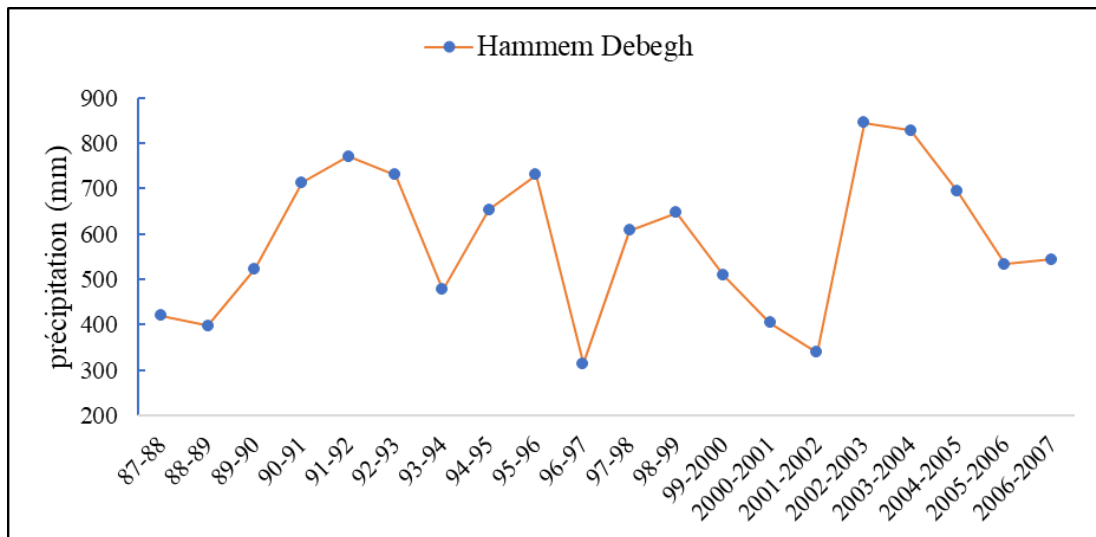


Figure 12 : Précipitations interannuelles au niveau de la station Hammam Debeh

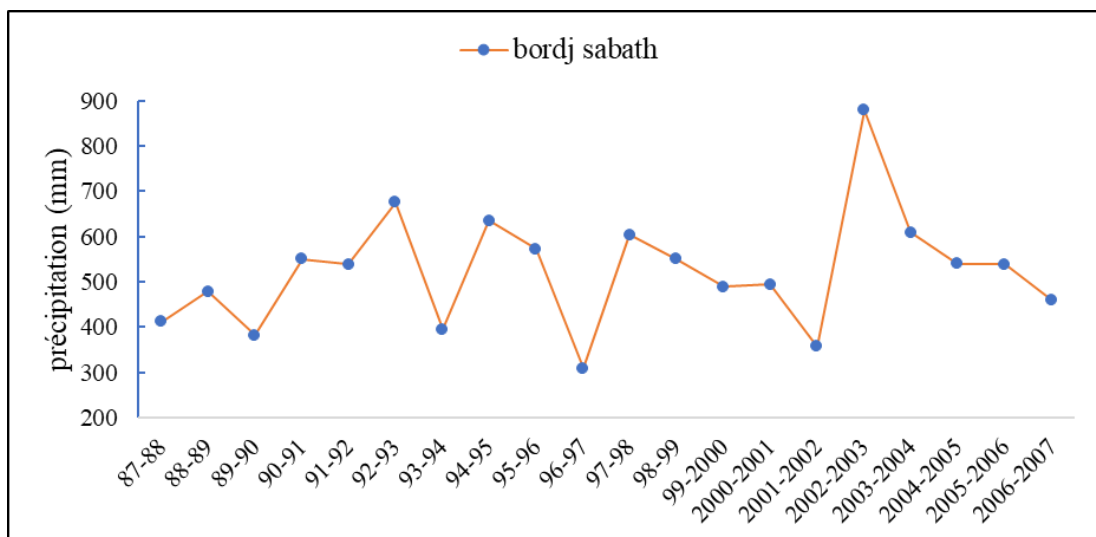


Figure 13 : Précipitations interannuelles au niveau de la station de Bordj Sabath

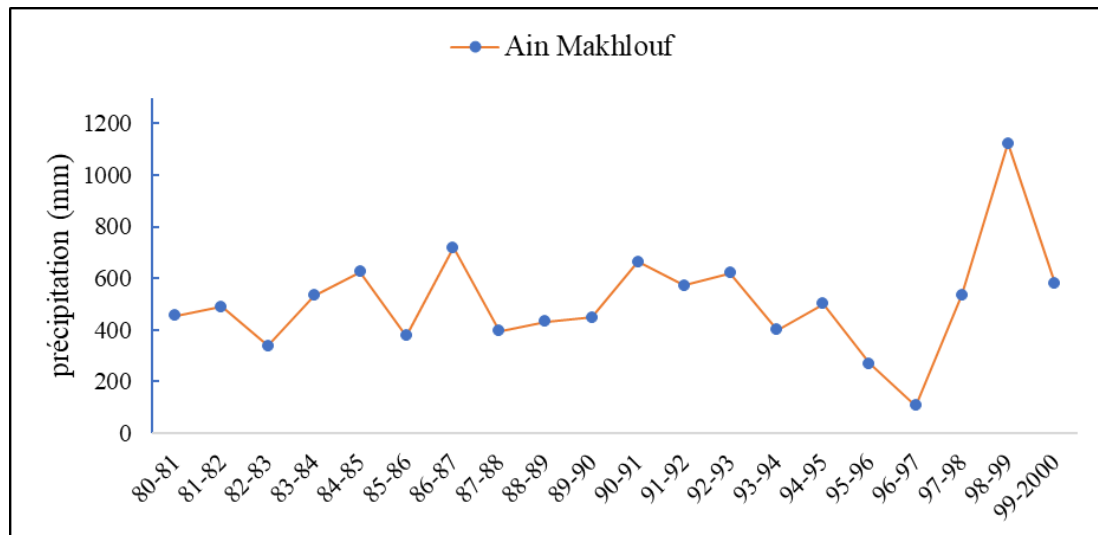


Figure 14 : Précipitations interannuelles au niveau de la station de Ain Makhoulf

I.8.1.4 Coefficient pluviométrique

La variabilité interannuelle des précipitations, mesurée à travers le coefficient pluviométrique (CP), est un indicateur primordial pour identifier les années excédentaires ou déficitaires. Ce paramètre est calculé en faisant le rapport entre la pluviométrie d'une année donnée et la pluviométrie moyenne sur une période donnée à une station météorologique spécifique (Zeghaba, 2018 ; Touati, 2019)

La formule du coefficient pluviométrique (CP) est la suivante :

- Lorsque $CP > 1$, cela indique une année **excédentaire**, avec des précipitations supérieures à la moyenne.
- Lorsque $CP < 1$, cela signifie une année **déficitaire**, où les précipitations sont inférieures à la moyenne.
- Si $CP = 1$, l'année est considérée comme **normale**, avec des précipitations égales à la moyenne de la période d'étude.

Les figures 15 et 16 montrent les années excédentaires et déficitaires observées pour des périodes d'observation de 40 ans pour la station de Belkheir et de 20 ans au niveau des stations de Hammam Debeh, Bordj Sabath et Ain Makhoulf.

L'analyse comparative de la répartition des coefficients pluviométriques enregistrés dans les différentes stations, illustrés dans le tableau 13 montre que :

- Trois des quatre stations (Belkheir, Bordj Sabath, Ain Makhoulf) présentent un pourcentage d'années déficitaires légèrement supérieur à celui des années excédentaires.
- Hammam Debeh se distingue par une égalité entre les années excédentaires et déficitaires, ce qui pourrait indiquer des conditions pluviométriques plus régulières.

- Les stations présentant une prédominance d'années déficitaires pourraient connaître des stress hydriques plus fréquents, affectant l'agriculture et la gestion des ressources en eau.
- Les données équilibrées de Hammam Debagh pourraient permettre une meilleure planification des activités agricoles.

Tableau 13 : Répartition des coefficients pluviométriques

Station	Période d'observation	Années excédentaires		Années déficitaires	
		Années	Pourcentage	Années	Pourcentage
Belkheir	40 ans	18 ans	45%	22 ans	55%
H. Debagh	20 ans	10 ans	50%	10 ans	50%
Bordj Sabath		9 ans	45%	11 ans	55%
Ain Makhoulf		9 ans	45%	11 ans	55%

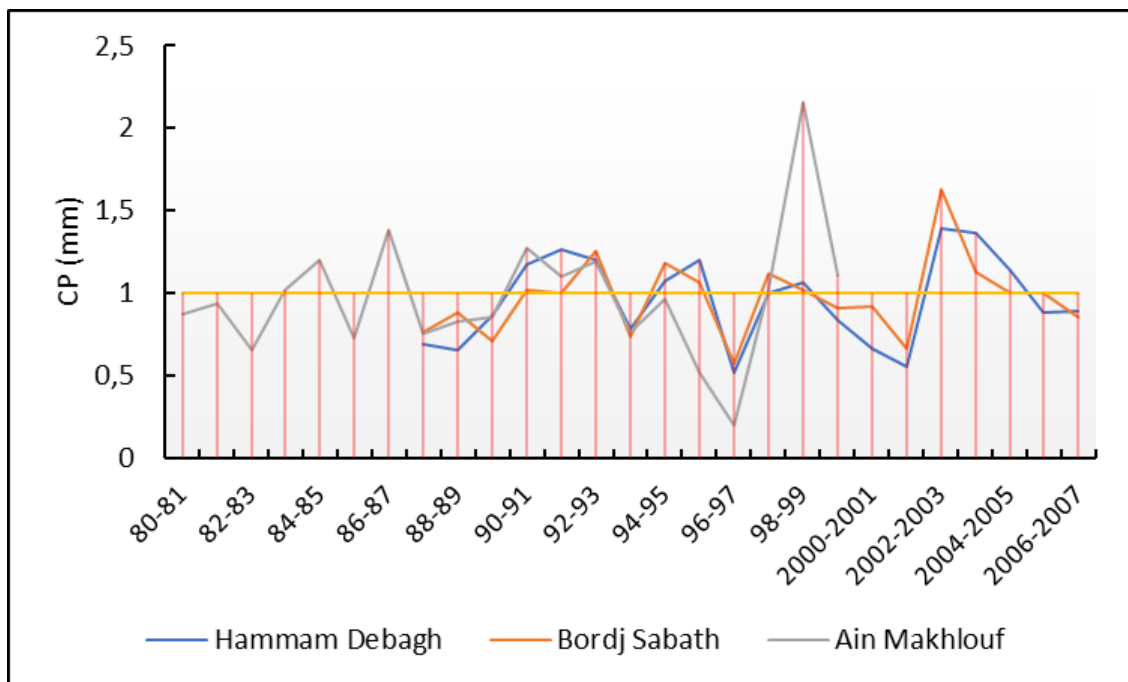


Figure 15 : Variation du CP (H. Debagh, Bordj Sabath et Ain Makhoulf)

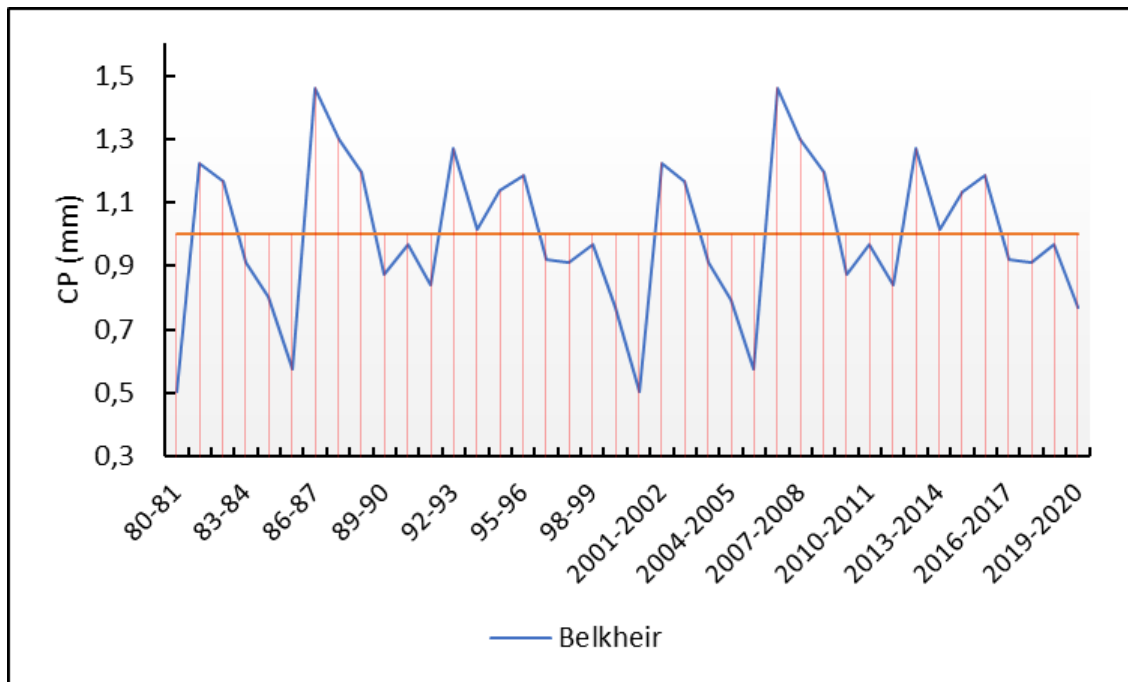


Figure 16 : Variation du coefficient pluviométrique (station de Belkheir)

I.8.2 La température

La température est un facteur déterminant du bilan hydrique, car elle influence directement l'évapotranspiration, et par conséquent, le déficit d'écoulement, tant annuel que saisonnier. Celle-ci dépend de plusieurs éléments, tels que l'altitude, la distance par rapport au littoral et la topographie (Touati, 2019).

I.8.2.1 Répartition des températures moyennes mensuelles

Au cours de cette étude, on s'est appuyés sur les données disponibles concernant les températures, qui étaient uniquement fournies par les stations de Belkheir et Hammam Debbagh, sur des périodes de 40 ans (1980-2020) et 20 ans (1987-2007) respectivement, comme le montrent le tableau 14 et la figure 17.

Tableau 14 : Moyennes mensuelles interannuelle de la température (°C)

Station	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aout	Sep	Oct	Nov	dec
Belkheir	10,4	10,3	13,0	15,6	19,8	24,5	27,7	28,0	24,3	20,5	15,2	11,4
Hammam Debagh	16,3	10,4	12,8	16,7	22,4	26,5	30,3	30,4	25,2	21,2	14,8	10,9

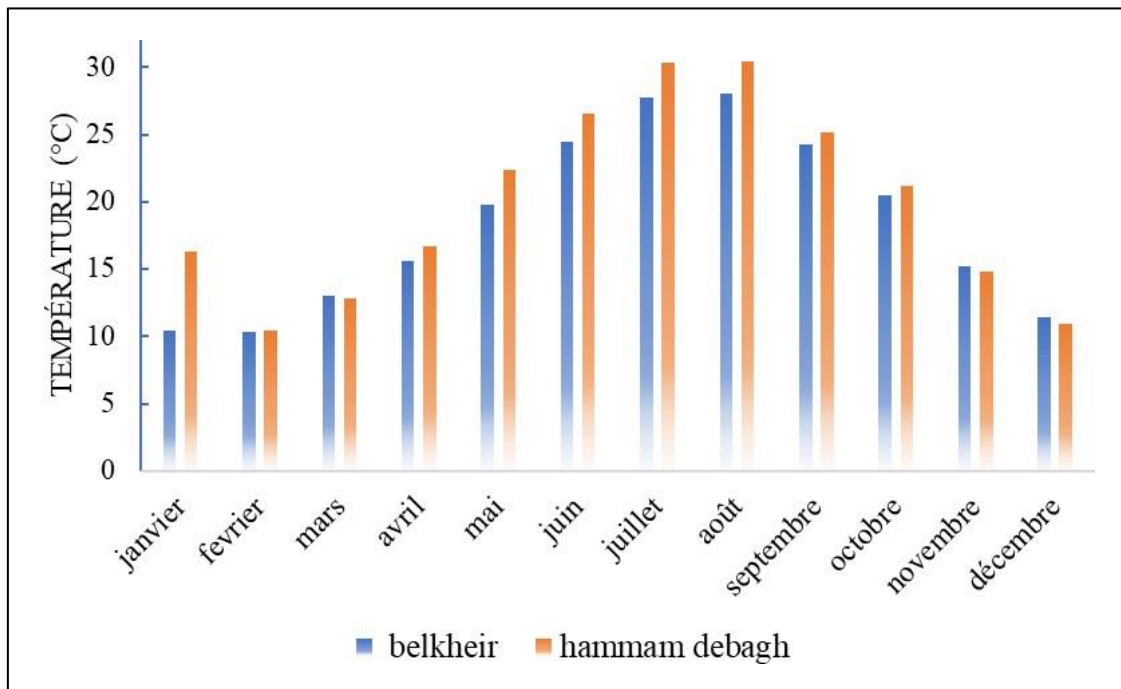


Figure 17 : Températures moyennes mensuelles aux stations de Belkheir et Hammam Debagh

La figure 17, montre qu'à l'échelle mensuel, les températures moyennes pour les deux stations commencent à s'élever durant la saison sèche à partir du mois de juin jusqu'au septembre, avec un maximum enregistré au mois d'août de l'ordre de 28°C pour la station de Belkheir et 30.4 à Hammam Debagh.

Pendant la période hivernale, qui s'étale du mois de décembre jusqu'au mars, les deux stations ont enregistré les valeurs les plus basses qui varient entre 10.3°C et 10.4°C, au mois de février.

I.8.2.2 Répartition des températures moyennes annuelles

Sur le plan annuel, suivant les figures 18 et 19, qui représentent les variations des températures moyennes annuelles au niveau des stations de Belkheir et Hammam Debagh on peut remarquer ce qui suit :

➤ La station de Belkheir

- Température minimale : 17,8°C (observée en 1996-1997 et 2016-2017).
- Température maximale : 19,1°C (observée en 1999-2000 et 2019-2020).
- La température moyenne varie très peu d'une année à l'autre, restant proche de la moyenne globale de 18,4°C

➤ La station de Hammam Debagh

- Température minimale : 14,9°C (2002-2003).
- Température maximale : 28,7°C (1995-1996).
- Amplitude totale : 13,8°C, ce qui montre des variations importantes par rapport à Belkheir.

- Contrairement à Belkheir, les températures à Hammam Debagh montrent une grande fluctuation annuelle, dépassant souvent la moyenne (19,8°C).
- La température pour la station de Hammam Debagh est moins stable (amplitude de 13,8°C) qu'au niveau de la station de Belkheir (amplitude de 1,3°C).

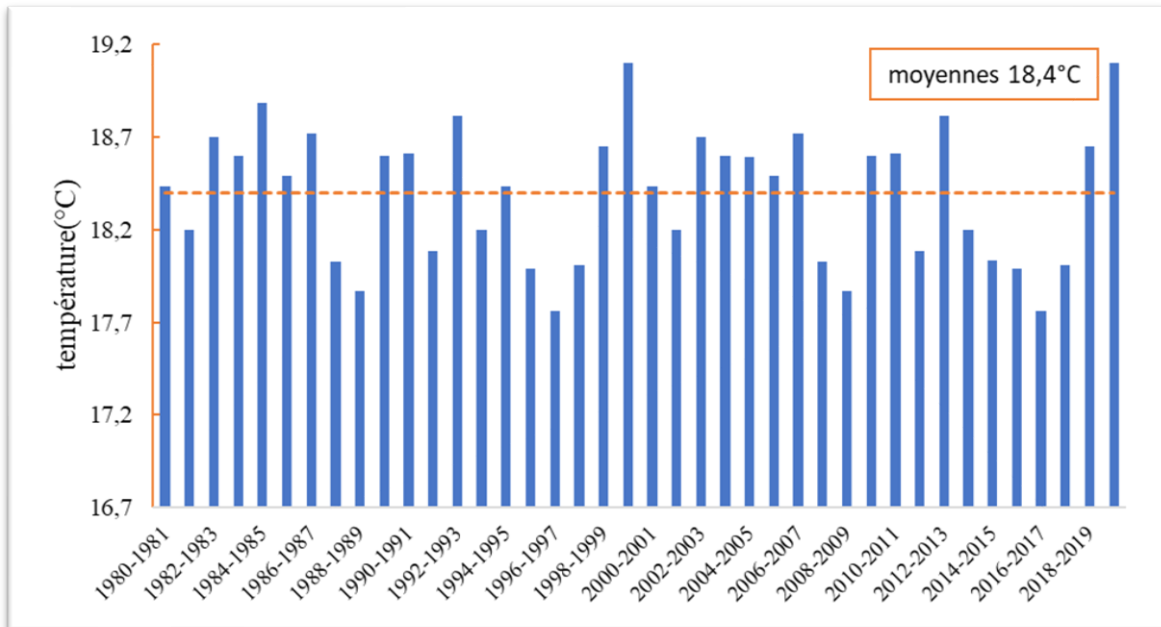


Figure 18 : Températures moyennes interannuelles à la station de Belkheir (1980-2020)

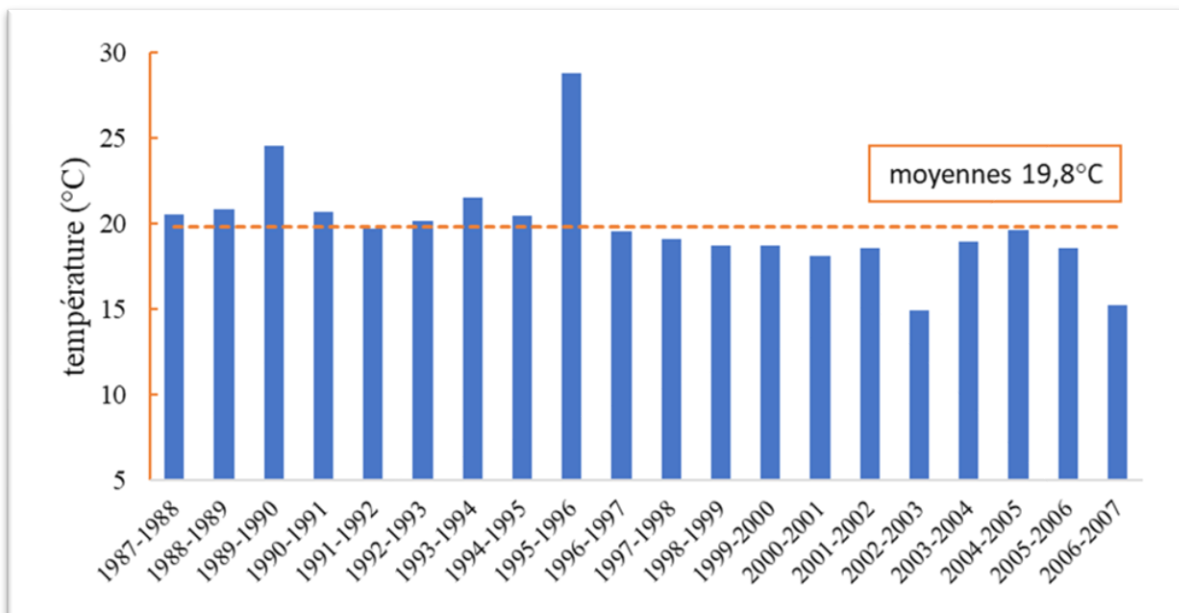


Figure 19 : Températures moyennes interannuelles à Hammam Debagh (1987-2007)

I.8.3 Type de climat

I.8.3.1 Indice de l'UNESCO (1977).

La classification des régions arides, adoptée de manière universelle et proposée par l'UNESCO en 1977, elle repose sur le rapport P/ETP, où P représente la somme des précipitations annuelles moyennes et ETP correspond à l'évapotranspiration potentielle. Cette méthodologie permet de diviser les régions en plusieurs catégories climatiques : hyperarides, arides, semi-arides et subhumides, selon les valeurs de l'indice Ia :

- Si $Ia < 0.03$, le climat est **hyperaride**.
- Si $0.03 \leq Ia < 0.2$, le climat est **aride**.
- Si $0.2 \leq Ia < 0.5$, le climat est **semi-aride**.
- Si $0.5 \leq Ia < 0.75$, le climat est **subhumide**.

Étant donné que les données relatives aux températures dans la zone d'étude ne sont disponibles qu'au niveau des stations de Belkhir et Hammam Debagh, elles ont été utilisées pour effectuer les calculs de **Ia**. Ces derniers ont conduit aux résultats consignés dans le tableau 15.

Tableau 15 : Indice d'aridité (Ia)

Station	P	ETP	P/ETP
Belkheir	602.25	936.9	0.64
Hammam Debagh	607.2	1013.4	0.60

Selon le tableau 15, la région d'étude appartient à un climat subhumide, qui est un climat tempéré, caractérisé par des précipitations modérées et un équilibre entre l'eau disponible et l'évapotranspiration.

I.8.3.2 Climagramme d'EMBERGER

Cette méthode permet de classer une région selon son étage bioclimatique, offrant ainsi une évaluation précise de son climat. Le Climagramme d'Emberger classe les stations de la région d'étude en cinq étages bioclimatiques : humide, subhumide, semi-aride, aride et saharien. Plus le quotient pluviométrique est faible, plus la région est considérée comme sèche. Ce quotient est déterminé par une formule qui prend en compte les précipitations et les températures, fournissant ainsi une mesure de l'humidité de la région.

Soient **P** la pluviométrie annuelle (mm), **M** la moyenne des températures maximales du mois le plus chaud (°K), **m** est la moyenne des températures minimales du mois le plus froid (°K), avec ($T\text{ °K} = T\text{ °C} + 273.2$), alors le quotient **Q2** peut être défini par la formule suivante :

$$Q2 = \frac{2000 P}{(M^2 - m^2)}$$

Tableau 16 : Estimation des valeurs de Q2

Station	P (mm)	M		m		Q2
		°C	°K	°C	°K	
Belkheir	602.25	28	301.2	10.3	283.5	116.4
H. Debagh	607.2	30.4	303.6	10.4	283.6	103.4

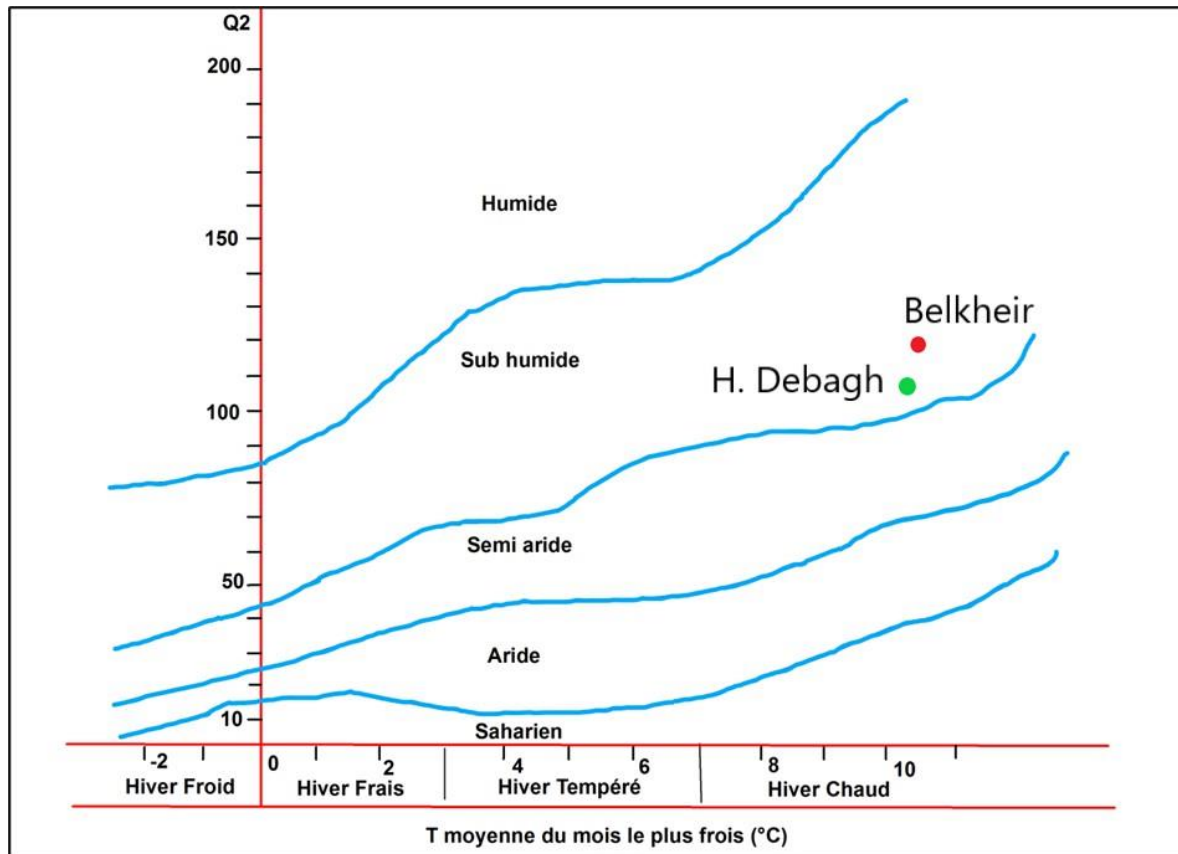


Figure 20 : Climagramme d'EMBERGER (station Belkheir et Hammam Debagh)

À partir des résultats des deux indices d'aridité présentés précédemment dans le tableau 16 et la figure 20, pour les stations sélectionnées, il est possible de classer le climat de la zone d'étude comme sub-humide avec un hiver chaud.

I.8.3.3 Diagramme ombro-thermique

Les recherches de Bagnouls et Gaussen figurent parmi les contributions les plus importantes pour corréler les données climatiques avec la répartition du couvert végétal dans une région donnée. Un diagramme pluviométrique est un outil climatique spécifique qui représente les variations mensuelles des températures et des précipitations sur une année. Il utilise une échelle standardisée où une unité de l'échelle des précipitations équivaut à deux unités de l'échelle des températures ($P=2T$).

Le diagramme pluviométrique de Gaussen est utilisé pour évaluer la durée de la saison sèche en comparant la pluviosité moyenne mensuelle et la température moyenne mensuelle. Ces données sont tracées sur des axes où l'échelle des précipitations est deux fois plus grande que celle des températures, permettant de repérer les périodes où les précipitations sont insuffisantes par rapport aux besoins climatiques.

Un mois est défini comme biologiquement sec lorsque le total des précipitations P (mm) est inférieur ou égal au double de la température moyenne mensuelle, exprimée en degrés Celsius ($^{\circ}\text{C}$) ($P \leq 2T$) (Bagnouls et Gaussen, 1953), par contre si $P > 2T$, le mois est considéré comme humide.

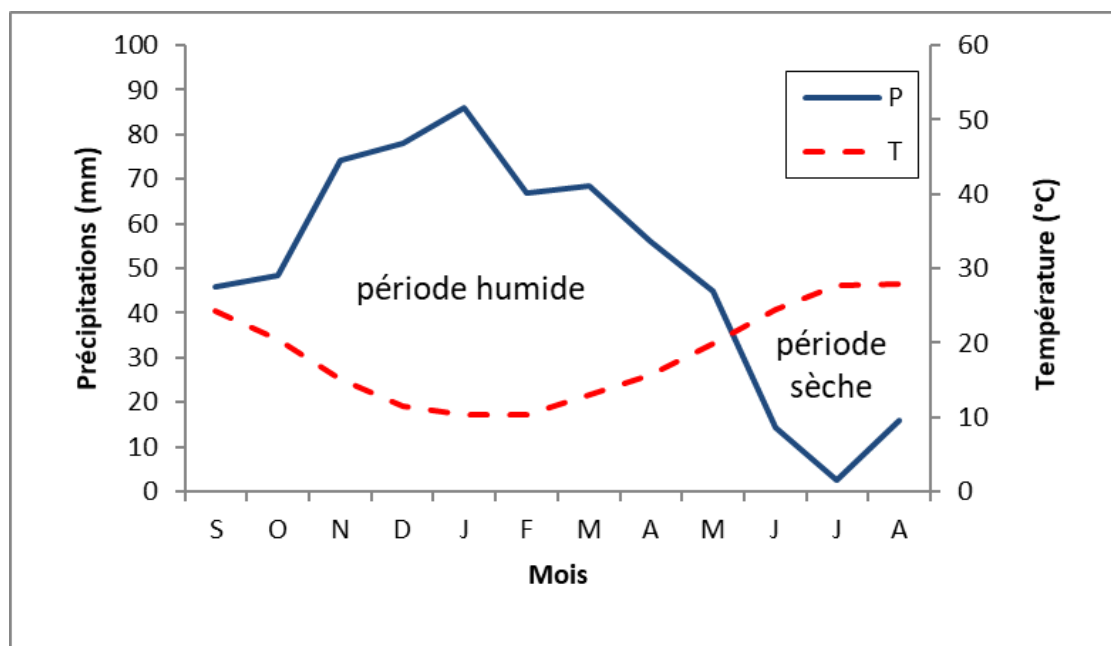


Figure 21 : Diagramme ombro-thermique pour la station de Belkheir (1980-2020).

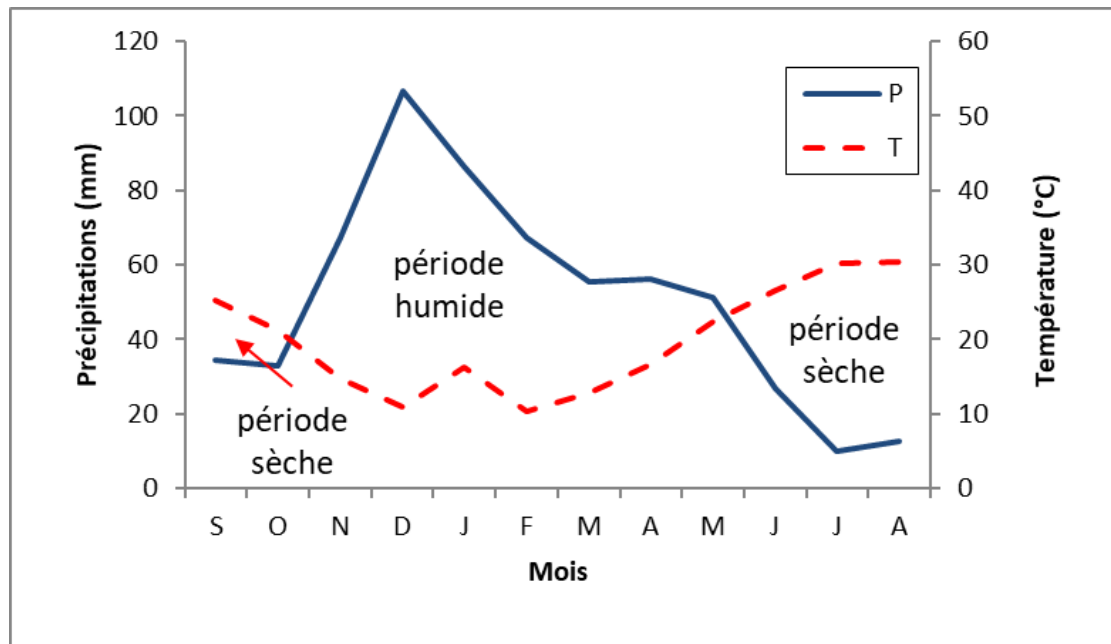


Figure 22 : Diagramme ombro-thermique pour la station de Hammam Debagh (1987-2007).

Les diagrammes pluviométriques établis dans les figures 21 et 22, montrent qu'au niveau des deux stations on a deux périodes :

- Une saison humide qui s'étend du mois de Septembre pour la station de Belkheir et la fin du mois d'Octobre pour la station de Hammam Debagh, elle se caractérise par des précipitations importantes avec un maximum au mois de Janvier et Décembre (86.1mm et 106.5mm), respectivement, elle prend fin au niveau des deux stations au mois de Mai.
- Une saison sèche qui débute au mois de Juin pour les deux stations, jusqu'à la fin du mois d'Aout, pour la station de Belkheir, et qui s'étend jusqu'au début du mois d'Octobre, elle se distingue par une forte évaporation provoquée par l'augmentation des températures avec un maximum estimé à 28°C à la station de Belkheir et 30.4°C à Hammam Debagh, en mois d'Aout avec une diminution de la précipitation (2.7mm et 9.8mm en mois de Juillet) pour les deux stations respectivement.

I.8.4 Notion du bilan hydrique

Le bilan hydrique, ou le bilan d'eau global, évalue l'équilibre entre les apports en eau provenant principalement des précipitations, et les pertes qui résultent essentiellement du regroupement de l'évaporation et la transpiration (évapotranspiration) dans une zone et pour une période bien déterminés, ce qui influence directement la variation des réserves en eau.

Selon Castany (1982), le bilan hydrologique naturel est considéré par la somme de l'évapotranspiration réelle moyenne annuelle en "mm" (ETR), ruissellement moyen annuel en " mm " (R) et l'infiltration moyenne annuelle en "mm" (I), plus précisément par la formule suivante :

$$P = ETR + R + I$$

Dans notre cas on a basé sur des séries d'observations homogènes et continues de 40 ans pour la station de Belkheir (1980-2020) et de 20 ans pour la station de H. Debagh (1987-2007).

I.8.4.1 L'évapotranspiration

L'évapotranspiration, élément principal du bilan hydrique après les précipitations, représente la quantité totale d'eau transférée du sol vers l'atmosphère sous forme de vapeur. Ce transfert résulte de deux processus : l'évaporation, un phénomène physique, au cours duquel l'eau de surface (sol, plans d'eau, rivières...etc.) passe à l'état de vapeur, et la transpiration des plantes. On distingue deux types d'évapotranspiration : l'évapotranspiration potentielle (ETP) et l'évapotranspiration réelle (ETR).

I.8.4.1.1 L'évapotranspiration potentielle (ETP)

L'évapotranspiration potentielle (ETP) représente la quantité maximale d'eau qui pourrait s'évaporer ou être transpirée par un bassin versant si l'eau disponible n'était pas un facteur limitant. Elle peut être calculée à l'aide de plusieurs formules basées sur des paramètres climatiques tels que la température, l'humidité, le vent, et le rayonnement solaire.

La formule la plus utilisée c'est la formule de Thornthwaite qui dépend de la température "T", l'indice thermique annuel "I" et le coefficient d'ajustement "k", plus précisément "ETP" se définit par la formule suivante :

$$ETP = 16(10 \frac{T}{I})^a K,$$

Où :

$$\left\{ \begin{array}{l} I = \sum_{i=1}^{12} i, \\ i = (\frac{T}{5})^{1.5}, \\ a = \frac{1.6}{100} I + 0.5. \end{array} \right.$$

I.8.4.1.2 L'évapotranspiration réelle (ETR)

L'évapotranspiration réelle est liée au déficit d'écoulement et se calcule à partir de plusieurs formules prenant en compte divers paramètres climatiques, tels que la pluviométrie, la température et l'ensoleillement. Elle représente la quantité d'eau, généralement exprimée en millimètres, évaporée ou transpirée par le sol, les végétaux et les surfaces exposées dans un bassin versant.

- **Formule de Turc**

Selon la formule de Turc, l'évapotranspiration réelle annuelle en "mm" (ETR), dépend de la précipitation moyenne annuelle en "mm" (P), la température moyenne annuelle en "°C" (T), et le pouvoir évaporant (L), plus précisément par la formule suivante :

$$\left\{ \begin{array}{l} ETR = \frac{P}{\left(0.9 + \frac{L}{P}\right)^2} \\ L = 300 + 25T + .05T^3. \end{array} \right.$$

Tableau 17 : ETR annuelles suivant la méthode de Turc

Station	P (mm)	T (°C)	L	ETR (mm/an)
Belkheir	602.25	18.4	1071.47	547.5
H. Debagh	607.2	19.8	1183.12	562.2

- **Formule de Torenthwaite**, dont le calcul se réalise suivant deux cas :

- Quand $P > ETP$ (Précipitations supérieures à l'évapotranspiration potentielle) :

L'évapotranspiration réelle (ETR) : Elle est égale à l'évapotranspiration potentielle (ETP) car il y a assez d'eau disponible pour satisfaire les besoins d'évaporation.

La différence ($P - ETR$) correspond à l'eau restante après avoir satisfait les besoins d'évapotranspiration. Cette eau sert à :

- ✓ Soit à remplir la réserve facilement utilisable (RFU) jusqu'à son maximum (100 mm pour les stations mentionnées),
- ✓ Si la RFU est déjà pleine, l'excès d'eau part soit en infiltration profonde pour recharger les nappes libres, soit en ruissellement à la surface, la période est donc dite excédentaire.

- Quand $P < ETP$ (Précipitations inférieures à l'évapotranspiration potentielle) :

L'évapotranspiration réelle (ETR) : Dans ce cas, l'eau disponible est insuffisante pour répondre à la demande d'évaporation. Deux cas sont définis :

- **si $P + RFU > ETP$** : Les réserves du sol (RFU), combinées aux précipitations (P), suffisent pour couvrir l'évapotranspiration potentielle, donc l'évapotranspiration réelle (ETR) est égale à l'ETP.

- **si $P + RFU < ETP$** : Même en utilisant toutes les précipitations (P) et toute la réserve d'eau du sol (RFU), il reste un déficit pour satisfaire l'ETP, donc l'évapotranspiration réelle (ETR) est égale à $(P + RFU)$ et la période est donc dite déficitaire.

Lorsque la RFU est entièrement consommée ($RFU = 0$), l'eau manquante pour satisfaire ETP devient le **déficit agricole (DA)**.

Le **DA** représente la quantité d'eau à apporter par irrigation pour répondre aux besoins des plantes.

I.8.5 Interprétation du bilan

Le bilan hydrique de la zone d'étude est basé sur la détermination et la comparaison des apports et des pertes en eau, en utilisant la méthode de C.W. Thornthwaite, qui permet d'obtenir des résultats particulièrement précis et représentatifs.

Les valeurs de l'évapotranspiration potentielle et réelle, du déficit agricole et de l'excédent sont illustrées sur les figures 23, 24, 25 et 26 permettant de mettre en évidence les observations suivantes :

- Une période déficitaire s'étendant de Juin à Octobre qui se distingue par un déficit agricole $DA = 485.8$ mm pour la station de Belkheir et $DA = 568.8$ pour la station de Hammam Debagh, avec $RFU = 0$, (absence d'alimentation du stock) ainsi qu'une forte évapotranspiration potentielle mensuelle qui atteint 175.5 mm à Belkheir et 202.7 mm à Hammam Debagh.
- La température est relativement élevée aux deux stations (28°C à Belkheir et 30.4 à Hammam Debagh).
- Une période excédentaire caractérisée par une pluviométrie importante qui atteint 86.1 mm à Belkheir en mois de Janvier et 106.5 mm en décembre à Hammam Debagh, des températures et évapotranspirations faibles. La recharge du stock (RFU) commence à se reconstruire à partir de Novembre pour atteindre un maximum de 100 mm en mois de Janvier à Belkheir et en mois de Décembre à Hammam Debagh et s'étend jusqu'à Avril. Durant cette période, il y a un excédent d'eau qui va contribuer à l'alimentation de la nappe.

Tableau 18 : Bilan d'eau selon Thornthwaite à la station de Belkheir (1980 – 2020)

Période	T(°C)	i	k	ETPc (mm)	Pr (mm)	BH (mm)	CH	VR (mm)	RFU (mm)	ETR (mm)	DEF (mm)	EXC (mm)
Sep	24,3	11.0	1.03	113.1	46,0	-67.1	-0.6	0.0	0.0	46.0	67.1	0.0
Oct	20,5	8.5	0.97	76.5	48,3	-28.2	-0.4	0.0	0.0	48.3	28.2	0.0
Nov	15,2	5.4	0.86	37.9	74,1	36.2	1.0	36.2	36.2	37.9	0.0	0.0
Dec	11,4	3.5	0.81	20.4	77,9	57.5	2.8	57.5	93.6	20.4	0.0	0.0
Jan	10,4	3.0	0.87	18.4	86,1	67.7	3.7	6.4	100.0	18.4	0.0	61.4
Fev	10,3	3.0	0.85	17.6	67,0	49.4	2.8	0.0	100.0	17.6	0.0	49.4
Mar	13,0	4.2	1.03	33.5	68,6	35.1	1.0	0.0	100.0	33.5	0.0	35.1
Avr	15,6	5.6	1.10	51.0	56,2	5.2	0.1	0.0	100.0	51.0	0.0	5.2
Mai	19,8	8.0	1.21	89.2	44,9	-44.3	-0.5	-44.3	55.7	89.2	0.0	0.0
Jui	24,5	11.1	1.22	136.1	14,4	-121.7	-0.9	-55.7	0.0	70.1	66.0	0.0
Juil	27,7	13.4	1.24	175.5	2,7	-172.8	-1.0	0.0	0.0	2.7	172.8	0.0
Aou	28,0	13.6	1.16	167.7	16,0	-151.7	-0.9	0.0	0.0	16.0	151.7	0.0
Année	18.4	90.2		936.9	602.2	-334.7				451.2	485.8	151

Tableau 19 : Bilan d'eau selon Thornthwaite à la station de Hammam Debagh (1987 – 2007)

Période	T (°C)	i	K	ETPc (mm)	Pr (mm)	BH (mm)	CH	VR (mm)	RFU (mm)	ETR (mm)	DEF (mm)	EXC (mm)
Sep	25.2	11.6	1.03	114.0	34,3	-79.7	-0.7	0.0	0.0	34.3	79.7	0.0
Oct	21.2	8.9	0.97	74.4	33,0	-41.4	-0.6	0.0	0.0	33.0	41.4	0.0
Nov	14.8	5.2	0.86	30.8	67,4	36.6	1.2	36.6	36.6	30.8	0.0	0.0
Dec	10.9	3.3	0.81	15.2	106,5	91.3	6.0	63.4	100	15.2	0.0	27.9
Jan	16.3	6.0	0.87	38.3	86,5	48.2	1.3	0.0	100	38.3	0.0	48.2
Fev	10.4	3.0	0.85	14.4	67,2	52.8	3.7	0.0	100	14.4	0.0	52.8
Mar	12.8	4.2	1.03	27.1	55,3	28.2	1.0	0.0	100	27.1	0.0	28.2
Avr	16.7	6.2	1.1	50.9	56,4	5.5	0.1	0.0	100	50.9	0.0	5.5
Mai	22.4	9.7	1.21	104.3	51,2	-53.1	-0.5	-53	46.9	104.3	0.0	0.0
Jui	26.5	12.5	1.22	150.2	26,8	-123.4	-0.8	-47	00	73.7	76.5	0.0
Juil	30.3	15.3	1.24	202.7	9,8	-192.9	-1.0	0.0	00	9.8	192.9	0.0
Aou	30.4	15.4	1.16	191.0	12,8	-178.2	-0.9	0.0	00	12.8	178.2	0.0
Année	19.8	101.1		1013.4	607.2	-406.2				444.7	568.8	162.5

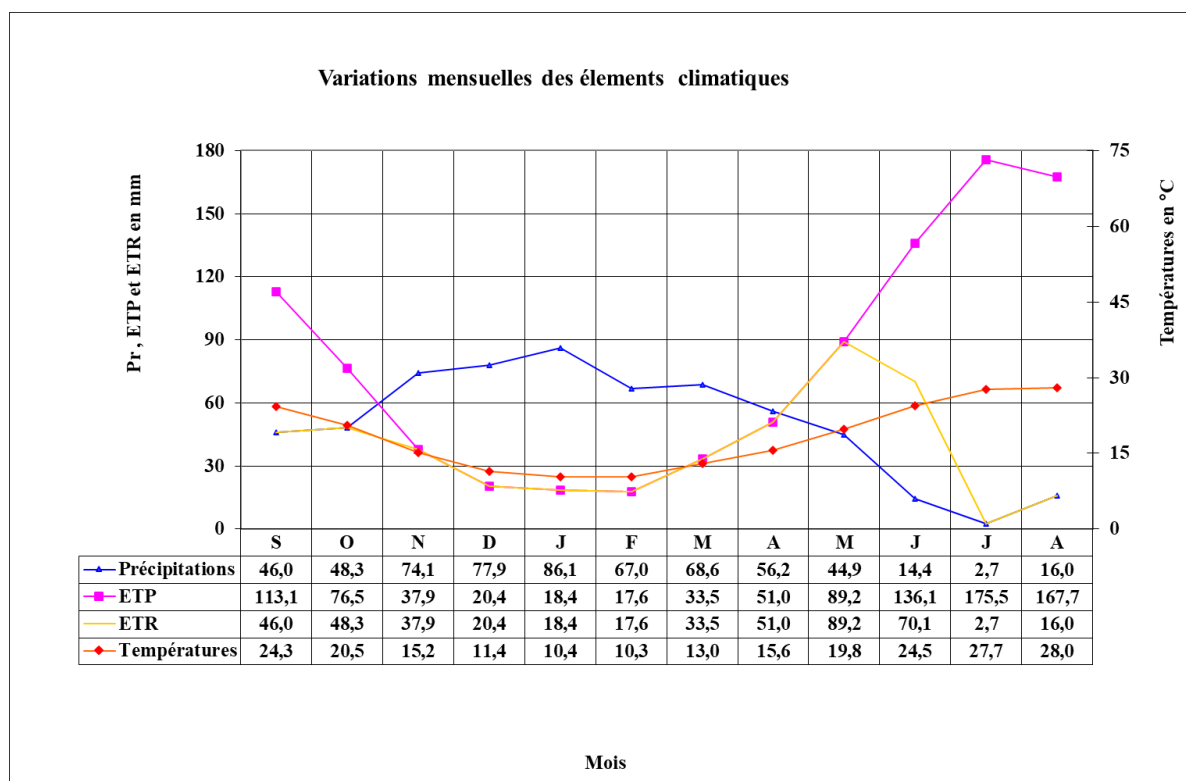


Figure 23 : Représentation graphique du bilan hydrique (station de Belkheir)

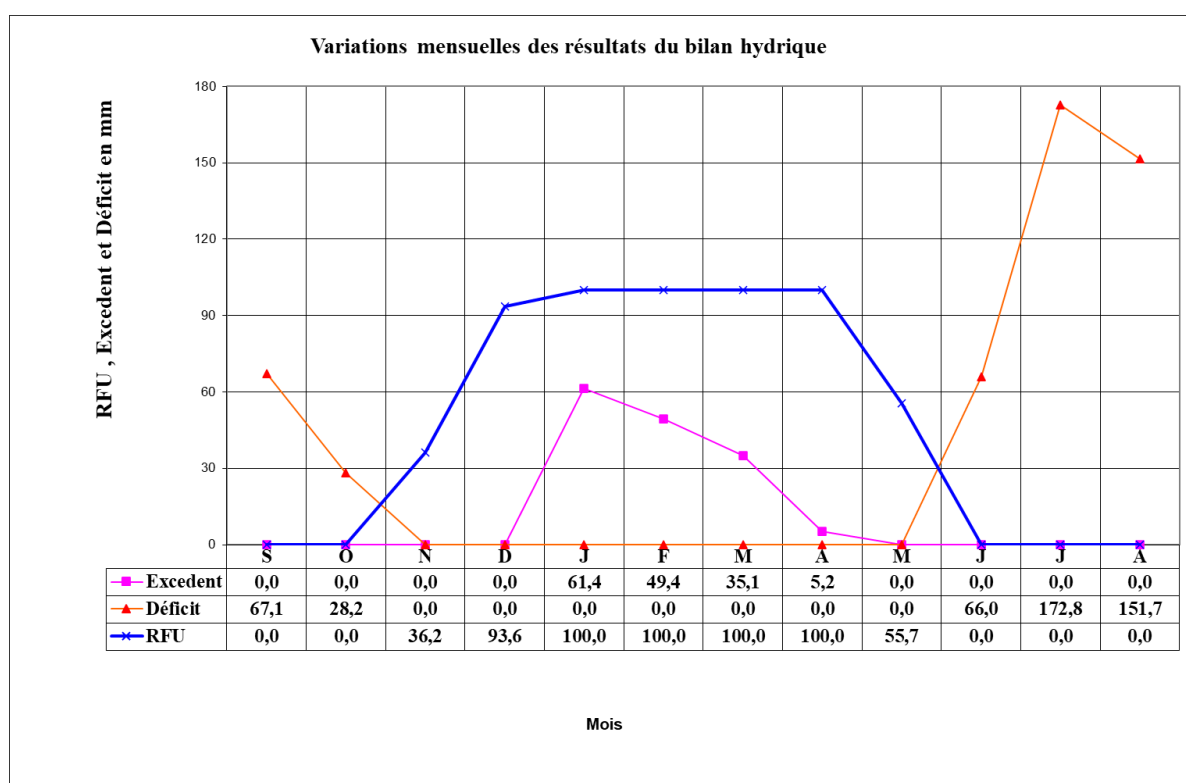


Figure 24 : Représentation graphique du bilan hydrique (station de Belkheir)

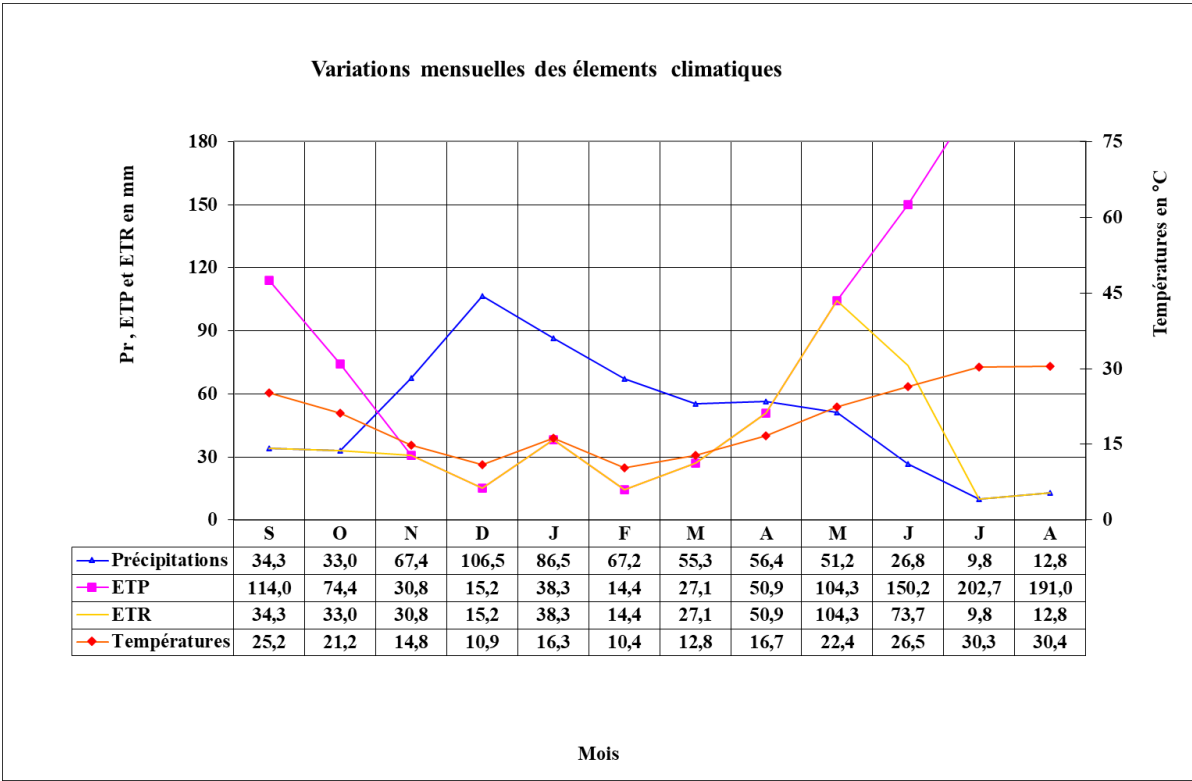


Figure 25 : Représentation graphique du bilan hydrique (station de H. Debagh)

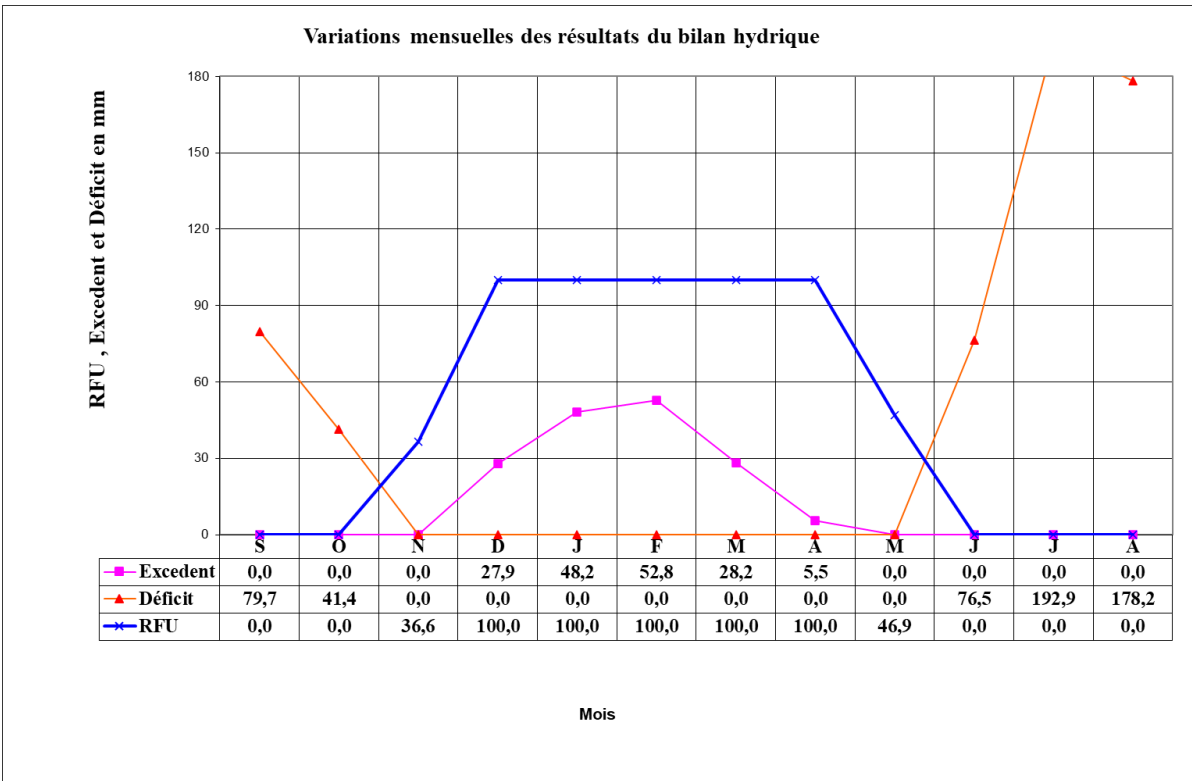


Figure 26 : Représentation graphique du bilan hydrique (station de H. Debagh)

I.8.6 Estimation de l'écoulement et de l'infiltration

Avant de présenter les expressions permettant d'estimer l'écoulement et l'infiltration, les notions suivantes sont définies par :

P : précipitation moyenne annuelle (mm)

ETP : évapotranspiration potentielle (mm/an)

ETR : évapotranspiration réelle (mm)

I.8.6.1 L'écoulement

Le tableau 20 représente les résultats obtenus du calcul de l'estimation du ruissellement "**R**", au niveau des stations de Belkheir et Hammam Debagh, suivant la formule de Tixeront Berkallof, qui peut être défini comme suit :

$$R = \frac{P^3}{3(ETP)^2}$$

Tableau 20 : Estimation de l'écoulement selon Tixeront Berkallof

Station	P "mm "	ETP "mm"	R "mm"
Belkheir	602.2	936.9	82.93
H. Debagh	607.2	1013.4	72.66

I.8.6.2 L'infiltration efficace

En utilisant le bilan hydrologique, l'infiltration "**Ie**" peut être estimée à partir de la relation suivante :

$$Ie = P - (ETR + R)$$

Lorsque $Ie > 0$, cela signifie que les entrées d'eau sont supérieures aux sorties, traduisant un surplus d'eau infiltrée dans le sol.

Lorsque $Ie < 0$, les sorties excèdent les entrées, indiquant un déficit hydrique ou une perte d'eau par rapport à l'apport initial.

Les résultats de calcul sont illustrés dans le tableau 21.

Tableau 21 : Résultats de calcul de l'infiltration

Station	P "mm/an"	ETR "mm/an"	R "mm/an"	Ie "mm/an"
Belkheir	602.2	451.2	82.93	68.7
H. Debagh	607.2	444.7	72.66	89.84

I.9 Hydrologie

I.9.1 Régime d'écoulement à la station hydrométrique Medjez Ammar II

Pour étudier le régime d'écoulement des cours d'eau, on s'est appuyé sur une série de données, fournies par le service hydrologique de l'ANRH, observées au niveau de la station de Medjez Amar II, située à l'exutoire du bassin versant de l'oued Bouhamdane.

Dont les principales caractéristiques sont résumées dans le tableau 22. Ces mesures comprennent des débits moyens journaliers ainsi que des mesures instantanées des crues.

Il convient de noter que la période d'observation, a été interrompue en 1986/1987, en raison de la mise en eau du barrage de Hammam Debagh en décembre 1988.

Tableau 22 : Principales caractéristiques de la station de Medjez Ammar II

Nom	Code	Coordonnées	Altitude	Position	Superficie contrôlée	Période d'observation
Medjez Ammar II	140301	07°18'38" E 36°26'34" N	260	Sur l'Oued Bouhamdane	1105	1968-1969 / 1986-1987

La variation mensuelle du régime d'écoulement d'un cours d'eau est exprimée par le coefficient d'hydraulicité ($C_{h.m}$). Ce dernier correspond au rapport entre le débit moyen mensuel du mois étudié et le débit moyen interannuel calculé à partir d'une longue série de données d'observation. Ainsi, un coefficient d'hydraulicité supérieur à **1** indique une période de hautes eaux, tandis qu'un coefficient inférieur à **1** reflète une période de basses eaux.

L'étude de la distribution du coefficient d'hydraulicité mensuel tout au long de l'année a révélé que la période de décembre à avril correspond à celle des hautes eaux, en raison des fortes précipitations observées durant cette période ont les débits moyens mensuels enregistrés varient de 4,02 à 7,13 m³/s (tableau 23 et figure 28).

Durant les sept mois restants, correspondant à la période des basses eaux, le régime d'écoulement de l'oued devient plus faible, en particulier au mois d'août (figure 27). En cette période, les débits moyens mensuels varient entre 0,11 et 1,20 m³/s.

Tableau 23 : Variation mensuelle de débits et de coefficients d'hydraulicité

Mois / paramètre	Q_{moy} [m ³ /s]	A [Hm ³]	$C_{h.m}$
Septembre	0,362	0,938	0,135
Octobre	0,505	1,352	0,188
Novembre	1,202	3,115	0,447
Décembre	5,042	13,504	1,876
Janvier	6,822	18,271	2,538
Février	7,125	17,489	2,651
Mars	5,695	15,255	2,119
Avril	4,016	10,409	1,494
Mai	0,934	2,501	0,347
Juin	0,298	0,773	0,111
Juillet	0,139	0,372	0,052
Aout	0,111	0,298	0,041
Moyenne	2,688	7,023	1,000

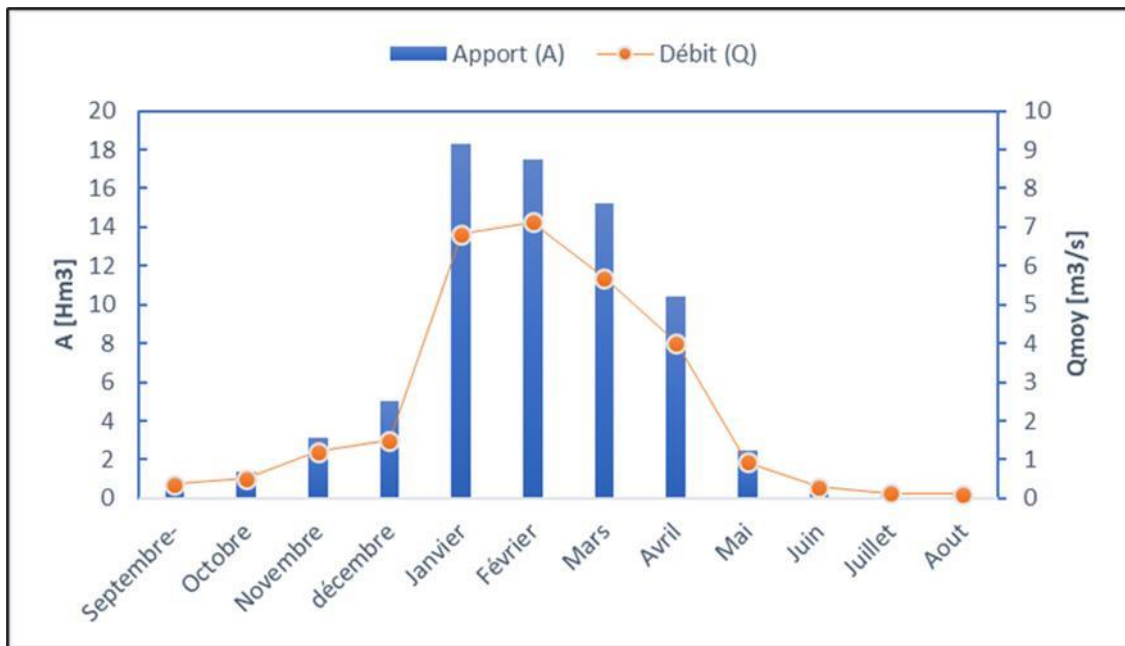


Figure 27 : Apports et débits moyens mensuels (1968/1969 – 1986/1987)

La figure 27 montre que la station de Medjez Amar II reçoit un apport moyen mensuel de 7,023 Hm³, avec des valeurs extrêmes : un minimum de 0,298 Hm³ en mois d'août et un maximum de 18,271 Hm³ en janvier

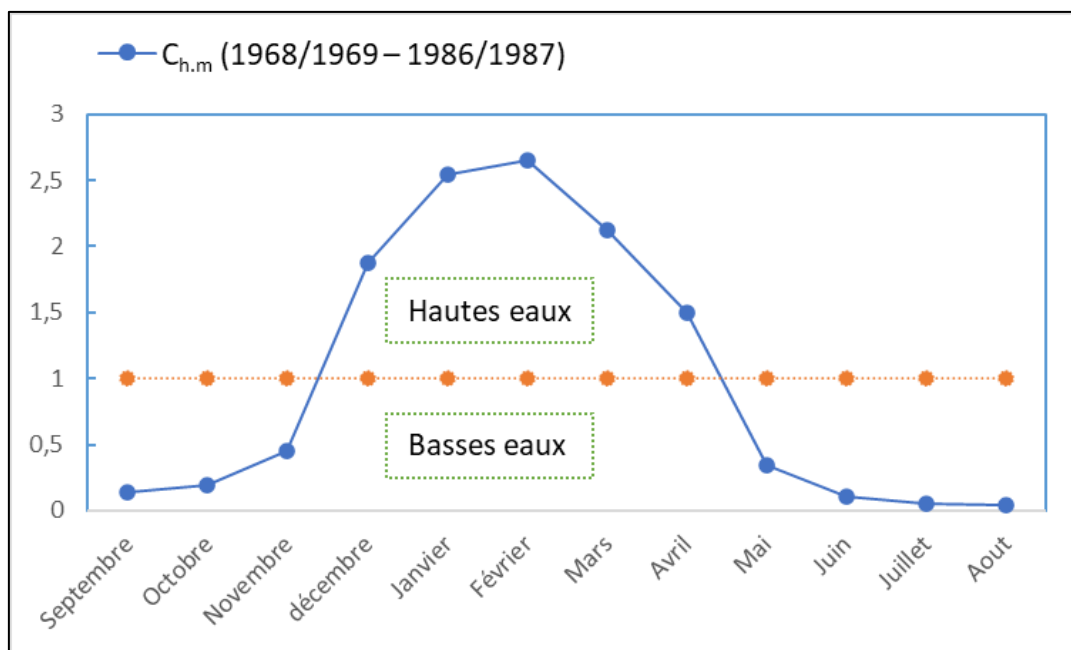


Figure 28 : Représentation graphique des coefficients d'hydraulicité

I.9.2 Variation interannuelle de l'écoulement

Le tableau 24 montre que la station de Medjez Amar II, avec une surface contrôlée de 1105 km², enregistre un apport liquide annuel de 84,28 Hm³, soit un débit moyen de 2,69 m³/s. Le régime d'écoulement y présente une forte variabilité interannuelle, marquée par une grande amplitude des débits

Tableau 24 : Variation interannuelle des débits et des apports liquides à la station de Medjez Amar II (1968/1969 – 1986/1987).

Année	Q _{moy} [m ³ /s]	A [Hm ³]	C _{h.a}		1980-1981	3,135	98,249	1,166
1968-1969	0,228	7,174	0,085		1981-1982	2,018	63,103	0,751
1969-1970	3,335	106,035	1,241		1982-1983	1,915	60,724	0,713
1970-1971	1,898	58,430	0,706		1983-1984	5,967	183,465	2,220
1971-1972	3,858	122,305	1,436		1984-1985	8,443	269,698	3,141
1972-1973	6,080	193,242	2,262		1985-1986	0,705	22,131	0,262
1973-1974	0,413	12,904	0,154		1986-1987	6,158	189,192	2,291
1974-1975	0,521	15,788	0,194		Moyenne	2,688	84,277	1,000
1975-1976	1,135	35,646	0,422		Minimum	0,228	7,174	0,085
1976-1977	1,651	51,743	0,614		Maximum	8,443	269,698	3,141
1977-1978	0,971	29,283	0,361			2,387	75,295	0,888
1978-1979	2,168	67,436	0,807					
1979-1980	0,465	14,710	0,173		C _v	0.891		

Le cours d'eau étudié présente une irrégularité dans son débit, mise en évidence par l'hydraulicité interannuelle. Les résultats des coefficients d'hydraulicité annuels ont permis de classer l'année hydrologique 1968/1969 comme la plus sèche et l'année 1984/1985 comme la plus humide.

Comme l'illustre la figure suivante, l'analyse de la répartition des coefficients d'hydraulicité annuels sur les périodes d'observation révèle que seules 7 des 19 années étudiées sont excédentaires, tandis que les autres, représentant près des deux tiers de la période, sont déficitaires.

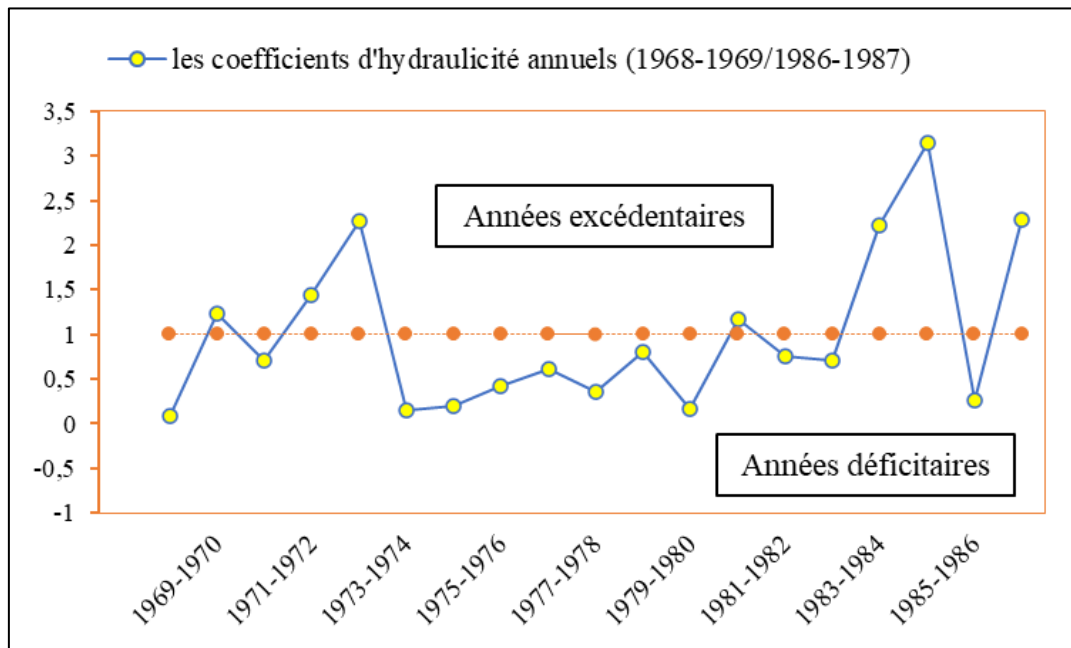


Figure 29 : Représentation graphique des coefficients d'hydraulicité annuels

L'année hydrologique 1984/85 a été la plus humide pour le bassin versant de l'oued Bouhamdane. Durant cette année, la station de Medjez Amar II a enregistré un volume d'eau remarquable de 270 Hm³. Ce volume s'explique principalement par les précipitations torrentielles survenues entre le 28 et le 31 décembre 1984, avec des cumuls atteignant respectivement 257 mm, 289 mm et 220 mm aux postes pluviométriques de Bordj Sabath, Ras El-Akba et Medjez Amar. Ces précipitations ont provoqué une crue exceptionnelle, avec un débit de pointe très élevé, estimé à 785 m³/s.

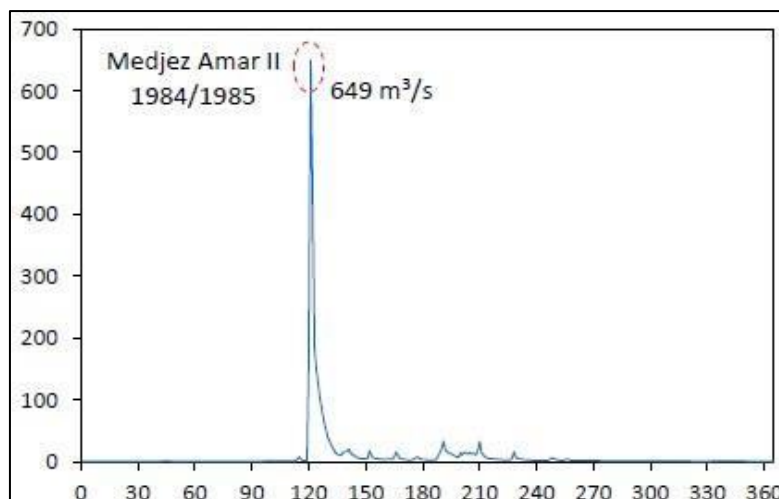


Figure 30 : Évolution des débits moyens journaliers durant l'année la plus humide

L'année hydrologique la plus sèche observée à la station de Medjez Amar II, en 1968/69, a enregistré un volume total faibles d'environ 7 Hm³, dus à la rareté des crues durant cette période

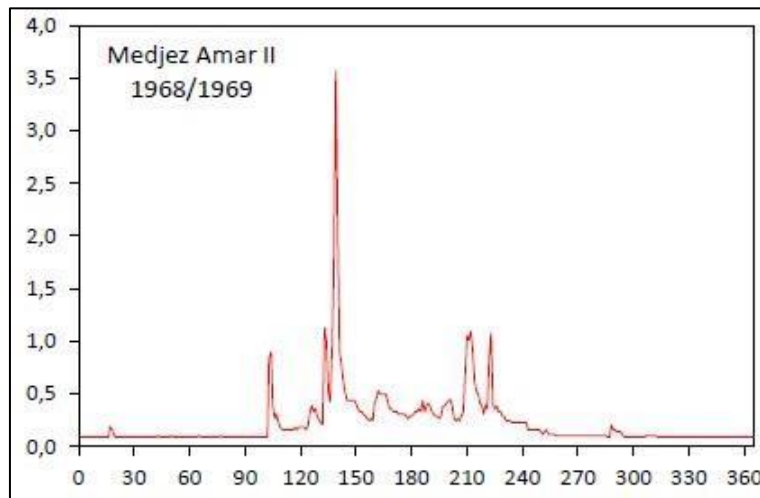


Figure 31 : Évolution des débits moyens journaliers durant l'année la plus sèche

Conclusion

La première partie de notre étude, qui a porté sur le cadre général du sous bassin de Bouhamdane, nous a permis de conclure ce qui suit :

➤ La zone d'étude, située dans la région sub-tellienne au Nord-Est de l'Algérie, couvre une superficie de 1105 km², représentant environ 17 % du bassin de la Seybouse. Elle est délimitée par diverses chaînes montagneuses et encadrée par plusieurs bassins versants. Avec un relief montagneux, elle contient le barrage de Hammam Debagh, un réservoir hydrique très important, alimenté par l'Oued Bouhamdane à côté d'un réseau hydrographique dense.

➤ Selon le recensement de l'ONS en 2022, en comparaison avec les données de 2008, la population de cette région a connu une croissance importante, ce qui a entraîné une augmentation de la demande en eau potable, estimée à environ 16 % depuis 2008.

➤ L'agriculture constitue l'activité économique dominante de la région. La céréaliculture occupe une position importante, couvrant près de 58 % de la superficie totale du bassin.

➤ L'activité industrielle demeure limitée et peu développée. Elle se caractérise principalement par la présence de petites unités agroalimentaires (huileries), une briqueterie, située dans la commune de Bordj Sabath, les stations multiservices, un abattoir ainsi que l'unité poulette de l'ORAVI.

➤ Les principales sources de pollution des eaux dans la zone d'étude sont domestiques, industrielles et agricoles, dont les rejets sont directement déversés dans les cours d'eau sans traitement préalable, impactant les eaux superficielles et souterraines.

➤ Le sous bassin de Bouhamdane se distingue par une lithologie complexe et variée, allant du Trias au Quaternaire. Il comprend des formations tendres (marnes, argiles) et dures (grès, calcaires), influençant fortement la dynamique hydrogéologique.

➤ Dans la zone étudiée, les données de la D.S.A. de Guelma indiquent une prédominance des surfaces cultivées en céréales et cultures maraîchères (58 % de la surface totale), tandis que les terrains boisés couvrent 21 %, les terrains de parcours et les sols nus, représentent 4 %.

➤ La région d'étude présente un climat subhumide tempéré. Deux saisons distinctes se dégagent : une saison humide, caractérisée par des précipitations maximales, et une saison sèche, marquée par des températures élevées et une évaporation importante, accompagnée d'une faible pluviométrie.

➤ Le bilan hydrique révèle une période déficitaire de Juin à Octobre, avec un déficit agricole important et une forte évapotranspiration.

Conclusion

La période excédentaire, de Novembre à Avril, est marquée par des pluies abondantes, une forte recharge des réserves hydriques et une contribution significative à l'alimentation des nappes libres.

➤ L'étude du coefficient d'hydraulicité mensuel montre que la période de décembre à avril correspond aux hautes eaux, en lien avec les fortes précipitations de cette saison. Pendant les sept mois restants, période des basses eaux, le débit de l'Oued diminue sensiblement, atteignant ses valeurs les plus faibles en Août.

CHAPITRE II

ÉTUDE

HYDROCHIMIQUE

II. Etude hydrochimique

Introduction

Au cours des dernières années, l'évaluation de la qualité de l'eau dans la plupart des pays dans le monde y compris l'Algérie, est devenue un sujet de grave préoccupation. L'étude hydrochimique constitue un outil indispensable dans la détermination de sa qualité, elle permet l'analyse de sa composition chimique, la compréhension des interactions entre l'eau et les roches, ainsi que l'identification des sources naturelles ou anthropiques de la pollution et par conséquent l'anticipation aux problèmes liés à la qualité de l'eau tout en essayant de garantir la sécurité des usages domestiques, industriels et agricoles.

La détérioration de la qualité des eaux superficielles et souterraines dans le sous bassin de Bouhamdane peut être entraînée par les activités humaines telles que les rejets domestiques, l'industrie et l'agriculture, ainsi que l'exploitation croissante des ressources en eau, combinées aux processus naturels comme la dissolution des formations géologiques, les variations des précipitations et l'érosion.

C'est dans ce cadre que cette étude a été menée afin de déterminer l'origine des faciès chimique des eaux, son évolution dans l'espace et dans le temps, ainsi que l'évaluation d'une manière générale la qualité de ces eaux en déterminant les secteurs d'utilisation.

Les valeurs minimales, maximales, moyennes, et les écarts types des résultats des analyses physicochimiques des eaux superficielles et souterraines du sous bassin de Bouhamdane sont représentés dans les tableaux 29 et 30.

Pour évaluer la potabilité des eaux souterraines (puits domestiques et sources naturelles) de cette région, les résultats ont été comparés avec les valeurs maximales admissibles Algériennes, de l'Union Européenne et celles proposées par l'OMS, présentées dans le tableau 25.

En revanche, les eaux superficielles sont très peu réglementées, c'est pour cette cause que les résultats ont été évalué en se basant sur les grilles de la qualité des eaux superficielles établie par l'Agence des Bassins Hydrographiques Algériens (A.B.H. 2009), et l'Agence Nationale des Ressources en Eau (A.N.R.H. 1999) illustré dans les tableaux 26 et 27.

Par la suite la discussion de l'évolution spatiotemporelle des éléments chimiques, leur rôle ainsi que leur origine sera abordée ultérieurement.

Enfin une évaluation globale de la qualité des eaux de la zone d'étude en termes de potabilité et d'aptitude dans le domaine agricole sera réalisée en utilisant plusieurs méthodes dont les plus importantes sont l'IPO, l'IQE et l'IQEI.

Tableau 25 : Normes de potabilité des eaux

Paramètres	Limites maximales tolérées		
	Algérie ^(a)	Union européenne ^(b)	OMS ^(c)
Couleur (mg/l de platine Pt/Co)	15	Acceptable, sans aucun changement anormal Acceptable, sans aucun changement anormal	15
Turbidité (NTU)	5		1
Saveur (Taux de dilution à 25 °C)	4		/
Odeur (Taux de dilution à 25 °C)	4		/
Résidus sec RS (mg/l)	1500	1500	/
Oxygène dessous	/	5	/
Température (°C)	25	25	/
Potentiel d'hydrogène (pH)	$6,5 \leq \text{pH} \leq 9$	$6,5 \leq \text{pH} \leq 9$	$6,5 \leq \text{pH} \leq 8,5$
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20 °C)	/	$180 \leq \text{CE} \leq 1000$	400
TDS (mg/l)	/	/	600
Dureté totale (TH) (°F)	200 (mg/l)	15	10
Calcium (mg/l)	200	100	/
Magnésium Mg^{2+} (mg/l)	/	50	/
Sodium Na^+ (mg/l)	200	200	200
Potassium K^+ (mg/l)	12	12	12
Alcalinité (mg/l)	500	/	/
Chlorures Cl^- (mg/l)	500	250	250
Sulfates SO_4^{2-} (mg/l)	400	250	250
Nitrates NO_3^- (mg/l)	50	50	50
Nitrites NO_2^- (mg/l)	0,2	0,1	3
Ammonium NH_4^+ (mg/l)	0,5	0,1	0,5
Phosphore P (mg/l)	5	/	5
Fluorures F^- (mg/l)	1,5	1,5	1,5
Silices SiO_2 (mg/l)	/	/	≤ 10

^(a) : (J.O.R.A.), Algérie, décret du 22/03/2011.

^(b) : Journal officiel de l'Union Européenne (directive 16/12/2020)

^(c) : Organisation Mondiale de la Santé (O.M.S.), 2011.

Tableau 26 : Grille de la qualité des eaux superficielles (ABH, 2009)

Paramètre	Unité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
O ₂ dissous	mg/l	> 7	5 à 7	3 à 5	< 3	0
NO ₂ ⁻	mg/l	0.03	0.3	0.5	1	>1
NH ₄ ⁺	mg/l	0.5	1.5	2.8	4	>4
TDS	mg/l	<300	300 à 600	600 à 900	900 à 1200	>1200

Tableau 27 : Grille de la qualité des eaux superficielles (ANRH, 2009)

Qualité	C I Bonne	C II Moyenne	C III Mauvaise	C IV Très mauvaise
pH	6.5 à 8.5	6.5 à 8.5	5.5 à 6.5 et 8.5 à 9	<5.5 et >9
MES (mg/l)	0-30	30-75	75-100	>100
RS (mg/l)	300-1000	1000-1200	1200-1600	>1600
Ca ²⁺ (mg/l)	40 à 100	100 à 200	200 à 300	> 300
Mg ²⁺ (mg/l)	< 30	30 à 100	100 à 150	> 150
Na ⁺ (mg/l)	10 à 100	100 à 200	200 à 500	> 500
K ⁺ (mg/l)	12	13.5	15	70
Cl ⁻ (mg/l)	10 à 150	150 à 300	300 à 500	> 500
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	50 à 200	200 à 300	300 à 400	> 400
MO (mg/l)	< 5	5 à 10	10 à 15	> 15
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	≤ 0.01	0.01 à 0.1	0.1 à 3	> 3
NO ₃ ⁻ (mg/l)	≤ 10	10 à 20	20 à 40	> 40
Fe ²⁺ (mg/l)	0 à 0.5	0.5 à 1	1 à 2	> 2
Mn ²⁺ (mg/l)	0 à 0.1	0.1 à 0.3	0.3 à 1	> 1

II.1 Méthodes d'analyses et stratégie de travail

II.1.1 Prélèvements

Pour bien évaluer les variations spatiales et temporelles des paramètres physicochimiques des eaux superficielles et souterraines dans le bassin versant de Bouhamdane, on a adopté une démarche qui consiste à choisir d'une manière stratégique, un total de 20 points d'échantillon d'eau, dont la localisation géographique est indiquée sur la figure 32 tout en prenant en considération leur représentativité dans la zone d'étude, la proximité des sources de pollution, la variabilité géographique ainsi que les différentes activités humaines exercées dans la région. Comme l'illustre le Tableau 28, Les stations de prélèvement ont été divisées en 3 groupes (puits domestiques, sources naturelles et rivières), répartis en 04 zones, Hammam Debehg, Bouhamdane, Bordj Sabath et Oued Zenati.

Les prélèvements ont été réalisés avec une fréquence saisonnière à raison de 05 campagnes d'échantillonnage allant du mois de Mars jusqu'au décembre 2012.

Dans le cas des puits, les échantillons ont été prélevés après un pompage intensif afin d'éliminer l'eau souterraine stockée dans les gaines des puits.

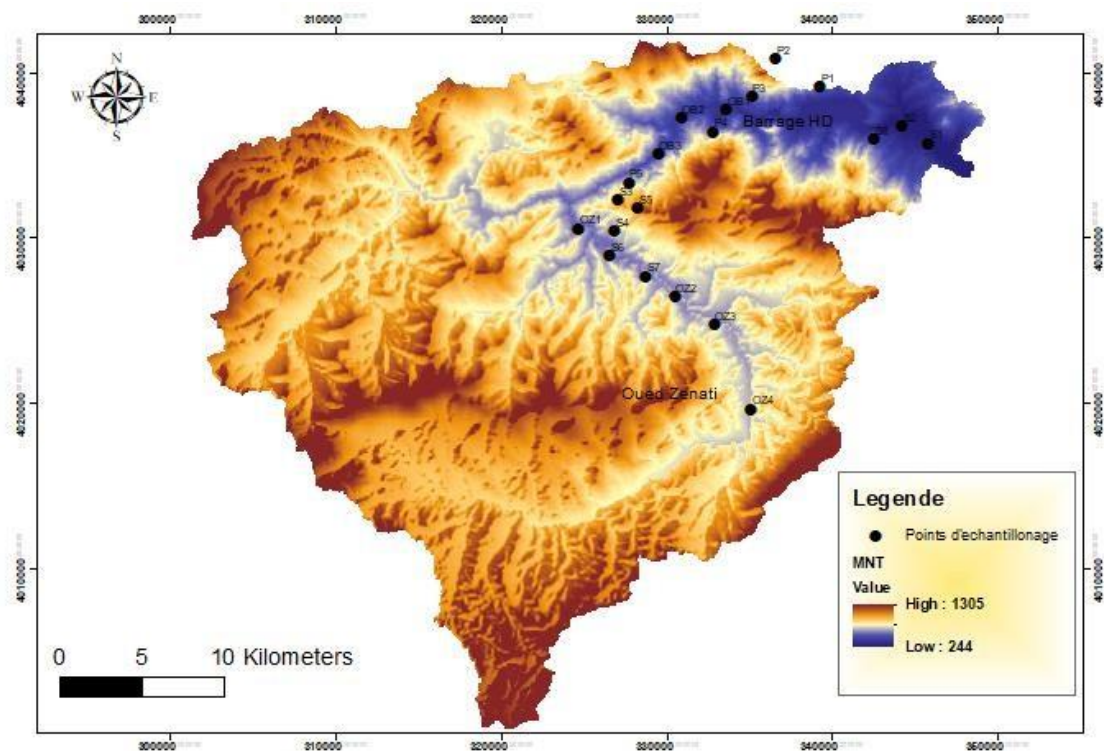


Figure 32 : Carte des points de prélèvement

Tableau 28 : Inventaire des points d'échantillonnage dans la zone d'étude

Campagnes			1	2	3	4	5	Total
Dates de prélèvements			Mars 2012	Juillet 2012	Octobre 2012	Novembre 2012	Décembre 2012	
Nombre de prélèvements			20	20	20	20	20	
Groupes		Points	Cordonnées					
			GPS		UTM		Élévation Z (m)	
			Latitude	Longitude	X (m)	Y (m)		
Eaux souterraines	Sources naturelles	S1	36°27'16.55"N	7°16'48.64"E	345884.131	4035746.447	283	
		S2	36°27'48.40"N	7°15'42.42"E	344253.328	4036757.510	302	
		S3	36°25'14.00"N	7° 4'14.70"E	327039.444	4032325.074	675	
		S4	36°24'12.16"N	7° 4'9.93"E	326882.511	4030421.731	603	
		S5	36°24'58.07"N	7° 5'4.64"E	328273.504	4031809.376	800	
		S6	36°23'22.80"N	7° 3'58.50"E	326567.298	4028906.309	549	
		S7	36°22'45.20"N	7° 5'27.10"E	328751.935	4027703.663	563	
		S8	36°27'21.62"N	7°14'34.04"E	342536.196	4035963.116	441	
	Puits domestiques	P1	36°29'3.50"N	7°12'22.18"E	339312.110	4039163.165	501	
		P2	36°29'56.37"N	7°10'30.98"E	336575.751	4040844.424	731	
		P3	36°28'41.05"N	7° 9'36.10"E	335165.965	4038549.283	546	
		P4	36°27'30.61"N	7° 8'4.23"E	332837.543	4036422.513	503	
		P5	36°25'46.99"N	7° 4'41.37"E	327723.944	4033328.467	582	
Eaux de surfaces	Rivières	OB1	36°28'15.24"N	7° 8'34.38"E	333614.590	4037783.373	378	
		OB2	36°27'57.71"N	7° 6'45.68"E	330898.499	4037295.720	404	
		OB3	36°26'46.10"N	7° 5'52.39"E	329528.490	4035114.995	438	
		OZ1	36°24'15.21"N	7° 2'42.88"E	324715.860	4030559.375	525	
		OZ2	36°22'5.52"N	7° 6'39.89"E	330541.882	4026445.191	571	
		OZ3	36°21'12.83"N	7° 8'15.13"E	332884.203	4024775.384	586	
		OZ4	36°18'27.90"N	7° 9'49.52"E	335140.539	4019647.855	625	

Avec :

- (S1, S2, S8, P1, P2, P3) : Secteur Hammam Debagh
- (OB1, OB2, OB3, P4, P5) : Secteur Bouhamdane
- (OZ1, S3, S4, S5, S6, S7) : Secteur Bordj Sabath
- (OZ2 OZ3 OZ4) : Secteur Oued Zenati

Concernant les échantillons d'eau de surface, ils ont été collectés à une profondeur de 15 cm sous la superficie pour éviter la couche colloïdale, susceptible d'influencer la concentration de certains paramètres.

Avant la procédure d'échantillonnage et pour éliminer toute contamination potentielle, les bouteilles ont été rincées plusieurs fois avec de l'eau distillée, puis lavées avec de l'eau à prélever. Les échantillons ont été conservés dans des bouteilles en polyéthylène de 1,5 L, bien fermées, et stockés dans une glacière à 4 °C à l'abri de la lumière, avant d'être transportés au laboratoire pour analyses.

II.1.2 Techniques d'analyses

a. Analyses in situ

Pendant les prélèvements quatre (04) paramètres physicochimiques (température, pH, conductivité électrique et oxygène dissous), ont été mesurés sur site à l'aide d'un appareil multiparamètre WTW (Multiline P3 PH/LF SET), et un oxymètre WTW équipé d'une sonde à oxygène (CelloX 325).

b. Analyses au laboratoire

Des analyses complètes des éléments chimiques ont été réalisés au niveau du laboratoire de génie civil à l'Université de Guelma.

Les bicarbonates ont été mesurés immédiatement par titrage, sur un volume de 100 ml d'échantillon et en présence d'un indicateur (méthyl orange) on a fait agir une solution d'acide sulfurique H_2SO_4 de concentration connue.

La concentration en chlorures a été déterminée selon la méthode de Mohr, qui consiste à faire précipiter le chlorure d'argent par réaction des ions chlorures avec les nitrates d'argent, en présence d'une solution de chromate de potassium K_2CrO_4 à 10 % comme un indicateur, l'apparition de la teinte rouge qui caractérise le chromate d'argent, indique la fin de la réaction. Le dosage des sulfates SO_4^{2-} a été effectué par néphélométrie, qui consiste à la stabilisation du précipité des sulfates en milieu chlorhydrique à l'aide d'une solution de Tween 20, les suspensions homogènes ont été dosées à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible (WTW) étalonné et réglé à une longueur d'onde de 420 nm.

Les nitrites, nitrates, orthophosphates et ammonium ont été analysés par méthode colorimétrique.

La silice et le fluorure ont été mesurés à l'aide de tests Spectroquant par méthode colorimétrique et la lecture a été effectuée par spectromètre adapté, conformes aux méthodes standard de l'United States Environmental Protection Agency (USEPAS).

Chapitre II : Étude Hydrochimique

Le dosage des teneurs en sodium et potassium a été réalisé par spectrophotométrie d'émission de flamme JENWEY-PEP7.

Le titre hydrotimétrique ou la dureté totale (TH) est obtenu par la méthode complexométrique par titrage à l'EDTA dans un milieu tamponné pH = 10 et en présence du noir ériochrome (T à 0,5 %) comme indicateur coloré.

Le dosage du calcium a été effectué par complexométrie avec titrage à l'EDTA dans une solution d'hydroxyde de sodium 2 N et en présence du Murexide comme indicateur colorée.

La dureté magnésienne de l'eau analysée est obtenue par la différence entre la dureté calcique et la dureté totale (Rodier et al., 2009).

La détermination des résidus secs a été réalisée en chauffant 200 ml d'eau à analyser dans un bécher placé dans une étuve à 105 °C pendant 24 heures. Après ce temps, l'échantillon a été laissé refroidir pendant 15 minutes au dessiccateur, puis immédiatement pesé (Rodier et al., 2009). Les résultats ont été exprimés en mg/L à l'aide de la formule suivante :

$$RS \text{ (mg/l)} = (P_P - P_V) \times 5 \times 1000$$

Avec : P_P : poids de la capsule pleine, P_V : poids à vide de la capsule

La détermination des matières en suspension a été réalisée par filtration selon une procédure en trois étapes. Dans un premier temps, la membrane de filtration a été séchée dans une étuve à 105 °C, puis pesée après avoir été refroidie dans un dessiccateur. Par la suite, elle a été installée sur une rampe de filtration sous vide, où 200 ml de l'eau à analyser ont été ajoutés. Enfin, après la filtration, la membrane a de nouveau été séchée à 105 °C pendant 20 minutes, avant d'être refroidie dans le dessiccateur et pesée une seconde fois.

Le dosage de la matière organique a été réalisé en milieu alcalin et à chaud, suivant une méthode qui consiste à, chauffer 100 ml d'eau à analyser à ébullition douce pendant 10 minutes en présence de 10 ml d'acide sulfurique à 50 % et de 10 ml de solution de permanganate de potassium, permettant la réduction partielle de ce dernier par les matières oxydables de l'échantillon. Ensuite, l'excès de permanganate de potassium est réduit à l'aide d'acide oxalique. Enfin, un titrage en retour est effectué pour déterminer l'excès d'acide oxalique, avec une fin de réaction marquée par l'apparition d'une teinte rose pâle. Un essai à blanc est également réalisé dans les mêmes conditions expérimentales pour évaluer la consommation de permanganate de potassium en l'absence de matières oxydables.

Lors de la réalisation des analyses, on a effectué des dilutions sur les échantillons prélevés, en les prenant en considération pendant les calculs des résultats.

(Gueroui, 2015 ; Rodier et al., 2009)

La précision analytique pour les mesures des éléments chimiques est indiquée par une erreur d'équilibre ionique, observée à $\pm 6 \%$ (Al-Ahmadi et al., 2013).

Les calculs hydrochimiques ont été réalisés à l'aide du programme DIAGRAMMES, permettant l'utilisation de PHREEQC. L'objectif principal de ce logiciel est de calculer les indices de saturation de certains minéraux et la pression partielle d'équilibre du CO_2 (Smiler, 2003 ; Parkhurst et Apello, 1999 ; Gueroui, 2015).

La demande biochimique en oxygène (DBO_5) est déterminée par une méthode respirométrique. L'analyse est effectuée à l'aide d'un appareil manométrique, qui mesure automatiquement la baisse de pression résultante de l'absorption d'oxygène dans un système hermétiquement clos. Suite à une incubation des échantillons pendant 5 jours, la DBO_5 est exprimée en mg/l d'O_2 .

La détermination de la DCO (Demande Chimique en Oxygène) a été effectuée conformément à la méthode à reflux en système ouvert, citée dans Rodier (2009).

II.2 Analyses des résultats

Les valeurs minimales, maximales, moyennes, ainsi que les écarts types des paramètres étudiés sont présentés de manière détaillée dans le tableau 29. Ces données fournissent une vue d'ensemble sur la variabilité des mesures et permettent une analyse approfondie. Une discussion approfondie et critique de ces résultats sera développée ultérieurement.

Tableau 29 : Résultats des analyses physico-chimiques des eaux souterraines du sous bassin de Bouhamdane

Paramètres	T °C	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	O ₂ (mg/l)	TDS (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)
Moyenne	17,29	7,25	1099,08	3,55	586,78	61,30	16,38	147,67	10,62
Ecart-type	4,31	0,34	576,84	0,71	296,73	26,82	12,81	56,46	6,56
Minimum	10	6,48	384	1,33	182	16,2	3,92	47	1,78
Maximum	24,7	7,99	2385	4,76	1261	134,78	88,5	268	32,6
Seuils Maximales Acceptables	25 (a), (b)	6,5 ≤ pH ≤ 9 (a), (b) 6,5 ≤ pH ≤ 8,5 (c)	180 ≤ CE ≤ 1000 (b) 400 (c)	/	< 600 (c)	200 (a) 100 (b)	50 (b)	200 (a), (b) et (c)	12 (a), (b) et (c)
Ensemble des mesures	65	65	65	65	65	65	65	65	65
Paramètres	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SiO ₂ ⁻ (mg/l)	F ⁻ (mg/l)
Moyenne	271,94	137,59	89,34	29,00	0,15	0,23	0,22	0,37	1,04
Ecart-type	69,38	98,73	58,35	16,82	0,07	0,10	0,20	0,16	0,84
Minimum	45,8	39,8	18,86	2,4	0,023	0,096	0	0,132	0,09
Maximum	359,9	426	220,6	65,2	0,321	0,478	0,7982	0,792	2,85
Seuils Maximales Acceptables	/	500 (a) 250 (b) et (c)	400 (a) 250 (b) et (c)	50 (a), (b) et (c)	0,2 (a), 0,1 (b) et 3 (c)	0,5 (a) et (c), 0,1 (b)	5 (a) et (b)	≤ 10 (c)	1,5 (a), (b) et (c)
Ensemble des mesures	65	65	65	65	65	65	65	26	26

Tableau 30 : Résultats des analyses physico-chimiques des eaux superficielles du sous bassin de Bouhamdane

Paramètres	T °C	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	O ₂ (mg/l)	TDS (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	HCO ₃ ⁻
Moyenne	16,49	7,72	1615,63	2,65	873,49	92,91	45,95	197,78	13,27	316,36
Ecart-type	4,7	0,36	405,92	1,13	242,39	19,09	16,75	38,26	5,32	49,93
Minimum	9,1	6,9	770	0,66	519	41,1	12,3	99,1	6,03	228,14
Maximum	24,1	8,28	2150	4,65	1390	119,44	77,7	265	25,34	419
Ensemble des mesures	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35
Paramètres	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SiO ₂ ⁻ (mg/l)	F ⁻ (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DCO (mg/l)
Moyenne	237,84	185,69	24,53	0,62	0,48	2,46	0,34	0,82	82,96	22,69
Ecart-type	56,1	66,69	11,51	0,61	0,45	2,18	0,19	0,25	47,65	8,66
Minimum	70,2	54,6	6,16	0,15	0,14	0,21	0,04	0,35	21	7,5
Maximum	291,4	302,1	46,4	2,89	1,89	6,45	0,57	1,13	153	35
Ensemble des mesures	35	35	35	35	35	35	14	14	21	21

II.2.1 La température

La température de l'eau constitue un paramètre essentiel qui influence de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques, elle varie en fonction de la température de l'air, la profondeur de l'eau ainsi que les caractéristiques du sol et des roches environnantes qui peuvent moduler la température des eaux souterraines (Debieche, 2002).

Selon Rodier (2009), la température de l'eau n'a pas d'effet direct sur la santé humaine, cependant, une température supérieure à 20°C peut favoriser l'accroissement de la prolifération microbienne avec apparition des mauvaises odeurs et saveurs dans l'eau.

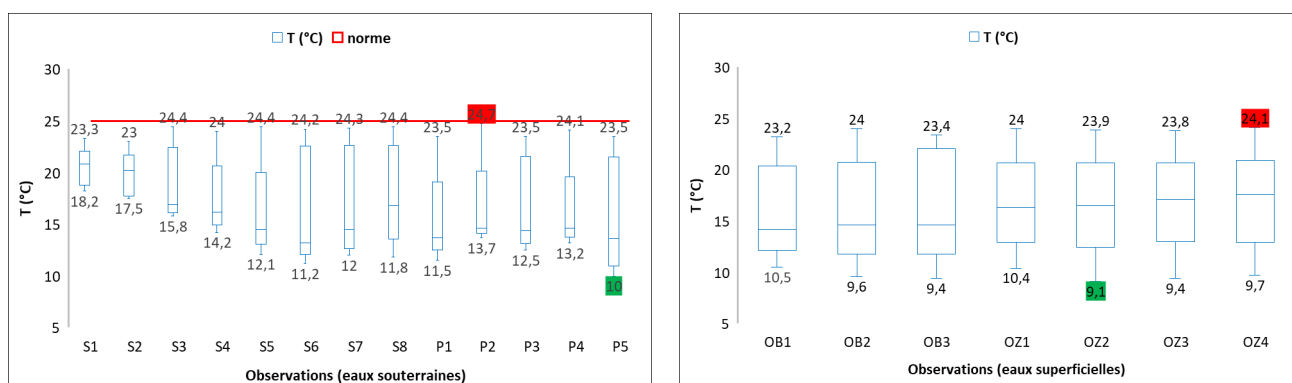


Figure 33 : Variation de la température des eaux du sous bassin de Bouhamdane

Suivant la figure 33, les résultats de mesure de la température montrent que les températures des eaux souterraines sont plus stables et influencées par le gradient géothermique, tandis que celles des eaux de surface varient davantage selon les saisons.

En été, les deux types d'eau atteignent des températures similaires autour de 24 °C, alors qu'en hiver, les eaux souterraines restent plus chaudes (10 à 20,8 °C) que les eaux de surface (9,1 à 10,5 °C), grâce à l'isolation thermique du sous-sol.

En absence de normes pour la température des eaux de surface, les normes algériennes et celles de la Communauté Européenne, fixent une limite de 25°C pour la température de l'eau potable. Les valeurs relevées des eaux souterraines de notre région d'étude, étant toutes inférieures à ce seuil, elles sont donc conformes à ces exigences.

Selon la grille de la qualité proposée par l'ANRH (tableau 27), les températures des eaux superficielles de la zone d'étude appartiennent à la classe C1

II.2.2 Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH de l'eau, est un indicateur important de son acidité ou alcalinité, (Chapman et Kimstach, 1996), il joue un rôle essentiel dans l'équilibre physico-chimique de l'eau et influence de nombreux processus.

Les variations du pH sont principalement causées par la nature des terrains traversés par l'eau, ainsi que par des facteurs externes tels que les rejets urbains et industriels ou le lessivage des terres agricoles. En fonction de sa teneur en ions, l'eau peut être corrosive, agressive ou incrustante.

Les résultats des analyses du pH des eaux de notre région d'étude montrent que les eaux souterraines présentent des variations de pH plus importantes dans le temps (6,48 à 7,98), avec une baisse en été probablement due à une recharge réduite et une remontée en hiver peut être liée aux précipitations. Les eaux de surface, plus stables et alcalines (6,9 à 8,28), subissent moins de variations possiblement dû aux échanges atmosphériques et à la dilution, bien qu'une légère baisse soit observée en été.

En comparaison avec les normes de potabilité exigées en Algérie, l'UE, et l'OMS, toutes les valeurs du pH enregistrées au niveau des eaux souterraines de la zone d'étude sont conformes. Les eaux de surface peuvent être classées de bonne qualité en matière de pH, comparativement aux données de la grille des eaux superficielles proposées par l'ANRH (2009).

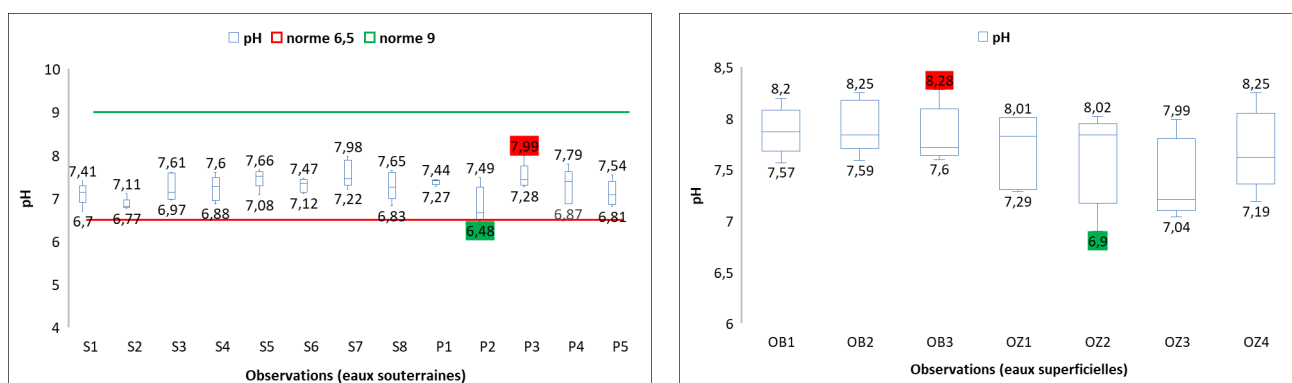


Figure 34 : Variation du pH des eaux du sous bassin de Bouhamdane

II.2.3 Conductivité électrique (CE)

La conductivité est un indicateur clé de la minéralisation des eaux, directement liée à la concentration en sels dissous et aux ions présents en solution (Khadri, 2009 ; Touati, 2019). Plus la teneur en sels est élevée, plus la conductivité augmente, reflétant ainsi le degré de minéralisation. Ce paramètre permet également d'identifier d'éventuelles modifications des aquifères et de mieux comprendre leur composition minérale.

L'analyse des valeurs enregistrées de la CE des eaux souterraines, révèle que plusieurs sites présentent une forte minéralisation et dépassent systématiquement la norme de potabilité de l'UE (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). En particulier, S8 et P5 qui présentent des valeurs constamment élevées, atteignant respectivement un maximum de 1942 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 2385 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Les sites S1 et S2 dépassent également la norme de potabilité à plusieurs reprises, avec des valeurs variant de 1598 $\mu\text{S/cm}$ à 1984 $\mu\text{S/cm}$ pour S1 et de 1667 $\mu\text{S/cm}$ à 1968 $\mu\text{S/cm}$ pour S2, particulièrement en été et en automne. Ces sites connaissent une minéralisation notable, bien qu'ils ne soient pas aussi élevés que S8 et P5.

Ces dépassements répétés de la norme de potabilité suggèrent une minéralisation importante des eaux souterraines, potentiellement due à des facteurs géologiques ou humains notamment le lessivage des fertilisants par les eaux d'irrigation.

En se référant au lien entre la CE et la minéralisation des eaux de surfaces (tableau 31), les valeurs enregistrées indiquent qu'elles sont globalement d'une minéralisation élevée, avec des valeurs allant de 770 $\mu\text{S/cm}$ (OB1) à 2150 $\mu\text{S/cm}$ (OZ3), et une moyenne de 1615 $\mu\text{S/cm}$.

Les points de l'Oued Zenati montrent systématiquement des valeurs plus élevées que les points de l'Oued Bouhamdane, indiquant une probable origine géologique ou à cause des activités Humaines exercées dans cette zone (figure 35).

Tableau 31 : Lien entre conductivité et minéralisation des eaux de surface (Aissaoui, 2018)

Appréciation/ Paramètre	Eau deminéralisée	Minéralisation faible	Minéralisation moyenne	Minéralisation importante	Minéralisation élevée
CE ($\mu\text{S/cm}$)	CE<100	100<CE<200	200<CE<666	666<CE<1000	1000<CE

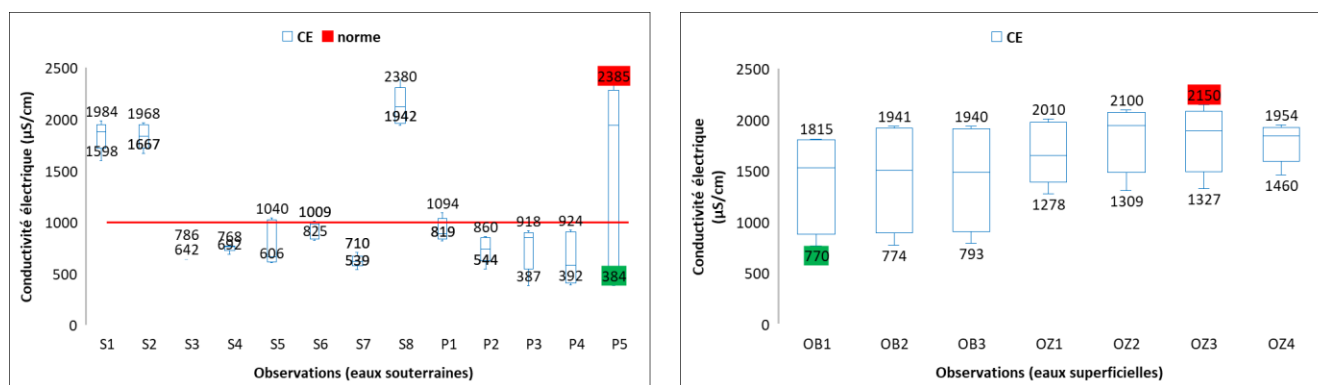


Figure 35 : Variation de la CE des eaux du sous bassin de Bouhamdane

II.2.4 L'oxygène dissous (O_2)

L'oxygène dissous est un paramètre essentiel pour évaluer l'état de l'eau, car il favorise la croissance des micro-organismes et le développement des germes pathogènes. Il constitue un indicateur important de la qualité de l'eau. Dans les eaux de surface, sa présence joue un rôle majeur dans les processus d'autoépuration et le maintien de la vie aquatique.

Comme l'illustre la figure 36, les mesures de l' O_2 , dans les eaux souterraines de la région d'étude, ont montré que tous les points ont enregistré des valeurs inférieures à 5mg/l, correspondant aux normes exigées par l'UE, avec une moyenne de 3.55 mg/l.

L'écart-type de l'ordre de 0.71 mg/l, reflète la variation des valeurs de l'oxygène dissous, avec des valeurs extrêmes allant de 1.33 mg/l en Juillet jusqu'à 4.85 mg/L, comme valeur maximale en mois de Mars 2012. Cette variation résulte probablement des apports d'eau en période de hautes eaux, qui rechargent les réserves souterraines et renouvellent la nappe. Elle peut être également influencée par la perméabilité des formations géologiques, entraînant des différences de teneur en oxygène dissous d'un point à un autre (Gueroui, 2015).

La qualité des eaux superficielles est globalement jugée souvent mauvaise (A.B.H., 2009), avec des concentrations en oxygène dissous inférieures à 3 mg/L, notamment sur les sites de la rivière de l'Oued Zenati. Quelques points isolés, comme Oued Bouhamdane 2 (OB2), atteignent une qualité passable avec des valeurs comprises entre 3 et 5 mg/L. Les valeurs extrêmes enregistrées montrent une concentration maximale de 4,65 mg/L sur le site OB2 en décembre 2012. À l'inverse, la concentration minimale a été relevée sur le site OZ1, avec seulement 0,66 mg/L en Décembre 2012, indiquant une qualité très dégradée.

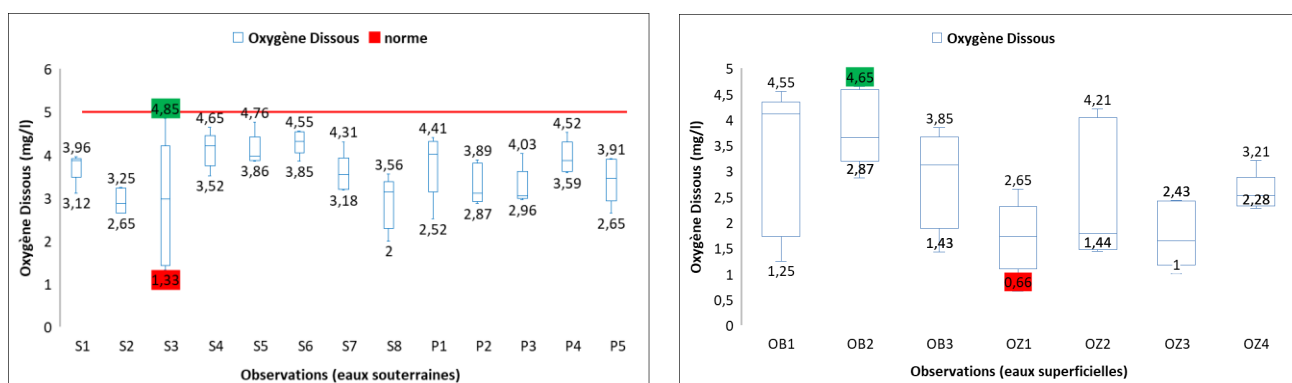


Figure 36 : Variation de l'O₂ dissous dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

D'un point de vue temporel, la forte dégradation est observée sur les points de l'Oued Zenati, particulièrement marquée en Novembre et Décembre 2012, où les valeurs enregistrées sont très faibles, traduisant une détérioration notable de la qualité de l'eau à cette période. Ceci est probablement dû à une pollution organique et des apports en nutriments (Azote, Amonium et Phosphate) provenant des activités humaines (agriculture, urbanisation) qui peuvent favoriser des phénomènes d'eutrophisation.

II.2.5 Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension (MES) englobent l'ensemble des éléments solides, d'origine minérale ou organique, non dissous, flottant ou dispersés dans les eaux usées (Cornaz, 2004). Les valeurs de MES enregistrées dans les eaux souterraines sont globalement faibles, mais il y a des fluctuations au fil du temps (Figure 37). Les concentrations les plus faibles (nulles ou

proches de 0) sont révélées en mois de Juillet et Octobre, elles augmentent légèrement en mois de Novembre et Décembre, où on a enregistré la valeur maximale 10 mg/l (P1 et P5).

Les valeurs élevées sont probablement dues aux infiltrations rapides via les zones perméables ou la proximité avec des sources polluantes.

Les eaux de surface qui sont exposées à des apports directs de matières en suspension (érosion, ruissellement, déversements), présentent des niveaux en MES beaucoup plus élevés que les eaux souterraines protégées par les couches géologiques. Les valeurs les plus faibles ont été globalement enregistré en mois de Juillet avec des variations entre les points, tandis que les concentrations élevées ont été notés en mois d'Octobre avec un maximum de 117 mg/l.

Les fortes concentrations de MES dans les eaux de surface s'expliquent principalement par le ruissellement, les activités humaines telles que l'agriculture et la saisonnalité notamment pendant les périodes pluvieuses qui intensifient le ruissellement et l'apport de matières en suspension.

Pendant les 5 campagnes de prélèvement, 71% des sites des eaux superficielles de la zone d'étude sont de moyenne à mauvaise qualité en termes de MES, tandis qu'environ 8% sont de très mauvaise qualité notamment les sites de l'Oued Zenati (A.N.R.H., 2009).

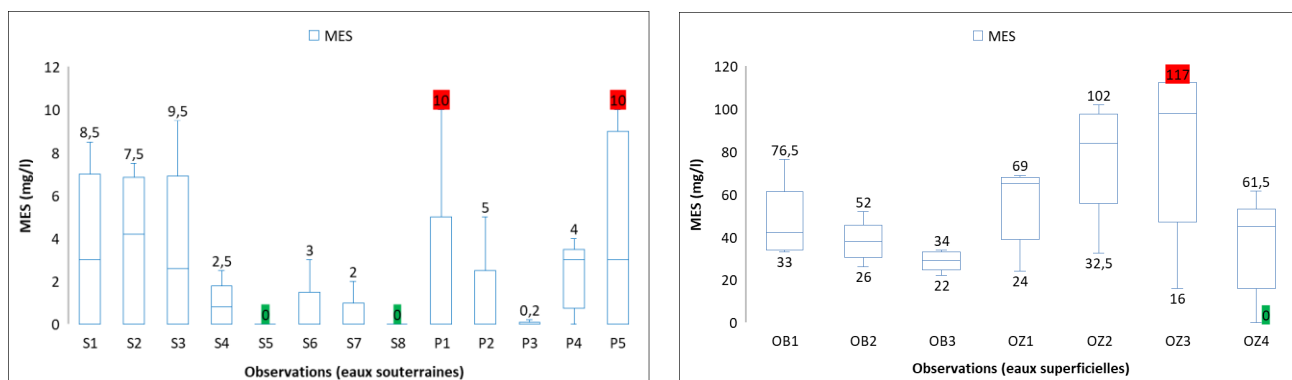


Figure 37 : Variation de la matière en suspension dans le bassin de Bouhamdane

II.2.6 Total des solides dissous (TDS)

Le TDS (Total des Solides Dissous) représente la concentration totale des substances dissoutes dans l'eau. Il est principalement constitué de sels inorganiques et d'une fraction de matières organiques, qui peuvent être d'origine naturelles ou à cause des activités humaines.

Les valeurs des TDS ont enregistré une moyenne de 586,78 mg/L pour les eaux souterraines et 873,49 mg/L pour les eaux de surface, avec des valeurs globalement plus élevées pour ces dernières (Figure 38). Les concentrations extrêmes vont de 182 mg/L (P4, juillet 2012) à 1390 mg/L (OZ3, novembre 2012).

Plusieurs points d'eau souterraines dépassent la limite de potabilité exigée par l'OMS (600 mg/l), notamment S1, S2 et S8, tandis que les eaux de surface affichent majoritairement des TDS supérieures à 900 mg/L, reflétant une qualité passable à mauvaise, selon l'ABH (2009). Les niveaux élevés s'expliquent essentiellement par des causes naturelles (minéraux dissous) ou anthropiques (pollution).

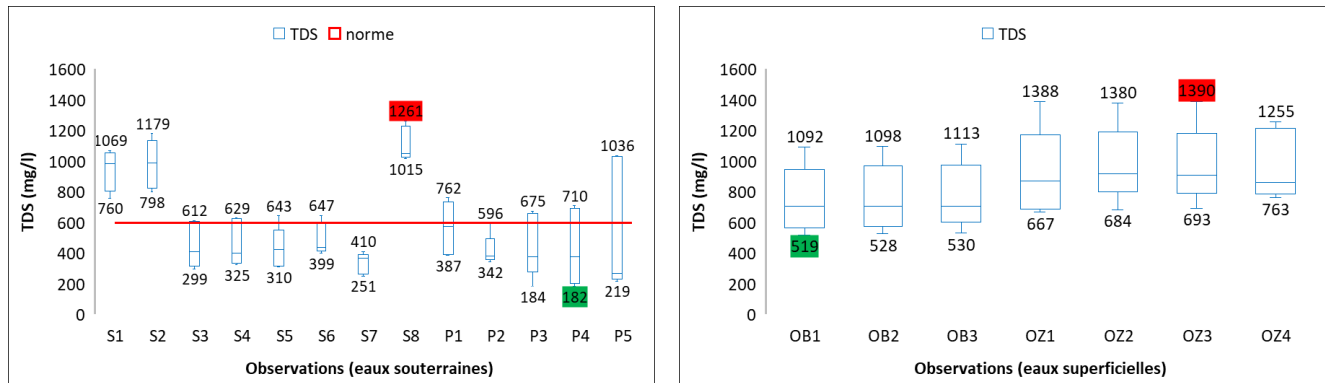


Figure 38 : Variation des TDS dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

II.2.7 Le Calcium (Ca^{2+})

Le calcium est souvent l'élément prédominant dans les eaux douces, sa concentration varie principalement en fonction du type de terrain traversé, qu'il soit calcaire ou gypseux (Rodier et al., 2009). La dissolution des formations gypseuses (CaSO_4) et des formations carbonatées (CaCO_3) est la principale source naturelle des ions Ca^{2+} .

Les résultats illustrés dans la figure 39 montrent que dans les eaux souterraines les variations sont significatives, avec des valeurs allant de 16,2 mg/L à 134,78 mg/l à P5 en Mars. Certains points dépassent occasionnellement la norme de 100 mg/l établie par l'OMS, notamment P5, S1 et S8, représentant 10.77 % des mesures, mais aucune valeur ne dépasse la norme algérienne de 200 mg/l.

Les concentrations au niveau des eaux superficielles varient entre 41,1 mg/l (OB1 en Décembre) et 119,44 mg/l (OZ2 en Octobre). En se référant à la grille de classement proposée par l'ANRH, 42.86% sont de bonne qualité alors que 57,14% des mesures sont de moyennement qualité surtout dans le cas de l'Oued Zenati.

Les concentrations élevées sont probablement dues à la dissolution des roches calcaires et au ruissellement saisonnier dans le cas des rivières.

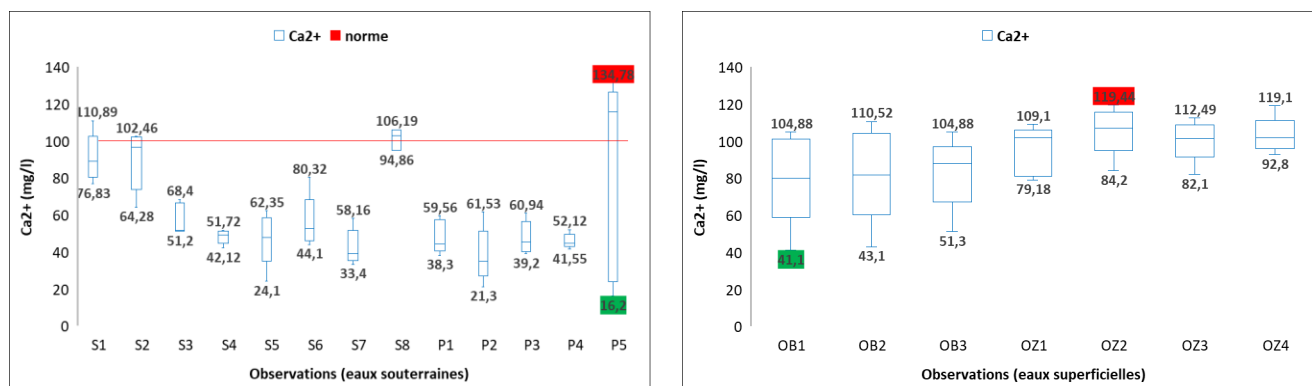


Figure 39 : Variation du Ca^{2+} dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

II.2.8 Le Magnésium (Mg^{2+})

Le magnésium est un élément essentiel à la croissance des plantes et dans le métabolisme animal, Ses origines sont similaires à celles du calcium, étant principalement issu de la dissolution des formations carbonatées riches en Mg^{2+} , telles que la magnésite et la dolomite (Bermond et Perrdon, 1979).

Les données illustrées dans la figure 40, montrent que les concentrations de Mg^{2+} dans les eaux souterraines respectent majoritairement la norme de 50 mg/l, avec 89.23 % des mesures, étant inférieures ou égales à cette limite. Cependant, deux dépassements significatifs ont été enregistrés à la source S8 (88,50mg/ en Juillet et 56,44 mg/l en Mars), représentant 10.77% des mesures. Les puits présentent des concentrations plus stables et inférieures à 50 mg/l, tandis que les sources, notamment S8 et S1, montrent des variations plus importantes, ce qui suggère une anomalie locale ou saisonnière.

Les eaux superficielles présentent majoritairement une **qualité moyenne** selon la grille de l'ANRH, avec 85,71 % des concentrations comprises entre 30 et 100 mg/l. Seules **14,29 % des mesures** (principalement aux points OB) indiquent une **bonne qualité** (< 30 mg/l). Ces résultats montrent un taux élevé en Mg^{2+} , notamment aux points OZ, possiblement dues à des facteurs naturels et anthropiques.

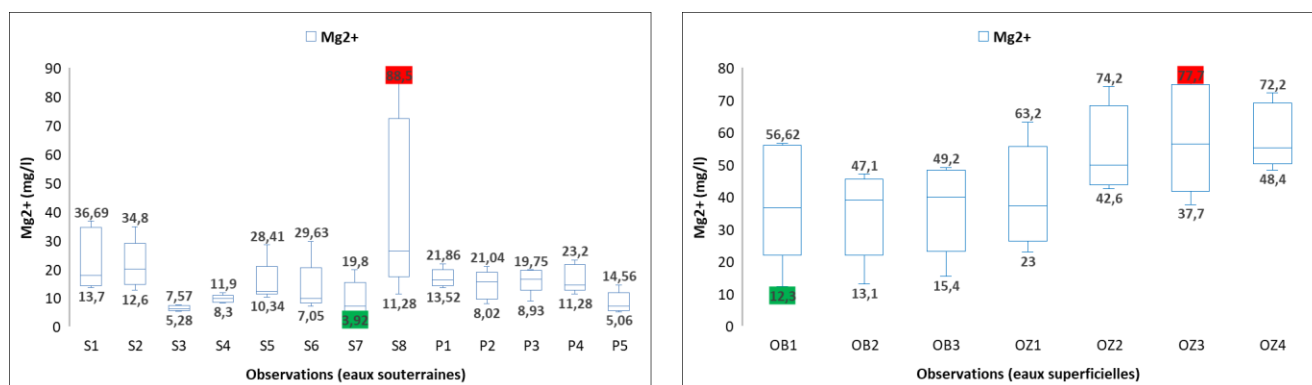


Figure 40 : Variation du Mg^{2+} dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

II.2.9 Le Sodium (Na^+) et les Chlorures (Cl^-)

Ces éléments proviennent principalement de deux origines naturelles : l'impact de la salinité marine et en particulier, la dissolution des formations salifères (Gueroui, 2015).

Les concentrations de chlorures sont élevées par rapport à celles du sodium en raison des propriétés du chlorure, un élément très mobile qui ne participe pas aux phénomènes de précipitation chimique et ne s'adsorbe pas dans les formations géologiques (Maoui, 2007).

Comme c'est indiqué dans les figures 41 et 42, les valeurs des eaux souterraines montrent des variations significatives des concentrations en chlorures (Cl^-) et en sodium (Na^+). Pour les chlorures, les valeurs vont de 39,8 mg/l (S7) à 426 mg/l (S8) avec une moyenne de 140.44 mg/l, et de 47 mg/l (P5) à 268 mg/l (S2) avec une moyenne de 147.96 mg/l dans le cas du sodium.

13.58% des mesures ont dépassé la norme de potabilité dans le cas des chlorures, alors que pour le sodium on a enregistré des valeurs supérieures à la norme dans 23.08% des cas, notamment au niveau des sites S1, S2 et S8 situé dans la région de Hammam Debagh, ce qui indique une présence des apports salifères, probablement issus des formations évaporitiques présentes dans cette région.

Concernant les eaux superficielles, les résultats montrent des concentrations élevées en chlorures (Cl^-) et en sodium (Na^+), avec des valeurs qui vont de 70,2 mg/l (OB1) à 291,4 mg/l (OB3) pour les chlorures, avec une moyenne de 234.75 mg/l et de 99,1 mg/l (OB1) à 265 mg/l (OZ1) avec une moyenne de 196,93 mg/l pour le sodium. 8.57% des mesures se situent dans la plage de bonne qualité alors que 91.43 % sont de qualité moyenne en termes de teneur en chlorures, tandis que pour le sodium, 31.43% des mesures indiquent une qualité moyenne et 68.57% une mauvaise qualité. Ces résultats reflètent une influence notable des apports salifères.

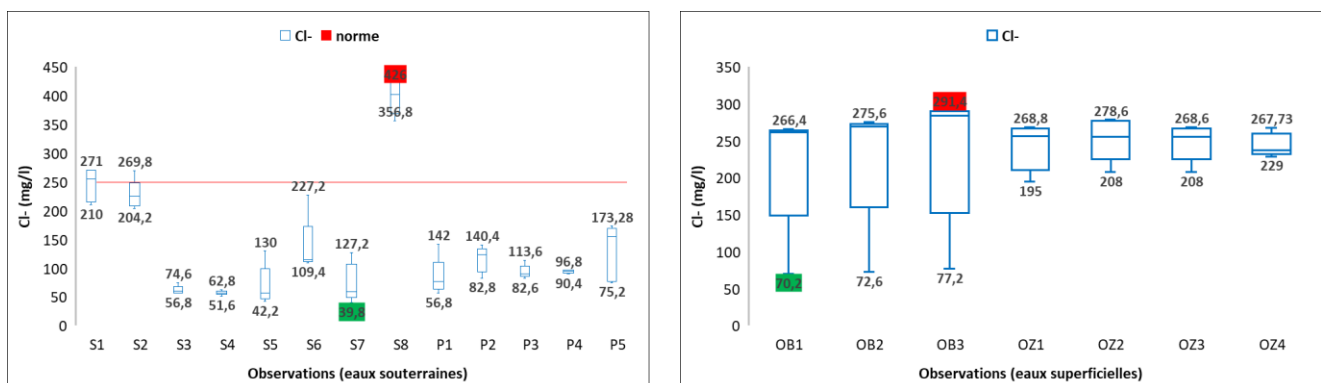


Figure 41 : Variation des Cl^- dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

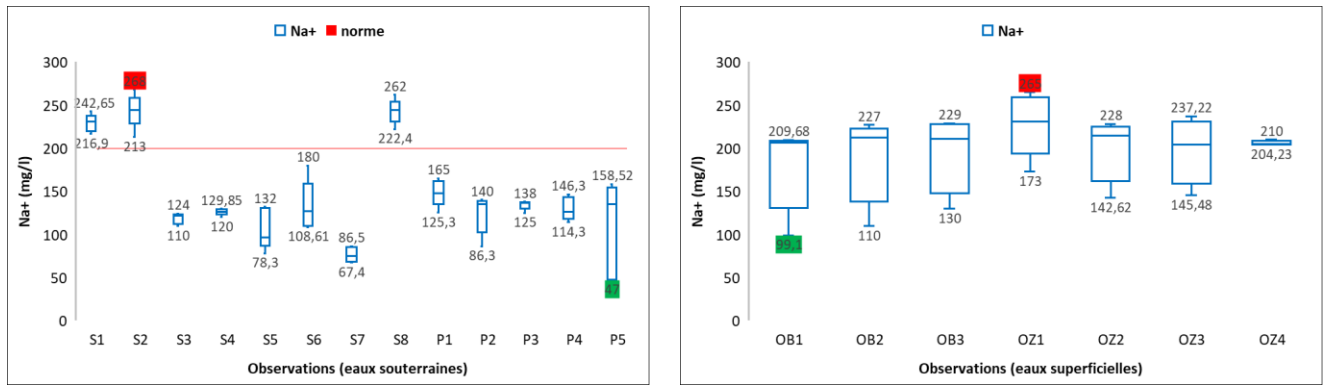


Figure 42 : Variation du Na⁺ dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

II.2.10 Le Potassium (K⁺) :

Le potassium résulte de l'altération des formations silicatées (gneiss et schiste), des argiles riches en potassium, ainsi que de la dissolution des engrais chimiques (NPK) (Touati, 2019).

Le potassium est l'élément le moins présent parmi les cations, avec des concentrations variant de 1,78 mg/l (P5) à 32,6 mg/l (S2), et une moyenne de 10,62 mg/l. Environ 33,85 % des mesures dépassent la norme de 12 mg/l, principalement aux sites S1, S2, S6, S8, P1 et P2, avec un pic de 32,6 mg/l observé à S2. Ces dépassements suggèrent des apports naturels ou anthropiques de potassium dans certaines zones.

Au niveau des eaux superficielles, les concentrations varient entre 6,03 mg/l (OB1) et 25,34mg/l (OZ2), avec une moyenne de 13,2 mg/l. En se référant à la grille de qualité, environs 60% des mesures indiquent une bonne qualité (inférieure à 13,5 mg/l), 8.57 % une qualité moyenne (13,5 à 15 mg/l) et 31.43 % une mauvaise qualité (15 à 70 mg/l), notamment en automne ce qui peut être expliquer par le ruissellement et l'érosion causés par les pluies, la décomposition de la matière organique, l'utilisation d'engrais agricoles pendant cette saison.

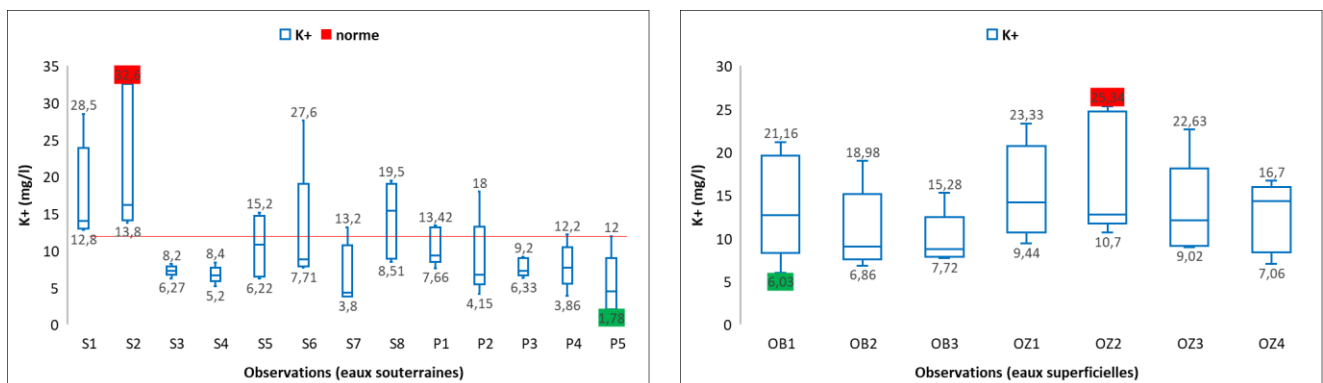


Figure 43 : Variation du K⁺ dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

II.2.11 Les Bicarbonates (HCO_3^-) :

Les bicarbonates présents dans l'eau proviennent de la dissolution des formations carbonatées (Cipolin, calcaire) par des eaux contenant du dioxyde de carbone (Debieche, 2002). Les résultats des mesures montrent une variabilité significative. Les concentrations dans les eaux souterraines vont de 45,8 mg/L (P5) à 359,9 mg/L (S1), tandis qu'en eaux de surface, elles varient de 228,14 mg/L (OB2) à 419 mg/L (OZ4). La moyenne des concentrations est de 266,5mg/l pour les eaux souterraines et de 307,2 mg/l pour les eaux de surface, indiquant généralement des niveaux plus élevés dans les rivières. Les points S1 et OZ4 enregistrent souvent les valeurs les plus élevées, suite à la dissolution des formations carbonatées de la nappe de nérétique constantinoise (Boudjebieur, 2022).

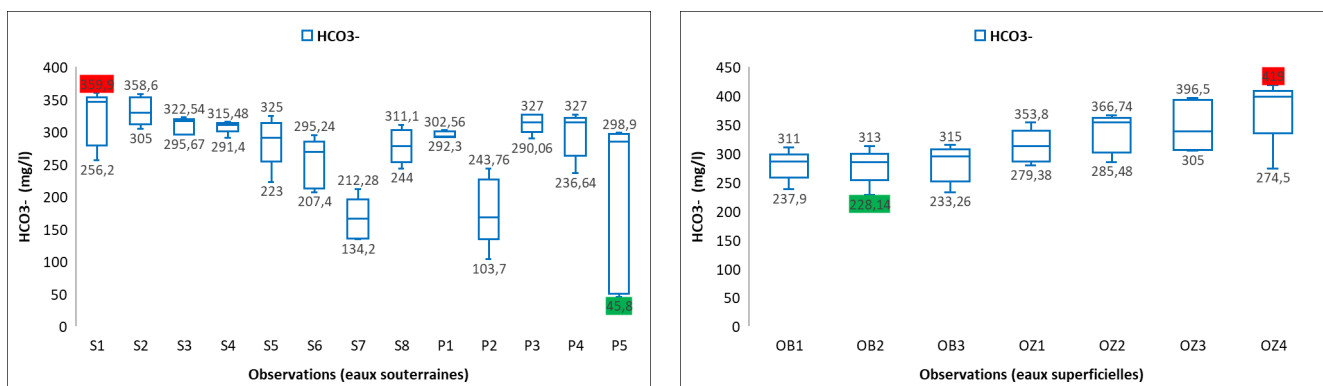


Figure 44 : Variation des HCO_3^- dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

II.2.12 Les Sulfates (SO_4^{2-}) :

Les ions sulfates présents dans l'eau proviennent principalement de la dissolution des sulfates de calcium et de magnésium (Touati, 2019).

Comme le montre la figure 45, les eaux souterraines présentent des concentrations de sulfates bien inférieures à la norme de potabilité, avec une moyenne de 89,6 mg/l et des valeurs extrêmes allant de 18,86 mg/l (S7), à 220,6 mg/l (S2).

Les résultats des mesures dans les eaux superficielles montrent des concentrations variantes entre 54,6 mg/l (OB1) et 302,1 mg/l (OZ1), avec une moyenne de 185.29 mg/l. En se référant à la grille de qualité, 71.43 % des mesures indiquent une bonne qualité, 25.71% une qualité moyenne, tandis que 2.86 % une mauvaise qualité. Les points de l'Oued Zenati enregistrent souvent les concentrations les plus élevées que ceux de l'Oued Bouhamdane qui présentent généralement les valeurs les plus faibles.

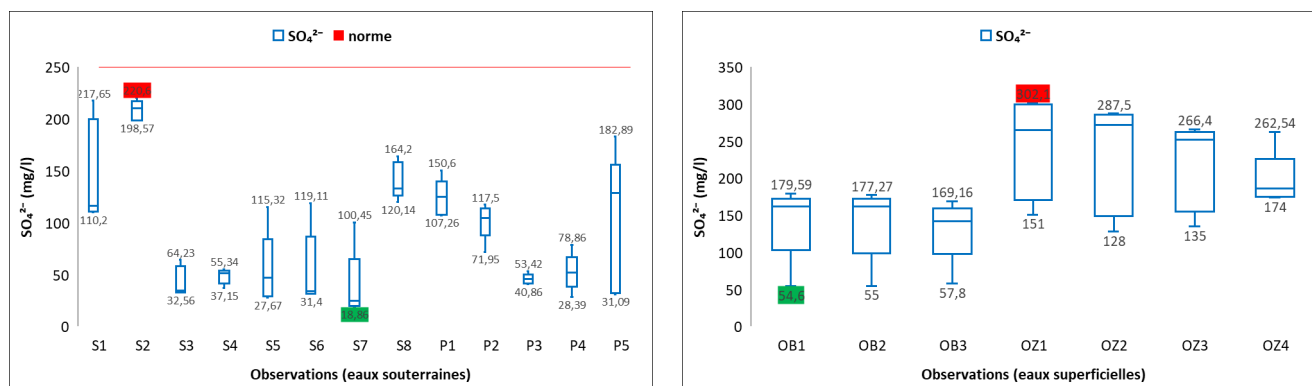


Figure 45 : Variation des SO_4^{2-} dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

II.2.13 Les éléments nutritifs :

L'azote est un élément important de la matière vivante, mais avec des concentrations élevées dans les milieux aquatiques notamment superficiels, il favorise la prolifération excessive de phytoplancton, notamment les algues conduisant au phénomène d'eutrophisation ce qui nécessite une surveillance rigoureuse (Metcalf et Eddy, 2003 ; Faby, 2003 ; Cornaz, 2004 ; Touati, 2019). L'azote dans l'eau se présente sous deux formes : inorganique, immédiatement utilisable par les plantes et organique, nécessitant une minéralisation par les microorganismes. L'azote minéral se retrouve en solution ionique dans l'eau sous trois formes principales : l'azote ammoniacal (Ammoniac NH_3^+ et Ammonium NH_4^+) ; les Nitrites NO_2^- ; et les Nitrates NO_3^- (Aissaoui, 2018).

a. Les Nitrates (NO_3^-) :

Les nitrates, représentent la forme oxydée finale de l'azote, ils sont très solubles. Leur présence dans les eaux est principalement liée à l'utilisation excessive des engrais chimiques. Lorsque les concentrations dépassent 12 mg/l, l'influence de l'activité humaine devient évidente (Bremond et Perrodon, 1979 ; Touati, 2018). Ils peuvent également provenir des eaux usées domestiques et, dans certains cas, des eaux industrielles (Gueroui, 2015). Dans le milieu naturel, bien que les nitrates ne soient pas directement toxiques, ils contribuent de manière significative au phénomène d'eutrophisation des eaux stagnantes, des eaux courantes et même de celles des zones littorales (Rejsek, 2002).

Les résultats des mesures des nitrates dans les eaux souterraines (figure 46), montrent des concentrations variantes entre 2,4 mg/l (S5) et 65,2 mg/l (S8), avec une moyenne de 29.14mg/l. La norme de potabilité de 50 mg/l est respectée dans 81.54 % des cas, alors que 18.46 % des mesures la dépassent, principalement aux points S1, S2, S7, S8 et P1, qui enregistrent souvent les concentrations les plus élevées. Ces résultats indiquent une qualité globale plus ou moins acceptable, avec certains dépassements localisés.

Dans le cas des eaux superficielles, les concentrations varient entre 6,16 mg/l (OB2) et 46,4mg/l (OZ3), avec une moyenne de 24.62 mg/l. Selon la grille de qualité proposée par l'ANRH, plus de 57% des mesures indiquent une qualité mauvaise à très mauvaise et environs 38% des cas présente une qualité moyenne. Globalement, les sites de l'Oued Zenati sont les plus pollués, avec des concentrations souvent supérieures à 40 mg/l, causé probablement par les rejets des eaux usées domestiques de la ville de l'Oued Zenati, ainsi que par les engrais utilisés dans les activités agricoles dans cette zone.

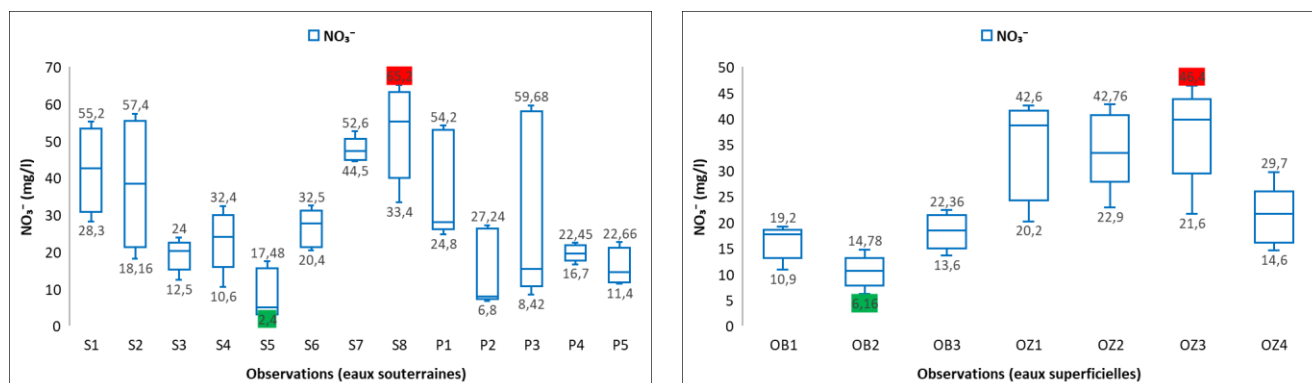


Figure 46 : Variation des NO_3^- dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

b. Les Nitrites (NO_2^-) :

Les nitrites sont une forme moins oxydée et moins stable dans le cycle de l'azote, servant de transition entre les nitrates et l'ammonium. Ils constituent une forme toxique, principalement issue de l'agriculture ainsi que des rejets urbains et industriels (Khadri, 2009).

Les résultats d'analyses des nitrites dans les eaux souterraines (figure 47), montrent des concentrations qui varient entre 0,023 mg/l (S6) et 0,321 mg/l (S1), avec une moyenne de 0,154mg/l. Environ 20 % des mesures dépassent la norme Algérienne des eaux potables de 0,2mg/l, principalement aux sites S8, P4 et P5, avec des pics observés à P5 (0,321 mg/l) et S8 (0,269 mg/l). Ces dépassements suggèrent une possible contamination par des sources anthropiques, telles que les engrais agricoles ou les eaux usées.

Dans les eaux superficielles, les résultats montrent des concentrations variant de 0,146 mg/l (OB3) à 2,886 mg/l (OZ1), avec une moyenne de 0,645 mg/l. Selon la grille de qualité proposé par l'ABH, 34.29 % des mesures indiquent une bonne qualité, 25.71 % une qualité passable, 25.71 % une mauvaise qualité et 14.29 % une très mauvaise qualité. Les sites de l'Oued Zenati notamment en mois de Décembre, présentent les niveaux de pollution les plus élevés, dépassant largement la norme de qualité de l'eau, suggérant une contamination significative probablement dues aux rejets urbains et aux activités agricoles dans cette région.

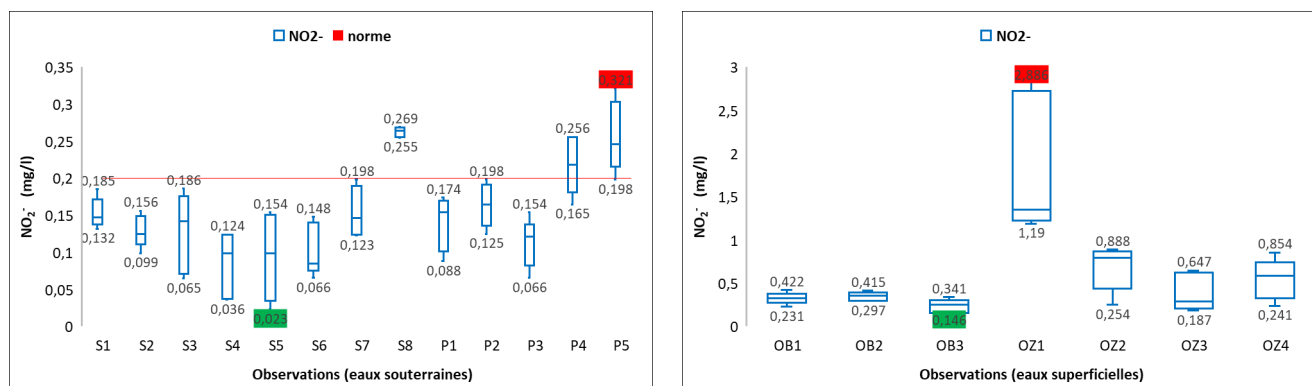


Figure 47 : Variation des NO_2^- dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

c. L'Ammonium (NH_4^+) :

C'est la forme la plus toxique de l'azote, il est étroitement lié aux rejets urbains et industriels, constituant ainsi un indicateur pertinent de la pollution des cours d'eau par ces effluents. Dans les eaux profondes, sa présence résulte principalement de la décomposition anaérobie des matières organiques azotées (Detay, 1993). Quant aux eaux superficielles, cette forme d'azote provient à la fois de la dégradation de la matière organique azotée et des échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère (Khadri, 2018).

Les concentrations dans les eaux souterraines, varient de 0,096 mg/l (S3) à 0,478mg/l (S8), avec une moyenne de 0,229 mg/l. Aucun site ne dépasse la norme Algérienne de potabilité de 0,5 mg/l, mais les sites S8, P5 et P4 présentent les concentrations les plus élevées, approchant parfois le seuil limite, suggérant des apports potentiels d'origine naturelle ou anthropique.

Dans le cas des eaux superficielles, les concentrations varient de 0,143 mg/l (OB3) à 1,887mg/l (OZ4), avec une moyenne de 0,483 mg/l. à l'exception du site OZ4 qui présente une qualité passable (1.54 mg/l en moyenne), toutes les autres valeurs indiquent une très bonne qualité. Cette pollution localisée suggère des rejets anthropiques à proximité de ce point.

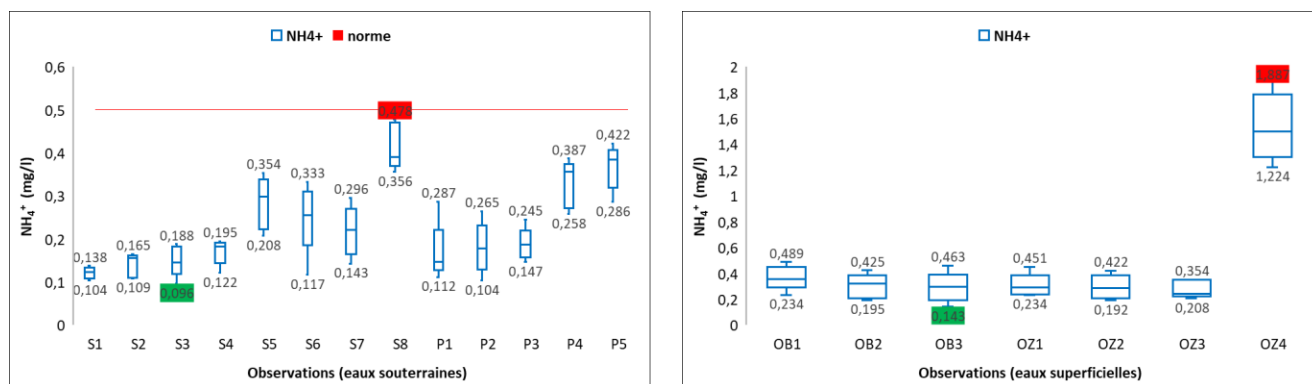


Figure 48 : Variation des NH_4^+ dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

d. L'Ortho-phosphate (PO_4^{3-}) :

Le phosphore, bien que rare, est un élément essentiel à tous les êtres vivants. Dans la nature, il est assimilé sous forme oxydée ou organique. Sa présence dans les eaux résulte principalement des rejets urbains et de la dissolution des engrais chimiques (NPK). Les phosphates, d'origine organique ou minérale, proviennent souvent des activités agricoles, où ils sont utilisés sous forme d'engrais ou de pesticides. Leur concentration dans les eaux naturelles est donc fortement influencée par ces apports anthropiques, elle stimule la croissance des algues, ce qui contribue au phénomène d'eutrophisation (Gueroui, 2015 ; Touati, 2019 ; Aissaoui, 2018).

Les concentrations en PO_4^{3-} dans les eaux souterraines, présentent des valeurs comprises entre 0 mg/l et 0,798 mg/l, avec une moyenne de 0,234 mg/l, restant bien sous la norme de 5 mg/l. Au niveau des eaux superficielles, les résultats qui varient entre 0.21 mg/l, et 6.45 mg/l, avec une moyenne de 2.46 mg/l, montrent une pollution importante, passant de niveaux "mauvais" (0.1–3 mg/l, 60% des mesures) à "très mauvais" (>3 mg/l, 40% de mesures), notamment en Novembre et Décembre. La diminution des concentrations en Orthophosphates observée en automne pourrait s'expliquer par la forte activité phytoplanctonique caractéristique de cette saison, en plus de réduction des apports agricoles. Quant aux fortes valeurs enregistrées en hiver seraient probablement engendrées par les apports exogène (ruissellement des eaux) et endogène (minéralisation de la matière organique).

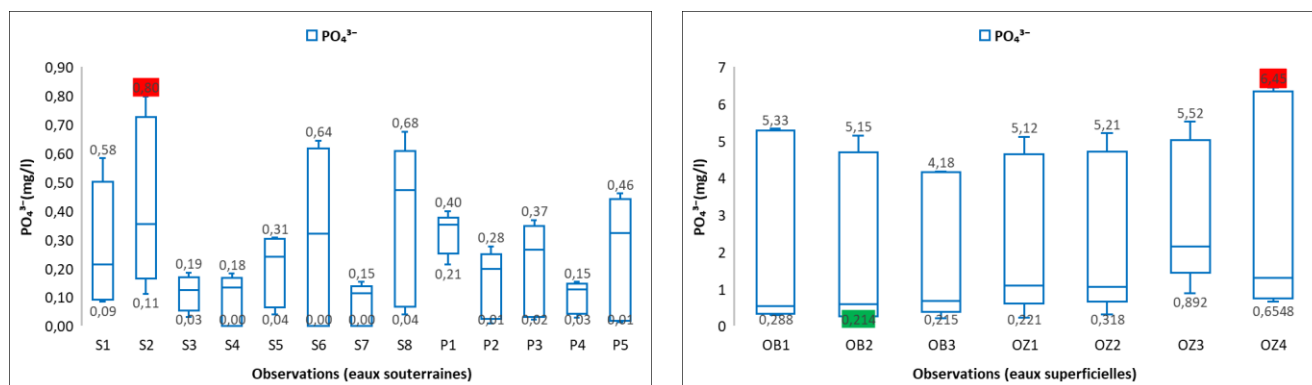


Figure 49 : Variation des PO_4^{3-} dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

En effet, durant la période printanière de l'année 2013, le barrage de Hammam Debagh a été confronté à un sérieux problème d'eutrophisation, entraînant une prolifération importante d'algues rouges (cyanobactérie) qui couvrait une surface d'eau de 650 ha (figure 50).

Chapitre II : Étude Hydrochimique

Notre étude a servi comme une base scientifique aux décideurs pour anticiper ce phénomène et mettre en place des mesures de gestion pour protéger le barrage de Bouhamdane contre la prolifération excessive d'algues et la détérioration de la qualité de l'eau. Les tests de toxicologie effectués sur ces algues ont montré qu'elle n'était pas toxique.



Figure 50 : Phénomène d'eutrophisation au niveau du barrage de Bouhamdane
(Boudjebieur, 2022)

II.2.14 Les fluorures (F⁻)

Le fluorure (F⁻) est l'ion négatif du fluor, il est très réactif et se combine facilement avec d'autres éléments présents dans la nature pour former des fluorures, (fluorite, CaF₂).

Il est considéré comme un potentiel contaminant des eaux, il s'agit du seul ion responsable de risques sanitaires dans 25 pays à travers le monde. Même si une concentration minimale de 0,6 mg/L est bénéfique pour la solidité des os et des dents, mais au-delà de 1,5 mg/L, le fluorure entraîne des maladies comme la fluorose dentaire et squelettique (Swain et Biswal, 2023).

Les résultats illustrés dans la figure 51, révèlent que les eaux souterraines affichent des concentrations en fluorures potentiellement élevées où on a noté que plusieurs points ont dépassé le seuil de 1,5 mg/L, tandis qu'aucune eau de surface n'atteint cette limite sauf dans certains points, comme OZ3 (1,06 mg/L) et OZ1 (1,02 mg/L) qui se rapprochent du seuil critique, mais restent toujours en dessous des concentrations maximales relevées dans les eaux souterraines.

Trois sites souterrains situés dans la région de Hammam Debagh dépassent le seuil critique de 1,5 mg/l : S1 (2.85mg/l, valeur maximale enregistrée), S2 (2.21mg/l) et S8 (2.66mg/l), ainsi que deux sites ont enregistré des valeurs proches de la valeur maximale admissible : P1 (1.46mg/l) et P2 (1.37mg/l), alors que la concentration minimale a été noté au niveau du point P2 (0,09 mg/L).

Les concentrations élevées de fluorure dans les eaux souterraines résultent de sources anthropiques ou naturelles. La contamination naturelle est principalement due aux conditions géologiques des couches profondes de la Terre (Bashir et al., 2013 ; Hussain et al., 2010).

L'absence des mines et des zones industrielles dans la zone de Hammam Debagh, nous amène à suggérer que les valeurs élevées en fluorures sont probablement dues au lessivage des roches et minéraux riches en fluorure ce qui entraîne sa libération dans les eaux souterraines.

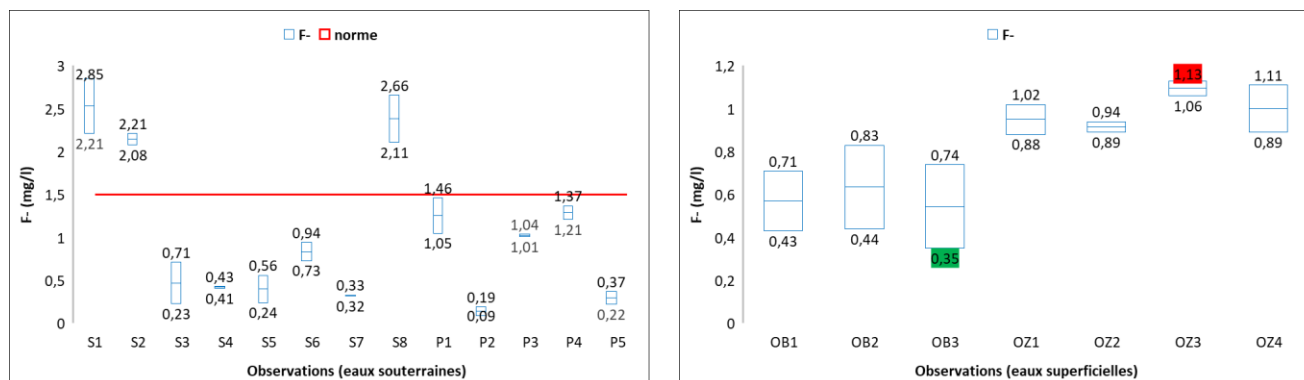


Figure 51 : Variation des Fluorures (F⁻) dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

II.2.15 La Silice (SiO_2^-)

La silice (SiO_2) est un composé naturel largement présent dans l'environnement, issu de la dégradation des formations silicatées. Elle représente environ 28 % de la lithosphère et se retrouve dans l'eau principalement sous forme soluble H_4SiO_4 , issue de l'érosion des roches. Sa concentration est plus élevée dans les eaux souterraines que dans les eaux de surface (Gueroui, 2015 ; Aissaoui, 2018).

Les valeurs de la Silice dans les eaux de la zone d'étude représentées dans la figure 52, montrent que, la concentration en silice est globalement plus élevée dans les eaux souterraines que dans les eaux de surface, cela s'explique par l'interaction prolongée des eaux souterraines avec les formations géologiques riches en silicates, favorisant ainsi la dissolution de la silice.

Selon les recommandations de l'OMS, toutes les valeurs relevées dans cette étude qui varient entre 0.044 mg/l et 0.572mg/l dans les eaux de surface et de 0.132 mg/l à 0.792 mg/l dans les eaux souterraines, restent largement en dessous de la limite critique (10 mg/l).

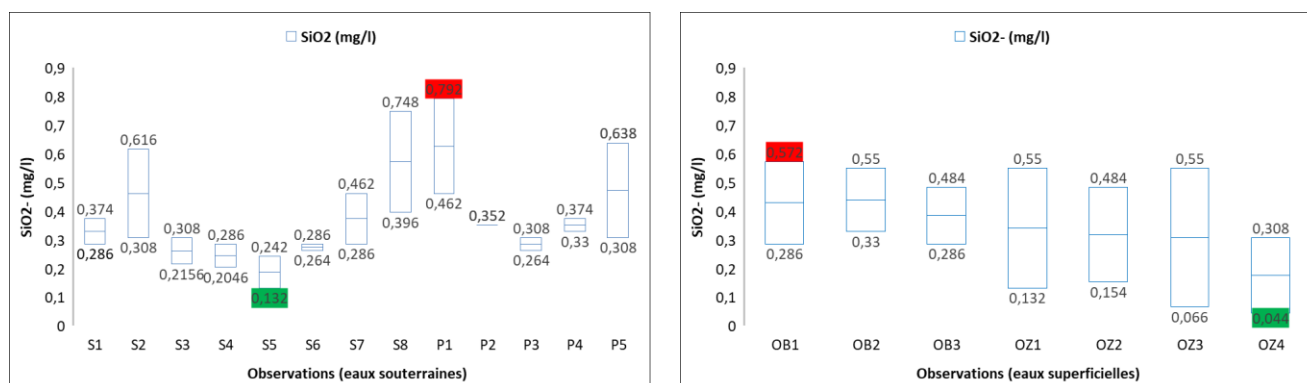


Figure 52 : Variation de la Silice (SiO_2^-) dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

II.2.16 La Demande Biologique en Oxygène (DBO_5)

La DBO_5 est un indicateur très important de la qualité de l'eau, il permet d'évaluer la quantité de matière organique biodégradable présente dans l'eau. Ce paramètre mesure la quantité d'oxygène requise pour la dégradation de la matière organique par le processus d'oxydation aérobie (Loucif et al., 2020 ; Soltani et al., 2021 ; Chakraborty et al., 2021).

Suivant la figure 53, l'analyse de l'évolution des valeurs de DBO_5 montre que les points de l'Oued Zenati (OZ) enregistrent des concentrations constamment supérieures à 25 mg/L, indiquant une pollution organique marquée et classent ses eaux en très mauvaise qualité, avec un maximum de 35 mg/l à OZ3 en mois de Juillet, ce qui peut être expliqué par l'augmentation des températures qui conduisent à l'accélération de la dégradation de la matière organique ainsi que la diminution du débit des cours d'eau en saison estivale.

En revanche les valeurs de la DBO₅ à l'Oued Bouhamdane (OB) ont été moins élevées que l'Oued Zenati et elles ont varié selon les périodes, passant de mauvaise à très mauvaise en Mars et Juillet (12,25 à 27,5 mg/l) avec une légère amélioration en Octobre, où les valeurs diminuent (7,5 à 10,5 mg/l), atteignant un niveau passable à mauvais.

Tableau 32 : Grille de la qualité en DBO₅ des eaux superficielles (Bahroun et al., 2023)

Paramètre	Unité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
DBO ₅	mg/l d'O ₂	<3	3 à 6	6 à 10	10 à 25	>25

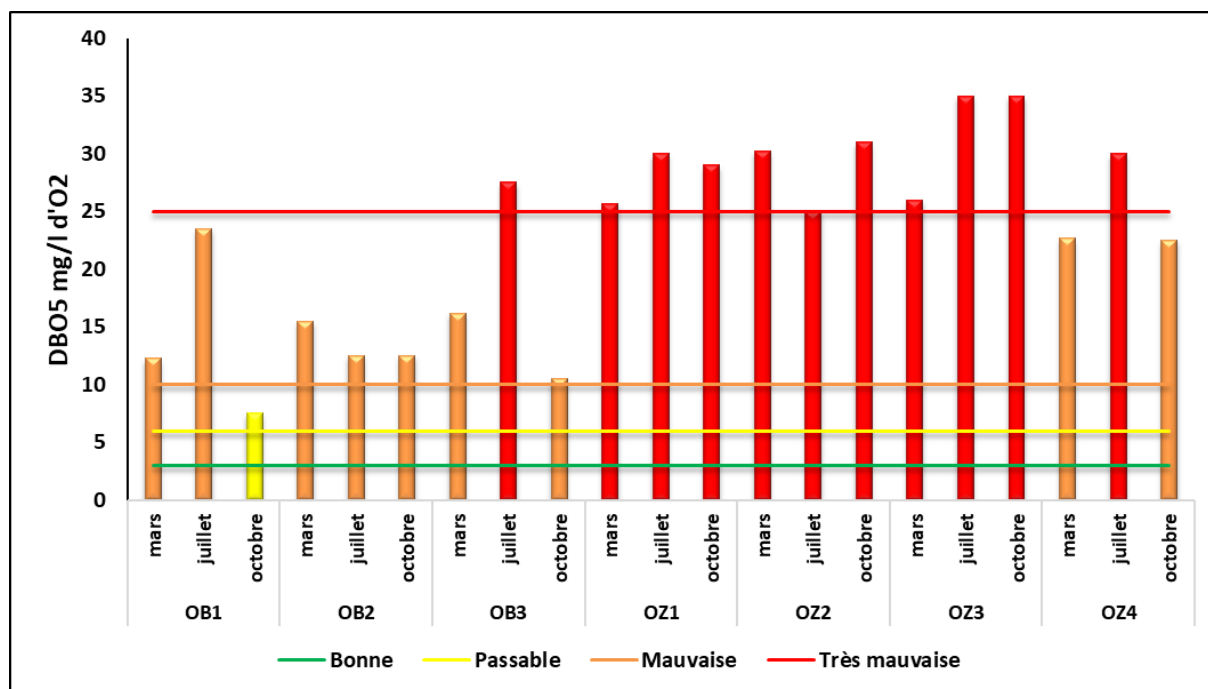


Figure 53 : Variation des valeurs de la DBO₅ dans les Oueds Zenati et Bouhamdane

II.2.17 La Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La DCO correspond à la quantité d'oxygène consommée pour l'oxydation des matières organiques dans des conditions spécifiques. Elle permet de mesurer la majorité de la matière organique biodégradable, expliquant ainsi ses valeurs systématiquement plus élevées que celles de la DBO₅ (Mekaooussi, 2014 ; Benkaddour, 2018 ; Benariba, 2023).

L'analyse des résultats de la DCO dans les eaux superficielles du sous-bassin de Bouhamdane montre des différences importantes entre les points de prélèvement et les périodes d'échantillonnage. La valeur maximale enregistrée est de 153 mg/l à OZ2, tandis que la valeur minimale est de 21 mg/l à OB1 en mois d'Octobre 2012.

En moyenne, les points situés à l'Oued Bouhamdane présentent des concentrations de DCO variant entre 34,17 mg/l et 43,92 mg/l, ce qui correspond à une qualité d'eau allant de passable à mauvaise.

En revanche, les points de l'Oued Zenati affichent des valeurs nettement plus élevées, avec des moyennes dépassant les 80 mg/l, indiquant une très mauvaise qualité de l'eau. L'évolution temporelle montre également une dégradation de la qualité en été (Juillet), où la moyenne de la DCO atteint 90,34 mg/l.

Ces résultats mettent en évidence une forte pollution organique, particulièrement dans la zone de l'Oued Zenati causée probablement par les rejets des eaux usées non traitées, issues principalement des rejets domestiques, de l'abattoir, l'hôpital, les stations multiservices, l'unité d'élevage de volailles ainsi que de l'usine de briques situé à la commune de Bordj Sabath.

Tableau 33 : Grille de la qualité en DCO des eaux superficielles (Bahroun et al., 2023)

Paramètre	Unité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
DCO	mg/l d'O ₂	<20	20 à 30	30 à 40	40 à 80	>80

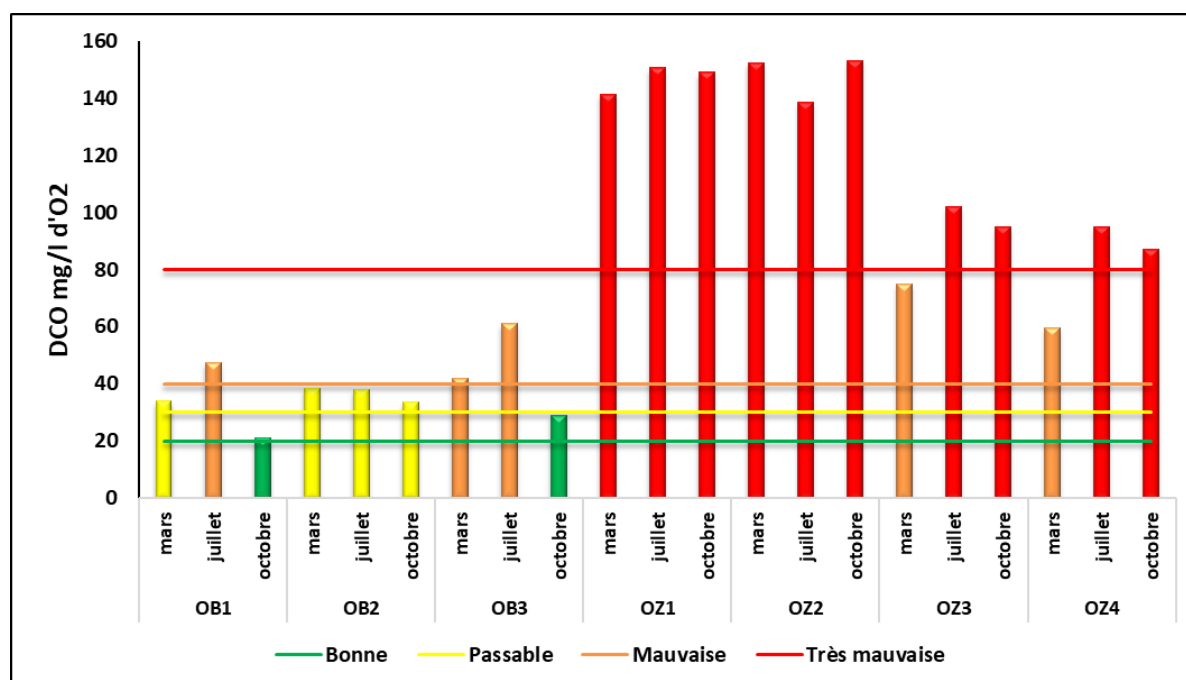


Figure 54 : Variation des valeurs de la DCO dans les Oueds Zenati et Bouhamdane

II.3 Facies chimique des eaux

Le diagramme de Piper se compose de trois parties :

- Deux triangles à la base :
 - Triangle gauche : répartition des cations majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{Na}^+ + \text{K}^+$)
 - Triangle droit : répartition des anions majeurs ($\text{Cl}^- + \text{NO}_3^-$, SO_4^{2-} , $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$)
- Un losange central : synthèse des deux triangles montrant les types hydrochimiques globaux

La projection de la composition chimique des eaux sur le diagramme de Piper (figure 55) permet de conclure les observations suivantes :

➤ Analyse du triangle des cations :

La dominance marquée de $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ (environ 56%) indique une forte influence sodique caractéristique de plusieurs origines potentielles.

Cette composition peut s'expliquer par la dissolution des minéraux évaporitiques comme l'halite (NaCl), ou encore par des pollutions anthropiques liées aux rejets industriels ou domestiques. Les contributions secondaires de Ca^{2+} (27%) et Mg^{2+} (17%) suggèrent des apports complémentaires, probablement issus de la dissolution des roches carbonatées (calcaire CaCO_3 ou dolomie $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$).

➤ Analyse du triangle des anions :

La répartition anionique montre une nette dominance des Cl^- (environ 40 %) et HCO_3^- (38%), avec une contribution moindre de SO_4^{2-} (22%). Cette configuration montre une influence saline marquée par les chlorures (potentiellement liée à l'évaporation ou à des rejets anthropiques) et une influence bicarbonatée caractéristique de l'altération des roches carbonatées (calcaires). La présence non négligeable de sulfates suggère des apports complémentaires, pouvant provenir de la dissolution de gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

➤ Analyse du losange central :

La projection dans le losange central confirme un faciès global de type Sodique-Chloruré-Bicarbonaté, positionné dans le pôle $\text{Na}-\text{Cl}-\text{HCO}_3^-$. Cette typologie reflète un mélange d'effets hydrochimiques. La combinaison entre la composante saline dominante (association Na^+-Cl^-), l'influence carbonatée ($\text{HCO}_3^- + \text{Ca}^{2+}$), et les apports résiduels de sulfates, est typique des environnements soumis à des interactions complexes entre géologie (évaporites, calcaires) et pressions externes (salinité, pollution).

La répartition homogène des points représentant les différentes campagnes d'échantillonnage dans toutes les zones du diagramme révèle une faible variabilité saisonnière, traduisant une stabilité hydrochimique globale des eaux au cours de l'année 2012. Toutefois, la dispersion des points indique l'existence de variations locales ponctuelles, probablement influencées par des facteurs anthropiques ou géologiques spécifiques.

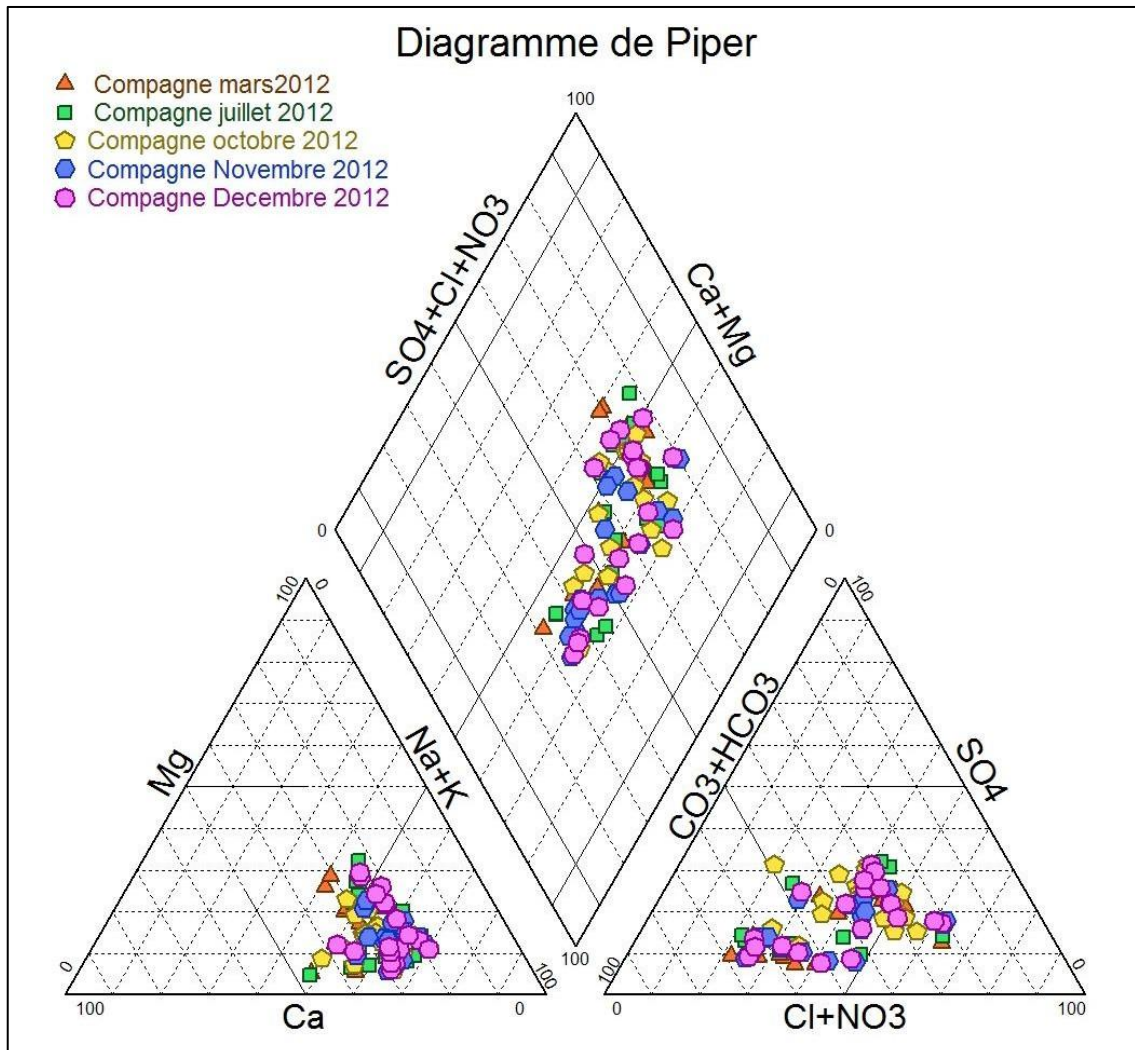


Figure 55 : Diagramme de Piper des eaux du sous-bassin de Bouhamdane (Année 2012)

La comparaison des moyennes et des écarts-types des principaux éléments chimiques, calculés à partir de 100 prélèvements d'eau (Tableau 34), indique des teneurs moyennes nettement plus élevées en Bicarbonates, en Chlorures et en Sodium par rapport aux autres ions majeurs, ce qui confirme la prédominance d'un faciès de type Sodique-Chloruré-Bicarbonaté.

Tableau 34 : Distribution des éléments chimiques majeurs dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane (Année 2012)

	Cations				Anions		
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
Moyenne	72,36	26,72	165,21	11,55	287,48	172,67	123,05
Écart type	28,63	20,08	56,04	6,25	66,49	98,44	76,56
Minimum	16,2	3,92	47	1,78	45,8	39,8	18,86
Maximum	134,78	88,5	268	32,6	419	426	302,1

II.4 Diagramme de Korjinski :

L'utilisation des diagrammes de Korjinski constitue un outil puissant pour explorer les interactions eau-roche et comprendre les processus géochimiques complexes qui influencent la qualité des eaux souterraines et superficielles. Ces diagrammes permettent de visualiser les équilibres chimiques entre les espèces dissoutes et les minéraux en fonction de différents paramètres thermodynamiques. Dans ce travail, Quatre diagrammes de Korjinski ont été établis pour des températures de 50°C, 100°C, 150 °C et 250°C (figures 56), afin d'analyser la mobilisation de la silice dans le contexte de l'altération des silicates, notamment en fonction de la température croissante, qui favorise la dissolution des minéraux.

L'objectif principal de ce travail est donc d'exploiter le diagramme de Korjinski pour interpréter la répartition du SiO₂ dans les eaux étudiées, en relation avec les processus géochimiques et les conditions environnementales locales, avec une attention particulière portée à l'influence de la température sur la solubilité de la silice.

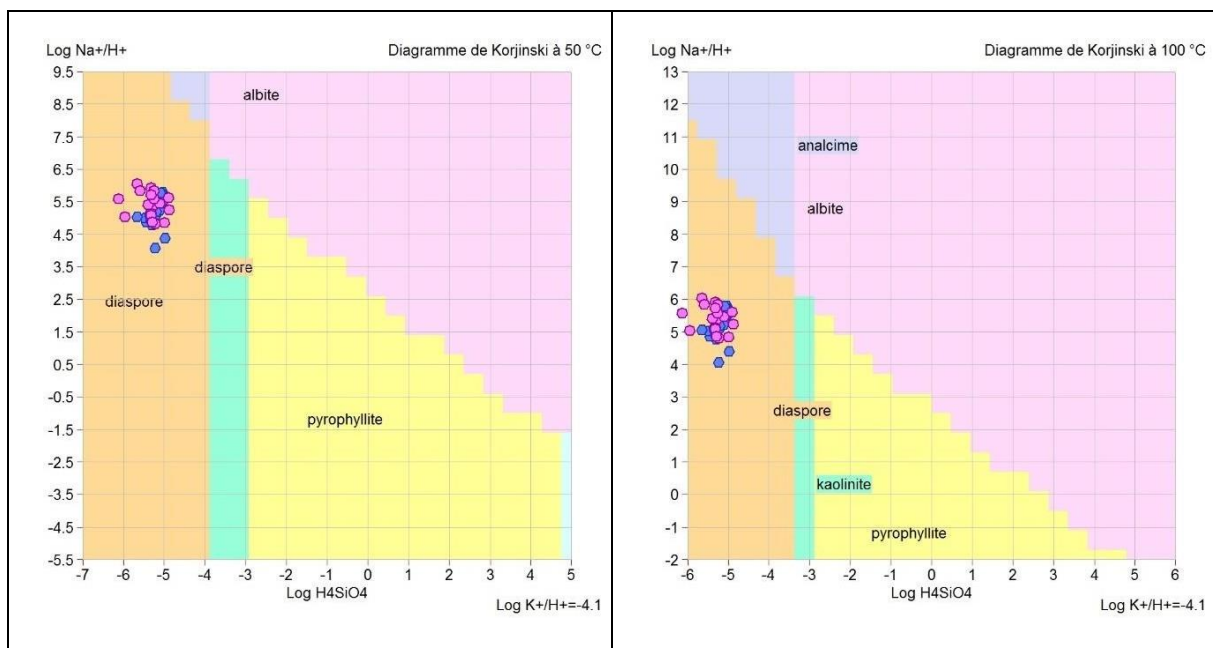


Figure 56 : Diagramme de Korjinski des eaux du bassin de Bouhamdane (50°C et 100°C)

II.4.1 Diagramme de Korjinski à 50 °C

À 50 °C, le diagramme révèle un environnement géochimique dominé par la diaspore ce qui souligne sa forte stabilité dans ces conditions. La pyrophyllite, est également présente, suggérant une activité modérée de la silice. Le rapport Log K⁺/H⁺ élevé (4.1) confirme une dominance des ions K⁺, favorable à la formation de minéraux potassiques. L'absence d'analcime ou d'albite reflète des conditions peu propices aux phases sodiques, mettant en évidence un stade précoce d'altération ou un contexte géothermique limité.

II.4.2 Diagramme de Korjinski à 100 °C

À 100 °C, l'assemblage minéralogique évolue significativement avec l'apparition de l'analcime et de l'albite, indiquant une augmentation de l'activité du sodium et de la silice. La kaolinite et la pyrophyllite témoignent d'une altération hydrothermale active, tandis que la diaspore devient moins dominante, suggérant une diminution de la stabilité de l'aluminium seul. Le maintien du $\text{Log K}^+/\text{H}^+$ à 4.1 montre une persistance des conditions potassiques.

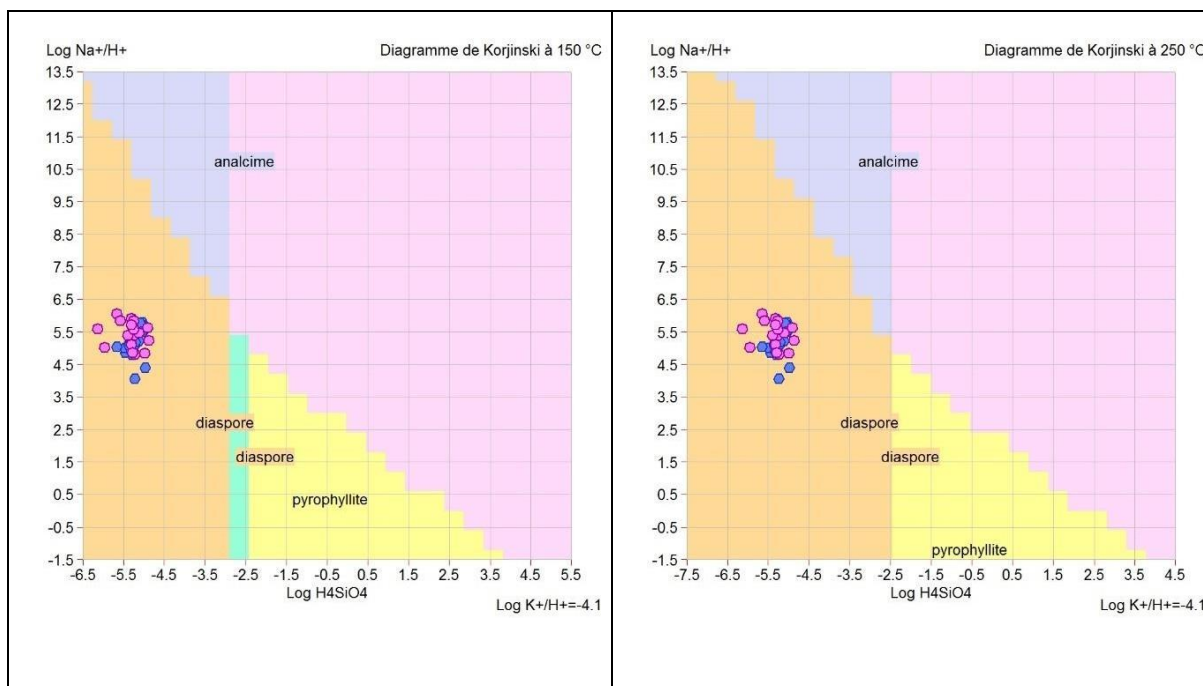


Figure 57 : Diagramme de Korjinski des eaux du bassin de Bouhamdane (150°C et 250°C)

II.4.3 Diagramme de Korjinski à 150 °C

À 150 °C, le système se simplifie avec une dominance marquée de l'analcime et de la pyrophyllite, signe d'un environnement hydrothermal mature. La gamme étendue du $\text{Log H}_4\text{SiO}_4$ (-6.3 à 4.7) révèle une grande variabilité dans l'activité de la silice, allant de conditions très pauvres à très riches, ce qui implique des processus dynamiques de dissolution et précipitation. Le rapport $\text{Log K}^+/\text{H}^+$ reste stable (4.1), confirmant un environnement géochimique cohérent.

II.4.4 Diagramme de Korjinski à 250 °C

L'analyse du diagramme de Korjinski à 250 °C montre que l'ensemble des échantillons se situe dans le champ de stabilité de la diaspore, ce qui indique un environnement géochimique caractérisé par une faible activité en silice dissoute.

Les valeurs de $\text{Log} [\text{H}_4\text{SiO}_4]$, comprises entre -6.3 et -4.2 , confirment cette sous-saturation en silice, tandis que les rapports $\text{Log} [\text{Na}^+/\text{H}^+]$, variant de 4.2 à 6.5 , traduisent une activité modérée du sodium. À cette température, des minéraux secondaires tels que la pyrophyllite ou l'analcime deviennent théoriquement stables. Le fait que la constante $\text{Log} [\text{K}^+/\text{H}^+]$ soit fixée à -4.1 suggère un milieu à tendance acide, ce qui pourrait également restreindre la précipitation de certains minéraux potassiques. Ainsi, même à $250\text{ }^\circ\text{C}$, les conditions chimiques ne permettent pas le passage à des phases plus siliceuses ou plus complexes, soulignant une stabilité persistante de la diaspore comme phase dominante dans le système.

L'analyse comparative des diagrammes de Korjinski (tableau 35), montre une évolution thermique marquée des conditions géochimiques dans le système. On passe d'un environnement simple dominé par la diaspore à basse température, vers des assemblages plus complexes à $100\text{--}150\text{ }^\circ\text{C}$, traduisant une intensification de l'altération hydrothermale. Cependant, à $250\text{ }^\circ\text{C}$, la stabilité retrouvée de la diaspore pourrait indiquer une reconfiguration du système vers des conditions acides ou appauvries en silice, limitant la formation de minéraux siliceux complexes. Cette analyse suggère que l'évolution géothermale ne suit pas nécessairement une logique linéaire, mais dépend fortement des flux chimiques et des conditions du milieu.

Tableau 35 : Comparaison des minéraux stables selon la température

Température (°C)	Minéraux dominants	Activité en silice ($\text{log H}_4\text{SiO}_4$)	Éléments Caractéristiques	Interprétation Géochimique principale
50	Diaspore, Pyrophyllite	Faible	$\text{Log K}^+/\text{H}^+$ élevé	Milieu peu altéré, début d'altération
100	Analcime, Albite, Kaolinite, Pyrophyllite	Moyenne	Apparition de Na^+ , SiO_2	Altération hydrothermale active
150	Analcime, Pyrophyllite	Très variable (-6.3 à 4.7)	Dynamisme Chimique important	Milieu hydrothermal Mature
250	Diaspore	Faible	$\text{Log Na}^+/\text{H}^+$ modéré, K^+/H^+ acide	Re-stabilisation aluminique, faible complexification

II.5 Traitement statistique des paramètres physico-chimiques

La composition chimique des eaux souterraines et superficielles dépend de plusieurs facteurs, notamment la nature géologique des formations traversées par l'eau, les variations climatiques saisonnières ainsi que les différentes activités Humaines. Afin d'identifier les paramètres susceptibles d'influencer le comportement hydrochimique de ces eaux, une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée.

II.5.1 L'analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) appartient au groupe des méthodes factorielles, qui sont des techniques descriptives multidimensionnelles. Son objectif est de réduire le nombre initial de variables tout en conservant l'essentiel de l'information contenue dans les données. Elle repose sur la transformation de la matrice de données en un nouveau système de composantes principales, construit à partir de la matrice de variance-covariance (Maoui et al., 2010 ; Galego et al., 2010).

Chaque prélèvement d'eau réalisé lors d'une campagne d'échantillonnage constitue une observation statistique, tandis que les différents paramètres physico-chimiques analysés représentent les variables descriptives associées à ces unités. Un ACP a été effectuée sur 100 individus et 17 paramètres.

Le tableau 36 présente les valeurs propres et l'inertie associée à chaque axe principal.

Le premier axe affiche une valeur propre de 7,04 expliquant 41,43 % de la variance totale. Le deuxième axe, avec une valeur propre de 2,32 représente 13,67 % de la variance, tandis que le troisième axe, dont la valeur propre est de 1,33 contribue à 7,82 %. Ainsi, les deux premières composantes principales expliquent ensemble 55,09 % de la variance totale, ce qui constitue une inertie moyenne satisfaisante. Les 4 premières composantes ont des valeurs propres supérieures à 1 (critère de Kaiser) et expliquent ensemble environ 70% de la variance totale. On peut donc se limiter à l'analyse de 4 facteurs principaux. Toutefois, le pourcentage cumulé tendant vers 100 % reflète la complexité et la multiplicité des facteurs influençant la composition chimique des eaux.

Tableau 36 : Inertie cumulée des 4 premières composantes initiales

Axe Factoriel	Valeur propre	Pourcentage de la variance	Valeur propre cumulée	Pourcentage cumulé
1	7,04	41,43	7,04	41,43
2	2,32	13,67	9,37	55,09
3	1,33	7,82	10,70	62,92
4	1,17	6,86	11,86	69,78

La matrice de corrélation représentée par le tableau 37, indique que les coefficients de corrélations les plus marquants sont ceux de la CE avec Na^+ , ($r = 0.85$), CE avec Cl^- ($r = 0.84$), CE avec Ca^{2+} ($r = 0.86$), CE avec SO_4^{2-} ($r = 0.77$), ce qui indique que la conductivité est principalement influencée par les sels dissous dans l'eau, notamment les ions Na^+ , Cl^- , Ca^{2+} et SO_4^{2-} . Les relations ioniques notables sont celle du Na^+ avec Cl^- ($r = 0.87$), Na^+ avec SO_4^{2-} ($r = 0.81$), Ca^{2+} avec Cl^- ($r = 0.81$), Ca^{2+} avec SO_4^{2-} ($r = 0.79$). Ces corrélations montrent que l'origine commune des ions est probablement géologique, ou liée à une pollution salée.

D'autres associations intéressantes avec des corrélations modérées ont été observées : K^+ avec Ca^{2+} ($r = 0.58$), K^+ avec Na^+ ($r = 0.62$), HCO_3^- avec Ca^{2+} ($r = 0.50$). Ces liaisons peuvent refléter des processus d'altération des roches carbonatées ou des intrusions anthropiques.

Tableau 37 : Matrice de corrélation pour 100 échantillons

	T°C	pH	CE	O ₂	SAL	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	Fe ²⁺
T°C	1,00																
pH	-0,42	1,00															
CE	0,10	-0,05	1,00														
O ₂	-0,04	-0,16	-0,35	1,00													
SAL	0,24	-0,01	0,81	-0,29	1,00												
Ca ²⁺	0,19	0,11	0,86	-0,36	0,72	1,00											
Mg ²⁺	0,00	0,29	0,63	-0,44	0,49	0,65	1,00										
Na ⁺	0,18	-0,01	0,85	-0,33	0,72	0,77	0,65	1,00									
K ⁺	0,36	-0,16	0,52	-0,18	0,52	0,58	0,39	0,62	1,00								
HCO ₃ ⁻	0,13	0,03	0,51	-0,18	0,47	0,50	0,43	0,57	0,33	1,00							
Cl ⁻	0,14	0,11	0,84	-0,38	0,71	0,81	0,74	0,87	0,55	0,28	1,00						
SO ₄ ²⁻	0,13	0,05	0,77	-0,46	0,65	0,79	0,72	0,81	0,61	0,43	0,74	1,00					
NO ₃ ⁻	-0,02	-0,06	0,26	-0,16	0,28	0,20	0,10	0,28	0,16	0,07	0,29	0,22	1,00				
NO ₂ ⁻	-0,17	0,30	0,35	-0,48	0,29	0,38	0,40	0,35	0,19	0,19	0,33	0,54	0,10	1,00			
NH ₄ ⁺	0,06	0,22	0,24	-0,16	0,32	0,29	0,42	0,17	0,02	0,27	0,24	0,22	-0,13	0,16	1,00		
PO ₄ ³⁻	-0,36	0,40	0,32	-0,33	0,30	0,23	0,49	0,25	-0,08	0,33	0,24	0,31	-0,14	0,37	0,34	1,00	
Fe ²⁺	0,12	0,31	0,11	-0,21	0,12	0,23	0,39	0,23	0,06	0,00	0,30	0,33	0,02	0,14	-0,01	0,09	1,00

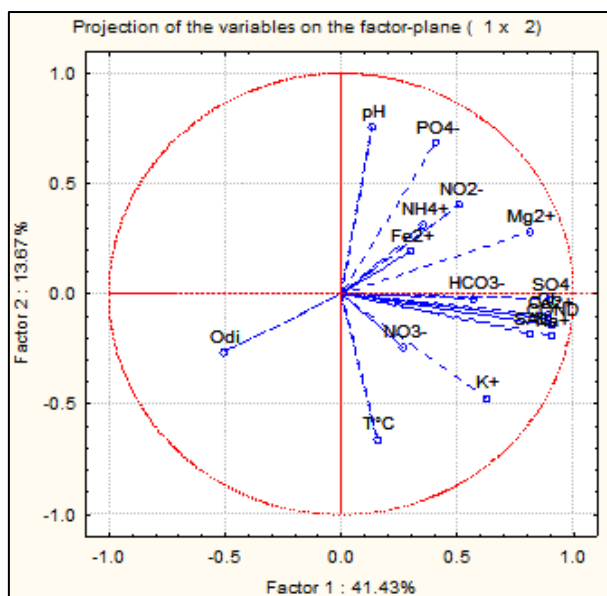


Figure 58 : Représentation des variables dans le plan factoriel (Axes 1 et 2)

Le premier facteur, qui explique 41.43 % de la variance totale, présente une forte corrélation positive avec la conductivité électrique, la salinité ainsi qu'avec la majorité des éléments majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-}) à l'exception du K^+ .

Quant au deuxième facteur, il rend compte de 13.67% de la variance et révèle une corrélation significative avec les éléments indicateurs de pollution tels que NO_2^- , NH_4^+ et PO_4^{3-} , ainsi que la température et le pH.

L'analyse du cercle des corrélations établi à partir des deux premiers facteurs (F1 et F2) (figure 58) montre une relation inverse claire entre l'oxygène dissous et les éléments chimiques responsables de la minéralisation des eaux et les paramètres de pollution. Cette opposition peut être expliquée principalement par trois mécanismes essentiels : la consommation accrue d' O_2 par la dégradation microbienne des polluants organiques, la diminution de la solubilité de l'oxygène dans les eaux salines et chaudes, et l'eutrophisation induite par les nutriments comme les phosphates. Ces interactions ont provoqué une baisse critique des niveaux d' O_2 , particulièrement visible dans l'Oued Zenati suite à la minéralisation et la pollution organique élevés. Le facteur 1 peut ainsi être interprété comme un facteur géochimique de minéralisation, traduisant l'influence de la dissolution des roches tandis que le facteur 2 est associé à la présence de nutriments, en particulier les composés azotés et phosphorés. Il traduit généralement l'influence liée à une pollution d'origine organique ou agricole.

Tableau 38 : Lien entre les variables sur les poids factoriels

	Facteur 1	Facteur 2	Facteur 3	Facteur 4
T°C	0,153	-0,660	-0,118	0,524
pH	0,133	0,760	0,172	0,115
COND	0,902	-0,141	-0,088	-0,184
Odi	-0,508	-0,267	-0,254	-0,016
SAL	0,812	-0,180	-0,156	-0,096
Ca²⁺	0,893	-0,108	-0,026	0,020
Mg²⁺	0,808	0,279	-0,004	0,196
Na⁺	0,901	-0,189	0,019	-0,067
K⁺	0,622	-0,471	0,030	0,051
HCO₃⁻	0,573	-0,023	-0,458	-0,107
Cl⁻	0,888	-0,092	0,143	0,030
SO₄²⁻	0,897	-0,025	0,135	0,029
NO₃⁻	0,263	-0,243	0,474	-0,513
NO₂⁻	0,507	0,408	0,223	-0,173
NH₄⁺	0,349	0,314	-0,568	0,232
PO₄⁻	0,405	0,684	-0,283	-0,120
Fe²⁺	0,297	0,196	0,513	0,644

La projection des individus sur le plan factoriel défini par les axes F1 et F2 (figure 59) révèle l'existence de deux groupes. Le premier regroupe des échantillons d'eaux faiblement minéralisées, tandis que le second rassemble des eaux à forte minéralisation.

Chapitre II : Étude Hydrochimique

Ce dernier groupe est principalement constitué des points suivants : P5, S8, S1, S2, OZ1, OZ2, OZ3, OB2, OB3, caractérisés par une conductivité électrique particulièrement élevée, atteignant un maximum de 2385 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette distinction reflète une hétérogénéité notable dans la composition chimique des eaux du sous-bassin de Bouhamdane.

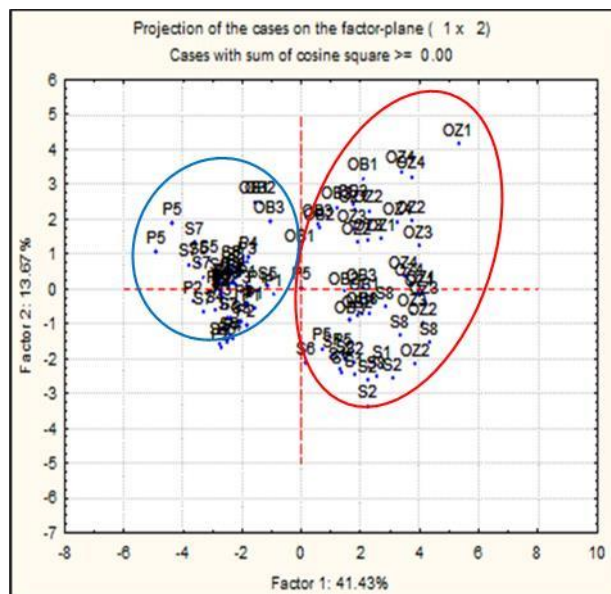


Figure 59 : Distribution des observations sur le plan factoriel (axes 1 et 2)

Tableau 39 : Contribution des paramètres aux axes principaux

	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
T°C	0,003	0,187	0,010	0,235
pH	0,003	0,248	0,022	0,011
COND	0,116	0,009	0,006	0,029
Odi	0,037	0,031	0,049	0,000
SAL	0,094	0,014	0,018	0,008
Ca²⁺	0,113	0,005	0,001	0,000
Mg²⁺	0,093	0,034	0,000	0,033
Na⁺	0,115	0,015	0,000	0,004
K⁺	0,055	0,096	0,001	0,002
HCO₃⁻	0,047	0,000	0,157	0,010
Cl⁻	0,112	0,004	0,015	0,001
SO₄	0,114	0,000	0,014	0,001
NO₃⁻	0,010	0,025	0,169	0,226
NO₂⁻	0,037	0,072	0,037	0,026
NH₄⁺	0,017	0,042	0,242	0,046
PO₄⁻	0,023	0,202	0,060	0,012
Fe²⁺	0,013	0,016	0,198	0,356

Selon le tableau 39, les variables qui contribuent le plus à l'axe factoriel 1 sont la conductivité, le calcium, le sodium, les chlorures et les sulfates, ce qui confirme qu'il représente un facteur lié à la minéralisation et salinité.

Concernant l'axe factoriel 2, les variables qui représentent les meilleures contributions sont, les nitrites et les phosphates, ce qui confirme que cet axe peut être interprété comme un facteur qui reflète une pollution d'origine anthropique, en lien avec les activités humaines largement répandues dans la région.

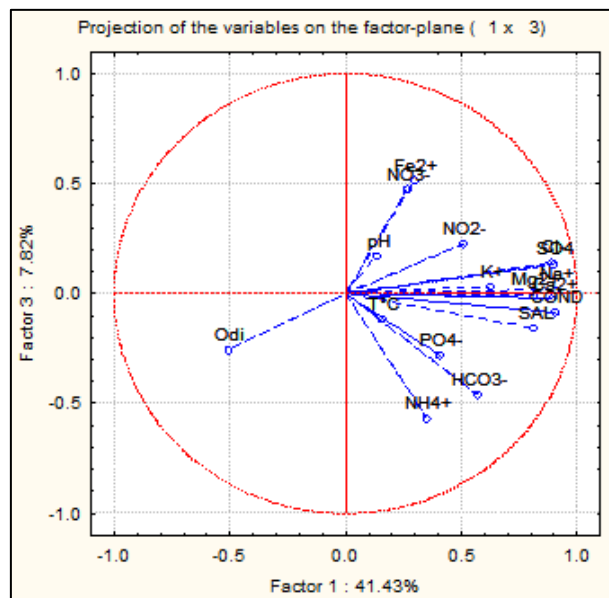


Figure 60 : Distribution des observations sur le plan factoriel (axes 1 et 3)

La projection des variables sur le plan factoriel 3 (figure 60) révèle que les éléments indicateurs de pollution (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) sont ceux qui contribuent le plus fortement, ce qui traduit l'impact d'une pollution d'origine agricole ou domestique, caractérisée par des apports en nitrates et une importante réduction de l'azote ammoniacal. Cette forme de pollution est particulièrement marquée dans les eaux superficielles de l'Oued Zenati et de l'Oued Bouhamdane, en raison des rejets domestiques, agricoles et industriels non traités. Elle affecte également les eaux souterraines, notamment les puits mal protégés exposés aux eaux usées issues des exploitations agricoles dépourvues de réseau d'assainissement, ainsi que certaines sources situées à proximité des agglomérations ou des zones urbanisées.

II.6 La thermodynamique

Dans cette partie, nous allons essayer de déterminer les types de sels susceptibles de précipiter dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane, en s'appuyant sur une approche thermodynamique. Celle-ci permet de suivre l'évolution chimique de l'eau en fonction de son état d'équilibre ou de déséquilibre, vis-à-vis des minéraux primaires et secondaires issus de la roche mère. Elle repose sur l'analyse des interactions électrostatiques entre les différents ions en solution, exprimées à travers leur activité ionique. Dans le cas d'une solution idéale, l'activité ionique est équivalente à la concentration molaire.

Chapitre II : Étude Hydrochimique

Soient a_i et m_i , l'activité et la molarité des ions considérés, l'évolution par rapport à la configuration antérieure est montrée par γ_i ;

$$\text{Où } a_i = \gamma_i \cdot m_i \dots \dots \dots (1)$$

Deux formules sont utilisées pour déterminer le coefficient d'activité d'une espèce ionique, en fonction de la force ionique du milieu (I).

Soient a_i et Z_i , la molarité et la charge de l'ion considéré,

$$I = \frac{1}{2 (\sum_i m_i z_i^2)} \dots \dots \dots (2)$$

Pour des solutions dont la force ionique est inférieure à 0,1, la loi de Debye-Hückel permet de déterminer le coefficient d'activité des espèces ioniques.

Soient Z_i , a_i° , C_i : la charge, le paramètre de taille et le paramètre caractéristique de l'ion "i" ; A et B : les constantes de Debye-Hückel et I : la force ionique de la solution, la loi de Debye-Hückel peut être définie comme suit :

$$\text{Log}_{\gamma_i} = - \left(\frac{AZ_i^2 I^{1/2}}{1 + a_i^\circ B I^{1/2}} \right) - C_i I \dots \dots \dots (3)$$

Selon Davies (1962) le coefficient d'activité dans les solutions dont la force ionique est inférieure à 0,5 sera déterminé selon la formule suivante :

$$\text{Log}_{\gamma_i} = -AZ_i^2 \left(\frac{I^{1/2}}{1 + I^{1/2}} - 0.3 I \right) \dots \dots \dots (4)$$

➤ L'indice de saturation

L'indice de saturation (IS) permet d'évaluer l'état d'équilibre d'une solution vis-à-vis de la roche encaissante. Pour un minéral donné, il correspond au logarithme décimal du rapport entre le produit des activités ioniques et le produit de solubilité (K_s).

$$IS = \log \left(\frac{PAI}{K_s} \right) \dots \dots \dots (5)$$

Soient, ΔG° : Énergie libre standard de réaction (J/mol) ; R : Constante de gaz idéale (1.987 10³ kcal/mole) ; T : Température en kelvins (K) ($T = 273,15 + 25^\circ\text{C}$), Le K_s est obtenu par une approche thermodynamique :

$$\text{Ln}K_s = - \frac{\Delta G^\circ}{RT} \dots \dots \dots (6)$$

Lorsque l'indice de saturation (IS) est nul, la solution est en équilibre avec la phase minérale concernée, ce qui signifie que le taux de dissolution est égal au taux de précipitation.

Une solution est qualifiée de sous-saturée lorsque $IS < 0$, indiquant une tendance à dissoudre le minéral, et de sursaturée lorsque $IS > 0$, signalant une propension à précipiter. Cependant, en raison des incertitudes liées aux constantes thermodynamiques utilisées dans les calculs, ainsi qu'aux limites de précision des mesures physico-chimiques sur le terrain et de l'analyse chimique des éléments, Paces (1972) recommande de considérer une eau comme saturée lorsque son indice de saturation se situe dans un intervalle de tolérance autour de zéro.

$$(-0.5 < IS < 0.5) \dots \dots \dots (7)$$

➤ La constante d'équilibre (K_{eq})

Elle traduit l'énergie libérée ou absorbée lors d'une réaction chimique en solution ou en précipitation, calculable à partir de la formule suivante :

$$\ln(K_{eq}) = - \frac{\Delta G^0}{RT} \dots \dots \dots (8)$$

$$\log(K_{eq}) = - \frac{\Delta G^0}{1.364} \dots \dots \dots (9)$$

ΔG^0 représente l'énergie libre standard exprimée en kcal·mol⁻¹, mesurée à une température moyenne de 25 °C et sous une pression de 1 atmosphère. La variation de cette grandeur traduit la différence entre l'énergie totale des produits formés et celle des réactifs engagés dans la réaction chimique. La comparaison entre la constante d'équilibre réelle et la constante standard permet d'évaluer l'état de saturation des espèces chimiques dans la solution :

- Si la constante d'équilibre est supérieure à la constante standard, cela indique une sursaturation des éléments, tandis qu'une valeur inférieure suggère un état de sous-saturation.

$$\Delta G^0 = \sum G(\text{produits}) - \sum G(\text{réactifs}) \dots \dots \dots (10)$$

La constante d'équilibre peut aussi être calculée par d'autres méthodes, reposant sur les activités ioniques des réactifs et des produits.

Soient, **a, b, c, d** : le nombre de moles ; **A, B, C, D** : les éléments chimiques, avec **a** l'activité ionique de chaque espèce chimique, alors :

$$a.A + b.B = c.C + d.D \dots \dots \dots (11)$$

$$K_{eq} = \exp - \frac{\Delta G^0}{RT} = \frac{aC^c \cdot aD^d}{aA^a \cdot aB^b} \dots \dots \dots (12)$$

Comme l'indique le tableau 40, six minéraux principaux influencent, à des degrés divers, la composition chimique des eaux du sous-bassin de Bouhamdane : la calcite et la dolomite (carbonates), le gypse et l'halite (évacuorites), ainsi que le quartz et la chalcédoine (silicates).

Tableau 40 : Résumé statistique des indices de saturation

	Carbonates			Évacuorites			Quartz	Chalcédoine
	Calcite	Dolomite	Aragonite	Gypse	Halite	Anhydrite		
Moyenne	0,01	-0,27	-0,14	-1,73	-6,24	-1,97	-1,13	-1,60
Écart-type	0,49	1,07	0,49	0,39	0,41	0,39	0,24	0,24
Minimum	-1,79	-3,80	-1,94	-2,58	-7,07	-2,83	-1,92	-2,40
Maximum	0,94	1,85	0,79	-1,15	-5,57	-1,39	-0,69	-1,16

D'après les indices de saturation des minéraux étudiés, le groupe des carbonates présente des niveaux de saturation variables. La dolomite affiche un état qui varie entre la sous-saturation et la sursaturation, avec un IS compris entre -3,8 et 1,85. En ce qui concerne la calcite et l'aragonite, les eaux analysées varient entre un état d'équilibre et de sous-saturation, avec des indices variant respectivement de -1,79 à 0,94 et de -1,94 à 0,79 (Figure 61). La dissolution des formations carbonatées libère les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} , qui, en interaction avec le CO_2 atmosphérique, favorisent la précipitation de minéraux carbonatés.

Concernant le groupe des évaporites, les eaux analysées montrent un état de sous-saturation vis-à-vis de l'anhydrite et du gypse, et largement sous-saturées par rapport à l'halite, avec des indices qui varient entre -7,07 et -5,57 (figure 62). Bien que les concentrations en Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} soient élevées, les évaporites restent dans un état de sous-saturation.

Les constantes d'équilibre de l'halite (1,57) et du gypse (- 4,34) traduisent une tendance à la dissolution, ce qui explique les fortes concentrations des ions évaporitiques dans les eaux. En revanche, les minéraux carbonatés tels que la dolomite (-16,96) et la calcite (-8,45) présentent des constantes d'équilibre plus faibles, indiquant une précipitation rapide des éléments chimiques associés.

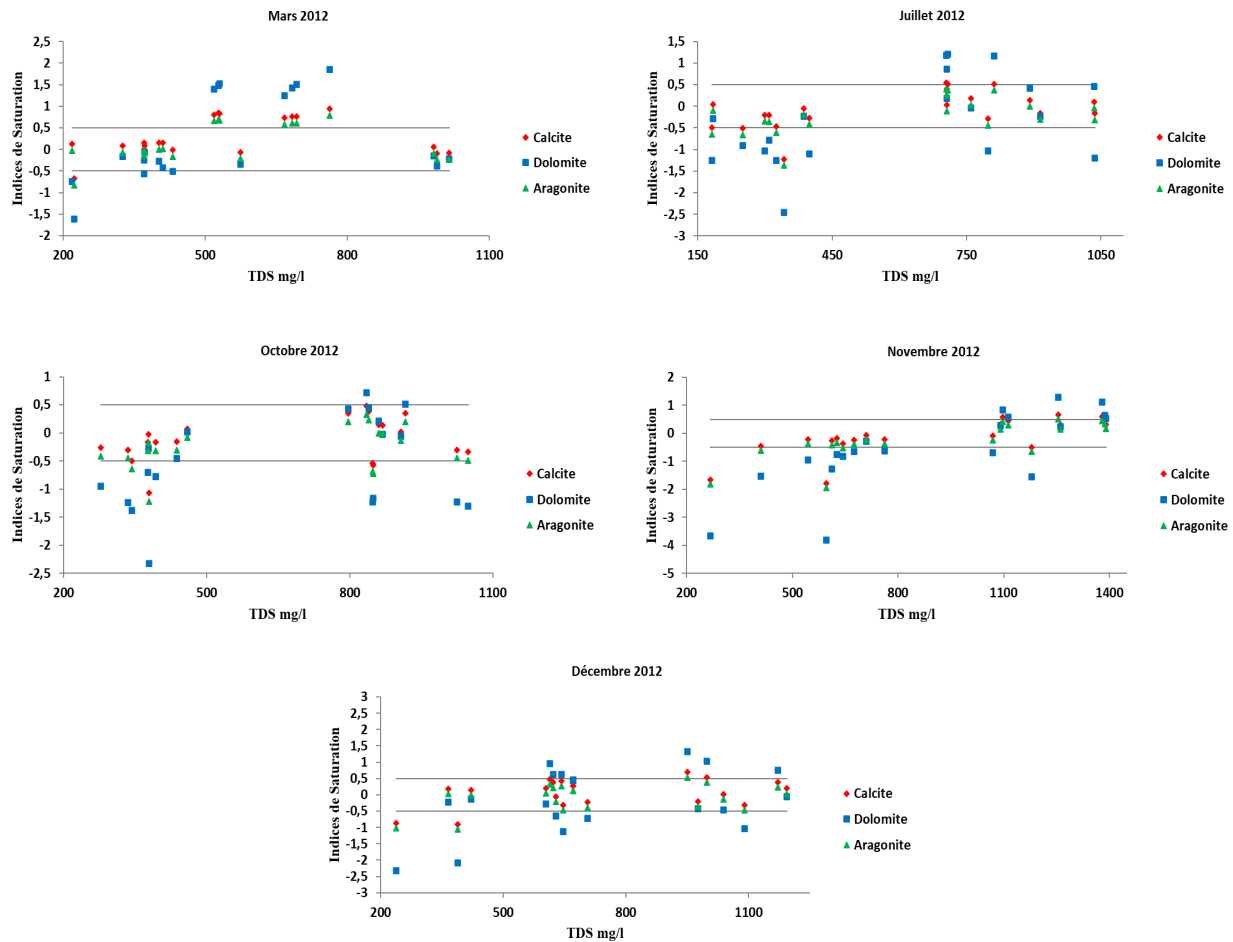


Figure 61 : Évolution de l'indice de saturation du groupe des carbonates

L'indice de saturation indique que les minéraux carbonatés ont tendance à précipiter, principalement sous forme de dolomite, de calcite et d'aragonite. En revanche, les évaporites tels que l'halite, le gypse et l'anhydrite présentent une orientation à la dissolution.

Le groupe des silicates, représenté par le quartz et la chalcédoine, se caractérise par un état constant de sous-saturation (figure 63). Cette situation est principalement liée à la dissolution des formations géologiques qui domine la majorité du sous bassin sous formes de marnes, d'argiles et de grès, qui libèrent peu de silice dissoute en raison de leur composition minéralogique et de la lenteur des processus de dissolution.

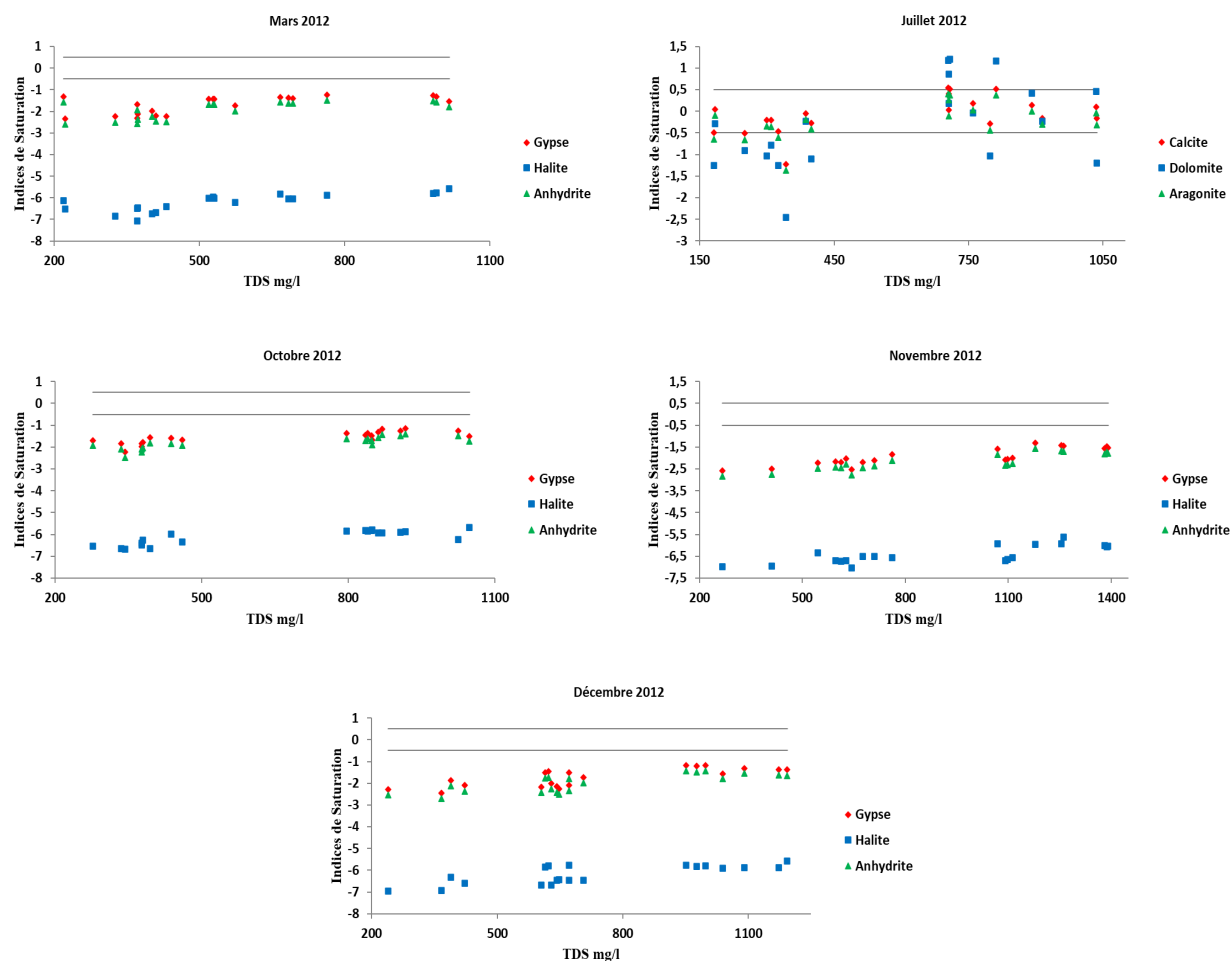


Figure 62 : Évolution de l'indice de saturation du groupe des évaporites

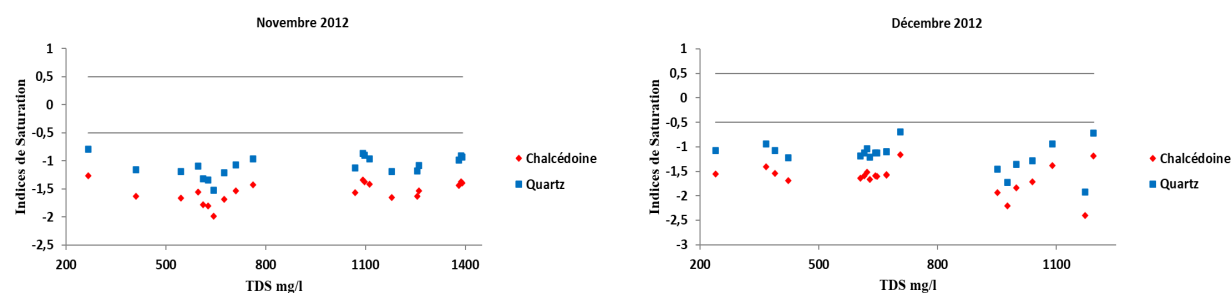


Figure 63 : Évolution de l'indice de saturation du groupe des silicates

II.7 Cartographie hydrochimique (SIG)

La cartographie englobe la conception, l'étude et l'analyse des cartes géographiques et géologiques (Thomas, 2001). Selon la définition du Comité français de cartographie (1967), elle regroupe l'ensemble des études et opérations scientifiques, artistiques et techniques menées à partir d'observations directes ou de l'exploitation de documents existants.

Son objectif est l'élaboration et la production de cartes, de plans et d'autres modes de représentation, ainsi que leur utilisation pour diverses applications. Son principal intérêt réside dans la modélisation des informations essentielles sous une forme synthétique facilitant l'analyse. Avec le développement des logiciels réservés à la conception cartographique, la cartographie s'est progressivement numérisée, rendant l'ordinateur indispensable pour les géographes pour la création et l'interprétation des cartes. C'est dans ce contexte qu'est apparu le concept de Système d'Information Géographique (SIG), qui se définit comme un ensemble structuré d'opérations, généralement informatisées, visant à représenter et exploiter des données géographiques relatives à un même territoire (Berger et al., 2005). Il repose sur quatre fonctions majeures : la collecte et l'intégration des données, l'organisation et la gestion des bases d'informations, le traitement analytique des données, ainsi que la visualisation permettant à l'utilisateur de mieux comprendre les dynamiques spatiales (Hessas, 2005).

Dans notre étude, le SIG combiné à la cartographie nous a permis de réaliser des documents cartographiques montrant la variation spatiale des paramètres physicochimiques des eaux superficielles et souterraines du sous bassin de Bouhamdane, en utilisant logiciel Arcgis 10.6.

II.7.1 Analyse des données

Après avoir localisé les points de prélèvement sur une carte topographique géoréférencée et numérisée, nous avons intégré les données hydrochimiques issues des campagnes d'analyses réalisées du mois de Mars à Décembre 2012, ce qui nous a permis de générer les cartes thématiques suivantes :

II.7.1.1 Carte de la répartition spatiale de la conductivité électrique

La répartition spatiale de la conductivité électrique dans le sous-bassin de Bouhamdane (figure 64), révèle une variation marquée par des contrastes entre les zones et les types d'eau. Les eaux souterraines du Nord-Est (Hammam Debagh) présentent des CE élevées (jusqu'à 2380 $\mu\text{S}/\text{cm}$), probablement en raison d'une minéralisation accrue liée à la géologie locale ou à un faible renouvellement des eaux, tandis que celles de l'Ouest (Bordj Sabath, Oued Zenati) affichent des valeurs plus basses (642–1009 $\mu\text{S}/\text{cm}$), suggérant des aquifères moins minéralisés. Les eaux superficielles, notamment dans le Sud (Oued Zenati), enregistrent les CE les plus fortes (jusqu'à 2150 $\mu\text{S}/\text{cm}$), possiblement à cause de l'évaporation intense ou d'apports salins naturels. En comparaison, les eaux du Nord (Bouhamdane) montrent des valeurs intermédiaires, avec des pics localisés pouvant indiquer des influences anthropiques. Les différences observées s'expliquent par des facteurs naturels (composition des sols, climat) et potentiellement humains (activités agricoles).

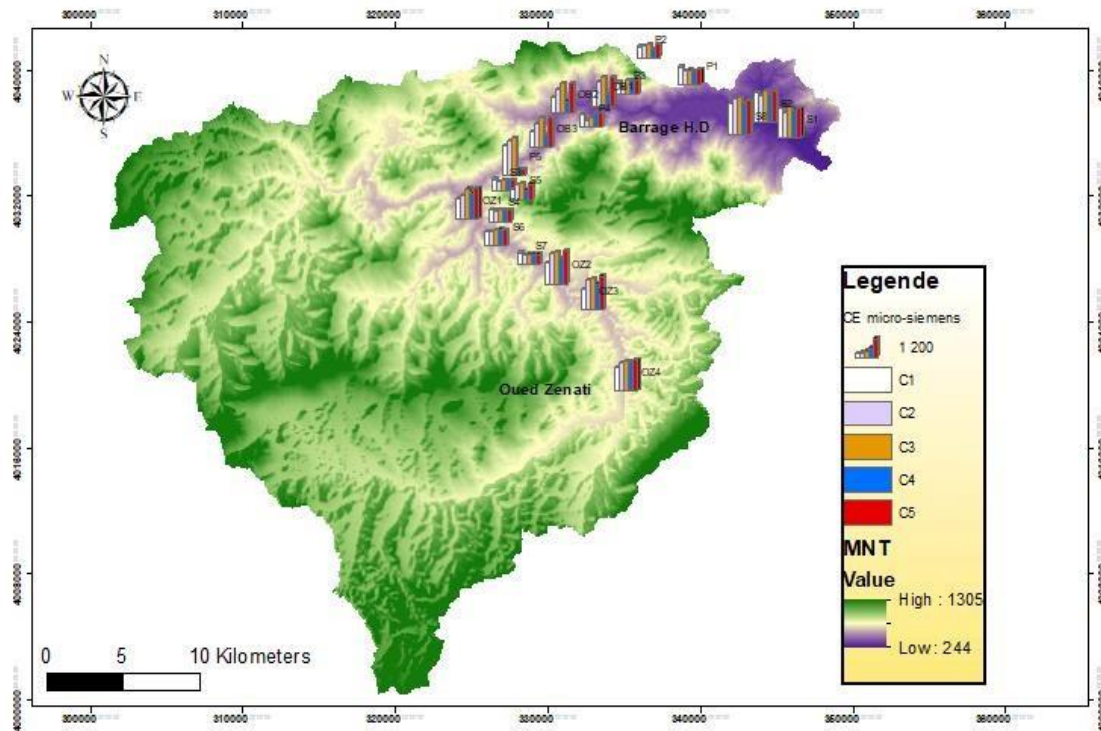


Figure 64 : Répartition spatiale de la CE dans le sous bassin de Bouhamdane

II.7.1.2 Carte de la répartition spatiale des Bicarbonates

L'analyse des bicarbonates montre une distribution hétérogène reflétant des processus géochimiques et hydrodynamiques distincts selon les zones. Les eaux souterraines du Nord-Est (Hammam Debagh) présentent généralement les teneurs les plus élevées (S1, 359,9 mg/l et S2, 358,6 mg/l), caractéristiques d'une dissolution de roches carbonatées (calcaires, dolomies). Les eaux de l'Ouest (Bordj Sabath, Oued Zenati) montrent des valeurs plus variables, avec des valeurs minimales suggérant des aquifères moins carbonatés (formations silicieuses) ou des temps de résidence plus courts. Les eaux superficielles affichent des pics remarquables dans le Sud (Oued Zenati), notamment OZ4 (419 mg/l) et OZ3 (396,5 mg/l), probablement dus à l'évaporation intense, à des apports géochimiques locaux, ou à la dégradation de la matière organique, tandis que le Nord (Bouhamdane) présente des niveaux élevés mais plus stables.

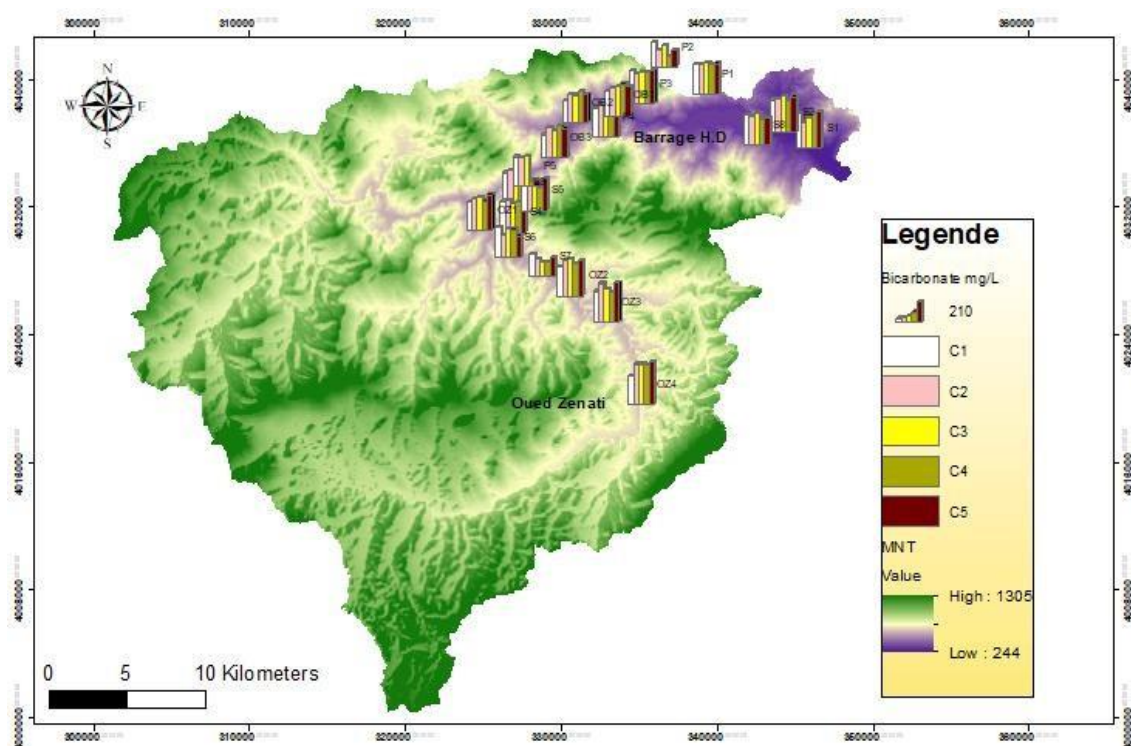


Figure 65 : Répartition spatiale des Bicarbonates HCO_3^- dans le sous bassin de Bouhamdane

II.7.1.3 Carte de la répartition spatiale du Calcium

Les résultats d'analyses du calcium illustrés dans la figure 66, révèle une nette variabilité spatiale. Les eaux souterraines du Nord-Est (Hammam Debagh) présentent les teneurs les plus élevées, caractéristiques d'un contexte géologique calcaire, tandis que celles de l'Ouest affichent des valeurs généralement plus basses.

Les eaux superficielles montrent des concentrations élevées dans le Sud et modérées dans le Nord, avec une baisse marquée lors de la campagne 4 probablement liée à des facteurs saisonniers. Ces différences s'expliquent principalement par la nature des formations géologiques (riches en calcaires au Nord-Est), et potentiellement des apports agricoles.

II.7.1.4 Carte de la répartition spatiale du Magnésium

Le magnésium dans le sous-bassin de Bouhamdane montre une forte variabilité dans l'espace, avec des concentrations maximales dans les eaux souterraines du Nord-Est (jusqu'à 88,5 mg/l à S8) et les eaux superficielles du Sud (jusqu'à 77,7 mg/l à OZ3), liées respectivement à la dissolution de roches magnésiennes (Dolomies) et à l'évaporation intense. L'Ouest présente des niveaux généralement bas (3,92-29,63 mg/l), sauf quelques pics locaux (S5, S6), reflétant des aquifères moins minéralisés.

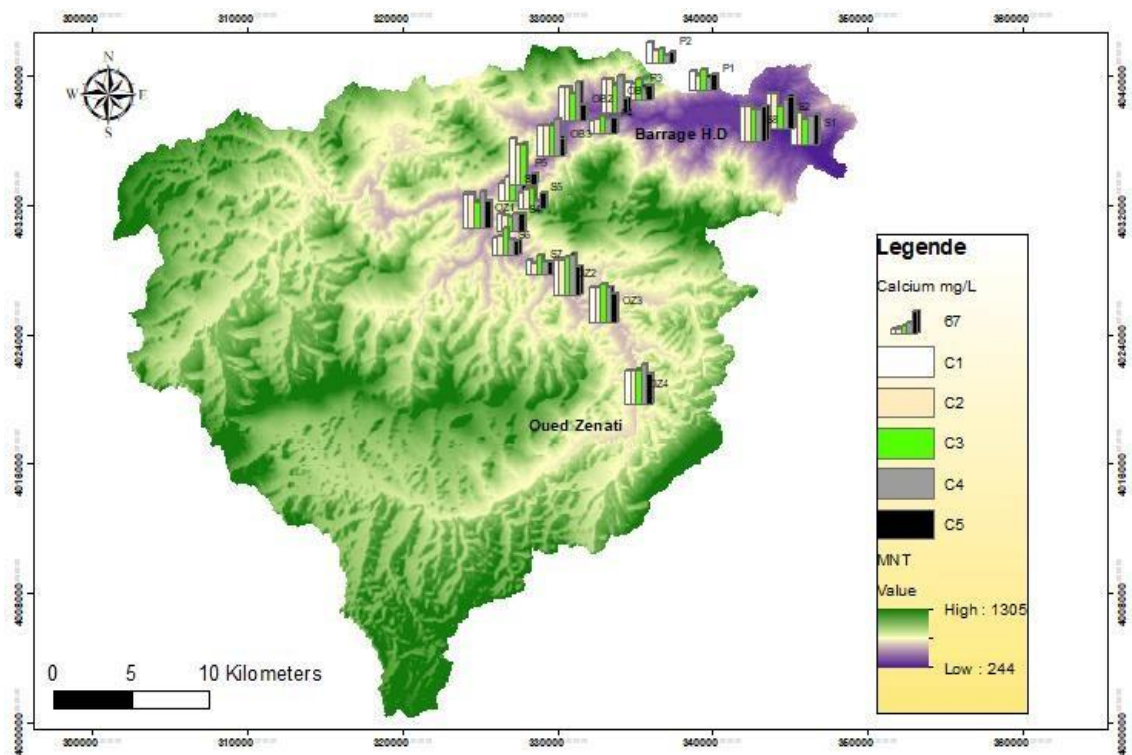


Figure 66 : Répartition spatiale du Calcium Ca^{2+} dans le sous bassin de Bouhamdane

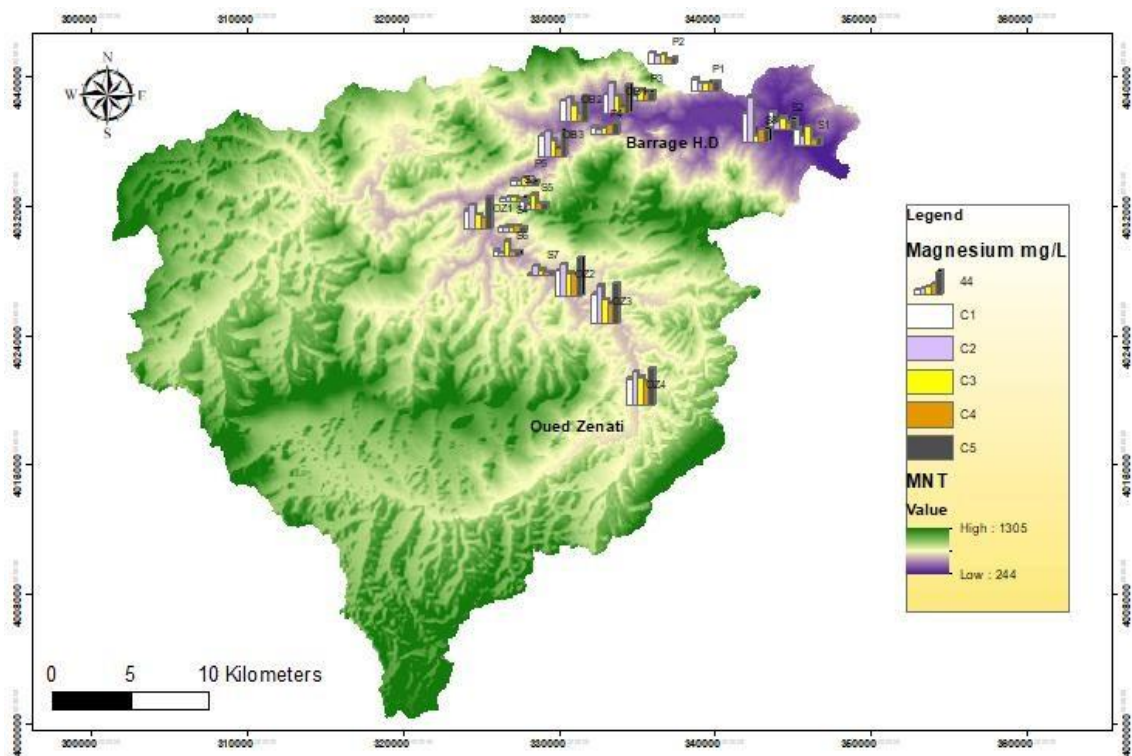


Figure 67 : Répartition spatiale du Magnésium Mg^{2+} dans le sous bassin de Bouhamdane

II.7.1.5 Carte de la répartition spatiale du Sodium

L'analyse du sodium (figure 68), montre des concentrations globalement élevées. Les eaux souterraines du Nord-Est (Hammam Debagh) présentent les teneurs les plus élevées, dépassant fréquemment les normes de potabilité, ce qui suggère une interaction avec des formations géologiques salifères ou une pollution anthropique. Les eaux superficielles montrent également des niveaux élevés, particulièrement dans l'Ouest et le Sud, probablement dus à l'évaporation intense et/ou aux rejets agricoles. À l'inverse, le Nord présente généralement des concentrations plus faibles. Ces variations s'expliquent par la combinaison des facteurs liés essentiellement à la géologie des terrains, l'évaporation ainsi que les activités agricoles et les rejets domestiques notamment dans les régions les plus urbanisées.

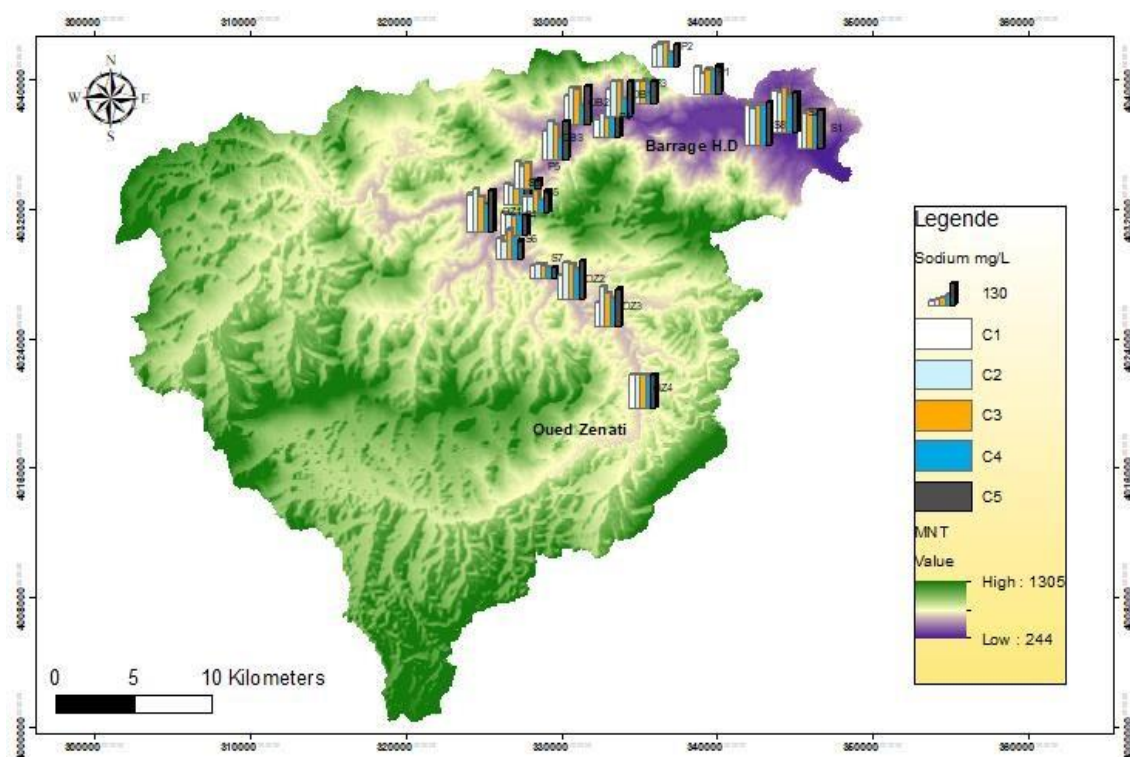


Figure 68 : Répartition spatiale du Sodium Na^+ dans le sous bassin de Bouhamdane

II.7.1.6 Carte de la répartition spatiale des Chlorures

Les chlorures dans le sous-bassin de Bouhamdane (figure 69) montrent une forte hétérogénéité spatiale, avec des concentrations élevées dans les eaux souterraines du Nord-Est (jusqu'à 426 mg/l à S8) ce qui suggère une dissolution de formations évaporitiques (roches salines) ou une intrusion d'eau salée, tandis que l'Ouest présente des niveaux globalement plus bas (39,8-130 mg/l) sauf exceptions localisées (S6 : 227,2 mg/l). Les eaux superficielles, affichent des concentrations élevées dans toutes les zones, avec des pics dans le Sud (OZ4 : 267,73 mg/l) possiblement en raison de l'évaporation et/ou de remontées capillaires salines.

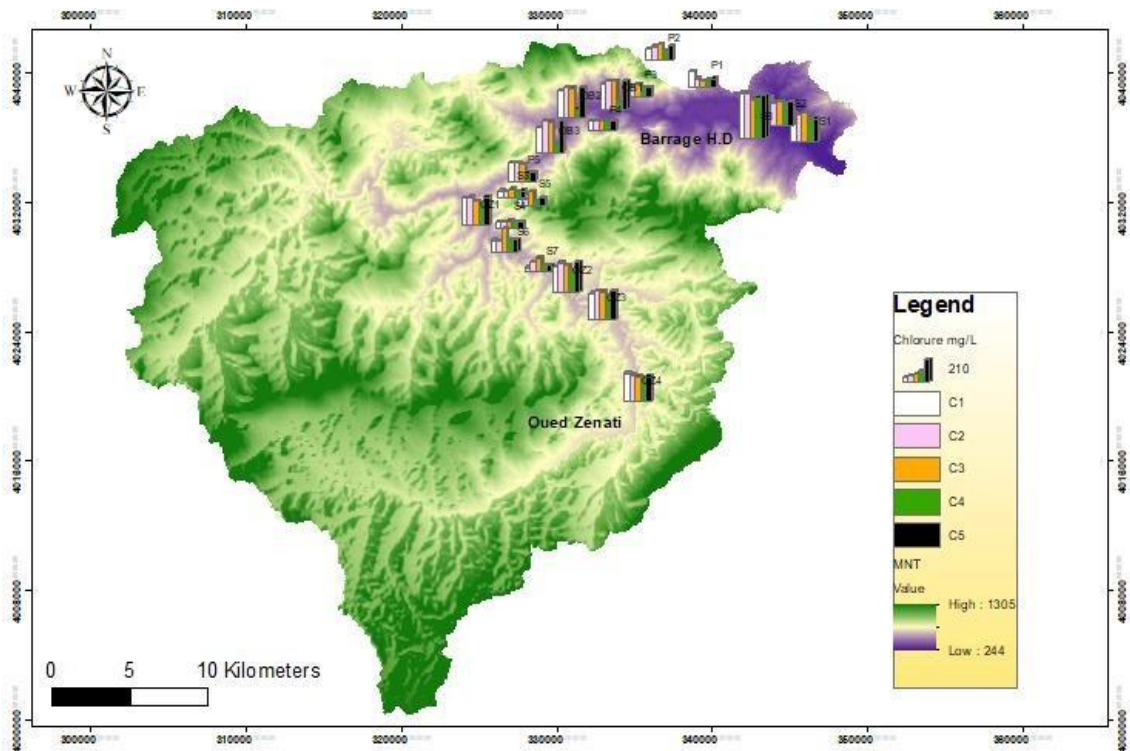


Figure 69 : Répartition spatiale des chlorures Cl^- dans le sous bassin de Bouhamdane

II.7.1.7 Carte de la répartition spatiale des Nitrites

Les résultats de mesures des nitrites exprimés dans la figure 70, montrent une forte pollution dans les eaux superficielles, avec des pics enregistrés à l'Ouest (OZ1 : jusqu'à 2,886mg/l) et le Sud (OZ2 et OZ4 : jusqu'à 0,888 mg/l), largement au-dessus des normes, indiquant des rejets des eaux usées ou d'engrais agricoles. Les eaux souterraines, moins touchées (0,023-0,321 mg/l), mais révèlent des points critiques (S8, P5) où l'infiltration des polluants menace la qualité des nappes. Ces différences peuvent être expliqués par l'intensité des activités agricoles et la stagnation des eaux favorisant la nitrification incomplète.

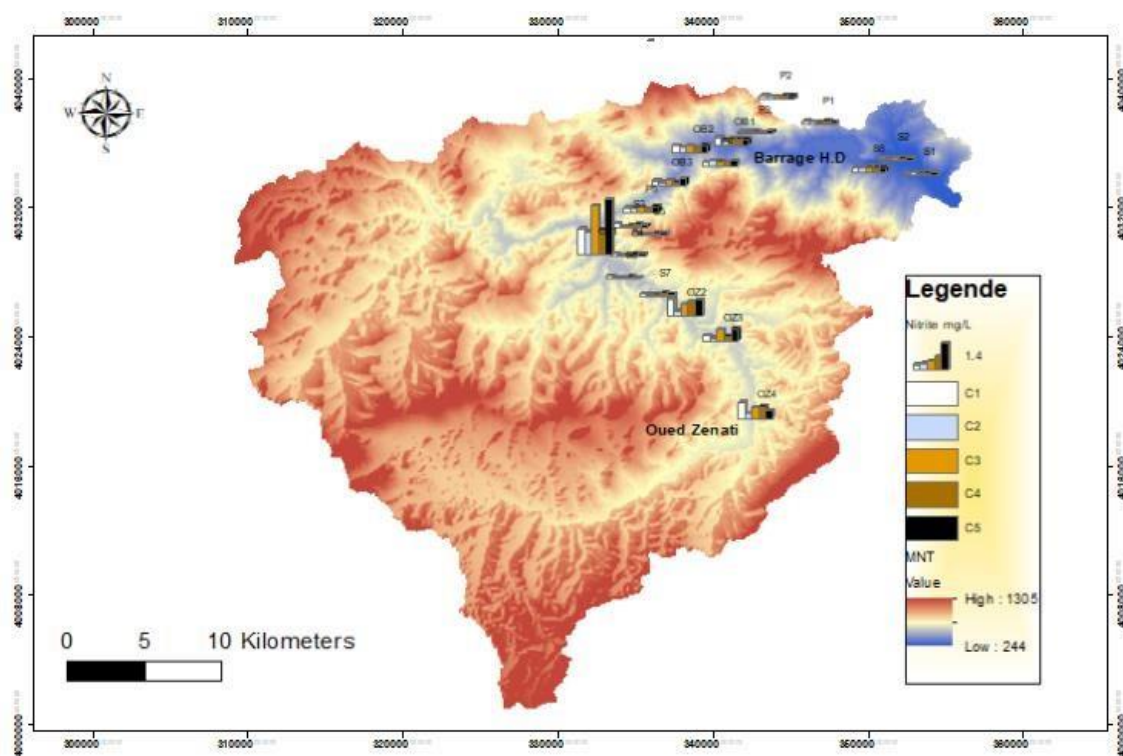


Figure 70 : Répartition spatiale des Nitrites NO_2^- dans le sous bassin de Bouhamdane

II.7.1.8 Carte de la répartition spatiale des Nitrates

La figure 71, représente la répartition spatiale des NO_3^- , elle montre une pollution préoccupante, avec des concentrations particulièrement élevées dans les eaux souterraines du Nord-Est (Hammam Debagh), dépassant fréquemment 50 mg/l (jusqu'à 65,2 mg/l au point S8). Ces niveaux élevés suggèrent une forte influence des activités humaines, principalement liées à l'utilisation d'engrais agricoles et aux rejets domestiques. Dans l'Ouest (Bordj Sabath), les concentrations varient considérablement (2,4-52,6 mg/l), avec des pics localisés comme à S7 (52,6 mg/l) indiquant des sources ponctuelles de pollution, tandis que le Nord (Bouhamdane) présente une contamination hétérogène (5-59,7 mg/l) avec des points critiques comme P3 (59,7mg/l). Les eaux superficielles, bien que généralement moins contaminées, montrent des niveaux préoccupants dans le Sud (Oued Zenati) avec des valeurs qui atteignent jusqu'à 46,4mg/l (OZ3), probablement dus au ruissellement agricole, alors que le Nord et l'Ouest présentent des concentrations plus faibles (6,2-22,4 mg/l), à l'exception de quelques points comme OZ1 (42,6 mg/l). Ces différences s'expliquent par plusieurs facteurs notamment l'impact des activités agricoles intensives dans le Nord-Est et le Sud, la stagnation des eaux souterraines dans le Nord-Est favorisant l'accumulation des nitrates, contrairement aux écoulements plus rapides de l'Ouest qui les diluent, et la perméabilité des sols du Nord-Est facilitant l'infiltration des polluants.

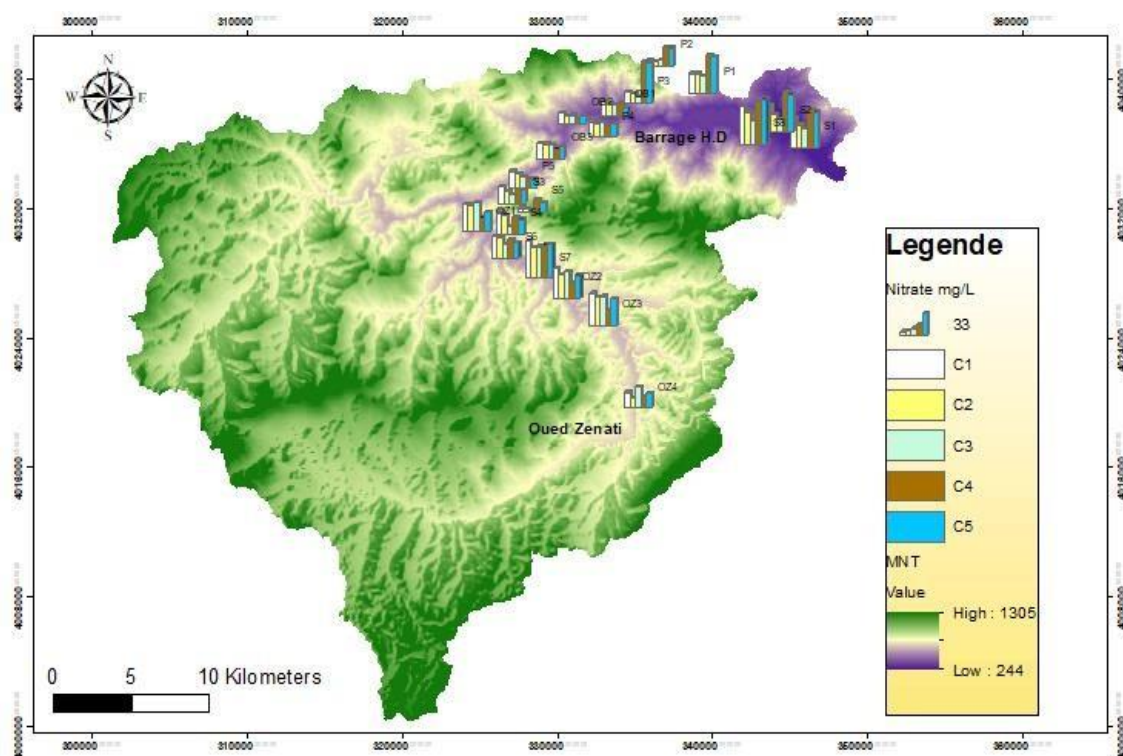


Figure 71 : Répartition spatiale des Nitrates NO_3^- dans le sous bassin de Bouhamdane

II.7.1.9 Carte de la répartition spatiale des Orthophosphates

Les résultats des analyses des phosphates illustrés dans la figure 72, révèle une contamination préoccupante, particulièrement dans les eaux superficielles où les concentrations atteignent des niveaux exceptionnellement élevés (jusqu'à 6,45 mg/l en OZ4). Ces pics, principalement localisés dans le Sud (Oued Zenati) et le Nord (Bouhamdane), suggèrent une origine anthropique marquée, probablement due aux rejets agricoles (engrais phosphatés) ou domestiques. Les eaux souterraines présentent des teneurs globalement plus faibles (0-0,798 mg/l), avec des valeurs légèrement supérieures dans le Nord-Est (Hammam Debagh), indiquant une contamination diffuse. La comparaison zonale montre que le Sud accumule les plus fortes concentrations en surface, tandis que l'Ouest et le Nord restent moins touchés, sauf lors des épisodes de pollution massive des campagnes 4-5. Ces différences s'expliquent par la combinaison de facteurs anthropiques (activités agricoles intenses) et hydrogéologiques. Les risques d'eutrophisation et de perturbation des écosystèmes aquatiques sont majeurs, nécessitant des mesures urgentes comme la régulation des pratiques agricoles et un renforcement du traitement des eaux usées.

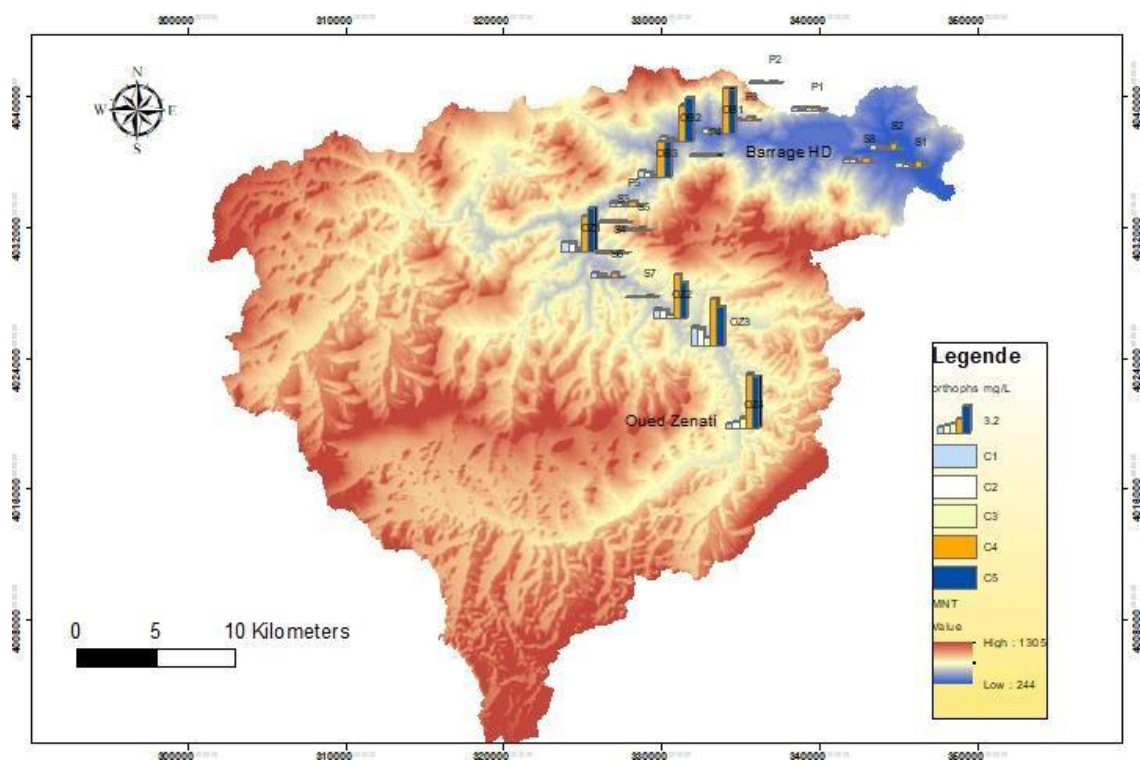


Figure 72 : Répartition spatiale des Orthophosphates PO_4^{3-} dans le bassin de Bouhamdane

II.7.1.10 Carte de la répartition spatiale des Fluorures

Les résultats d'analyses des fluorures illustrés dans la figure 73, révèlent des concentrations élevées dans les eaux souterraines du Nord-Est dans la région de Hammam Debagh (2,21-2,85 mg/l), dépassant souvent la norme de 1,5 mg/l, probablement dues aux interactions avec des roches riches en fluorures (fluorite, apatite). À l'inverse, les eaux de l'Ouest présentent des teneurs plus faibles (0,23-0,94 mg/l), suggérant un renouvellement rapide ou une géologie différente. Les eaux superficielles affichent généralement des concentrations inférieures (0,35-1,13 mg/l), bien que le Sud montre des pics localisés (jusqu'à 1,13 mg/l), potentiellement liés à l'évaporation. Ces variations reflètent principalement des facteurs naturels (géologie, climat), avec un risque sanitaire notable dans le Nord-Est où les eaux souterraines pourraient causer une fluorose.

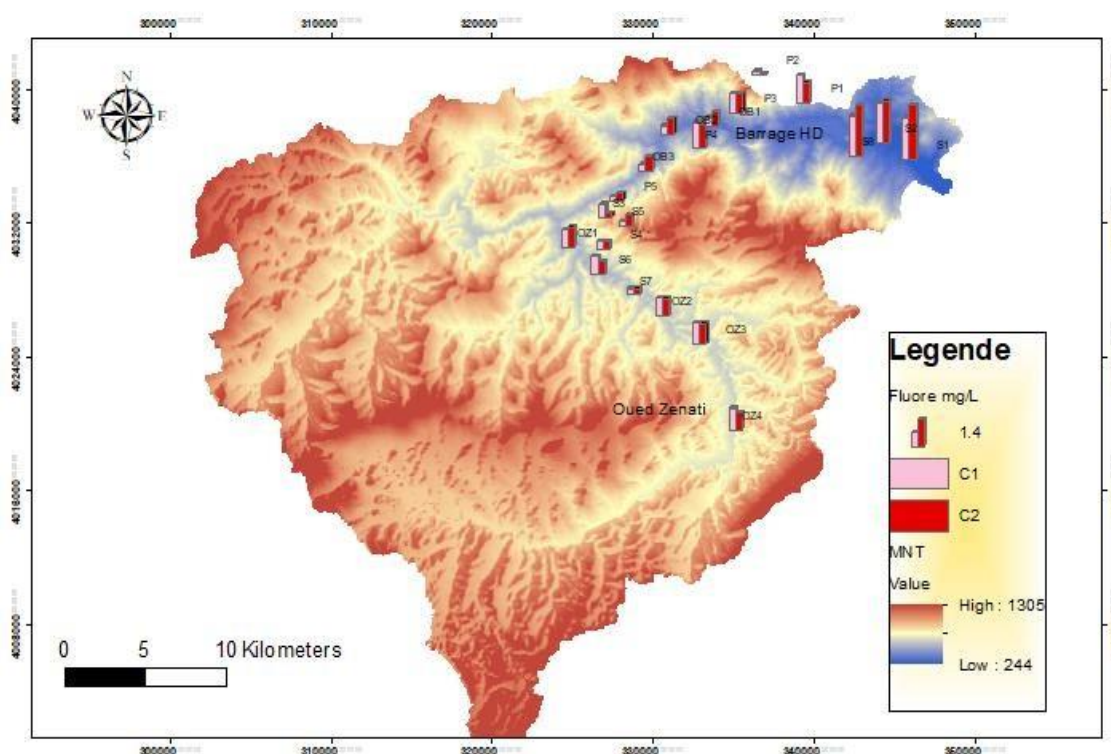


Figure 73 : Répartition spatiale des Fluorures F^- dans le sous bassin de Bouhamdane

II.7.1.11 Carte de la répartition spatiale de la DBO₅ et la DCO

Comme le montre la figure 74, les analyses de la DBO₅ et la DCO dans les eaux superficielles, révèlent une pollution organique préoccupante, avec des concentrations, dépassant souvent les normes de qualité. Les zones sud (Oued Zenati) et ouest (Bordj Sabath) présentent les niveaux les plus élevés, suggérant une forte influence des activités agricoles et des rejets domestiques. À l'inverse, le nord (Bouhamdane), qui représente la zone la moins urbanisée, montre des valeurs plus faibles, probablement due à une moindre pression anthropique ou une meilleure dilution des polluants. Ces différences s'expliquent par la combinaison de facteurs anthropiques (intensité des rejets) et hydrogéologiques (stagnation des eaux dans le sud favorisant l'accumulation des polluants). Les pics observés lors de certaines campagnes pourraient correspondre à des épisodes de pollution aiguë ou à des pratiques agricoles saisonnières. Cette situation entraîne des risques environnementaux majeurs (dégradation de la qualité de l'eau, toxicité potentielle, phénomène d'eutrophisation).

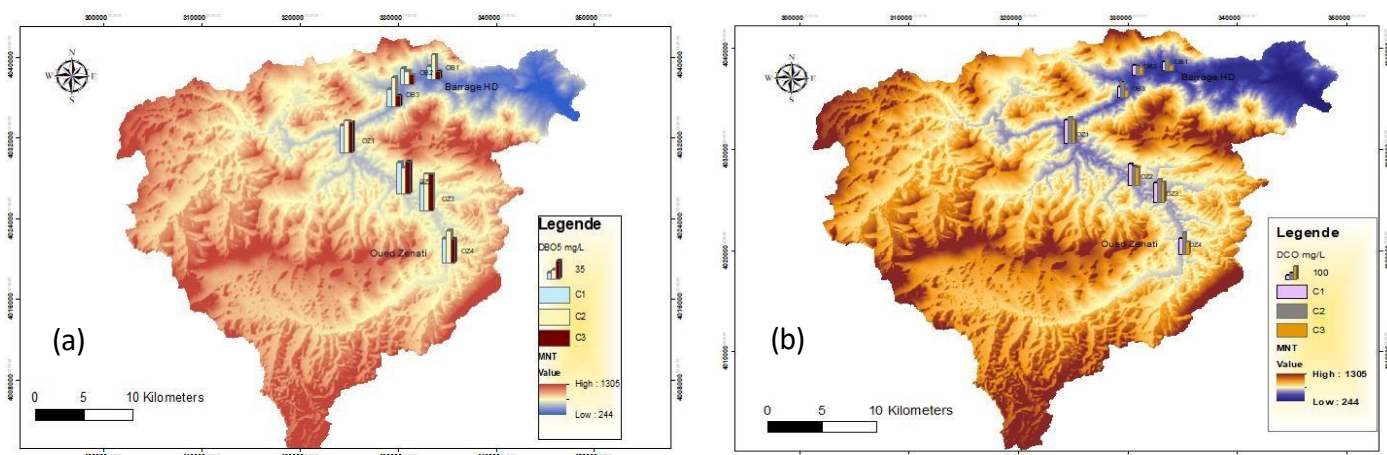


Figure 74 : Répartition spatiale de la DBO₅ (a) et la DCO (b) dans le bassin Bouhamdane

II.8 Les facteurs influençant l'utilisation agricole de l'eau

Lors de la classification de l'eau d'irrigation, il est nécessaire de prendre en compte à la fois sa composition chimique et sa conductivité électrique. Ces deux paramètres jouent un rôle essentiel dans l'évaluation de la qualité de l'eau et son impact sur le sol et les cultures.

Dans ce cadre, nous allons présenter comment l'association de l'analyse de la composition chimique de l'eau avec la conductivité électrique permet d'établir une classification adaptée des eaux destinées à l'irrigation.

II.8.1 La Ratio d'Adsorption du Sodium (SAR)

C'est un indice très important qui permet d'évaluer l'équilibre entre le sodium (Na^+), le calcium (Ca^{2+}) et le magnésium (Mg^{2+}) dans les eaux d'irrigation. Il est utilisé pour estimer le risque d'infiltration et d'alcalinisation des sols.

La présence des ions Calcium et du Magnésium joue un rôle essentiel, car ils permettent de neutraliser les effets négatifs du sodium, contribuant ainsi à maintenir un équilibre chimique favorable aux cultures.

Une concentration élevée de **SAR** entraîne une détérioration de la structure physique du sol. Le sodium, en s'adsorbant aux particules du sol, remplace le calcium et le magnésium, ce qui compromet la stabilité du sol. En conséquence, celui-ci devient dur et compact en période de sécheresse et perd sa perméabilité, limitant ainsi l'infiltration de l'eau (Ayers et Westcot, 1994 ; Wilcox, 1955 ; Hem, 1985).

Le **SAR** est calculé à partir du rapport entre la concentration en Sodium et celles du Calcium et du Magnésium, il est défini par la formule suivante :

$$[Na^+]/\sqrt{(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2}$$

Les concentrations des ions sont exprimées en milliéquivalents par litre (meq/l). Comme le SAR dépend du rapport entre le sodium et le couple Ca^{2+} , Mg^{2+} , sa valeur peut être élevée même si les concentrations individuelles de ces ions sont relativement faibles (Stoner, 1978).

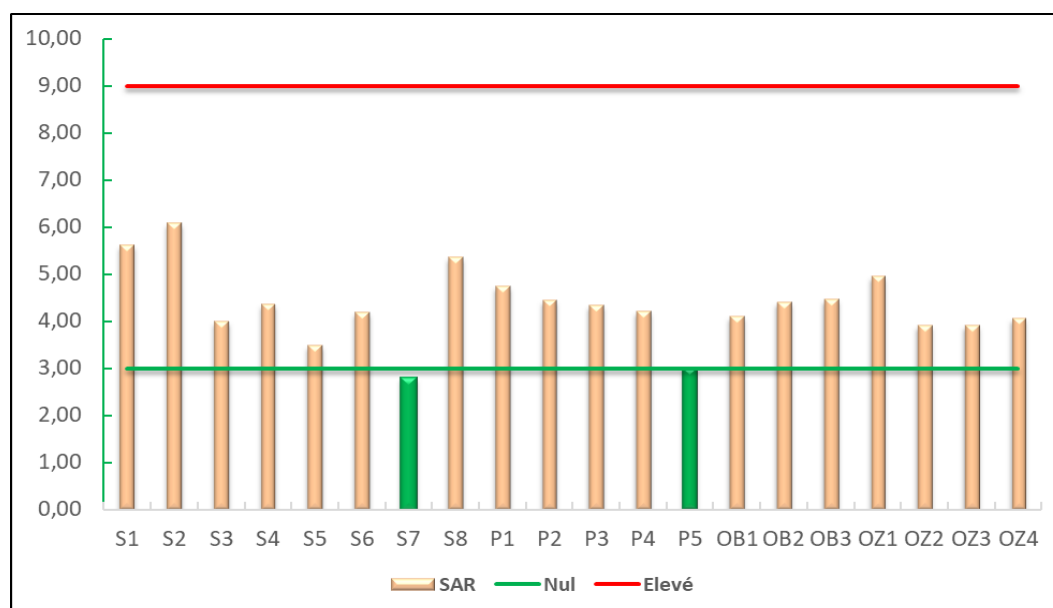
Tableau 41 : L'impact du SAR sur les eaux d'irrigation

Niveau du risque	Valeur du SAR	Impact sur l'irrigation	Recommandations
Nul	< 3	Aucun risque pour les sols et les cultures	Aucune restriction sur l'utilisation de l'eau
Léger à modéré	3 à 6	Risque léger, impact possible sur les cultures sensibles	Surveiller les cultures sensibles et ajuster les pratiques d'irrigation si nécessaire
	6 à 9	Augmentation du risque d'accumulation de sodium dans le sol	- Appliquer du gypse pour améliorer la structure du sol. - Utiliser des cultures tolérantes au sodium. - Effectuer des analyses régulières du sol tous les 1 à 2 jours pour suivre l'évolution du sodium
Élevé	> 9	- Dommages sévères au sol - Impact négatif sur la perméabilité et la structure.	Dommages sévères au sol, impact négatif sur la perméabilité et la structure.

Les résultats du SAR calculés sont synthétisés dans le tableau 42, qui présente la classification des eaux en fonction de leur aptitude à l'irrigation. Les valeurs moyennes du SAR mesurées dans chaque point d'échantillonnage sont illustré dans la figure 75. L'analyse du SAR dans le sous-bassin de Bouhamdane révèle que 91% des mesures présentent un risque léger à modéré (SAR entre 3 et 9), avec des pics préoccupants dans les eaux souterraines de la région Nord-Est (S2: jusqu'à 7,33 et S8: jusqu'à 6,21) et superficielles (OZ1: jusqu'à 5,84), indiquant une vulnérabilité généralisée des sols à la dégradation par le sodium. Seulement 9% des mesures (principalement S7) montrent un risque nul ($\text{SAR} < 3$). Ces résultats suggèrent que la majorité des ressources en eau nécessitent des précautions d'irrigation, particulièrement dans les nappes de la zone Nord-Est et les eaux superficielles du Sud (Oued Zenati), où les valeurs critiques peuvent compromettre la qualité des sols à moyen terme.

Tableau 42 : Les valeurs du SAR calculées dans le sous bassin de Bouhamdane

Points de prélèvement	Campagne 1	Campagne 2	Campagne 3	Campagne 4	Campagne 5	Moyenne
S1	5,23	5,38	5,51	5,92	5,98	5,60
S2	5,43	5,89	7,33	5,76	5,92	6,07
S3	4,34	3,50	3,46	4,32	4,36	3,99
S4	4,40	4,38	4,34	4,19	4,40	4,34
S5	3,15	3,14	3,50	3,26	4,38	3,48
S6	4,15	3,63	4,38	4,77	3,95	4,18
S7	2,90	2,95	2,68	2,70	2,67	2,78
S8	4,83	3,89	6,21	5,83	5,98	5,35
P1	4,59	4,22	4,52	4,98	5,33	4,73
P2	3,34	4,89	4,69	4,06	5,21	4,44
P3	4,11	4,81	3,94	4,25	4,57	4,34
P4	3,90	5,08	3,90	3,96	4,20	4,21
P5	3,57	3,30	3,47	2,62	2,06	3,00
OB1	3,57	4,34	4,62	3,50	4,43	4,09
OB2	3,62	4,93	4,63	3,78	4,98	4,39
OB3	3,70	4,86	4,67	4,10	4,95	4,46
OZ1	4,97	5,84	4,72	4,34	4,88	4,95
OZ2	2,88	4,19	4,27	4,03	4,17	3,91
OZ3	2,89	4,32	4,25	3,99	4,07	3,90
OZ4	4,12	3,94	3,90	4,32	3,94	4,05

**Figure 75** : Les valeurs moyennes du SAR dans le sous bassin de Bouhamdane

II.8.2 Pourcentage de Sodium (Na^+ %)

C'est un indicateur couramment utilisé pour évaluer la qualité de l'eau destinée à l'irrigation. Un excès de sodium dans les eaux souterraines peut avoir des effets négatifs, car il interagit avec le sol, réduisant sa perméabilité et limitant ainsi la croissance des plantes, voire l'empêchant totalement.

Le calcul du **pourcentage de Na⁺** repose sur les proportions relatives des cations présents dans l'eau, avec des concentrations exprimées en **milliéquivalents par litre (meq/L)** comme il est montré par la formule suivante :

$$Na^{+}(\%) = \frac{(Na^{+} + K^{+})}{(Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+} + K^{+})} \times 100 [meq/l]$$

Les résultats du Na% et les valeurs moyennes mesurées dans chaque point d'échantillonnage sont récapitulés respectivement dans le tableau 43 et la figure 76.

Les résultats du Na% révèlent que 53 % du total des mesures sont inférieurs à 60 %, tandis que 47 % la dépassent. Les valeurs extrêmes vont de 41,08 % à 70,42 %, avec une moyenne globale de 57,75 %. Les puits et les sources présentent les taux les plus élevés (60% et 50%), avec des moyennes dépassant légèrement la norme (61,92 % pour les puits et 60,12 % pour les sources). En revanche, les eaux de surface sont majoritairement inférieures à 60%, avec des moyennes qui vont de 54,92 % à 49,62 %.

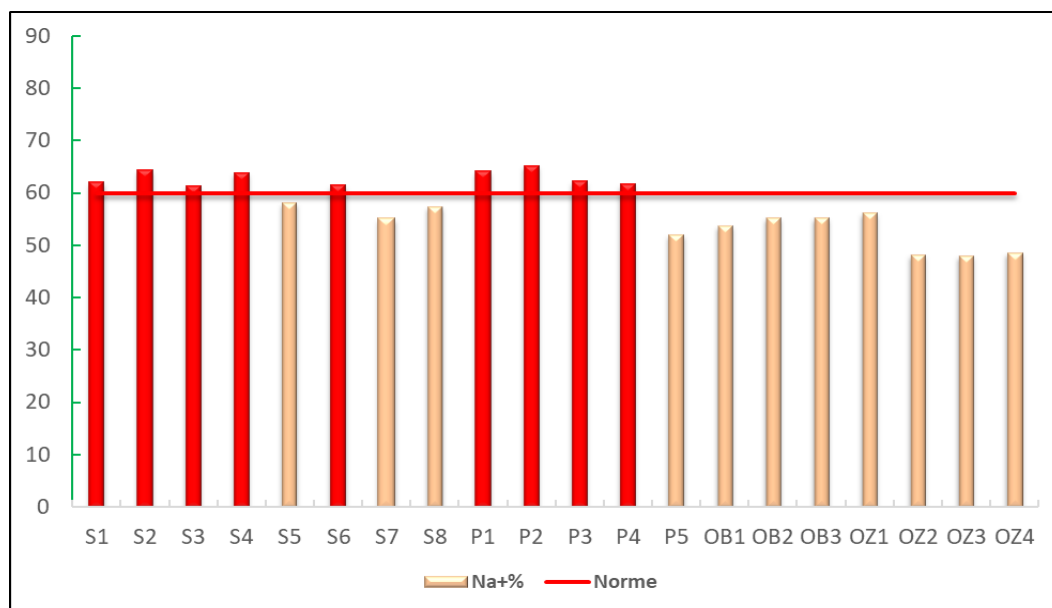


Figure 76 : Les valeurs moyennes du Na% dans le sous bassin de Bouhamdane

Tableau 43 : Les valeurs du Na% calculées dans le sous bassin de Bouhamdane

Points de prélèvement	Campagne 1	Campagne 2	Campagne 3	Campagne 4	Campagne 5	Moyenne
S1	57,57	62,32	60,76	65,27	64,78	62,14
S2	59,54	63,87	70,36	65,03	63,16	64,39
S3	64,69	56,24	56,59	64,41	64,54	61,29
S4	63,84	64,25	65,31	62,35	64,04	63,96
S5	55,35	56,20	53,11	62,03	64,25	58,19
S6	61,86	59,65	57,19	66,27	62,69	61,53
S7	57,71	54,33	51,55	56,20	55,07	54,97
S8	53,21	45,11	65,73	62,06	61,61	57,54
P1	61,58	63,01	62,50	66,94	67,17	64,24
P2	53,01	67,30	66,00	69,33	70,42	65,21
P3	59,40	67,13	57,40	63,16	64,42	62,30
P4	60,97	68,03	59,62	59,71	60,09	61,68
P5	48,41	48,71	49,17	63,23	50,88	52,08
OB1	48,41	52,48	55,38	59,49	53,03	53,76
OB2	48,42	56,73	54,92	60,75	56,21	55,41
OB3	49,54	54,98	55,38	60,75	55,62	55,25
OZ1	56,09	60,58	55,91	56,43	52,68	56,34
OZ2	41,35	49,20	51,08	51,67	47,57	48,17
OZ3	41,08	48,09	51,97	52,14	46,71	48,00
OZ4	49,94	47,36	47,32	51,65	46,65	48,59

II.8.3 L'Indice De Perméabilité (IP)

La perméabilité du sol est influencée par l'utilisation prolongée de l'eau d'irrigation, en fonction de sa composition en sodium, calcium, magnésium et bicarbonates. Un excès de sodium peut entraîner une dispersion des particules du sol, réduisant ainsi son infiltration, tandis que le calcium et le magnésium contribuent à maintenir une structure stable et perméable.

Selon Doneen (1964), la classification des eaux d'irrigation repose sur l'indice de perméabilité, lequel est calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$IP(\%) = [(Na^+ + \sqrt{HCO_3^-}) / (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{2+})] \times 100$$

Où les concentrations des Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- sont exprimées en **még/l**

Pour juger l'indice de perméabilité (IP), on se base principalement sur la classification proposée par Doneen (1964), qui permet d'évaluer si l'eau peut altérer la perméabilité des sols lorsqu'elle est utilisée pour l'irrigation (tableau 44) :

Tableau 44 : Classification des eaux d'irrigation selon l'IP

Indice de perméabilité (IP)	Qualité de l'eau pour irrigation	Recommandations
$IP > 75\%$	Bonne	Pas de danger pour la perméabilité du sol
$25\% < IP < 75\%$	Moyenne	Eau utilisable avec précautions, surtout en sols sensibles
$IP < 25\%$	Mauvaise	Eau non adaptée, risque de colmatage ou dégradation de la structure du sol

Comme l'indique la figure 77 et le tableau 45, les résultats de l'Indice de Perméabilité (IP %), révèlent une répartition variée selon les classes de qualité définies. Sur les 100 mesures analysées, 51 % affichent une bonne qualité ($IP > 75\%$), indiquant une perméabilité optimale du sol sans risque pour sa structure. Ces valeurs concernent principalement les sources et les puits (P1 à P5) et les points de l'Oued Bouhamdane dans la quatrième campagne. En revanche, 49 % des mesures se situent dans la plage de qualité moyenne ($25\% < IP < 75\%$), suggérant une perméabilité modérée nécessitant des précautions d'utilisation, notamment dans les sols sensibles. Ces valeurs sont majoritairement observées au niveau de l'Oued Zenati, avec des résultats plus faibles. Les disparités entre les points d'échantillonnage et les campagnes pourraient refléter des influences saisonnières ou locales.

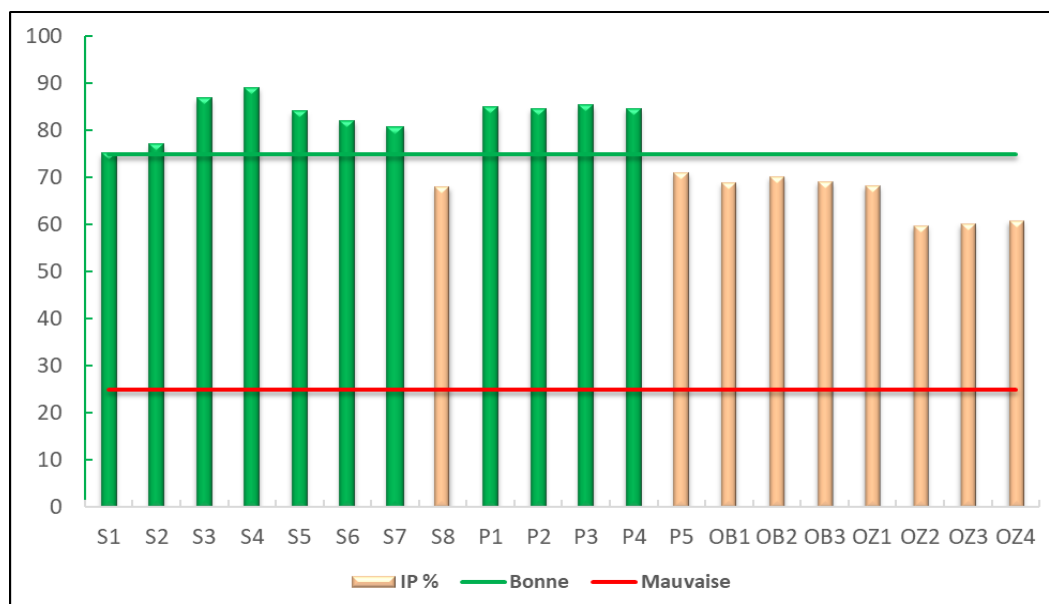
**Figure 77** : Les valeurs moyennes du IP % dans le sous bassin de Bouhamdane

Tableau 45 : Les valeurs du IP % calculées dans le sous bassin de Bouhamdane

Points de prélèvement	Campagne 1	Campagne 2	Campagne 3	Campagne 4	Campagne 5	Moyenne
S1	69,20	73,72	73,10	80,46	79,51	75,20
S2	69,95	75,72	84,24	79,62	76,27	77,16
S3	90,36	81,04	81,10	91,11	90,73	86,87
S4	88,46	89,82	91,36	86,97	89,27	89,18
S5	82,93	82,69	71,02	95,18	89,13	84,19
S6	85,32	81,65	69,99	88,34	85,35	82,13
S7	88,15	77,16	69,45	83,41	85,23	80,68
S8	62,82	53,55	78,94	73,19	72,25	68,15
P1	79,59	86,90	82,54	89,28	86,93	85,05
P2	72,14	85,20	83,94	92,62	89,35	84,65
P3	81,52	90,89	77,84	88,39	88,47	85,42
P4	87,04	90,96	80,53	83,26	81,75	84,71
P5	63,31	65,71	64,32	89,31	72,81	71,09
OB1	60,76	63,43	66,77	89,37	64,71	69,01
OB2	60,10	68,93	66,07	88,26	67,89	70,25
OB3	61,89	66,68	66,82	83,87	67,32	69,31
OZ1	66,99	71,37	67,82	71,86	63,38	68,28
OZ2	54,11	59,55	62,38	65,54	58,17	59,95
OZ3	53,94	59,18	63,77	66,64	57,95	60,30
OZ4	60,62	59,44	59,43	65,75	59,18	60,89

II.9 Aptitude Des Eaux À L'irrigation

Deux méthodes ont été employées pour classer les eaux du sous-bassin versant de Bouhamdane:

1. **La méthode de Richards (Riverside)**, qui identifie différentes classes d'eau en se basant sur le taux d'absorption de sodium (SAR) et la conductivité électrique de l'eau.
2. **La classification de Wilcox**, qui repose sur l'analyse de la conductivité électrique et du pourcentage de sodium contenu dans l'eau.

Ces deux approches combinent des critères physico-chimiques essentiels pour évaluer la qualité des eaux de surface.

II.9.1 Classification des eaux selon la méthode de Richards (Riverside)

Les résultats des analyses des échantillons ont été représentés sur le diagramme de Richards

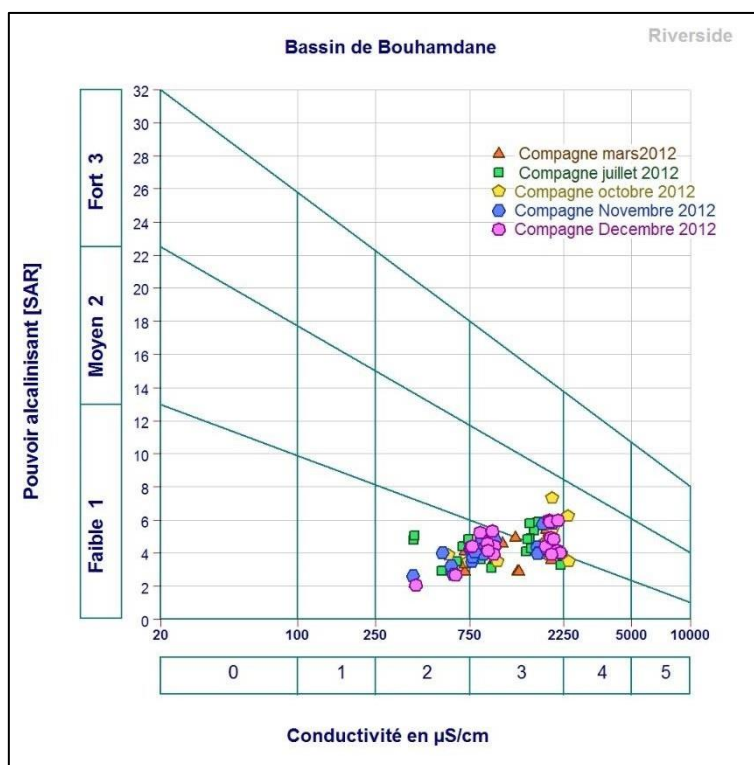


Figure 78 : Classification des eaux d'irrigation selon la méthode de Richards (Riverside)

L'analyse des résultats issus du diagramme de Riverside (figure 78), révèle la présence de trois classes distinctes d'aptitude à l'irrigation : C2-S1, C3-S1 et C3-S2. La classe C2-S1, caractérisée par une salinité faible (CE entre 250 et 750 $\mu\text{S/cm}$) et une sodicité faible ($\text{SAR} < 10$), regroupe quelques échantillons issus de toutes les campagnes de Mars à décembre 2012. Cette classe correspond à une eau de bonne qualité, convenable pour l'irrigation de la majorité des sols sans risque particulier. La majorité des échantillons se situent dans la classe C3-S1, associant une salinité moyenne ($750 < \text{CE} < 2250 \mu\text{S/cm}$) à une sodicité faible. Ces eaux sont utilisables pour l'irrigation, mais nécessitent un drainage adéquat et la culture de plantes tolérantes au sel, afin de limiter les risques de salinisation des sols. Enfin, quelques échantillons issus principalement des campagnes d'Octobre, Novembre et Décembre appartiennent à la classe C3-S2, qui présente une salinité moyenne et une sodicité modérée ($10 < \text{SAR} < 18$). Cette classe impose des précautions supplémentaires, notamment sur les sols peu perméables, afin d'éviter le développement de la sodisation. Globalement, les eaux du sous-bassin de Bouhamdane sont aptes à l'irrigation, à condition d'adapter les pratiques culturales et les systèmes de drainage selon leur classification.

II.9.2 Classification des eaux selon la méthode de Wilcox

La méthode de Wilcox classe les eaux en fonction de la conductivité électrique et de la teneur en sodium, exprimée en pourcentage. Elle établit cinq catégories de qualité : excellente, bonne, admissible, médiocre et mauvaise.

Le diagramme de Wilcox repose sur la formule du pourcentage de Na^+ , exprimée comme suit :

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

Le diagramme de Wilcox représenté dans la figure 79 permet de classer les eaux du sous-bassin de Bouhamdane en quatre classes principales : Excellente, Bonne, Admissible, et Médiocre à Mauvaise. Les eaux de la classe "Excellente" sont presque absentes dans ce bassin, ce qui indique que les eaux de très haute qualité sont rares. La classe "Bonne" est bien représentée, en particulier durant les campagnes de Novembre 2012 et Décembre 2012, montrant une qualité d'eau globalement favorable pour l'irrigation. La classe "Admissible" est dominante dans toutes les campagnes, ce qui suggère que ces eaux nécessitent une gestion attentive pour éviter des impacts à long terme sur les sols. Enfin, des échantillons appartenant à la classe "Médiocre à Mauvaise" sont observés principalement durant la campagne d'Octobre 2012 et partiellement en Juillet 2012, reflétant des problèmes de salinité ou de sodium qui pourraient limiter leur utilisation pour l'irrigation sans mesures correctives. Les eaux du sous-bassin de Bouhamdane présentent une variabilité notable de qualité, exigeant une gestion adaptée selon les périodes et les paramètres physico-chimiques.

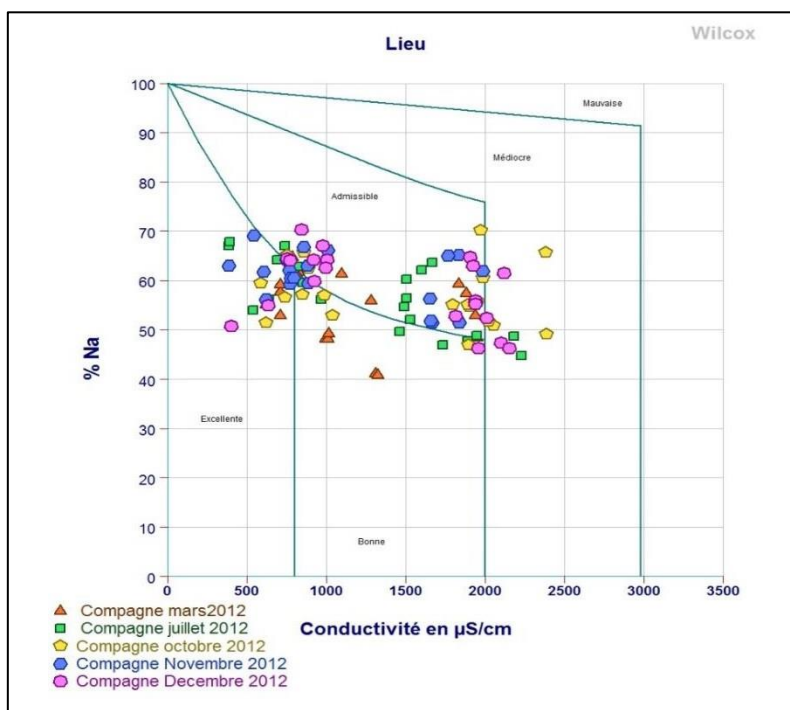


Figure 79 : Classification des eaux d'irrigation selon le diagramme de Wilcox

II.10 Les indices de la qualité des eaux

L'indice de qualité de l'eau (IQE) est l'un des outils les plus efficaces pour évaluer la qualité de l'eau, à l'échelle mondiale, il est utilisé pour évaluer la qualité des eaux de surface et souterraines en fonction des critères locaux de qualité de l'eau (Galal Uddin, 2021). Il fournit une valeur unique qui résume la qualité globale de l'eau à un moment donné et à un endroit spécifique, en prenant en compte plusieurs paramètres physiques, chimiques et biologiques. Ces paramètres sont souvent complexes à analyser séparément à partir de nombreux échantillons, chacun contenant plusieurs concentrations. L'objectif de l'IQE est de simplifier et de réduire cette masse de données complexes en une seule valeur, facilitant ainsi l'interprétation des résultats.

II.10.1 Historique des indices de la qualité de l'eau

Les indices de qualité de l'eau ont pour objectif d'attribuer une valeur unique à la qualité d'une source d'eau en se basant sur un système qui résume les concentrations des différents constituants présents dans un échantillon sous une seule valeur, ce qui permet de comparer les différentes qualités des échantillons en fonction de l'indice de chaque échantillon.

Horton a développé le premier modèle d'indice de qualité de l'eau (IQE) dans les années 1960, en s'appuyant sur dix paramètres jugés essentiels pour l'évaluation de la qualité de l'eau dans la plupart des milieux aquatiques, telles que l'oxygène dissous (OD), le pH, les coliformes, la conductivité spécifique, l'alcalinité et le chlorure (Horton, 1965).

Il a été largement adopté dans de nombreux pays européens, africains et asiatiques. Le poids attribué à chaque paramètre est déterminé en fonction de son importance pour l'évaluation spécifique de la qualité de l'eau, ce qui influe considérablement sur l'indice final.

En 1970, une version plus rigoureuse du modèle d'IQE de Horton a été développée par le groupe de Brown avec le soutien de la National Sanitation Foundation, basée sur des poids attribués à des paramètres individuels (Abbasi et Abbasi 2012). Depuis ce temps, plusieurs scientifiques et experts ont proposé des modifications de ce concept (Bhargava et Saxena, 1990; Dwivedi et al., 1997 ; Boudjebieur, 2022).

Une approche plus générale de l'IQE a été proposée par Fernández et al. en 2004. Elle repose sur trois étapes principales :

a. Sélection des paramètres : Cette étape est réalisée par des experts, des agences ou des institutions gouvernementales, souvent en fonction des réglementations législatives. Les paramètres sont choisis parmi cinq classes, notamment l'oxygène, l'eutrophisation, les aspects sanitaires, les caractéristiques physiques et les substances dissoutes, qui ont un impact majeur sur la qualité de l'eau (Dunnette, 1979).

b. Détermination de la fonction de la qualité sous forme de courbe pour chaque paramètre considéré comme sous-indice : Cela permet de transformer les valeurs d'échelle non dimensionnelles des variables (comme les ppm, le pourcentage de saturation, ou le nombre par volume) en sous-indices.

c. Agrégation des sous-indices à travers une formule mathématique : Cette agrégation se fait généralement par la moyenne arithmétique ou géométrique.

De nombreux autres indices de qualité de l'eau ont été formulés par des organisations nationales et internationales, tels que l'indice arithmétique pondéré de la qualité de l'eau, l'indice de qualité de l'eau de la National Sanitation Foundation (NSFIQE), l'indice de qualité de l'eau du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCMEIQE), et l'indice de qualité de l'eau de l'Oregon (OIQE). Ces indices sont utilisés pour évaluer la qualité de l'eau dans des zones spécifiques (Lumb et al., 2002 ; Chaturvedi & Bassin, 2010). Ils sont souvent basés sur un ensemble de paramètres de qualité de l'eau adaptés aux normes locales et permettent de démontrer les variations annuelles, spatiales et temporelles de la qualité de l'eau, même à faibles concentrations, de manière rapide et efficace (Boudjebieur, 2022).

À ce jour, plus de 35 modèles d'indice de qualité de l'eau (IQE) ont été développés par divers pays et organismes afin d'évaluer la qualité des eaux de surface à l'échelle mondiale (Abbasi and Abbasi, 2012 ; Dadolahi-Sohrab et al., 2012 ; Kannel et al., 2007 ; Stoner, 1978).

II.10.2 L'Indice arithmétique pondéré de la Qualité de l'Eau (IQE)

Afin d'évaluer la qualité des eaux de surface du sous bassin versant de Bouhamdane, l'indice arithmétique pondéré de la qualité de l'eau a été appliqué, conformément à la méthode de Brown et al. (1972).

II.10.2.1 Collecte d'informations

La collecte des données a été réalisée à partir des résultats d'analyses de 20 paramètres de qualité d'eau, effectuées sur les échantillons des eaux de surface au niveau du sous bassin de Bouhamdane, d'une manière saisonnière pendant une année (2012).

Le tableau 46 présente les paramètres de qualité de l'eau, leurs unités de mesure ainsi que les limites admissibles établies par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 1993 et 2011), les Normes de Qualité Environnementale des Eaux de Surface (EQSSW, 2002), (ICMR, 1975) et (BIS, 2012).

Tableau 46 : Paramètres de qualité de l'eau et les normes établies

Paramètres	Normes établies	Paramètres	Normes établies
pH	8.5	MO (mg/l)	5
DCO	10	TA (mg/l)	200
DBO ₅ (mg/l)	3	TH (mg/l)	500
Turbidité (NTU)	5	TDS (mg/l)	600
CE (μS/cm)	2500	Ca ²⁺ (mg/l)	75
OD (mg/l)	5	Mg ²⁺ (mg/l)	30
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0.5	Na ⁺ (mg/l)	200
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0.3	K ⁺ (mg/l)	10
NO ₃ ⁻ (mg/l)	50	Cl ⁻ (mg/l)	250
NO ₂ ⁻ (mg/l)	3	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	150

II.10.2.2 Approche de travail

Dans cette étude, les diverses composantes de la qualité de l'eau sont pondérées par un facteur spécifique, puis agrégées à l'aide d'une moyenne arithmétique simple. La méthode de l'indice de qualité de l'eau arithmétique pondérée (IQE), permet de classer la qualité de l'eau en fonction de son degré de pureté, en s'appuyant sur les variables de qualité les plus couramment mesurées. Cette approche a été adoptée dans de nombreuses études (Boudjellab, 2018 ; Kenniche, 2023 ; Chauhan et Singh, 2010 ; Rao et al., 2010 ; Abbasi et Abbasi, 2012 ; Balan et al., 2012 ; Chowdhury et al., 2012 ; Boudjebieur, 2022).

II.10.2.3 Calcul de l'IQE

Avant de donner l'expression de la formule de calcul de l'IQE, initialement proposé par Brown et al. (1972), on définit le cote de qualité $Q_{(i)}$ qui est donné par la formule suivante :

$$Q_{(i)} = \frac{100 (V_{(i)} - V_{(0)})}{S_{(i)} - V_{(0)}}$$

Avec :

- **i** : Paramètres de qualité de l'eau, où la cote de qualité (Q_i) correspond à la mesure des polluants dans l'eau par rapport à leur valeur standard admissible.
- **V(i)** : La valeur estimée à une station d'échantillonnage
- **V(o)** : Valeur idéale entre 7 et 14.6 mg/l pour le pH et l'OD respectivement et 0 pour les autres paramètres.
- **S(i)** : Valeur standard admissible

Ensuite on va définir le poids unitaire **W(i)** qui peut être déterminé en fonction d'une valeur inversement proportionnelle à la valeur standard recommandée **S(i)** pour le paramètre correspondant.

$$W(i) = KS(i) \quad \text{Avec} \quad K = \frac{1}{\sum \frac{1}{S(i)}}$$

Finalement l'**IQE** sera donné par l'expression suivante :

$$IQE = \frac{\sum Q_{(i)}W_{(i)}}{\sum W_{(i)}}$$

Le Tableau 47 illustre les cinq (05) catégories de qualité de l'eau établies selon l'approche de l'Indice de Qualité de l'Eau Arithmétique Pondéré (IQE), où le seuil maximal autorisé pour l'eau potable a été défini à 100 points.

Tableau 47 : Variation de la qualité de l'eau évaluée selon l'indice de qualité de l'eau (IQE)

Valeur de l'IQE	Variation de la qualité d'eau
≤ 25	Excellente
26 – 50	Bonne
51 – 75	Mauvaise
76 – 100	Très mauvaise
> 100	Inadaptée à des fins de consommation

Le tableau 48 présente un exemple de calcul de l'indice de qualité de l'eau arithmétique pondéré (IQE) en se basant sur les standards de potabilité établies par l'OMS.

Tableau 48 : Exemple de détermination de l'Indice de la Qualité d'Eau (IQE)

Elément	S(i)	$\frac{1}{S(i)}$	$\sum (\frac{1}{S(i)})$	$K = \frac{1}{\sum \frac{1}{S(i)}}$	W(i)=K/S(i)	V(o)	V(i)	Q(i)	W(i)*Q(i)
pH	8.5	0,118	7,009	0,143	0,017	7	8,3	86,667	1,455
Turb	5	0,200	7,009	0,143	0,029	0	20	400,000	11,414
CE	250	0,000	7,009	0,143	0,000	0	380	15,200	0,001
OD	5	0,200	7,009	0,143	0,029	14,6	7	79,167	2,259
DBO ₅	3	0,333	7,009	0,143	0,048	0	5	166,667	7,926
DCO	10	0,100	7,009	0,143	0,014	0	28	280,000	3,995
NH ₄ ⁺	0.5	2,000	7,009	0,143	0,285	0	0.4	80,000	22,828
PO ₄ ³⁻	0.3	3,333	7,009	0,143	0,476	0	0.18	60,000	28,535
NO ₃ ⁻	50	0,020	7,009	0,143	0,003	0	4	8,000	0,023
NO ₂ ⁻	3	0,333	7,009	0,143	0,048	0	0.1	3,333	0,159
MO	5	0,200	7,009	0,143	0,029	0	8	160,000	4,566
TA	200	0,005	7,009	0,143	0,001	0	130	65,000	0,046
TH	500	0,002	7,009	0,143	0,000	0	300	60,000	0,017
TDS	600	0,002	7,009	0,143	0,000	0	500	83,333	0,020
Ca ²⁺	75	0,013	7,009	0,143	0,002	0	60	80,000	0,152
Mg ²⁺	30	0,033	7,009	0,143	0,005	0	28	93,333	0,444
Na ⁺	200	0,005	7,009	0,143	0,001	0	66	33,000	0,024
K ⁺	10	0,100	7,009	0,143	0,014	0	5	50,000	0,713
Cl ⁻	250	0,004	7,009	0,143	0,001	0	90	36,000	0,021
SO ₄ ²⁻	150	0,007	7,009	0,143	0,001	0	100	66,667	0,063
		7.009			1			WA-WQI =	84,66

Afin d'étudier la qualité des eaux du sous bassin versant de Bouhamdane, 20 paramètres physico-chimiques ont été mesurés (pH, Turb, CE, OD, DBO₅, DCO, NH₄⁺, PO₄³⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, MO, TA, TH, TDS, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Cl⁻, SO₄²⁻) dont les résultats sont illustrés dans le tableau précédent.

II.10.2.4 Discussion des résultats

L'application d'une formule simplifiée de l'indice de qualité de l'eau basée sur une moyenne arithmétique pondérée avec un nombre réduit de variables, s'avèrent plus efficaces et opérationnelles qu'une équation complexe. La variation spatio-temporelle de l'indice de la qualité (IQE), des eaux superficielles du sous-bassin de Bouhamdane, illustrée dans la figure 80, révèle une pollution généralisée, avec 90.47 % des mesures (19 sur 21) classées comme "Très mauvaises ou inadaptées à des fins de consommation". Les valeurs extrêmes vont de 85,41 (OB3 en Octobre 2012, qualité "mauvaise") à 298,52 (OZ2 en Mars 2012, qualité très mauvaise).

Les sites de l'Oued Zenati sont systématiquement plus pollués que ceux de l'Oued Bouhamdane, avec une moyenne de 252,5 contre 126,7 ce qui peut être expliqué par le volume de rejets des eaux usées domestiques, agricole et industrielle dans cette région. La campagne de Mars 2012 est la plus critique (moyenne de 217,7), tandis que le mois d'Octobre montre une légère amélioration (moyenne de 168,8), probablement à cause des facteurs saisonniers tels que les précipitations automnales diluant les polluants. Les points OZ2 et OZ4 restent particulièrement préoccupants, dépassant les 250 pendant toutes les campagnes.

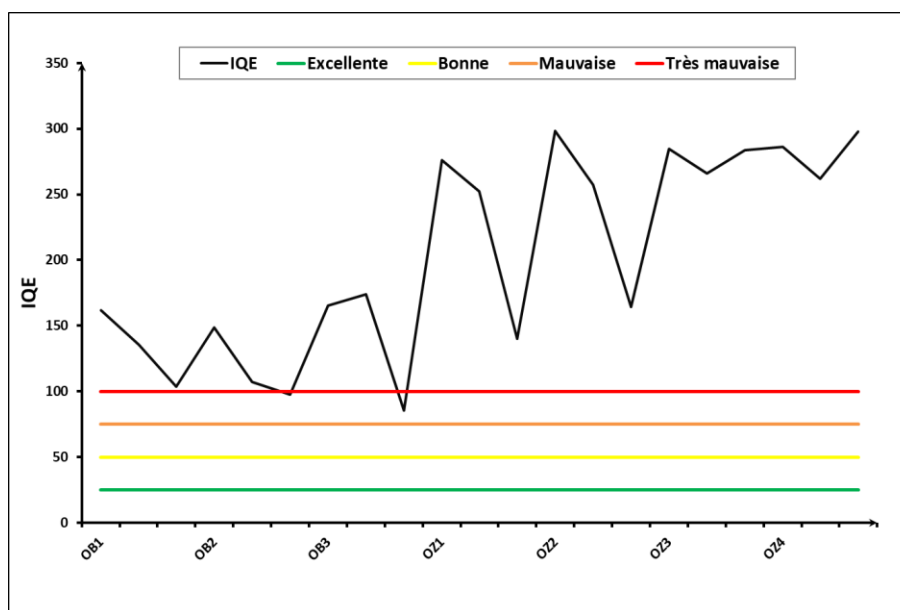


Figure 80 : Variation des résultats de l'IQE des eaux superficielles du bassin de Bouhamdane

II.10.3 L'indice De Qualité De L'eau D'irrigation (IQEI)

Il s'agit d'un indice simplifié qui repose sur les critères les plus essentiels pour évaluer la qualité de l'eau destinée à l'irrigation (Yogendra et Puttaiah, 2008). Horton (1965) fut le premier à explorer les indices de dégradation de la qualité de l'eau. Par la suite, de nombreuses recherches ont été entreprises pour mesurer l'indice de qualité de l'eau, à l'image des travaux de Rokbani et al. (2011).

Le modèle IQEI a été élaboré par Meireles et al. (2010) en deux phases distinctes.

Premièrement, les variables les plus pertinentes pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation ont été identifiées. Deuxièmement, les valeurs de qualité (q_i) et les coefficients de pondération (w_i) ont été définis. Les valeurs de (q_i) ont été déterminées en fonction des mesures de chaque indicateur (voir tableau 49), en s'appuyant sur les normes de qualité de l'eau d'irrigation proposées par le Comité des Consultants de l'Université de Californie (UCCC) et sur les référentiels établis par Ayers et Westcot (1999).

Tableau 49 : Normes de l'évaluation des niveaux de qualité (q_i) (Ayers et Westcot, 1999).

q_i	EC ^a (dS*m ⁻¹)	SAR ^b (meq.l ⁻¹) ^{0.5}	Na ⁺ (meq.l ⁻¹)	Cl ⁻ (meq.l ⁻¹)	HCO ₃ ⁻ (meq.l ⁻¹)
85-100	0.20≤EC<0.5	SAR<3	2≤Na ⁺ <3	Cl ⁻ <4	1≤HCO ₃ ⁻ <1.5
60-85	0.75≤EC<1.5	3≤SAR<6	3≤Na ⁺ <6	4≤Cl ⁻ <7	1.5≤HCO ₃ ⁻ <4
35-60	1.50≤EC<3	6≤SAR<12	6≤Na ⁺ <9	7≤Cl ⁻ <10	4.5≤HCO ₃ ⁻ <8
0-35	EC<0.2 Ou EC≥3	SAR≥12	Na ⁺ <2 Ou Na ⁺ ≥9	Cl ⁻ ≥10	HCO ₃ ⁻ <1 Ou HCO ₃ ⁻ ≥8.5

a (CE) : Conductivité Electrique

b (SAR) : Ratio d'Adsorption du Sodium

Les valeurs de q_i sont déterminées par plusieurs paramètres, notamment la valeur maximale de l'indice $\max q_i$, la valeur observée du paramètre X_{ij} , la limite inférieure $\inf q_i$, ainsi que les amplitudes q_{i-amp} et X_{amp} . Plus précisément, elles sont calculées selon la formule suivante

$$q_i = \max q_i - \left(\frac{(X_{ij} - \inf q_i) q_{i-amp}}{X_{amp}} \right)$$

Les valeurs de q_i sont exprimées sous forme de grandeurs sans dimension. Plus ces valeurs sont élevées, plus la qualité de l'eau est considérée comme optimale. Pour déterminer x_{amp} de la dernière classe de chaque indicateur, la valeur maximale identifiée lors des analyses physico-chimiques des échantillons d'eau a été retenue. Les coefficients de pondération (w_i) associés à chaque paramètre dans le calcul de l'IQEI ont été établis par Meireles et al. (2010) (tableau 50). L'indice de qualité de l'eau d'irrigation (**IQEI**) correspond à la somme des valeurs de qualité (q_i) de chaque paramètre, multipliées par leur coefficient de pondération respectif (w_i). Il est calculé à l'aide de la formule suivante :

$$IQEI = \sum_{i=1}^n (q_i w_i)$$

Cette équation permet d'intégrer l'impact de chaque indicateur sur l'évaluation globale de la qualité de l'eau. L'échelle de l'indice, allant de 0 à 100, est divisée en plusieurs catégories en fonction des risques liés à la salinité, à la diminution de la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol et à la toxicité pour les végétaux (tableau 51)

Tableau 50 : Les coefficients de pondération des indicateurs de l'IQEI

Indicateur	Masse (Wi)
CE	0.21
Na ⁺	0.20
HCO ₃ ⁻	0.20
Cl ⁻	0.19
SAR	0.18
Total	1.00

Tableau 51 : Propriétés des catégories de l'IQEI, selon Meireles et al. (2010)

Valeur de l'IQEI	Interdiction d'usage de l'eau	Préconisation de sol	Préconisation de végétaux
85 - 100	(NR) Aucune Restriction	Convient à la majorité des sols à faible risque de salinité ou de sodicité. Un lessivage est recommandé dans les pratiques d'irrigation, sauf pour les sols à perméabilité extrêmement faible.	Sans risque de toxicité pour la plupart des plantes.
70 - 85	(LR) Faible Restriction	Recommandé pour les sols irrigués à texture légère ou perméabilité modérée, avec un lavage du sel conseillé. À éviter dans les sols lourds et riches en argile en raison du risque de sodicité.	Il est recommandé d'éviter les plantes sensibles au sel.
55 - 70	(MR) Restriction Modérée	Peut être utilisé dans des sols ayant une perméabilité modérée à élevée, avec un lessivage modéré des sels recommandé.	Les plantes ayant une tolérance modérée aux sels peuvent être cultivées.
40 - 55	(HR) Haute Restriction	Peut être utilisé dans des sols à haute perméabilité sans couches compactes, avec un calendrier d'irrigation à haute fréquence pour une eau ayant une conductivité électrique supérieure à 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et un SAR supérieur à 7,0.	Il doit être utilisé pour l'irrigation des plantes ayant une tolérance modérée à élevée aux sels, avec des pratiques de contrôle de la salinité, sauf lorsque les niveaux de Na^+ , Cl^- et HCO_3^- sont faibles.
0 - 40	(SR) Restriction Sévère	L'utilisation pour l'irrigation doit être évitée dans des conditions normales, mais peut être occasionnelle dans des cas spécifiques. Les eaux avec peu de sel et un SAR élevé nécessitent l'application de gypse, tandis que pour les eaux salines, des sols à haute perméabilité et un excès d'eau sont nécessaires pour éviter l'accumulation de sel.	Seules les plantes à haute tolérance au sel peuvent être irriguées, sauf pour les eaux ayant des valeurs extrêmement faibles de Na^+ , Cl^- et HCO_3^-

II.10.3.1 Discussion des résultats obtenus

Les données recueillies, révèlent des variations significatives dans la qualité de l'eau destinée à l'irrigation, évaluée grâce à l'Indice de Qualité de l'Eau pour l'Irrigation (IQEI). La grille d'évaluation, montre que 40 % des points de prélèvement présentent une faible restriction (LR), tandis que 39 % (forte restriction HR + restriction sévère SR) soulignent un risque élevé pour l'irrigation. Seul un point, la source S7 en mois de Novembre, atteint une qualité d'aucune restriction (NR), avec un IQEI de 85,8. À l'inverse, les valeurs les plus basses (35,3 et 36,1) sont observées à la source S8, classée en restriction sévère (SR), indiquant une pollution préoccupante.

La comparaison entre eaux souterraines et superficielles met en évidence une différence marquée. Les eaux superficielles, affichent une qualité inférieure, avec une moyenne d'IQEI de 91.43 % de leurs points allant de restriction modérée à forte et 6.15 % en restriction sévère. En revanche, les eaux souterraines présentent une meilleure qualité, bien que certaines sources comme S1, S2 et S8 restent problématiques. Parmi les rivières, Oued Zenati est plus pollué qu'Oued Bouhamdane, avec des points comme OZ1 et OZ3 affichant les IQEI les plus bas. L'analyse saisonnière révèle que Juillet et Octobre sont les périodes les plus critiques, avec plus de 32 % des observations en restriction modérée à forte. Cette dégradation pourrait être liée à des facteurs climatiques ou anthropiques, comme une augmentation des rejets agricoles. En revanche, Novembre se distingue comme la saison la moins polluée, avec une moyenne de 65,1 et 50 % des observations à faible restriction.

Les valeurs extrêmes reflètent cette hétérogénéité : le IQEI maximal (85,8) est enregistré à la source S7, tandis que le minimal (35,3) correspond à la source S8. La moyenne globale (62,46) place la qualité de l'eau dans la catégorie MR, impliquant des restrictions modérées pour l'irrigation. Ces résultats appellent à une surveillance accrue des zones critiques, notamment Oued Zenati et les sources S1, S2 et S8.

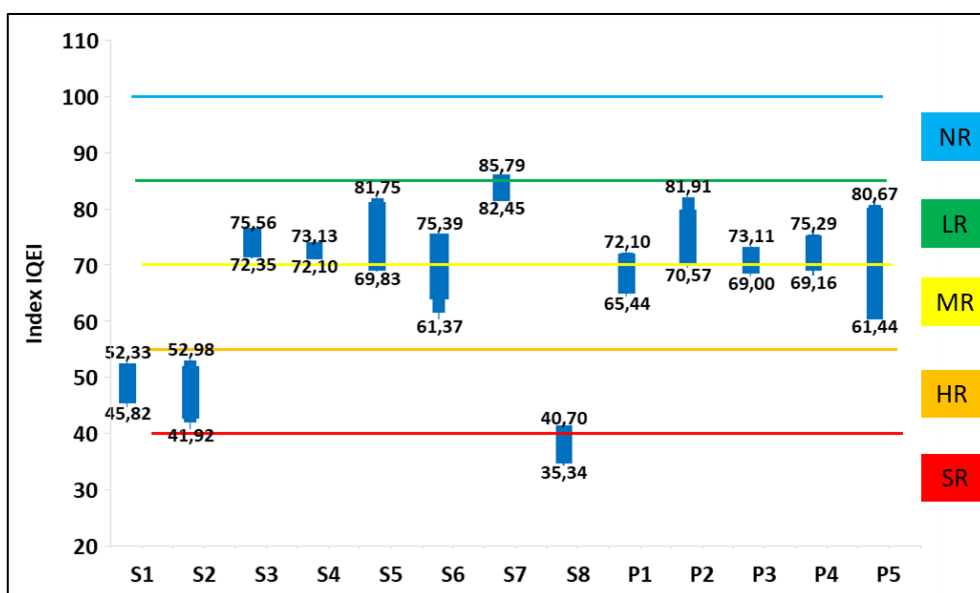


Figure 81 : Classes de l'IQEI dans les eaux souterraines du bassin versant de Bouhamdane

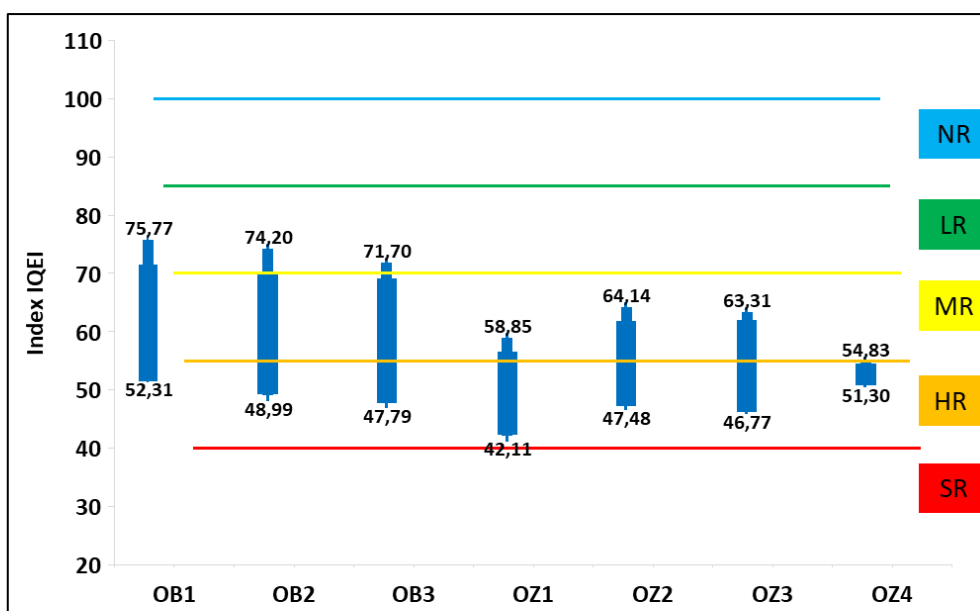


Figure 82 : Classes de l'IQEI dans les eaux superficielles du bassin versant de Bouhamdane

II.11 Le rapport DCO / DBO₅ (La Biodégradabilité)

L'estimation de la matière organique oxydable dans les effluents et le calcul du rapport DCO/DBO₅ permettent d'évaluer la biodégradabilité des eaux usées, c'est-à-dire leur capacité à être transformées en matière minérale compatible avec le milieu naturel. Ce rapport renseigne sur l'origine et le niveau de pollution des effluents. Une faible valeur du rapport DCO/DBO₅ indique une forte proportion de matières biodégradables, rendant possible un traitement biologique.

En revanche, une valeur élevée suggère une prédominance de matière organique non biodégradable, nécessitant alors un traitement physico-chimique (Jowett, 1980 ; Aissaoui, 2018). Selon Rodier et al., (2009), les règles généralement admises pour évaluer la biodégradabilité d'un effluent selon le rapport DCO/DBO₅ sont les suivantes :

- **DCO/DBO₅ < 3** : Effluent facilement biodégradable.
- **3 < DCO/DBO₅ < 5** : Effluent moyennement biodégradable.
- **DCO/DBO₅ > 5** : Effluent difficilement biodégradable, voire non biodégradable.

Relativement à leur source, les eaux peuvent être classées en 3 catégories selon ce le rapport DCO/DBO₅ (Belhadj, 2017).

- **1.5 < DCO/DBO₅ < 2** : Rejets issus des industries agroalimentaires.
- **2 < DCO/DBO₅ < 3** : Des eaux provenant d'effluents majoritairement domestiques.
- **DCO/DBO₅ > 3** : Présence partielle d'un déversement industriel.

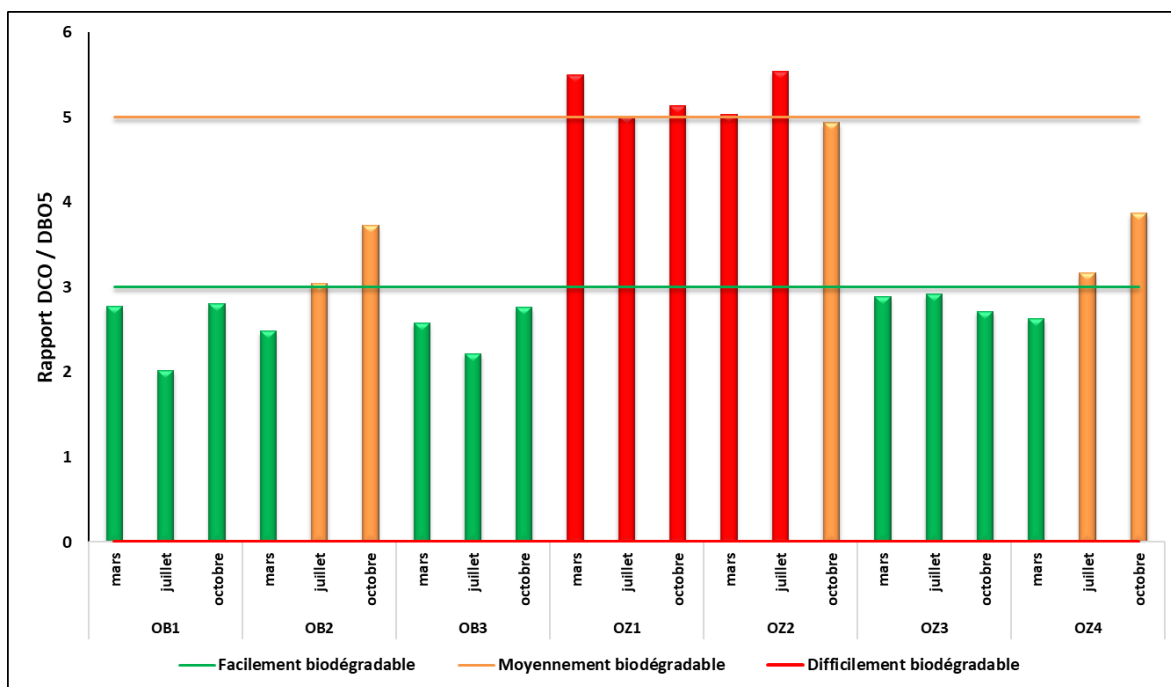


Figure 83 : Rapport de biodégradabilité DCO/DBO₅ dans les Oueds Zenati et Bouhamdane

Les résultats illustrés dans la figure 83, montrent une différence notable entre les points OB et OZ. Le rapport DCO/DBO₅ au niveau de l'Oued Bouhamdane varie entre 2,02 et 3,72, ce qui indique une biodégradabilité moyenne à élevée. Ces eaux sont d'origine domestique pour la majorité des échantillons, bien que quelques valeurs dépassent 3, suggérant une possible contamination par des effluents industriels (OB2 en Juillet et Octobre).

Au niveau de l'Oued Zenati, les rapports sont généralement plus élevés, notamment pour OZ1 et OZ2, où les valeurs varient entre 4,94 et 5,54. Ces résultats traduisent des effluents difficilement biodégradables et donc une pollution potentiellement industrielle, causés probablement par les rejets industriels dans la région de la ville d'Oued Zenati et la Briquetterie de Bordj Sabath. En revanche, les points OZ3 et OZ4 affichent des valeurs intermédiaires (2,63 à 3,87), suggérant un mélange de rejets domestiques et industriels.

II.12 Etude de l'Indice de la pollution organique (IPO)

Les matières organiques issues des déchets domestiques, agricoles et industriels constituent les principaux polluants des milieux aquatiques (Abahi et al., 2023). Certaines d'entre elles sont facilement biodégradables et peuvent être éliminées naturellement, sauf en cas d'excès, où leur décomposition entraîne un appauvrissement en oxygène, menaçant ainsi la faune aquatique (Bahroun, 2016). L'indice de pollution organique de l'Oued Zenati et Bouhamdane permet d'évaluer la qualité de ses eaux et leur niveau de contamination, en se basant sur des indicateurs tels que l'Ammonium, la DBO_5 , les Nitrites et les Orthophosphates, considérés comme principaux responsables de la pollution organique.

II.12.1 Evaluation de la pollution organique

Pour caractériser la pollution organique des eaux de surface, trois méthodes principales sont couramment utilisées (Bahroun, 2007 ; Leclercq, 2001) :

- Le Lisec-index, développé par Beckers et Steegmans (1979).
- La classification des paramètres de l'Institut d'Hygiène et d'Épidémiologie (IHE), mise en place en 1986.
- L'Indice de Pollution Organique (IPO), établi par Leclercq et Maquet (1987).

Dans cette étude, nous avons choisi d'adopter la méthode la plus récente, celle de Leclercq et Maquet (1987), pour évaluer la pollution organique des eaux de l'Oued Zenati et Bouhamdane.

II.12.2 Indice de pollution organique (IPO) selon Leclercq et maquet (1987)

L'Indice de Pollution Organique (IPO) est calculé à partir des concentrations de certains ions et permet de classer la qualité de l'eau en cinq niveaux de pollution, comme indiqué dans le tableau 52. Chaque niveau est représenté par une couleur spécifique (tableau 53).

Habituellement, la Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours (DBO_5) est également intégrée dans le calcul de l'IPO et l'indice est obtenu en faisant la moyenne des numéros de classe attribués à chaque paramètre analysé. Les valeurs obtenues permettent ensuite de répartir l'eau en cinq catégories de pollution, illustrées dans le tableau 53,

qui propose une représentation graphique des niveaux de pollution, sachant que plus l'indice IPO est faible, plus la pollution de l'eau est élevée, alors qu'un indice IPO élevé indique une pollution faible voire inexistante (Abahi et al., 2023 ; Segnou et al., 2023 ; Bahroun, 2011 ; Aissaoui, 2018).

Tableau 52 : Critères de qualité de l'indice IPO

Classe/Paramètre	DBO ₅ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (µg/l)	PO ₄ ³⁻ (µg/l)
Classe 5	< 2	< 0.1	≤ 5	≤ 15
Classe 4	2 à 5	0.1 à 0.9	6 à 10	16 à 75
Classe 3	5.1 à 10	1 à 2.4	11 à 50	76 à 250
Classe 2	10.1 à 15	2.5 à 6	51 à 150	251 à 900
Classe 1	> 15	> 6	> 150	> 900

$$IPO = \frac{(DBO_5 + NH_4^+ + NO_2^- + PO_4^{3-})}{4}$$

Tableau 53 : Classification de l'indice de pollution organique

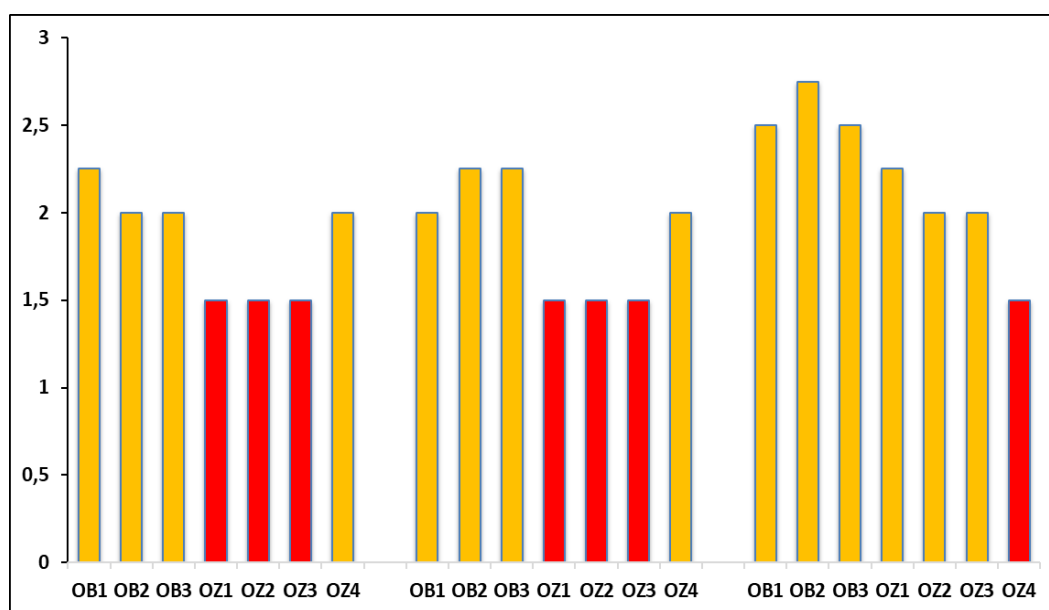
Indice	Niveau de Pollution
4.6 à 5.0	Nulle
4.0 à 4.5	Faible
3.0 à 3.9	Modérée
2.0 à 2.9	Forte
1.0 à 1.9	Très Forte

II.12.3 Évaluation du niveau de la pollution organique dans le bassin de Bouhamdane

Les résultats des analyses de l'Indice de Pollution Organique (IPO) dans le sous-bassin de Bouhamdane illustrées dans le tableau 54 et la figure 84, révèlent une pollution préoccupante. Les valeurs extrêmes vont de 1,5 "Très Forte" à 2,75 "Forte", avec une moyenne globale de 1.9 "Très Forte". Les points de l'Oued Zenati sont plus pollués que ceux de l'Oued Bouhamdane ce qui peut être expliqué par le volume des eaux de rejets domestique, agricoles et industrielles dans cette zone, avec 33.33 % des eaux classées "Très Forte" et 66.66 % "Forte". La troisième campagne effectuée au mois d'Octobre a enregistré les valeurs les plus élevées, se distinguant comme la plus polluée, ceci et possiblement dû aux facteurs saisonniers à cause des premières pluies automnales qui ont lessivé les polluants (engrais, rejets domestiques).

Tableau 54 : Les valeurs de l'IPO calculées dans le sous bassin de Bouhamdane

Sites	Valeurs de l'IPO			Moyennes	Niveau de Pollution en moyenne
	Campagne1	Campagne2	Campagne3		
OB1	2,25	2	2,5	2,25	Forte
OB2	2	2,25	2,75	2,33	Forte
OB3	2	2,25	2,5	2,25	Forte
OZ1	1,5	1,5	2,25	1,75	Forte
OZ2	1,5	1,5	2	1,67	Très Forte
OZ3	1,5	1,5	2	1,67	Très Forte
OZ4	2	2	1,5	1,83	Très Forte


Figure 84 : Répartition de l'indice de pollution organique dans les Oueds Zenati et Bouhamdane

Conclusion

L'étude hydrochimique des eaux souterraines et superficielles du sous-bassin de Bouhamdane révèle une minéralisation marquée, notamment dans les eaux souterraines des sites S1, S2, S8 et P5, où la conductivité électrique dépasse souvent les normes. Les eaux superficielles présentent des valeurs encore plus élevées, surtout dans l'Oued Zenati.

Le faciès chimique dominant est de type sodique-chloruré-bicarbonaté.

L'analyse statistique montre des corrélations fortes entre la conductivité électrique et les ions Na^+ , Cl^- , Ca^{2+} et SO_4^{2-} , indiquant que la minéralisation résulte principalement de sels dissous. Des liaisons ioniques telles que $\text{Na}^+\text{-Cl}^-$ et $\text{Ca}^{2+}\text{-SO}_4^{2-}$ traduisent une origine géologique commune ou une pollution saline. L'analyse en composantes principales révèle trois facteurs : F1 lié à la minéralisation géochimique via la dissolution des roches, F2 et F3 traduisent la présence des nutriments (azote, phosphore), signalant une pollution organique ou agricole.

L'approche thermodynamique sur 100 échantillons a permis de calculer les indices de saturation. Pour les carbonates, la dolomite varie de sous-saturation à sursaturation, alors que la calcite et l'aragonite sont généralement en équilibre ou sous-saturées avec une tendance à se précipiter. Les évaporites (gypse, anhydrite, halite) sont sous-saturées, ce qui explique les concentrations élevées en Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} , indiquant une tendance à la dissolution. Les silicates (quartz, chalcédoine) restent sous-saturés du fait de leur faible solubilité.

L'analyse spatiale effectuée à l'aide des cartes thématiques, révèle une hétérogénéité hydrochimique. Les bicarbonates sont élevés dans les eaux souterraines du Nord-Est (Hammam Debagh) et les eaux superficielles du Sud. Le calcium est plus présent au Nord-Est et dans le Sud en surface. Le magnésium est également élevé dans ces zones, à cause de la dolomitisation et de l'évaporation. Le sodium atteint des niveaux critiques au Nord-Est, au Sud et à l'Ouest, avec des dépassements des normes. Les chlorures montrent une forte variabilité, avec des pics au Nord-Est pour les eaux souterraines et au Sud dans le cas des eaux superficielles.

L'étude des polluants chimiques et organiques a mis en évidence une pollution importante et hétérogène. Les nitrites atteignent des concentrations élevées dans les eaux superficielles de l'Ouest (jusqu'à 2,9 mg/l à OZ1) et du Sud. Les eaux souterraines sont moins touchées, bien que certains sites comme S8 et P5 montrent une infiltration de polluants.

Les nitrates présentent des pics préoccupants dans les eaux souterraines du Nord-Est (jusqu'à 65,2 mg/l), mais aussi dans l'Ouest et le Nord. Les eaux superficielles du Sud montrent également des concentrations élevées, en lien avec le ruissellement agricole.

Conclusion

Les phosphates sont principalement retrouvés dans les eaux superficielles du Sud (OZ4 : 6,45 mg/l) et du Nord, causés par les rejets domestiques et agricoles. Cette pollution a favorisé une eutrophisation marquée du barrage de Hammam Debagh, accompagnée de la prolifération des cyanobactéries. **Les fluorures** dépassent la norme de potabilité dans les eaux souterraines du Nord-Est (jusqu'à 2,85 mg/l), en lien avec la géologie locale. **La pollution organique** (DBO₅ et DCO) est très élevée dans les eaux superficielles du Sud et de l'Ouest, et plus modérée dans le Nord. Ces pics correspondent à des périodes d'activités agricoles intensifiées ou à des rejets domestiques.

Concernant **la qualité des eaux pour l'irrigation**, l'**indice SAR** montre que 91 % des échantillons présentent un risque léger à modéré, en particulier au Nord-Est (S2, S8) et au Sud (OZ1). **Le pourcentage de sodium (Na%)** dépasse les 60 % dans 47 % des cas, principalement dans les eaux souterraines. **L'indice de perméabilité (IP%)** est bon dans 51 % des cas, surtout pour les sources, les puits et l'Oued Bouhamdane. **Le diagramme de Riverside** classe les eaux en trois catégories : C2-S1 (bonne), C3-S1 et C3-S2 (salinité moyenne à modérée), indiquant une nécessité de gestion prudente. **Le diagramme de Wilcox** montre que la qualité varie selon les campagnes : admissible en majorité, médiocre en Octobre et Juillet, et meilleure en Novembre.

Les indices globaux de qualité confirment la dégradation de la ressource. L'Indice de Qualité de l'Eau (**IQE**) pour les eaux superficielles indique que plus de 90 % des mesures sont très mauvaises ou impropres à la consommation, en particulier à Oued Zenati. L'Indice de Qualité pour l'Irrigation (**IQEI**) montre que 91 % des eaux superficielles présentent une restriction modérée à sévère, avec une qualité globalement meilleure en eaux souterraines.

L'analyse du rapport DCO/DBO₅ identifie des sources de pollution : domestique à industrielle dans l'Oued Bouhamdane (2,02–3,72), industrielle dans l'Oued Zenati (jusqu'à 5,54), attribuée notamment aux rejets de la briqueterie de Bordj Sabath. Enfin, **l'Indice de Pollution Organique (IPO)** indique une pollution très forte à forte, avec une moyenne globale de 1,9. L'Oued Zenati est la zone la plus affectée, notamment en Octobre, à cause du lessivage des polluants par les premières pluies.

CHAPITRE III

ÉTUDE

BACTÉRIOLOGIQUE

III. Étude bactériologique

Introduction

L'eau est bien plus qu'une ressource, c'est un élément essentiel sans lequel aucune forme de vie ne pourrait exister, elle est à la fois un constituant vital des organismes vivants, un élément clé pour l'agriculture et l'industrie, et un facteur déterminant pour le bien-être et le développement des sociétés. Cependant, l'accès à l'eau douce de bonne qualité reste un défi mondial, aggravé par la pollution, le changement climatique et la croissance démographique.

La contamination bactérienne est une menace majeure pour la santé en ce qui concerne l'eau potable et l'eau destinée à l'irrigation. Cette forme de contamination, souvent causée par les activités humaines, compromet la qualité des ressources en eau, mettant en danger la santé publique. D'après l'OMS, environ 80 % des maladies dans les pays en développement sont liées à l'eau, principalement en raison de la consommation d'eau contaminée (Khan et al., 2013 ; Adesakin et al., 2020)

La mise en évidence des bactéries indicatrices de contamination fécale en nombre élevé, permet d'évaluer le risque d'une pollution fécale des eaux, avec présence probable des germes pathogènes, les bactéries indicatrices les plus significatives étant les espèces des coliformes, l'*Escherichia coli*. Ainsi que les *Streptococcus* (Gueroui et al., 2015 ; Ondieki et al., 2021)

Étant donné qu'il n'y a aucune information sur la qualité bactériologique des eaux du sous bassin de Bouhamdane, notamment les eaux souterraines, une recherche de ce type revêt une importance capitale.

Les eaux souterraines et superficielles de la région présentent une contamination significative, influencée par des facteurs saisonniers et anthropiques. Les puits sont plus vulnérables à la pollution que les sources. Les eaux superficielles, particulièrement celles de l'Oued Zenati, sont plus affectées par des sources humaines.

Les résultats du dénombrement bactérien dans les eaux souterraines et superficielles sont présentés sous forme de valeurs maximales, moyennes, minimales ainsi que d'écarts types respectivement dans les tableaux 55 et 56. Les normes de potabilité de l'eau sont également indiquées dans le tableau 57. L'analyse détaillée des résultats, incluant la discussion, l'identification des bactéries et la mise en évidence des germes pathogènes, sera traitée dans une section ultérieure.

Tableau 55 : Résultats d'examen bactériologique des eaux souterraines du bassin Bouhamdane

Indicateurs bactériologiques	GT à 22°C	GT à 37°C	CT	CF	SF	ASR	STAPH	PSEU
Moyenne	74,65	60,95	96,95	39,03	40,54	1,97	29,83	1.54
Ecart-Type	134,05	170,94	118,4	80,48	98,62	4,77	52,89	2.58
Minimum	00	00	00	00	00	00	00	00
Maximum	638	1098	420	420	538	25	270	10
Seuils limites	/	/	10 (c)	00	00	00	/	/
Nombre d'analyses	65	65	65	65	65	65	65	26

Tableau 56 : Résultats d'examen bactériologique des eaux superficielles du bassin Bouhamdane

Indicateurs bactériologiques	GT à 22°C	GT à 37°C	CT	CF	SF	ASR	STAPH	PSEU
Moyenne	460,83	324,09	720,46	552,37	352,36	6,43	73,11	5
Ecart-Type	344,09	331,46	417,02	462,15	362,05	11,25	63,35	9.44
Minimum	87	27	113	00	00	00	16	00
Maximum	1416	1380	1600	1250	1251	44	294	31
Seuils limites	/	/	1000 (d)	100 (d)	/	/	/	/
Nombre d'analyses	35	35	35	35	35	35	35	14

Tableau 57 : Critères de qualité bactériologiques de l'eau potable

Indicateurs bactériologiques	Seuils limites autorisés		
	Algérie (a)	France (b)	OMS (c)
Flore aérobie revivable à 22°C et 37°C (UFC/ml)	/	/	/
Coliformes Totaux / CT (UFC/100ml)	/	/	10
Coliformes fécaux / CF (UFC/100ml)	0	0	0
Les Anaérobies Sulfitoréductrices / ASR (UFC/20ml)	0	0	0

(a): Conformément au décret du 22/03/2011 (Journal officiel Algérien)

(b) : En vertu de l'arrêté du 11/01/2007 (Journal officiel Français)

(c) : D'après les recommandations de l'OMS (2004)

(d) : Selon les directives Canadiennes sur la qualité de l'eau pour l'irrigation (2008)

III.1 Les prélèvements

Au total 100 prélèvements au niveau des points sélectionnés, a été effectué d'une fréquence saisonnière, pendant une période d'une année, allant du mois de mars jusqu'au décembre 2012. Pour les analyses bactériologiques, il est essentiel de prendre de strictes précautions lors des prélèvements afin de prévenir toute contamination de l'échantillon au moment de sa collecte, car un examen bactériologique ne peut être interprété d'une façon fiable que s'il est effectué sur un échantillon prélevé correctement (Aouissi, 2010 ; Rodier et al., 2009)

Pendant notre étude, les prélèvements ont été réalisés entre 6.00h et 9.00h du matin avec précaution aseptique stricte, pour éviter toute contamination accidentelle, dans des récipients stériles de 250ml, en verre pyrex munis d'un bouchon à visse métallique et des étiquettes permettant d'inscrire ultérieurement l'identification des prélèvements.

Le mode de prélèvement est évidemment variable suivant l'origine de l'eau à analyser, l'échantillon doit être prélevé de manière à être le plus exactement possible représentatif de son environnement d'origine. (Gueroui, 2015 ; Rodier et al., 2009 ; Aouissi, 2010).

III.1.1 Les prélèvements des eaux de puits :

Ils ont été réalisés avec des flacons stériles munis d'une corde, à 30cm au minimum au-dessous de la surface. Lors de la collecte, le flacon est légèrement ouvert et introduit dans le puits en prenant soin de ne pas contaminer l'échantillon, et de ne pas toucher les bords ou le fond des puits. Ensuite, nous retirons le flacon rempli d'eau, détachons la corde, puis refermons le flacon de manière aseptique (Guiraud, 1998).

III.1.2 Les prélèvements des eaux de sources :

Dans le cas des sources jaillissantes, les prélèvements ont été effectués le plus près possible du point d'émergence, nous ouvrons à moitié le flacon, et on le positionne de manière à ce que l'ouverture soit orientée vers la direction du flux, puis on referme soigneusement le flacon (Thierrin et al., 2001). Dans le cas des sources équipées d'un robinet, la manipulation a été réalisée dans des meilleures conditions de stérilité, après flambage du robinet pendant au moins 1 minute, en utilisant, une lampe à souder portative, on ouvre le robinet et on laisse couler l'eau de 3 à 5 minutes avant de faire la collecte. Une fois le prélèvement effectué, on flambe rapidement les bords de l'ouverture du flacon, puis on referme rapidement (Rodier et al., 2009).

III.1.3 Les prélèvements des eaux de rivières

Pour les rivières, les prélèvements ont été effectués au milieu des cours d'eau, tout en évitant les zones mortes sur les bords.

En faisant face au sens d'écoulements, on ouvre le flacon stérile et on l'introduire directement sous l'eau d'une profondeur de 15 à 30cm au-dessous de la surface ou au milieu de la profondeur dans le cas des endroits peu profondes. Après remplissage du flacon on le retire et le rebouche immédiatement.

Par la suite les échantillons ont été soigneusement étiquetés, conservés dans une glacière propre à 4°C à l'obscurité et transmis sans retard au laboratoire pour procéder directement aux analyses (Guirau, 1998).

III.2 Méthodes d'analyses

Tous les échantillons d'eau ont été soumis à des analyses bactériologiques effectuées au laboratoire de microbiologie chargé du contrôle de la qualité de l'eau, situé à la station de traitement des eaux à Hammam Debagh (Guelma).

III.2.1 Recherche et dénombrement des germes revivifiables

Cet examen a pour objectif de quantifier de manière non spécifique le maximum de micro-organismes, en particulier les bactéries capables de se développer dans des conditions de culture aérobies standards (Rodier et al., 2009).

Ces germes n'ont pas d'effet direct sur la santé humaine, mais ils peuvent dans certaines conditions entraîner des problèmes. Ils servent d'indicateurs, révélant une éventuelle contamination bactérienne (Reggam, 2014)

Les dénombrements sont réalisés après incubation, soit à 36 °C pendant 48 heures, soit à 22 °C pendant 72 heures. Cependant, pour obtenir un inventaire global de la population bactérienne dans les milieux naturels, la recherche et le dénombrement des germes revivifiables sont effectués à deux températures distinctes : 22 °C pour cibler les micro-organismes psychrophiles, et 37 °C pour ceux à tendance mésophile (Rejsek, 2002).

III.2.1.1 Mode opératoire et lecture :

À partir de la solution mère (eau à analyser), transférer aseptiquement 1 ml (procéder à des dilutions décimales de 10^{-1} à 10^{-5} dans le cas des eaux superficielles), dans le fond de deux boîtes de Pétri stériles, préalablement numérotées et préparées à cet effet, comme illustré à la figure suivante. Ajouter ensuite environ 15 à 20 ml de milieu non sélectif (gélose glucosée typtone à l'extrait de levure (TGEA) fondue), maintenue à une température de 45 °C.

Mélanger doucement en effectuant des mouvements circulaires et en "8" afin d'assurer une homogénéité entre l'eau et la gélose, tout en évitant la formation de bulles d'air et en prenant soin de ne pas mouiller les parois des boîtes. La gélose doit être versée dans un délai maximal de 10 minutes après la préparation de l'échantillon. Laisser le mélange solidifier sur la paillasse, puis compléter avec une seconde couche d'environ 5 ml de la même gélose (Figure 85).

Retourner les boîtes et incuber le premier lot à 37 °C pendant 48 heures, et le second à 22 °C pendant 72 heures. Les lectures se feront comme suit :

- Première lecture après 24 heures,
- Deuxième lecture après 48 heures,
- Troisième lecture après 72 heures.

Les germes revivifiants apparaissent sous forme de colonies lenticulaires, se développant en masse, dans les deux cas. Pour le dénombrement de ces germes, les recommandations suivantes doivent être suivies :

- Ne compter que les boîtes contenant entre 15 et 300 colonies, en prenant en considération les dilutions dans le cas des eaux de rivières ;
- Les résultats doivent être exprimés en unités formant des colonies (UFC) par ml d'eau à analyser, à 22 °C et à 37 °C (Aouissi, 2010).

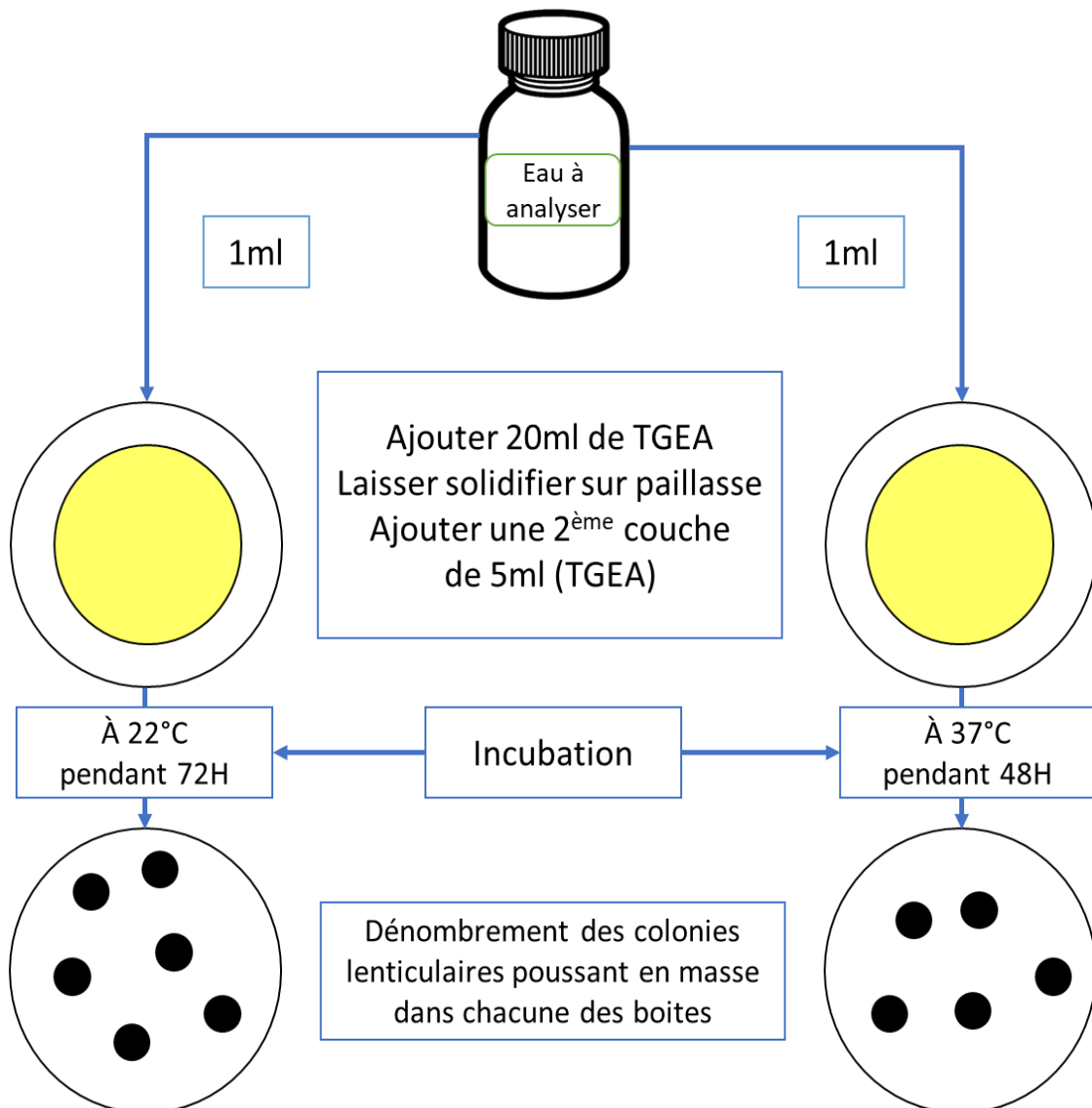


Figure 85 : Recherche et dénombrement des germes revivifiants

III.2.2 Recherche et dénombrement des bactéries indicatrices de contamination fécale :

III.2.2.1 Recherche et dénombrement des coliformes totaux

Le terme Coliformes, regroupe un ensemble d'espèces bactériennes appartenant à la famille des *Enterobacteriaceae* qui présentent des caractéristiques biochimiques similaires. Il s'agit d'organismes en forme de bâtonnets, non sporulés, Gram négatifs, oxydase négatifs, aérobies facultatifs, capables de se développer en présence de sels biliaires ou d'autres agents de surface ayant des propriétés inhibitrices similaires. Ils fermentent le lactose et le mannitol avec production d'acide et d'aldéhyde en 48 heures, à des températures comprises entre 35 et 37 °C. Les coliformes totaux sont des micro-organismes indicateurs utilisés pour évaluer le niveau de pollution d'origine organique dans les eaux de surface et les eaux souterraines (Rodier et al., 2009)

III.2.2.2 Les Coliformes fécaux ou Coliformes thermo-tolérants

Les coliformes fécaux regroupent des bactéries possédant les mêmes propriétés que les coliformes totaux, mais détectées après incubation à 44 °C, En raison de cette particularité, ils sont appelés *coliformes thermotolérants*. En plus de l'*Escherichia coli*, représentant l'espèce la plus importante, le groupe des coliformes fécaux comprend plusieurs espèces de bactéries, notamment *Citrobacter amalonaticus*, *Enterobacter aerogenes* et *Klebsiella pneumoniae*. (Rodier et al., 2009 ; Elmund et al. ,1999 ; Emmanuel, 2004).

Les coliformes fécaux qui donnent une réaction positive au test de l'ONPG (ortho-nitrophényl-β-D-galactopyranoside) et une réaction négative au test de la cytochrome oxydase, sont en réalité des *Escherichia coli* présumés (Reggam, 2015).

1. Etape 1 : dénombrement direct sur la membrane (test présomptif)

Elle permet un dénombrement présomptif des coliformes totaux et des coliformes fécaux. Sur deux membranes filtrantes en cellulose de porosité de 0.45 µm et de 47mm de diamètre (Millipore, Bedford, MA, USA) (figure 86), blanches à cadrillage noir, filtrer deux échantillons distincts de l'eau à analyser, soigneusement homogénéisée par une légère agitation. Les volumes d'échantillons doivent être d'au moins 20 ml ; Pour les eaux des rivières, des dilutions sont souvent nécessaires afin d'éviter la formation de plus de 100 colonies sur la membrane lors du dénombrement.

Placez chaque membrane sur une boîte contenant de la gélose lactosée au TTC et au Tergitol. Incuber les boîtes pendant 24 heures, l'une à une température de 37 °C et l'autre à 44 ± 0,5 °C. Il est essentiel de s'assurer que l'enceinte à 44 °C maintienne une température homogène et une atmosphère saturée en vapeur d'eau, en plaçant une large cuve remplie d'eau au fond de l'étuve.

Selon la norme, un complément d'incubation de 24 heures à chacune des deux températures est demandé, cette durée supplémentaire est indispensable pour favoriser la récupération des germes stressés. La lecture des boîtes permet d'identifier la présence de coliformes grâce aux caractéristiques suivantes :

Elles se caractérisent généralement par une coloration nettement orangée accompagnée d'un halo jaune dans le milieu, visible sous la membrane et autour des petites colonies, lisses et légèrement bombées. (Rodier et al., 2009 ; Reggam, 2015).

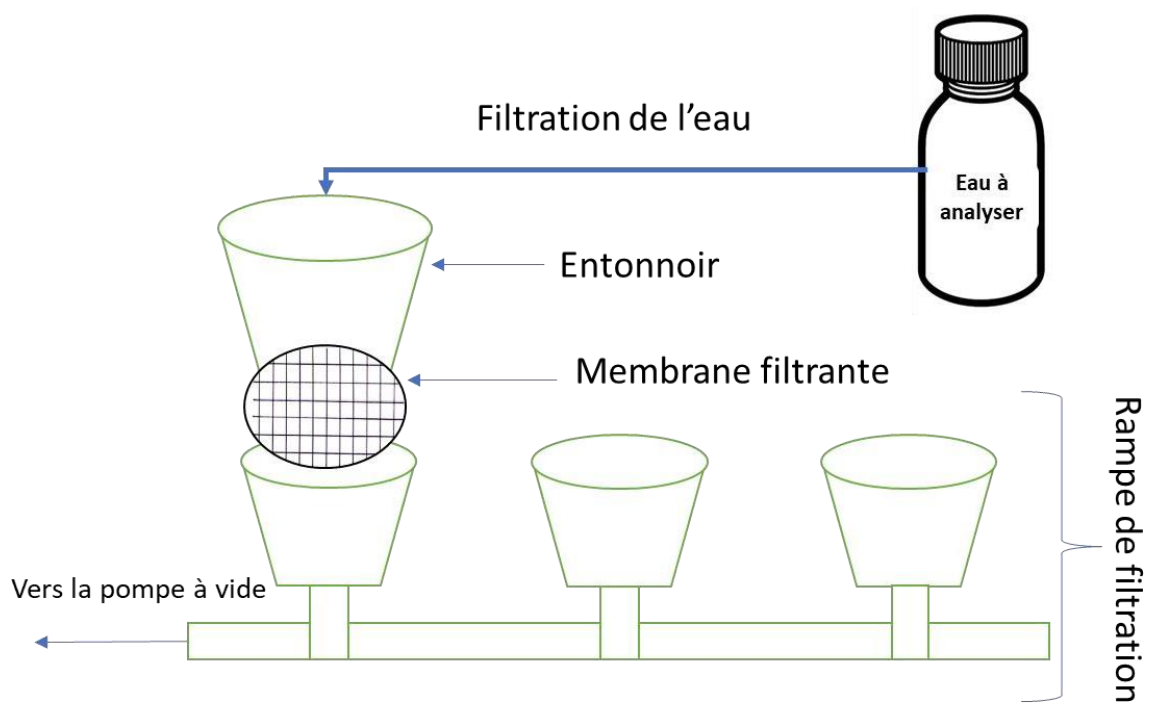
2. Etape 2 : repiquage et examen sur des milieux de confirmation (test confirmatif)

Cette étape consiste à :

1. Réalisation de la coloration de Gram et observation microscopique des bacilles Gram (-).
2. Recherche de l'oxydase négative, Une réaction positive à l'oxydase permet d'écarter le diagnostic de coliformes.
3. Repiquage sur un milieu confirmatif liquide, dans notre cas on a utilisé un tube de Bouillon lactosé bilié au vert brillant muni d'une cloche, ou milieu Shubert, incubés à 44°C pendant 24H. La présence d'une croissance bactérienne dans les deux tubes, accompagnée d'un dégagement de gaz (réaction de Mac Kenzie) dans le premier tube et d'un anneau rouge après l'ajout du réactif de Kovacs dans le deuxième tube, indique la présence présumée d'*Escherichia coli*. (Rodier et al., 2009).

III.2.2.3 Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux

Les streptocoques du groupe D sont principalement considérés comme des témoins de pollution fécale, en raison de leur origine majoritairement humaine. Les espèces prédominantes dans ce groupe comprennent *Enterococcus faecalis*, *Enterococcus faecium*, *Enterococcus bovis*, et *Enterococcus equinus*. Leur dénombrement est rarement effectué séparément de celui des coliformes et coliformes thermotolérants présumés. Ces bactéries, de forme sphérique et organisées en paires ou en chaînettes, sont Gram positives, catalase négatives et anaérobies facultatives. Elles sont capables d'hydrolyser l'esculine en présence de bile. La contamination peut être ancienne, car ces bactéries ont une meilleure capacité de persistance dans l'eau (Clausen et al., 1977 ; Farrow et al., 1984).



On place les deux membranes sur deux boîtes de Pétrie

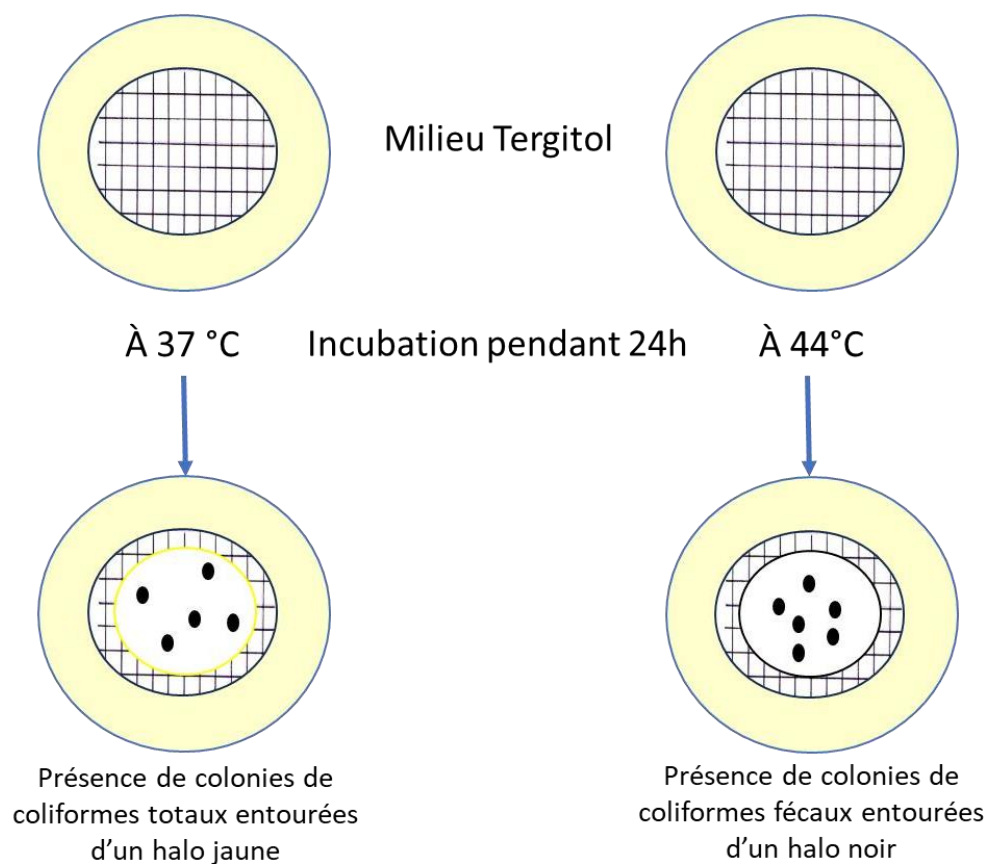


Figure 86 : Recherche et dénombrement des coliformes (Test présomptif)

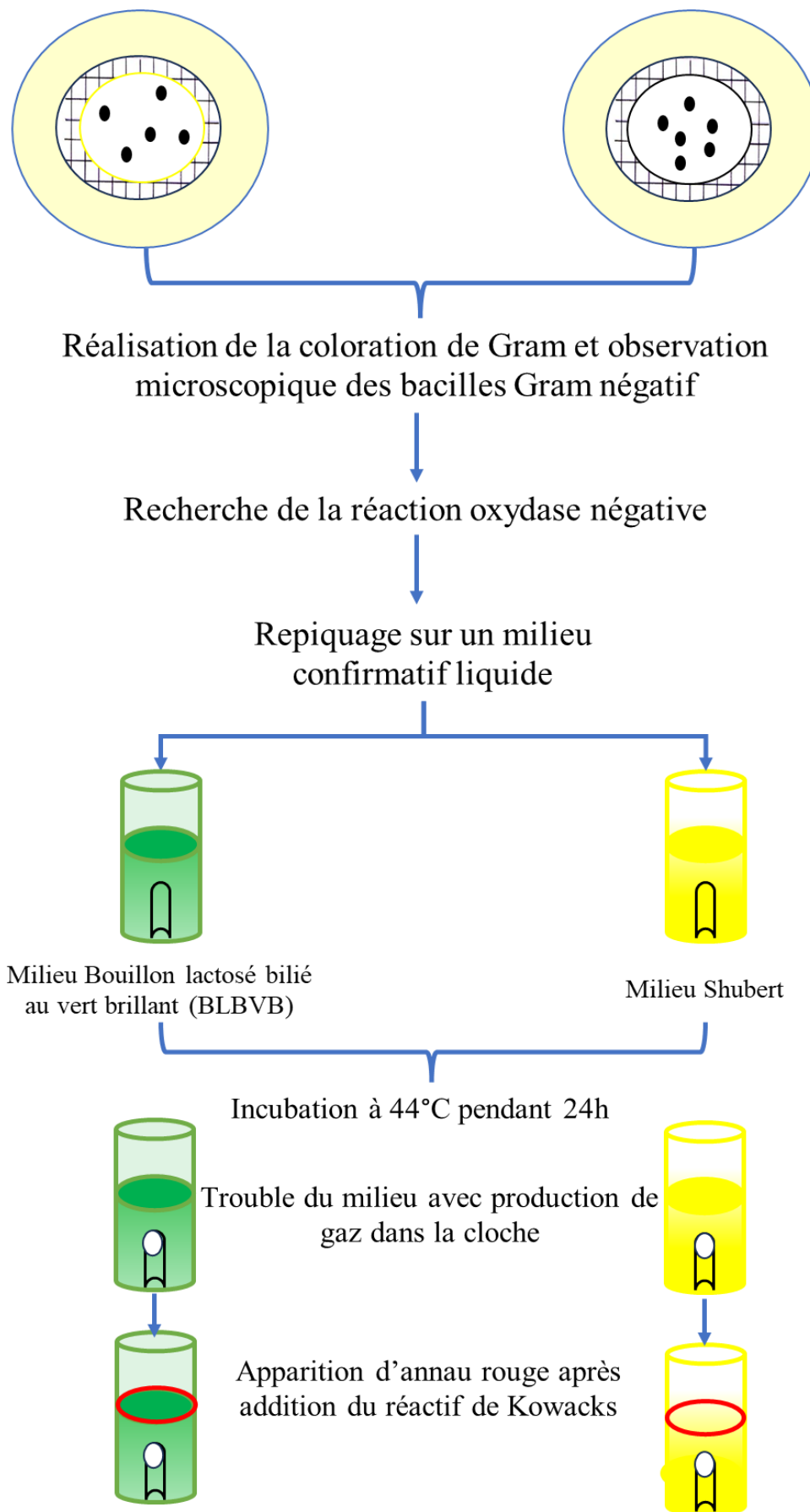


Figure 87 : Recherche des coliformes fécaux (Test confirmatif)

1. Test présomptif des Streptocoques

Après avoir filtré 100 ml d'eau à analyser sur une membrane de cellulose de porosité 0,45 µm, celle-ci est placée sur une boîte contenant le milieu de Slanetz et Bartley, un milieu nutritif enrichi de substances inhibitrices qui favorisent le développement sélectif des colonies de streptocoques fécaux. Incuber ensuite les boîtes pendant 48 heures à 37 °C.

Sur les boîtes de pétri, dénombrer toutes les petites colonies à couleur rose, rouge ou violette visible. Les résultats du comptage des streptocoques fécaux sont exprimés en nombre de germes par 100 mL (figure 88) (Rodier et al., 2009).

2. Test confirmatif des Streptocoques fécaux

Après repiquage des colonies suspectes, sur milieu de confirmation (milieu BEA) et incubation à 44°C pendant 02 heures. Les boîtes considérées comme positives se sont ceux présentant des petites colonies incolores et entourées d'un halo noir. Ces observations confirment la présence des streptocoques fécaux.

III.2.3 Recherche et dénombrement des bactéries anaérobies sulfito-réductrices

La présence de ce type de bactéries est parmi les paramètres utilisés pour évaluer la qualité microbiologique de l'eau, les méthodes d'analyse mettent l'accent sur la recherche des formes sporulées. Les *Clostridium* sulfito-réducteurs sont souvent considérés comme des indicateurs de pollution fécale d'origine humaine ou des animaux à sang chaud. Leur forme sporulée, beaucoup plus résistante que les formes végétatives des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux, permet de détecter une pollution fécale ancienne ou intermittente.

Dans le cadre de la protection d'une nappe, en particulier une nappe alluviale, l'absence de *Clostridium* sulfito-réducteurs, et surtout de leurs spores, qui sont de plus petite taille et plus difficiles à retenir, est un indicateur positif de l'efficacité de la filtration naturelle. Ces bactéries, présentes presque systématiquement dans les rivières et le sol, peuvent ainsi servir de marqueurs pour évaluer la vulnérabilité et la qualité d'une nappe souterraine (Henze et al., 2008).

Les anaérobies sulfito-réducteurs (ASR) sont des bactéries à Gram positif qui se développent en 24 à 48 heures sur un milieu de gélose viande foie (VF). Elles forment des colonies caractéristiques capables de réduire le sulfite de sodium (Na_2SO_3) en sulfure. En présence d'ions Fe^{2+} , le sulfure réagit pour produire du FeS (sulfure de fer), identifiable par sa couleur noire (Rejsek, 2002).

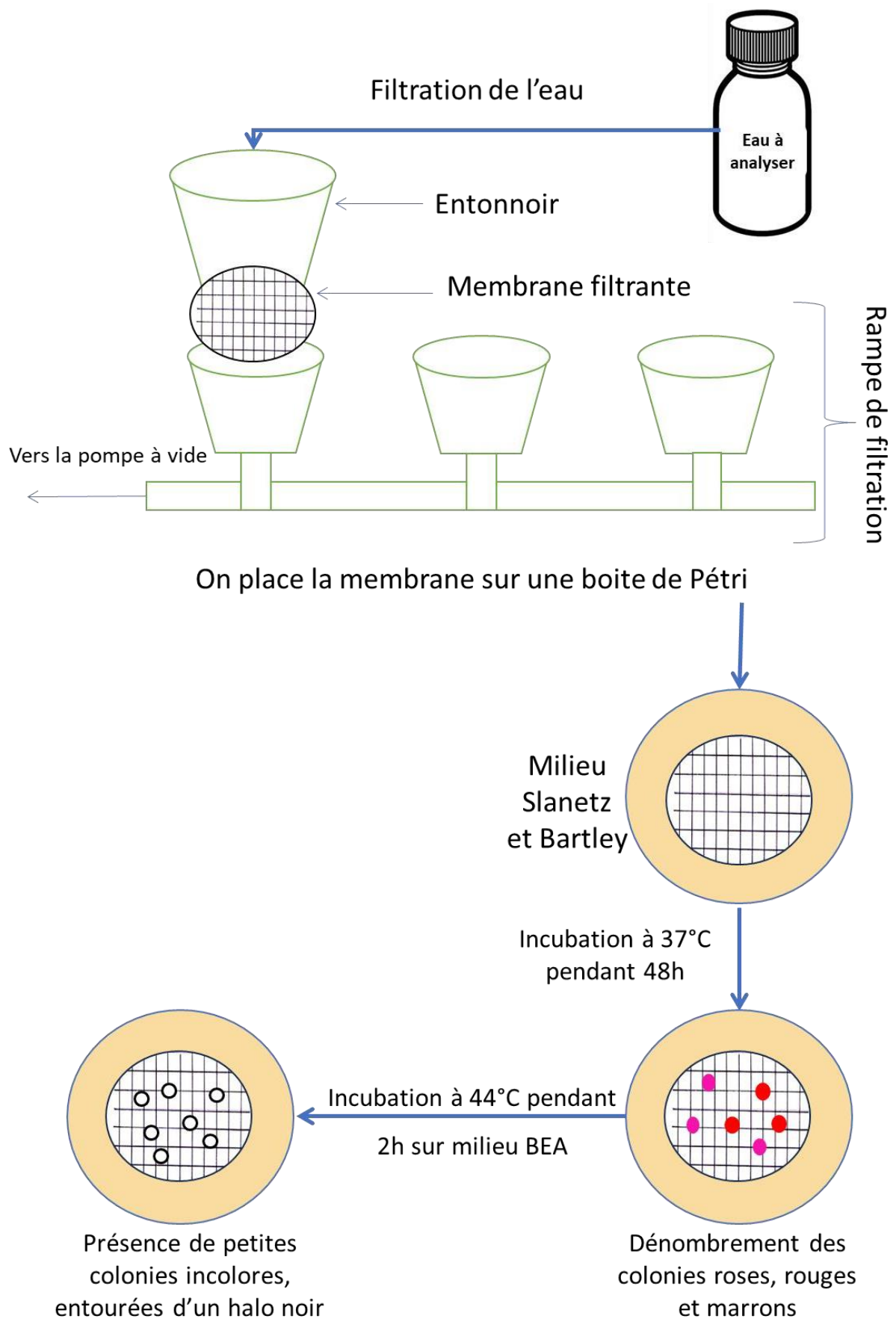


Figure 88 : Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux

1. Élimination des formes végétatives

- Verser 20 ml de l'eau à analyser dans un tube stérile.
- Chauffer le tube dans un bain-marie à 80 °C pendant 10 minutes pour détruire les formes végétatives.
- Refroidir rapidement l'échantillon à environ 55 °C.

2. Préparation du milieu

- Chauffer quatre tubes contenant chacun 20 ml de milieu de culture dans un bain-marie bouillant jusqu'à fusion complète.
- Maintenir les tubes dans le bain pendant 10 minutes pour éliminer les gaz dissous.
- Refroidir les tubes à environ 55 °C.
- Ajouter à chaque tube :
 - 1 ml de solution de sulfite de sodium,
 - 4 gouttes de solution d'alun de fer.
- Mélanger délicatement, en évitant la formation de bulles.

3. Inoculation et incubation

- Après destruction des formes végétatives, répartir 5 ml d'eau dans chacun des quatre tubes.
- Ajouter à chaque tube le contenu d'un tube de milieu préparé.
- Mélanger doucement sans incorporer d'air.
- Refroidir les tubes sous un filet d'eau froide.
- Incuber à 37 °C.
- Effectuer une première lecture après 24 heures et une seconde après 48 heures.

Ce protocole permet de rechercher et de dénombrer les spores des anaérobies sulfito-réducteurs dans les échantillons d'eau.

Toute colonie noire entourée d'un halo noir est considérée comme issue d'une spore de bactérie anaérobie sulfito-réductrice. Les résultats sont exprimés en nombre de spores par 100 ml d'eau analysée.

Pour la recherche et le dénombrement des ASR, la méthode par enrichissement en milieu liquide a été aussi adoptée.

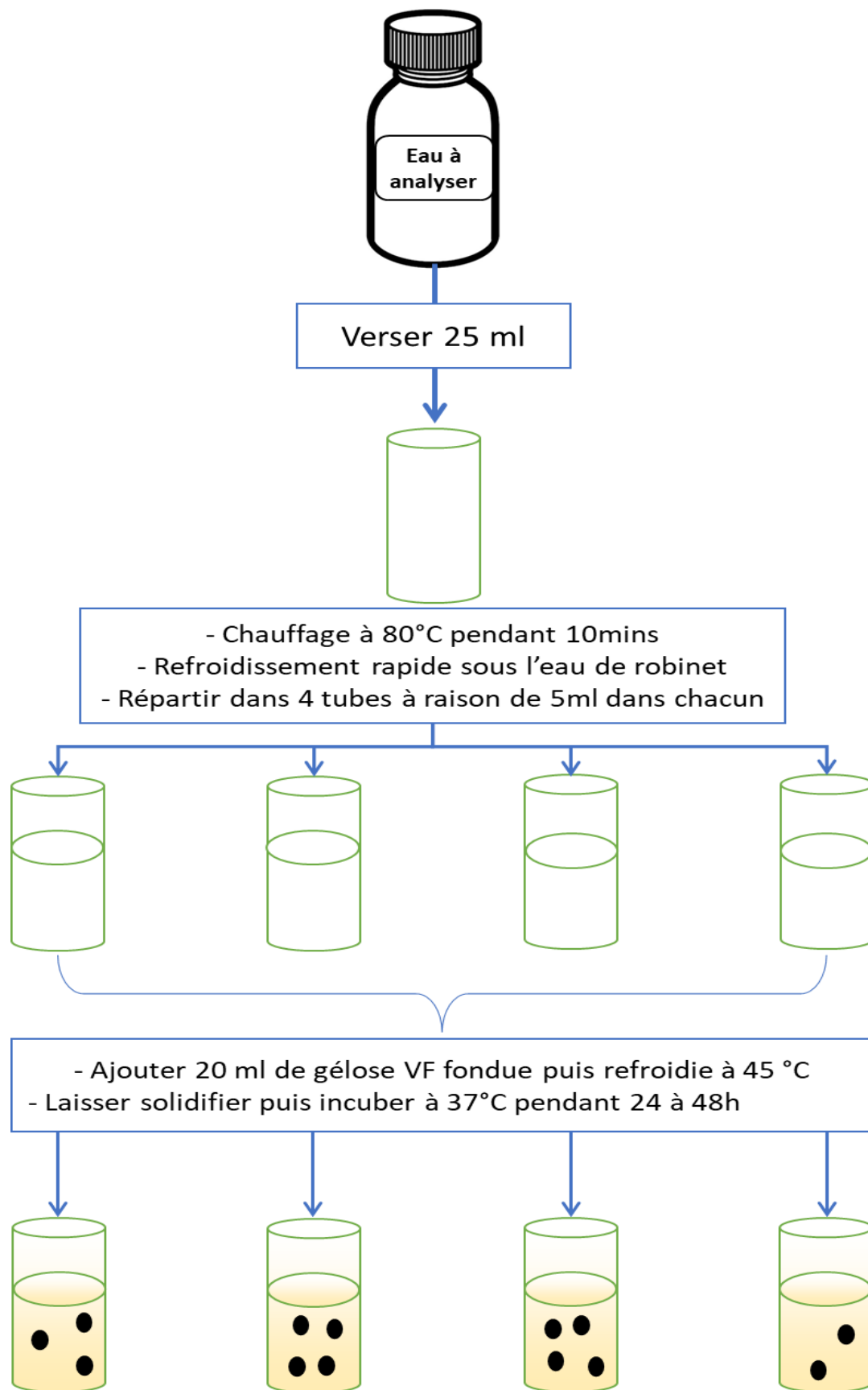


Figure 89 : Recherche et dénombrement des Spores d'Anaérobies Sulfito-réducteurs

III.2.4 Recherche des bactéries pathogènes

Plusieurs milieux de culture ont été utilisés : la gélose nutritive (GN), Hektoen, Mac Conkey, Chapman et le milieu SS Salmonelles-Shigelles,

L'ensemencement en stries sur des boîtes de Pétri est principalement effectué dans le but d'isoler les micro-organismes. L'inoculum, prélevé directement à partir de l'eau à analyser, est déposé sur un point périphérique de la gélose, puis réparti en stries sur toute la surface. Les boîtes, codées pour identification, sont ensuite incubées à 37°C pendant 24 à 48 heures.

Après mise en culture, les colonies suspectes ou ciblées sont sélectionnées et repiquées sur de nouvelles boîtes gélosées pour vérifier la pureté des souches. Ces nouveaux milieux sont ensemencés par stries, puis incubés à 37°C pendant 24 heures. Cette opération doit être effectuée au moins trois fois.

III.2.4.1 Identification selon les caractères morphologiques

Dans les conditions définies, chaque espèce bactérienne forme une colonie présentant des caractéristiques spécifiques telles que la taille, la forme, la couleur et la consistance. L'analyse des caractères morphologiques, repose sur la description des différents aspects à la fois par des observations macroscopiques et microscopiques. Technique d'examen microscopique à l'état frais L'état frais permet d'observer les bactéries vivantes tout en fournissant des informations sur leur morphologie, leur mode de groupement, leur mobilité et leur quantité approximative (Delarras et al., 2003). Cette technique consiste à prélever une goutte à partir d'une culture en milieu liquide, à l'aide d'une anse de platine stérilisée et la déposer sur une lame propre. Si la culture provient d'un milieu solide, commencer par déposer une goutte d'eau distillée stérile sur la lame, puis ajouter un inoculum bactérien en le dissociant dans l'eau. Ensuite, recouvrir la préparation d'une lamelle. Observer ensuite la préparation au microscope à l'objectif moyen ($\times 40$), et pour mettre en évidence des détails structuraux spécifiques, utiliser l'objectif à immersion ($\times 100$) si nécessaire (Delarras et al., 2003).

➤ Examen microscopique après coloration de Gram

La coloration de Gram, ou coloration différentielle, se réalise selon les étapes suivantes : commencer par préparer un frottis bactérien. Ensuite, appliquer la solution de cristal violet pendant 1 minute, puis rincer à l'eau. Le mordantage se fait en appliquant le Lugol pendant 1 minute, suivi d'un lavage à l'eau. La décoloration se fait en utilisant de l'alcool pendant 30 secondes, suivi d'un lavage à l'eau. Enfin, recolorer les bactéries en appliquant la solution de fuchsine pendant 30 à 40 secondes, rincer à l'eau et laisser sécher (Bourdon et Marchal, 1973; Delarras et al., 2003).

III.2.4.2 L'identification biochimique

De nos jours, l'identification des bactéries repose largement sur l'automatisation, ce qui offre à la fois une meilleure précision des résultats et un gain de temps. Les systèmes proposés par « bioMérieux », par exemple, utilisent des cartes plastiques contenant des micro-cupules, chacune renfermant un substrat spécifique sous forme déshydratée. Ces systèmes sont conçus pour couvrir une large gamme de bactéries grâce à des tests biochimiques miniaturisés et standardisés. Dans cette étude, nous avons eu recours aux galeries API pour une identification précise. La galerie API 20 E a été utilisée pour différencier les espèces appartenant à la famille des Enterobacteriaceae. La galerie API 20 NE, a servi à identifier les espèces ne faisant pas partie de cette famille, souvent impliquées dans des infections opportunistes. Enfin, la galerie API Staph a été employée pour l'identification des espèces de la famille des Staphylocoques. Le principe de ces galeries repose sur l'inoculation de micro-cupules avec une suspension bactérienne homogène, réalisée à l'aide d'une pipette Pasteur. Une fois les substrats réhydratés, les tests sont incubés à 37 °C pendant 24 heures. Les réactions biochimiques observées se traduisent par des changements de couleur, soit spontanément, soit après l'ajout de réactifs spécifiques. Ces réactions sont ensuite interprétées à l'aide d'un profil numérique unique, obtenu grâce à un catalogue analytique propre à chaque galerie API. Ces outils permettent une identification rapide et fiable des micro-organismes.

III.2.4.2.1 Profil biochimique des Staphylocoques :

➤ Mise en évidence de la catalase

Ce test a pour objectif principal de différencier les staphylocoques (catalase-positifs) des streptocoques (catalase-négatifs), il est utilisé en cas d'absence de la galerie API Staph.

La catalase est une enzyme qui décompose le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) en oxygène gazeux (O_2), provoquant un dégagement de bulles d'air en plus de l'eau (H_2O).

La technique pour la recherche de la catalase consiste à déposer une goutte d'eau oxygénée (10 volumes environ) sur une lame, puis ajoutez une culture bactérienne prélevée sur un milieu de culture approprié (ex. milieu Chapman), observez ensuite la réaction. La formation immédiate de bulles gazeuses signifie que la réaction est positive (Delarras et al., 2003).

➤ Fermentation du mannitol :

Introduire une culture bactérienne dans chaque tube contenant le milieu mannitol en réalisant une piqûre centrale à partir du milieu Chapman. Après une incubation de 24 heures, un test positif, révélant l'utilisation du mannitol, est identifié par un changement de couleur du milieu vers le jaune.

➤ Recherche de la coagulase

Ce test vise à détecter la pathogénicité des staphylocoques pathogènes qui ont la capacité de produire une enzyme appelée "staphylocoagulase", capable de coaguler le plasma. (Leminor, 1994). La staphylocoagulase est une enzyme qui catalyse la conversion d'une protéine soluble à une forme insoluble (fibrinogène en fibrine).

Prélever les colonies suspectes du milieu Chapman et les inoculer dans un bouillon cœur-cerveille puis Incuber les tubes à 37°C pendant 20 à 24 heures. Transférer ensuite 0,1 ml de la culture obtenue à un tube stérile à hémolyse contenant 0,3 ml de plasma de lapin. Placer le tube à 37°C et examiner les résultats après 2 heures, 6 heures, puis 24 heures. Une réaction est considérée comme positive si le plasma est coagulé au point de permettre de retourner le tube, même en présence d'un léger écoulement. (Bourgeois et Leveau, 1980).

III.3 Interprétation des résultats

III.3.1 Résultats de dénombrement

Les résultats du dénombrement de la flore mésophile aérobie totale (les germes totaux) (GT), des coliformes totaux (CT), des coliformes fécaux (CF), des streptocoques fécaux (SF) et des spores anaérobies sulfite-réducteurs (ASR) pour les 20 points d'eau étudiés sont présentés dans les tableaux figurant en annexe 6 à 10. Ces résultats sont également illustrés graphiquement dans les figures suivantes 90 à 100.

III.3.1.1 Les Germes Totaux (GT) :

L'analyse des germes revivifiables à 22°C et à 37°C dans les eaux souterraines du sous-bassin de Bouhamdane montre une forte variation saisonnière. Les concentrations atteignent un maximum en Juillet, avec 638 UFC/ml au puits P3 et 1098 UFC/ml au puits P4 pour les GT à 22°C et les GT à 37°C respectivement, tandis que les niveaux les plus bas sont observés en Novembre et Décembre, où plusieurs points ont enregistré 0 UFC/ml. D'une manière générale, les puits présentent des charges microbiennes plus élevées que les sources, probablement en raison de la stagnation de l'eau et des infiltrations polluantes. La prolifération des germes est favorisée en été, sous l'effet des températures élevées, alors que l'hiver limite leur développement. Toutefois, certains points, comme la source S8, le puits P2 et P5, maintiennent des niveaux élevés même en fin d'année, indiquant une contamination persistante.

En revanche, les sources S3, S4, et S6 apparaissent comme les moins contaminées, avec une qualité d'eau plus stable et des valeurs très faibles en automne et hiver (Figures 90 et 91).

Concernant les eaux superficielles, comme l'illustre les figures 92 et 93, l'analyse des germes revivifiables à 22°C et à 37°C, révèle une forte variabilité saisonnière.

Les concentrations moyennes sont plus élevées au début du printemps (654,3 UFC/ml pour les GT à 22°C et 315.7 UFC/ml pour les GT à 37°C) et en Octobre (635 UFC/ml pour les GT à 22°C et 477.9 UFC/ml pour les GT à 37°C), tandis qu'elles diminuent en hiver, atteignant leur plus bas niveau en Décembre (122,1 UFC/ml pour les GT à 22°C et 116.3 UFC/ml pour les GT à 37°C). Les valeurs maximales ont été enregistrées en mois de Juillet, avec 1416 UFC/ml pour les GT à 22°C, au niveau du site OZ2 et 1380 UFC/ml pour les GT à 37°C au niveau du site OZ3. Les valeurs minimales ont été observées à OB3 en mois de Décembre avec 87 UFC/ml pour les GT à 22°C et au point OB2 en Juillet avec 27 UFC/ml pour les GT à 37°C possiblement causé par une autoépuration efficace au niveau de ce point.

Ces résultats indiquent une augmentation de la contamination bactérienne au début du printemps et en été, notamment aux points de l'Oued Zenati, probablement due aux conditions favorisant la prolifération microbienne.

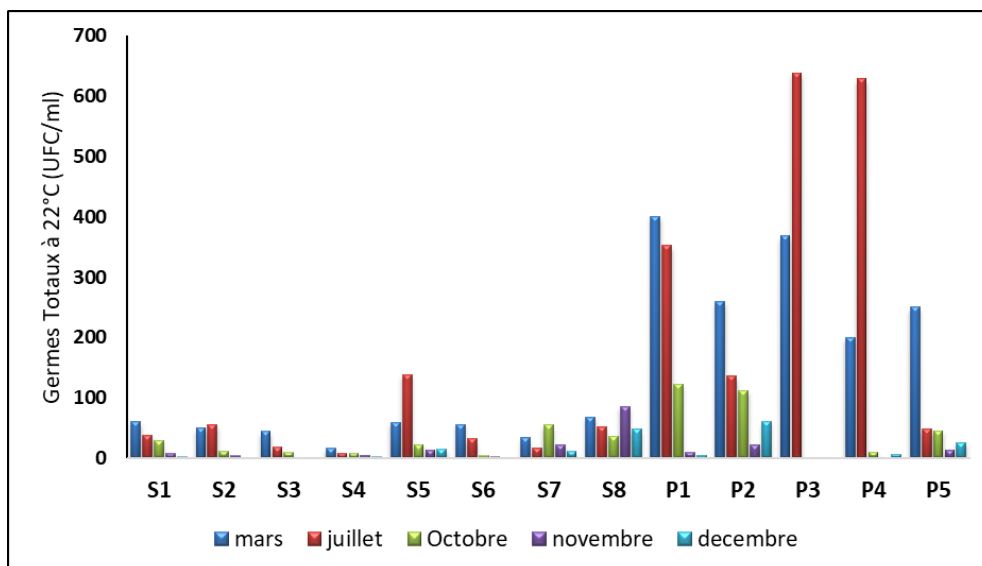


Figure 90 : Nombre des GT à 22°C dans les eaux souterraines du bassin de Bouhamdane

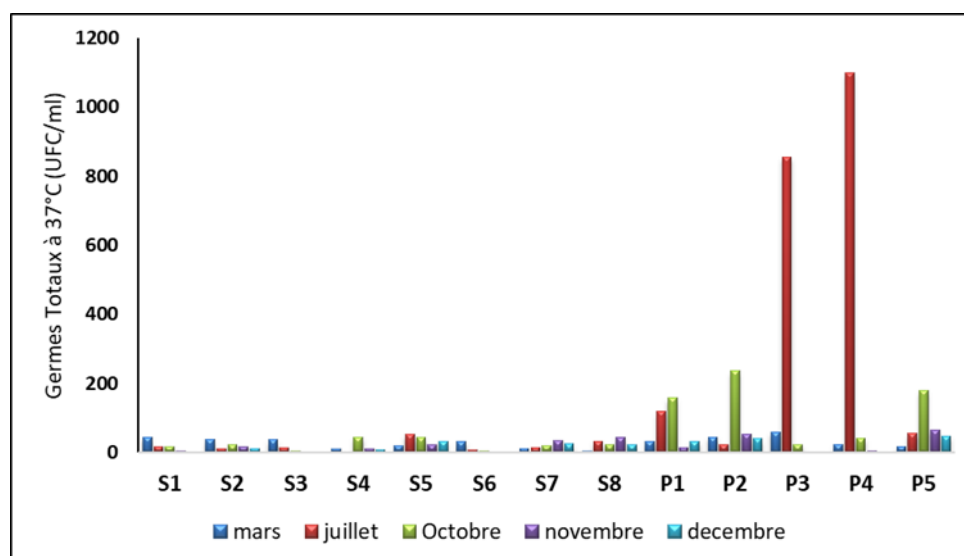


Figure 91 : Nombre des GT à 37°C dans les eaux souterraines du bassin de Bouhamdane

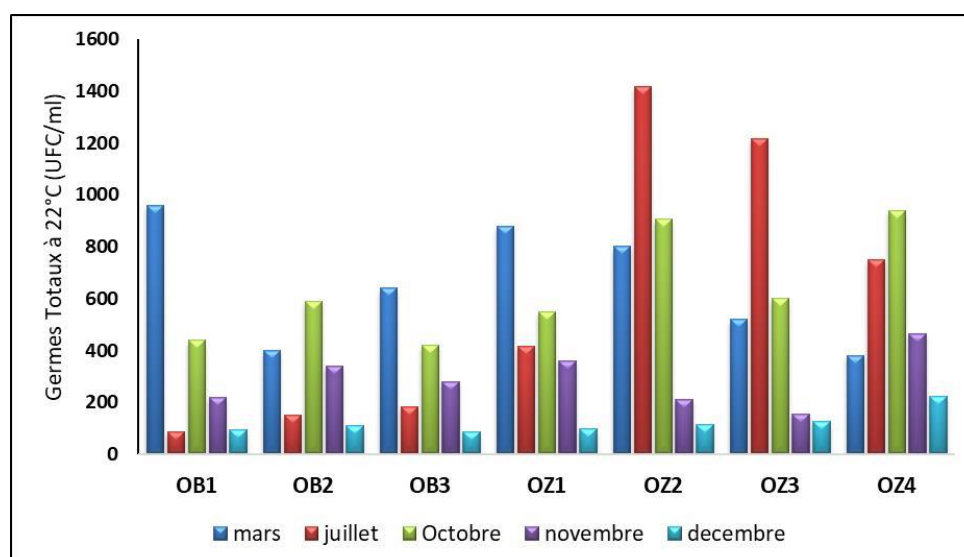


Figure 92 : Nombre des GT à 22°C dans les eaux superficielles du bassin de Bouhamdane

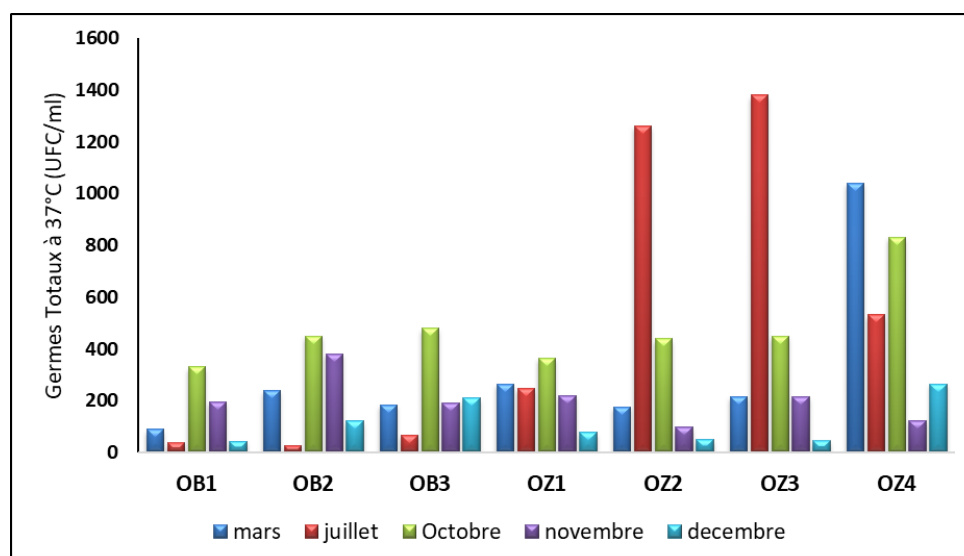


Figure 93 : Nombre des GT à 37°C dans les eaux superficielles du bassin de Bouhamdane

III.3.1.2 Les Coliformes Totaux (CT) :

Le test des coliformes et des streptocoques fécaux, sont utilisés depuis longtemps comme un indicateur de la contamination fécale de l'eau, leur présence dans l'eau potable constitue un risque potentiel pour la santé (Pandey et al., 2014 ; Albaggar, 2021). L'analyse des coliformes totaux dans les eaux souterraines dans notre zone d'étude (Figure 94), révèle une contamination moyenne variant de 59 UFC/100ml en Mars à 159 UFC/100ml en Octobre. Les valeurs extrêmes vont de 0 (observé notamment aux sites S2, S5, S6 et P3 à différentes périodes) à 420 (enregistré au site P1 en mars). Environ 33,85 % des mesures sont inférieures à la norme de potabilité des eaux exigée par l'OMS (10UFC/100ml), tandis que 66,15 % dépassent ce seuil. Le site P5 est le plus contaminé en moyenne sur l'année, alors que P3 est le moins affecté. Ces résultats suggèrent une variabilité saisonnière et une contamination plus marquée sur certains sites. D'une façon générale, Les puits sont plus contaminés en moyenne (125,32 UFC/100ml) par rapport aux sources (79,23UFC/100ml), Cela suggère une vulnérabilité plus élevée des puits à la contamination, possiblement due à des infiltrations des polluants d'origine animales et humaines, avec une stagnation et un moindre renouvellement de l'eau.

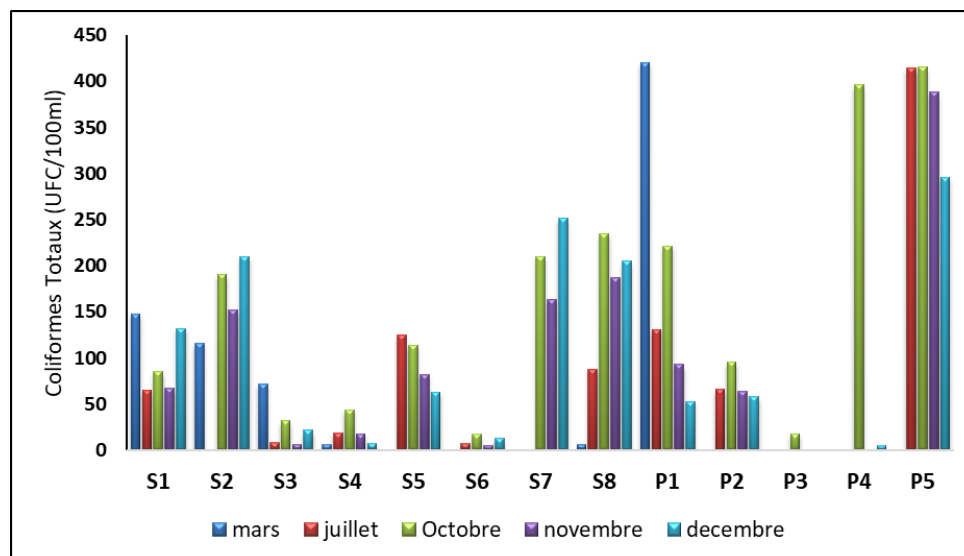


Figure 94 : Nombre des CT dans les eaux souterraines du bassin de Bouhamdane

Dans les cas des eaux superficielles (figure 95), les résultats montrent des variations saisonnières et spatiales importantes, la contamination est plus élevée en Mars (début du printemps) avec 1192 UFC/100ml, et en Octobre avec 1031 UFC/100ml, tandis que Novembre et Décembre présentent les niveaux les plus faibles (280 et 218 UFC/100ml, respectivement) due probablement aux températures basses, la diminution des apports organiques et de la dilution par les précipitations.

Durant la période d'étude, environ 37,14% des valeurs dépassent la recommandation Canadienne de 1000 UFC/100ml concernant la qualité des eaux superficielles destinées à l'irrigation, contre 62,86% en dessous. Les sites OZ qui sont exposés aux rejets de la ville d'Oued Zenati et ses environs, sont légèrement plus contaminés en moyenne (731 UFC/100ml) par rapport aux sites de l'Oued Bouhamdane (706,4 UFC/100ml).

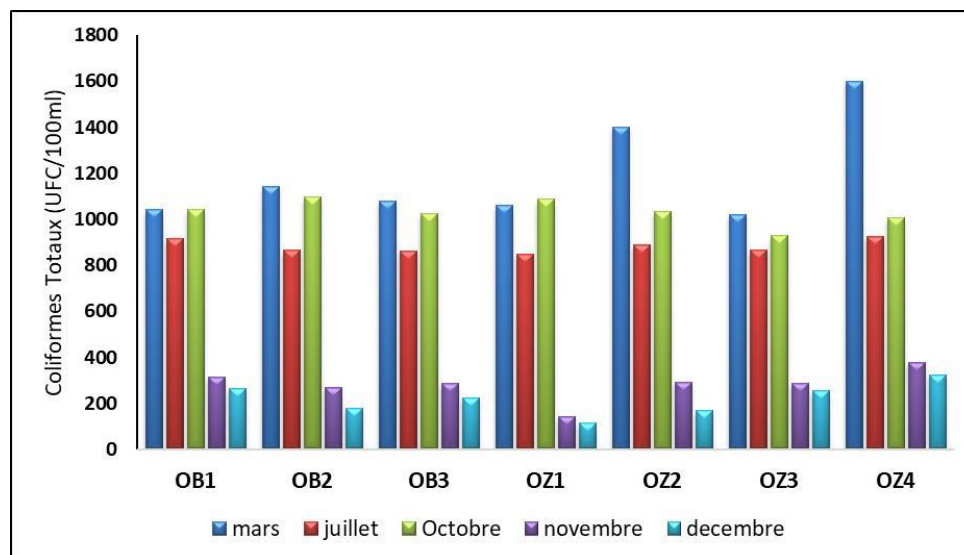


Figure 95 : Nombre des CT dans les eaux superficielles du bassin de Bouhamdane

III.3.1.3 Les Coliformes Fécaux (CF) :

La présence de coliformes thermotolérants dans l'eau indique une contamination fécale presque certaine (Richard, 1996 ; Figarella et Leyral, 2002 ; Diakite et al., 2019)

L'analyse des coliformes fécaux dans les eaux souterraines (figure 96), montre une contamination généralisée, bien que 38.5% des sites (S3, S4, S6, P2 et P3) soient conformes aux normes de potabilité avec 0 UFC/100 ml durant toute l'année. Ces sites montrent un signe d'une bonne protection naturelle et d'une absence de contamination anthropique.

La concentration moyenne varie selon les saisons, atteignant un maximum en Octobre (97.38 UFC/100 ml) et un minimum en Mars (3.46 UFC/100 ml). Les valeurs extrêmes montrent que le site le plus contaminé est P5, enregistrant une moyenne de 125 UFC/100 ml, ceci est probablement le résultat de l'absence d'un réseau d'assainissement autour de ce puit, combinée à la présence de rejets d'élevage en grande quantité, favorisant la contamination de l'eau.

Les puits se révèlent globalement plus contaminés (55.52 UFC/100 ml en moyenne) possiblement en raison de leur proximité des sources polluantes, de leur construction souvent moins étanche et de leur exposition aux infiltrations d'eau contaminée que les sources (28.72 UFC/100 ml) à cause de la filtration naturelle par le sol et les roches. Ces résultats soulignent une pollution préoccupante des eaux souterraines de la région notamment dans le cas des puits.

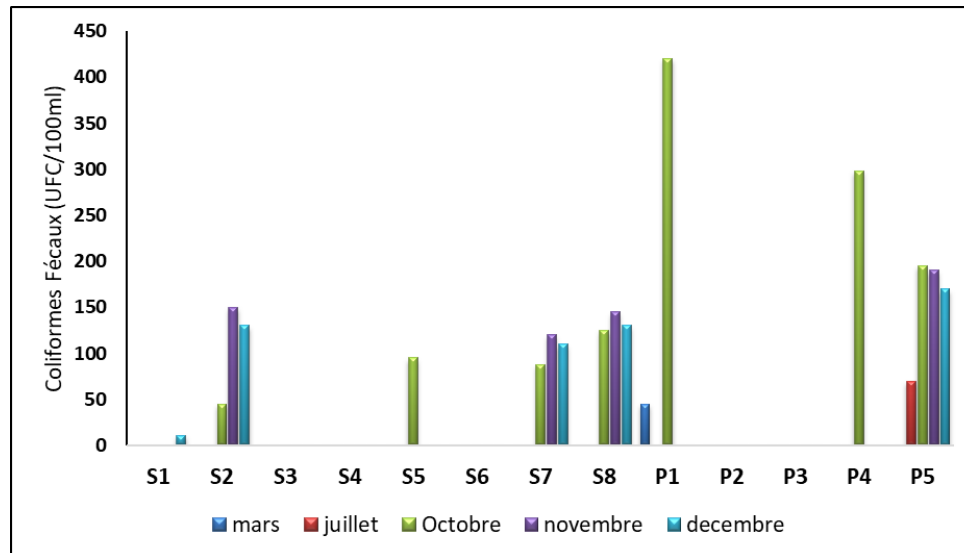


Figure 96 : Nombre des CF dans les eaux souterraines du bassin de Bouhamdane

En ce qui concerne les eaux superficielles (figure 97), les valeurs des coliformes fécaux montrent des variations significatives entre les sites et les saisons. Les points de l'Oued Zenati sont globalement plus contaminés que ceux de l'oued Bouhamdane à cause des rejets des eaux usées domestiques non traitées et les déjections animales provenant des activités agricoles de la région d'Oued Zenati, avec une moyenne de 741,5 UFC/100ml contre 300,2 UFC/100ml respectivement. Le site OZ4 est le plus contaminé avec une moyenne de 1046 UFC/100 ml, tandis que OB1 est le moins contaminé (211,4 UFC/100ml en moyenne) indiquant l'effet de l'autoépuration de l'amont vers l'aval tout au long de la rivière. La valeur maximale de 1250 UFC/100mL est observée à OZ4 en Octobre. Environ 75% des valeurs dépassent 100 UFC/100ml (C.C.M.E., 2008), indiquant une qualité d'eau préoccupante.

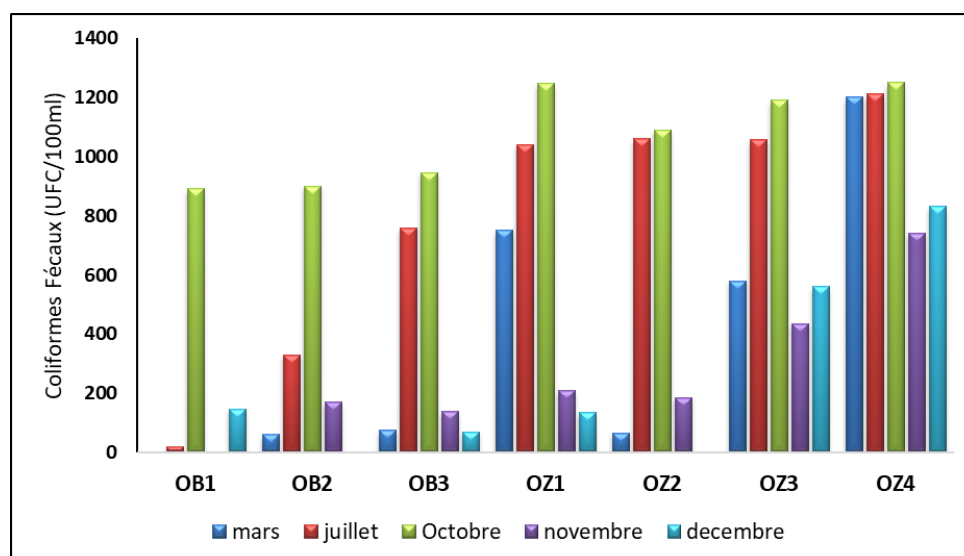


Figure 97 : Nombre des CF dans les eaux superficielles du bassin de Bouhamdane

Concernant l'utilisation des eaux de surface pour l'irrigation, le Ministère des Ressources en eau Algérien a publié en 2012 un arrêté interministériel qui fixe la liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées, en termes de leur charge en Coliformes Fécaux (tableau 58) (J.O.R.A., 2012).

Tableau 58 : Critères bactériologiques des eaux usées pour l'irrigation (J.O.R.A., 2012)

Coliformes fécaux (UFC/100ml)	Types de cultures
CF < 100	- Irrigation sans contraintes - Production de légumes ou fruits crus comestibles
CF < 250	- Légumes nécessitant une cuisson pour être consommés - Légumes utilisés en conserverie ou dans des procédés non alimentaires
CF < 1000	- Arbres à fruits - Cultures destinées au fourrage - Céréales et plantes industrielles - Arbres de forêt - Fleurs et plantes ornementales
Absence de directives établies	- Cultures précédemment citées utilisant l'irrigation goutte-à-goutte

Dans notre zone d'étude, l'analyse des données montre que pour les cultures les plus sensibles, comme les légumes crus, seulement 25,71% des sites qui présentent des concentrations adéquates (CF < 100 UFC/100ml) notamment dans les sites OB pendant Mars et Décembre. Pour les légumes nécessitant une cuisson ou destinés à la transformation, ce pourcentage atteint 42,86% (CF < 250 UFC/100ml) surtout dans les sites OB pendant Mars, Novembre et Décembre. En revanche, les cultures moins sensibles, telles que les arbres fruitiers, les céréales et les plantes industrielles, peuvent être irriguées dans 74,28% des cas (CF < 1000 UFC/100ml) et ceci au niveau de tous les sites pendant Novembre et Décembre.

Ces résultats indiquent que l'eau est plus adaptée à des cultures tolérantes ou à des usages non alimentaires, tandis que les cultures destinées à la consommation crue nécessitent une attention particulière en raison des risques de contamination notamment au niveau des surfaces proches de l'Oued Zenati qui présentent des valeurs plus élevées en CF que l'Oued Bouhamdane.

Le tableau 59 présente l'adéquation entre la qualité bactériologique des eaux de surface du sous bassin de Bouhamdane, basée sur la concentration en coliformes fécaux et les cultures pouvant être irriguées en fonction des périodes de l'année et des sites concernés, il permet ainsi d'optimiser l'utilisation de l'eau d'irrigation en fonction de sa qualité bactériologique.

Tableau 59 : Aptitude des eaux superficielles du sous bassin de Bouhamdane à l'irrigation en fonction de la concentration en Coliformes fécaux.

Coliformes fécaux (UFC/100ml)	Cultures adaptées	Périodes adéquates	Sites
CF < 100	- Irrigation sans contraintes	Mars	OB1, OB2, OB3, OZ2
		Juillet	OB1
		Novembre	OB1
		Décembre	OB2, OB3, OZ2
CF < 250	- Légumes nécessitant une cuisson pour être consommés	Mars	OB1, OB2, OB3, OZ2
		Juillet	OB1
		Novembre	OB1, OB2, OB3, OZ1, OZ2
		Décembre	OB1, OB2, OB3, OZ1, OZ2
CF < 1000	- Arbres à fruits - Céréales et plantes industrielles - Arbres de forêt	Mars	OB1, OB2, OB3, OZ1, OZ2, OZ3
		Juillet	OB1, OB2, OB3
		Octobre	OB1, OB2, OB3
		Novembre	OB1, OB2, OB3, OZ1, OZ2, OZ3, OZ4
		Décembre	OB1, OB2, OB3, OZ1, OZ2, OZ3, OZ4

III.3.1.4 Les Streptocoques Fécaux (SF) :

La présence des streptocoques fécaux dans l'eau indique une contamination d'origine fécale et suggère un risque potentiel de micro-organismes entéropathogènes (Chevalier, 2002), en raison de leur forte résistance aux agents désinfectants, elles peuvent persister plus longtemps que d'autres organismes indicateurs dans différents types d'eau (Sinton et al., 1993 ; Hasley et Leclerc, 1993 ; Edberg et al., 1997 ; OMS, 2000). Les résultats du dénombrement des streptocoques fécaux dans les eaux souterraines du sous-bassin de Bouhamdane illustrés dans la figure 98, montre que globalement, les niveaux de contamination varient selon les sites et les saisons, avec une tendance à l'augmentation en Automne. Les puits sont plus contaminés que les sources, avec une moyenne de 81,2 UFC/100ml contre 15,1 UFC/100ml. Le site le plus pollué est P1 (291,4 UFC/100ml), tandis que le moins contaminé est S6 (0,8 UFC/100ml). Octobre est le mois où la contamination est la plus élevée (76,08 UFC/100ml en moyenne), avec un pic de 538 UFC/100ml enregistré à P1. En revanche, Mars est le mois le moins pollué (1,38 UFC/100ml). Tous les sites ont présenté au moins une contamination à un moment donné, aucun site n'a enregistré 0 UFC/100ml durant toutes les périodes de prélèvement.

Sur un total de 65 observations, 26 résultats sont conformes aux normes des eaux potables (0UFC/100ml), indiquant qu'environ 40% des analyses répondent aux critères de potabilité. Toutefois, la présence de contamination dans les autres échantillons (60% des cas) met en évidence une pollution variable selon les sites et les périodes de prélèvement.

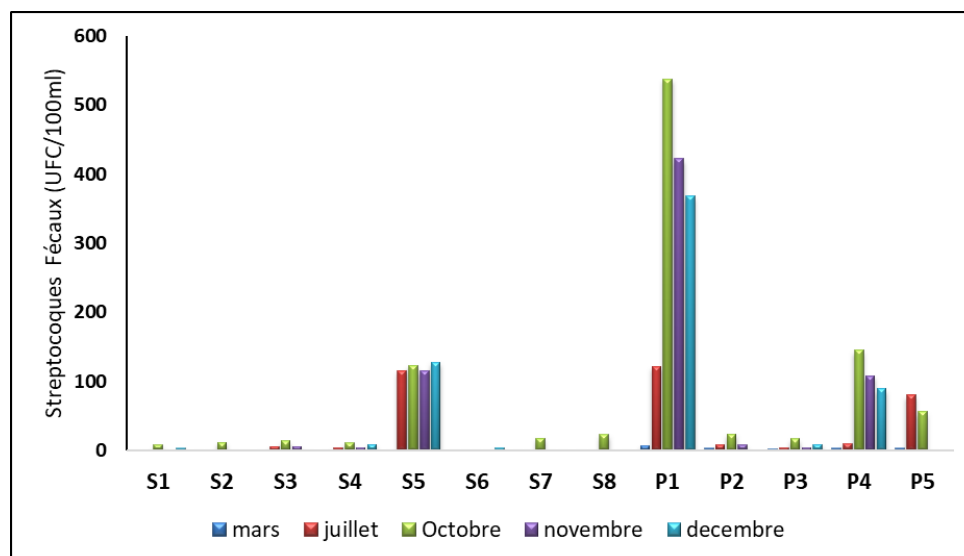


Figure 98 : Nombre des SF dans les eaux souterraines du bassin de Bouhamdane

Dans le cas des eaux superficielles (figure 99), l'analyse des streptocoques fécaux montre une contamination généralisée avec des variations spatio-temporelles marquées. 97.14% des résultats sont supérieurs aux normes de 00 SF/100ml. Les sites les plus contaminés sont OZ2 (595,93 UFC/100 ml en moyenne) et OZ4 (467,10 UFC/100 ml), tandis que OB1 est le moins affecté (96,47 UFC/100 ml). Du point de vue temporel, le mois d'Octobre est la période qui a enregistré les plus fortes valeurs avec une moyenne de 788,36 UFC/100 ml, suivie de Juillet (485 UFC/100 ml), ce qui suggère une influence saisonnière, probablement liée aux précipitations notamment en Automne et aux températures élevées. À l'inverse, la contamination diminue en Novembre (144,86 UFC/100 ml) et Décembre (157,57 UFC/100 ml). La valeur maximale enregistrée est de 1251UFC/100 ml en OZ2 (Octobre), tandis que OB1 en Décembre affiche la plus faible concentration avec 0 UFC/100 ml. Cette répartition met en évidence une pollution plus marquée dans l'Oued Zenati probablement en raison des rejets des eaux usées dans cette région et des activités anthropiques locales. Malgré la diminution de la charge bactérienne au niveau de l'Oued Bouhamdane d'une manière remarquable sous l'effet de l'autoépuration naturelle, la contamination en streptocoques fécaux reste préoccupante, dépassant la capacité du cours d'eau à se régénérer, ce qui nécessite une surveillance accrue, ainsi que l'identification des sources de pollution pour la mise en place de mesures correctives.

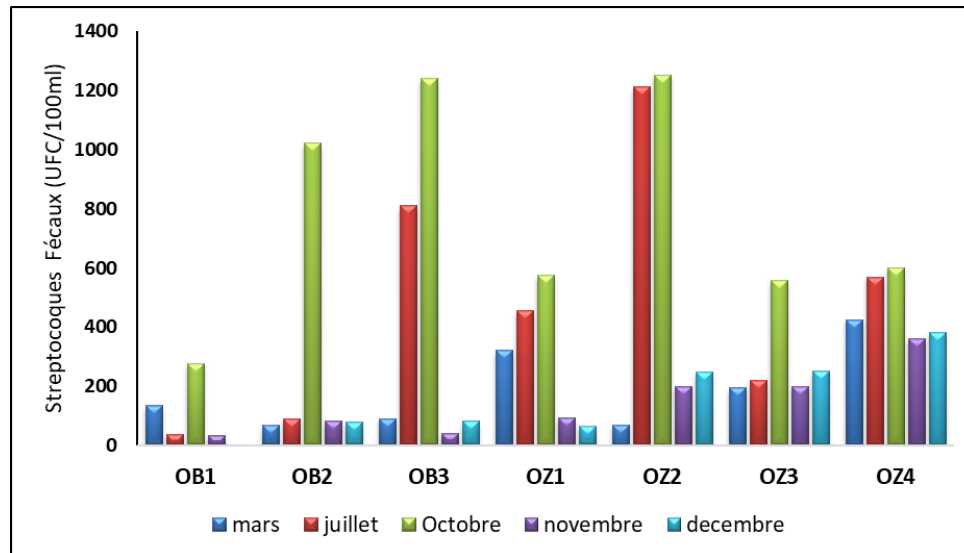


Figure 99 : Nombre des SF dans les eaux superficielles du bassin de Bouhamdane

III.3.1.5 Le coefficient de contamination CF/SF :

Le rapport CF/SF constitue un outil clé pour l'évaluation de la qualité de l'eau et la détermination de l'origine de la contamination fécale (Geldreich et Litsky, 1976). Pendant plusieurs années, il a été largement utilisé comme un indicateur majeur permettant de distinguer une pollution d'origine humaine ou animale. D'après les travaux de Geldreich et Kenner (1969), un rapport supérieur à 4, suggère une contamination d'origine humaine, tandis qu'une valeur inférieure à 0,7 indique une source animale de pollution (tableau 60).

Tableau 60 : Détermination de l'origine de la pollution fécale en fonction du rapport CF/SF (Borrego et Romero, 1982).

Le coefficient CF/SF	Origine de la contamination
$R < 0.7$	Essentiellement ou exclusivement d'origine animale
$0.7 < R < 1$	Mixte avec une dominance animale
$1 < R < 2$	Provenance indéterminée
$2 < R < 4$	Mixte avec une dominance Humaine
$R > 4$	Exclusivement d'origine Humaine

L'analyse des résultats illustrés dans le tableau 61 montre des différences significatives entre les eaux souterraines et les eaux superficielles. Pour les eaux souterraines, la contamination est majoritairement d'origine animale, représentant 44,6 % des observations, ce qui indique une prédominance de sources de pollution liées à l'élevage ou aux déjections animales.

La pollution mixte à prédominance humaine et la contamination exclusivement humaine restent faibles, avec respectivement 6,2 % et 4,6 % des résultats notamment au niveau des sites proches des agglomérations, tandis que la pollution mixte à prédominance animale atteint également 4,6 %. Toutefois, 40 % des résultats sont indéterminés, à cause d'absence des SF au niveau de ces sites. En revanche, dans les eaux superficielles, la contamination est nettement plus influencée par des sources humaines. En effet, 51,4 % des observations montrent une pollution mixte à prédominance humaine, ce qui suggère un impact important des rejets domestiques ou urbains. De plus, 28,6 % des valeurs indiquent une contamination mixte à prédominance animale, tandis que 14,3 % des résultats révèlent une pollution d'origine animale. La pollution exclusivement humaine est relativement faible (2,9 %), tout comme le taux des résultats indéterminés (2,8 %). Globalement, ces résultats montrent que les eaux superficielles sont davantage affectées par des sources de pollution d'origine humaine, tandis que les eaux souterraines sont plus marquées par une contamination animale, bien que des variations existent entre les sites étudiés.

Tableau 61 : Évaluation du coefficient CF/SF dans les eaux du sous bassin de Bouhamdane

Données	Mars 2012	Juillet 2012	Octobre 2012	Novembre 2012	Décembre 2012
Eaux souterraines					
S1	/	/	00	/	3,67
S2	/	/	3,75	/	/
S3	/	00	00	00	/
S4	/	00	00	00	00
S5	/	00	0,77	00	00
S6	/	/	/	/	00
S7	/	/	4,89	/	/
S8	/	/	5,43	/	/
P1	6,43	00	0,78	00	00
P2	00	00	00	00	
P3	00	00	00	00	00
P4	00	00	2,06	00	00
P5	00	0,88	3,48	/	/
Eaux superficielles					
OB1	00	0,53	3,22	00	/
OB2	0,90	3,63	0,88	2,02	00
OB3	0,82	0,94	0,76	3,29	0,85
OZ1	2,34	2,29	2,17	2,23	2,11
OZ2	0,93	0,87	0,87	0,93	00
OZ3	2,97	4,77	2,13	2,18	2,24
OZ4	2,82	2,13	2,08	2,06	2,17

III.3.1.6 Les bactéries anaérobies sulfito-réductrices

Les *Clostridium* sulfito-réducteurs sont des bactéries qui jouent un rôle essentiel dans le suivi sanitaire des ressources en eau, ce sont des micro-organismes capables de sporuler, ce qui leur permet de présenter une grande résistance et de survivre longtemps dans l'eau. La présence de leurs spores dans une eau naturelle constitue un indicateur de contamination fécale, ancienne et persistante plus fiables que les coliformes. Elle est également un indicateur de la vulnérabilité des aquifères et des puits à la contamination (Hartemann, 2004 ; Guessoum et al., 2014 ; Rodier et al., 2009 ; OMS, 2000). Les résultats obtenus au niveau des eaux souterraines (figure 100) montrent que 23.07% des échantillons analysés ont enregistré des valeurs supérieures aux normes de potabilité, alors que 76.93% ont révélé une charge bactérienne de 0 UFC/20ml. Les résultats varient entre 0 et 25 UFC/20ml avec une moyenne de 1.97 UFC/20ml.

Le site P1 est le plus contaminé, il a enregistré la valeur maximale de 25 UFC/20ml avec 9UFC/20ml en moyenne, suivi de S6 (5 UFC/20ml) et S5 (3.6 UFC/20ml), au niveau desquels l'absence des coliformes indique une contamination ancienne. Par contre les sites S3, S4, P3 et P5 n'ont présenté aucune contamination sur toute la période d'étude, ce qui signifie une filtration naturelle efficace (O.M.S., 1994)

En moyenne, le mois d'Octobre est le plus pollué avec 5.3 UFC/20ml, tandis que Juillet n'a montré aucune contamination probablement à cause des conditions environnementales défavorables, notamment l'oxygénation accrue en été et la faible pluviométrie qui réduise l'apport des matières organiques nécessaires à leur prolifération, limitant ainsi leur développement.

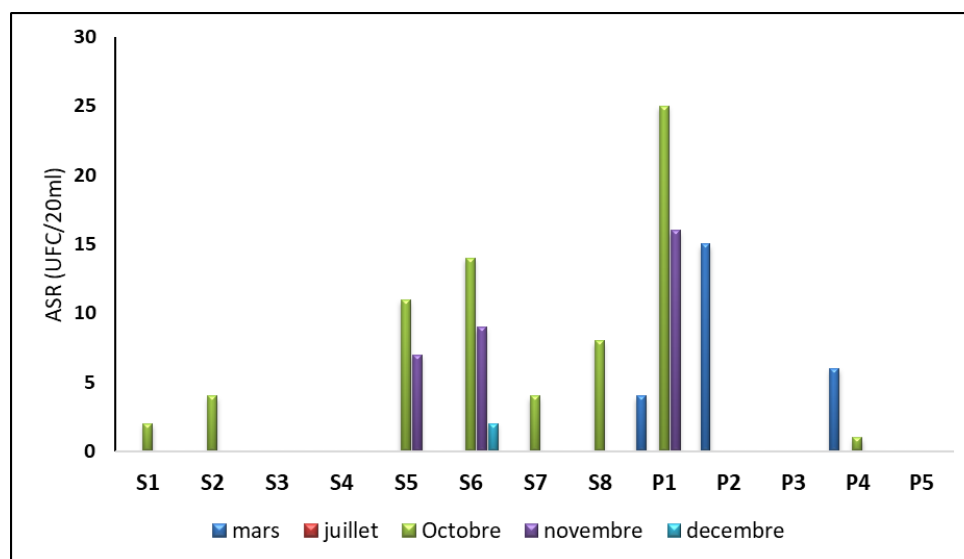


Figure 100 : Nombre des ASR dans les eaux souterraines du bassin de Bouhamdane

Dans le cas des eaux superficielles, l'analyse des données illustrées dans la figure 101 montre une contamination variable selon les sites et les périodes. Les résultats varient entre 0 et 44 UFC/20ml, avec une moyenne générale de 6 UFC/20ml. Une absence totale de contamination est indiquée dans 54,29 % des observations contre 45,71% des sites qui ont présenté au moins une contamination par les ASR. OZ2 situé à la sortie de la ville d'Oued Zenati, est le site le plus pollué avec une moyenne de 14 UFC/20ml et une valeur maximale de 44 UFC/20ml en Octobre. À l'inverse, OZ1 est le moins pollué, n'ayant enregistré aucune contamination sur toute la période. Tout comme dans le cas des eaux souterraines, le mois d'Octobre est le plus contaminé avec 19,71UFC/20ml en moyenne, tandis que Juillet est le seul mois où tous les sites ont montré 0UFC/20ml, ce qui peut être expliquer par la combinaison des températures élevées, la forte oxygénation, le rayonnement solaire, la réduction des apports en nutriments et l'assèchement partiel des sources des sources de contamination en été.

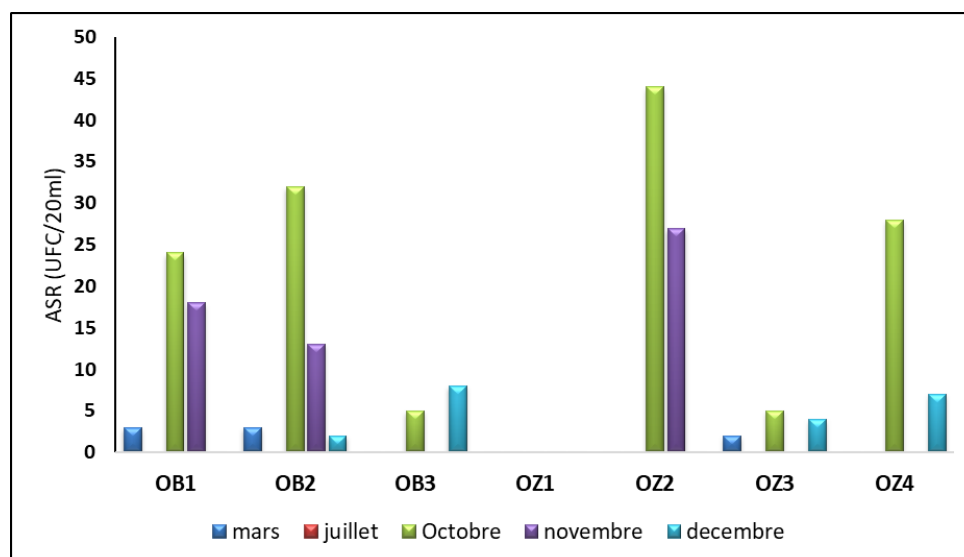


Figure 101 : Nombre des ASR dans les eaux superficielles du bassin de Bouhamdane

III.3.2 Identification des souches bactériennes

Dans une étude de la qualité bactériologique des eaux, l'identification des souches bactériennes est indispensable pour une compréhension fine de la qualité des eaux, pour la prévention des risques sanitaires, ainsi qu'une gestion durable des ressources en eau. Dans notre étude, le repiquage est réalisé dans le but de purifier les souches bactériennes, ce qui nous a permis de différencier les traits morphologiques des colonies bactériennes sur leurs milieux de culture respectifs (tableau 62). Toutefois, l'observation microscopique a révélé une fréquence accrue des Bacilles à Gram négatif, par rapport aux Cocci à Gram positif qui restent faiblement détectés (figures 102 et 103).

Tableau 62 : Critères macroscopiques et microscopiques des colonies bactériennes

Milieu de culture	Nature du milieu	Observation microscopique	Observation macroscopique
Gélose Nutritive	Ordinaire	Bacilles à Gram négatif, isolés ou en chainettes	Colonies circulaires avec un contour régulier ou irrégulier, lisses, plates ou bombées, brillantes, transparentes ou de couleur jaune, d'environ 1 à 2 mm de diamètre.
Gélose TTC Tergitol 7	Sélectif	Bacilles à Gram négatif, isolés ou en chainettes	Colonies circulaires, lisses, bombées, avec un contour régulier et de couleur jaune, accompagnées de halos jaunes sous la membrane.
Gélose Mac Conkey	Sélectif	Bacilles à Gram négatif, isolés	Petites colonies circulaire, d'environ 1mm de diamètre, présentant une coloration rouge, rose ou bien incolores, lisses ou rigoureuses, bombées.
Gélose Chapman	Sélectif	Cocci à Gram positif, groupés en paires ou en amas	Petites colonies blanches ou jaunâtres lisses bombées avec un contour régulier
Gélose SS	Sélectif	Bacilles à Gram négatif, isolés	Petites colonies d'environ 1mm de diamètre, opaques, translucides ou transparentes avec généralement un centre noir
Gélose Hektoen	Sélectif	Bacilles à Gram négatif, isolés	De petites colonies d'environ 1mm de diamètre, qui peuvent être vertes à centre noir, bleuâtres, jaunes saumon, transparentes ou légèrement blanchâtres, circulaires, ondulées, bombées et lisses
Gélose Slanetz et Bartley	Sélectif	Cocci à Gram positif, isolés, en paires ou en amas	Petites colonies, lisses de couleur rose, rouge à marron, avec contour régulier



Figure 102 : Bacilles à Gram négatif

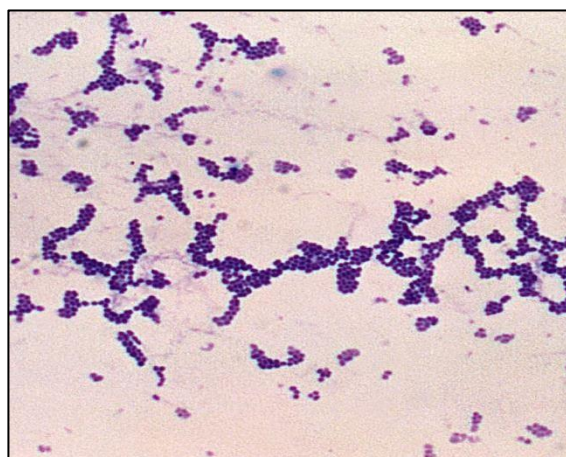


Figure 103 : Cocci à Gram positif

III.3.2.1 Identification biochimique :

L'identification biochimique effectuée en utilisant le système de galerie API 20 E, API 20 NE, API Staph, API Strep, nous a permis d'identifier un total de 25 espèces bactériennes, dont plus de 50% appartient à la famille des Enterobacteriaceae, avec une présence majoritaire des espèces *Aeromonas hydrophila*, *Escherichia coli* et *Citrobacter freundii* en effet, les eaux superficielles et les puits ont présenté plus de diversité bactérienne grâce aux conditions environnementales et l'abondance des nutriments, que les eaux de sources étant plus stables et protégées. Afin de garantir une analyse complète dans cette étude, les germes pathogènes ont fait l'objet d'une recherche systématique à travers toutes les stations, les espèces *Pseudomonas aeruginosa*, *Vibrio cholerae* et *Shigella spp.* Reconnus comme pathogènes, ont été isolées au niveau des points P1, S8 et OZ2. La détection de ces bactéries notamment dans les eaux souterraines destinées à la consommation Humaine, à plusieurs reprises, représente un risque pour la santé publique, pour cela il est essentiel de mettre en place des mesures de surveillance adéquates pour prévenir ces contaminations. Les résultats sont représentés dans le tableau 63 et les figures en annexe 11.

Tableau 63 : Résultats de l'identification biochimique des souches bactériennes

Types de galerie	Souches bactériennes identifiées	Sites de prélèvement
API 20 E	<i>Serratia marcescens</i>	P1, OB2
	<i>Proteus mirabilis</i>	OZ1, OZ3
	<i>Morganella morganii</i>	P1
	<i>Klebsiella pneumoniae</i>	OZ2
	<i>Klebsiella oxytoca</i>	P5
	<i>Escherichia coli 1</i>	OZ1, OZ2, P1, P4, P5
	<i>Citrobacter freundii</i>	OB2, OZ1, P1, S8
	<i>Proteus vulgaris</i>	S8
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	P1
	<i>Citrobacter braakii</i>	OB1, OZ3, P4
	<i>Serratia odorifera 1</i>	P3
	<i>Aeromonas hydrophila 1</i>	OZ3, OZ4, OB2, P1
	<i>Aeromonas hydrophila 2</i>	OZ3, OZ4, P1

Tableau 63 (Suite): Résultats de l'identification biochimique des souches bactériennes

Types de galerie	Souches bactériennes identifiées	Sites de prélèvement
API 20 NE	<i>Pseudomonas fluorescens</i>	OZ1, OZ2, OB2
	<i>Acinetobacter baumannii</i>	OB2
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	OZ2
	<i>Vibrio cholerae</i>	P1
	<i>Shigella spp.</i>	OZ2, S8
	<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	P1
API Staph	<i>Staphylococcus saprophyticus</i>	OZ1
	<i>Staphylococcus epidermidis</i>	OZ1
	<i>Staphylococcus aureus</i>	OZ4, OZ3
API Srep.	<i>Enterococcus faecalis</i>	P5, OB2
	<i>Sterptococcus pyogenes</i>	P5
	<i>Streptococcus uberis</i>	OZ4

Conclusion

Cette étude a porté sur l'évaluation de la qualité bactériologique des eaux souterraines et superficielles du sous-bassin de Bouhamdane. Les analyses incluent les germes revivifiables, coliformes (totaux et fécaux), les streptocoques fécaux, les bactéries anaérobies sulfito-réductrices (ASR) et les germes pathogènes. L'objectif est de caractériser les variations spatio-temporelles de la contamination et d'évaluer les risques pour la santé.

Les Germes Revivifiables (22°C et 37°C)

Les eaux souterraines montrent des concentrations maximales de germes revivifiables en Juillet, atteignant 638 UFC/ml à P3 et 1098 UFC/ml à P4, tandis que les niveaux les plus bas sont observés en Novembre et Décembre (jusqu'à 0 UFC/ml). Les puits présentent une contamination supérieure à celle des sources, notamment en raison de l'eau stagnante et des infiltrations polluantes. Pour les eaux superficielles, les pics de contamination sont enregistrés au Printemps et en Automne, avec des valeurs maximales en Juillet (1416 UFC/ml à OZ2). Une variabilité saisonnière significative est constatée, les concentrations minimales étant observées en Hiver.

Les Coliformes Totaux (CT)

La contamination en coliformes totaux des eaux souterraines varie entre 59 UFC/100ml en Mars et 159 UFC/100ml en Octobre, avec des valeurs extrêmes atteignant 420 UFC/100ml (site P1, Mars). Environ 66% des échantillons excèdent la norme de l'OMS (10 UFC/100ml), avec une contamination moyenne plus élevée dans les puits (125,32 UFC/100ml) comparée aux sources (79,23 UFC/100ml). Les eaux superficielles présentent des concentrations maximales en Mars (1192 UFC/100ml) et Octobre (1031 UFC/100ml), les sites proches de l'Oued Zenati étant les plus touchés (moyenne annuelle de 731 UFC/100ml).

Les Coliformes Fécaux (CF)

Les eaux souterraines montrent un pic de contamination en Octobre (97,38 UFC/100ml), les puits étant plus affectés (55,52 UFC/100ml) que les sources (28,72 UFC/100ml). Le site P5 est particulièrement contaminé, probablement en raison des rejets d'élevage.

Pour les eaux superficielles, les concentrations les plus élevées sont enregistrées aux points de l'Oued Zenati, avec une moyenne annuelle de 741,5 UFC/100ml. Environ 75% des échantillons dépassent la norme d'irrigation de 100 UFC/100ml.

Conclusion

Les Streptocoques Fécaux (SF)

Les eaux souterraines révèlent une contamination maximale en Octobre (76,08 UFC/100ml), le site P1 atteignant les valeurs les plus élevées (291,4 UFC/100ml). Environ 60% des analyses dépassent les normes de potabilité. Dans les eaux superficielles, les sites OZ2 et OZ4 enregistrent les plus fortes concentrations, avec des pics en Octobre (788,36 UFC/100ml). Cette contamination est attribuée principalement aux rejets domestiques et agricoles.

L'Origine de la Pollution (Rapport CF/SF)

L'analyse des rapports CF/SF montre que la pollution des eaux souterraines est majoritairement d'origine animale (44,6%), tandis que les eaux superficielles présentent une prédominance de pollution humaine (51,4%), particulièrement dans les zones proches de l'Oued Zenati.

Les Anaérobies Sulfitoréducteurs (ASR)

Les eaux souterraines présentent une contamination modérée en anaérobies sulfitoréducteurs, avec une moyenne de 1,97 UFC/20ml, le site P1 étant le plus affecté (9 UFC/20ml). Dans les eaux superficielles, le site OZ2 affiche les niveaux de pollution les plus élevés (14 UFC/20ml), les concentrations les plus faibles étant observées en Juillet.

Les Germes Pathogènes

Des espèces pathogènes, incluant *Pseudomonas aeruginosa*, *Vibrio cholerae* et *Shigella spp.*, ont été détectées principalement dans les eaux superficielles et les puits. Leur présence dans les eaux destinées à la consommation humaine constitue un risque sanitaire important.

Ces résultats soulignent la nécessité de mesures de gestion et de surveillance pour protéger les ressources en eau et réduire les risques sanitaires.

CHAPITRE IV

CARTOGRAPHIE DES ZONES DE RECHARGE EN EAUX SOUTERRAINES

IV. Cartographie des zones de recharge en eaux souterraines

Introduction

L'exploitation intensive des eaux souterraines représente un enjeu critique à l'échelle mondiale, en particulier dans les zones où l'eau de surface est rare. Cette pression s'explique par l'augmentation constante des besoins en eau, liée à l'expansion agricole, à la croissance démographique et à l'industrialisation. Dans ce contexte, les eaux souterraines sont devenues un pilier des stratégies de gestion hydrique, notamment dans les zones rurales de la région méditerranéenne (Ashraf et al., 2017 ; Nithya et al., 2019 ; Paniconi et al., 2001).

La région du sous bassin de Bouhamdane, fait face à une surexploitation des eaux souterraines, qui peut provoquer une détérioration progressive de la qualité des eaux. Dans cette zone, les nappes souterraines constituent la principale source d'approvisionnement en eau douce pour les besoins domestiques, agricoles ainsi que pour les habitants des zones rurales. Cette forte dépendance augmente la pression exercée sur l'aquifère pour répondre à une demande en augmentation constante.

Dans le but de préserver ces ressources, la délimitation des zones de recharge des eaux souterraines (GWRZ) est essentielle, notamment pour envisager des mesures de recharge artificielle. Cette recharge est soumise à l'influence combinée des activités humaines et des processus naturels, tels que les précipitations, la géologie, ou encore l'occupation du sol.

Les systèmes d'information géographique (SIG) et la télédétection (RS) se sont imposés comme des outils clés pour évaluer ces paramètres à large échelle (Rahmati et Melesse, 2016 ; Kumar et al., 2020 ; Etikala et al., 2019 ; Yousif, 2019 ; Mishra et al., 2020 ; Singh et al., 2017).

Plusieurs méthodes ont ainsi été appliquées dans divers contextes pour cartographier les GWRZ, avec une attention particulière portée aux approches AHP et MIF, reconnues pour leur efficacité, leur simplicité d'application et leur faible coût. L'AHP repose sur la pondération des critères spatiaux via des comparaisons par paires, tandis que la méthode MIF attribue des scores aux facteurs majeurs et mineurs influençant les GWRZ (Arshad et al., 2020 ; Rajasekhar et al., 2019 ; Abijith et al., 2020 ; Mallick et al., 2019 ; Magesh et al., 2012 ; Jothibas et Anbazhagan 2016 ; Meena et al., 2019 ; Milevski et Dragicevic 2019).

Dans ce chapitre, ces deux méthodes ont été mobilisées, en combinaison avec les données RS et SIG, pour délimiter les GWRZ de l'aquifère du sous-bassin de Bouhamdane. Leur performance a été évaluée à l'aide des données de terrain (rendement des puits), en recourant à l'analyse ROC et à l'aire sous la courbe (AUC) comme indicateur de précision.

À ce jour, peu d'études ont été consacrées à l'évaluation des ressources en eau souterraine et à la cartographie des zones à potentiel de recharge (GWRZ) dans cette région, ce qui limite la compréhension du fonctionnement hydrogéologique local et empêche la mise en place de stratégies de gestion durable. Le présent travail s'inscrit ainsi comme une contribution cruciale à cette problématique, en intégrant les méthodes d'analyse multicritère AHP et MIF, avec les outils des Systèmes d'Information Géographique (SIG) et de la télédétection (RS). Afin d'améliorer la précision, la fiabilité et la représentativité des résultats, d'autres paramètres complémentaires ont été ajoutés à la méthodologie classique, notamment le TWI, BSI, et SMI.

IV.1 Approche méthodologique

L'identification des sites propices à la recharge des eaux souterraines a été réalisée par une analyse multicritère intégrant dix facteurs clés : les précipitations, la lithologie, l'occupation du sol, la pente, les types de sol, la densité de linéaments, la densité de drainage, l'indice topographique d'humidité (TWI), l'indice de sol nu (BSI), l'indice d'humidité du sol (SMI) (AlShabeeb et al., 2018 ; Souissi et al., 2018). Chacun de ces paramètres a été évalué de manière indépendante afin de délimiter les zones favorables à la recharge et d'estimer les taux potentiels. La Figure 104 présente la méthodologie adoptée pour la cartographie des sites appropriés pour la recharge en eaux souterraines.

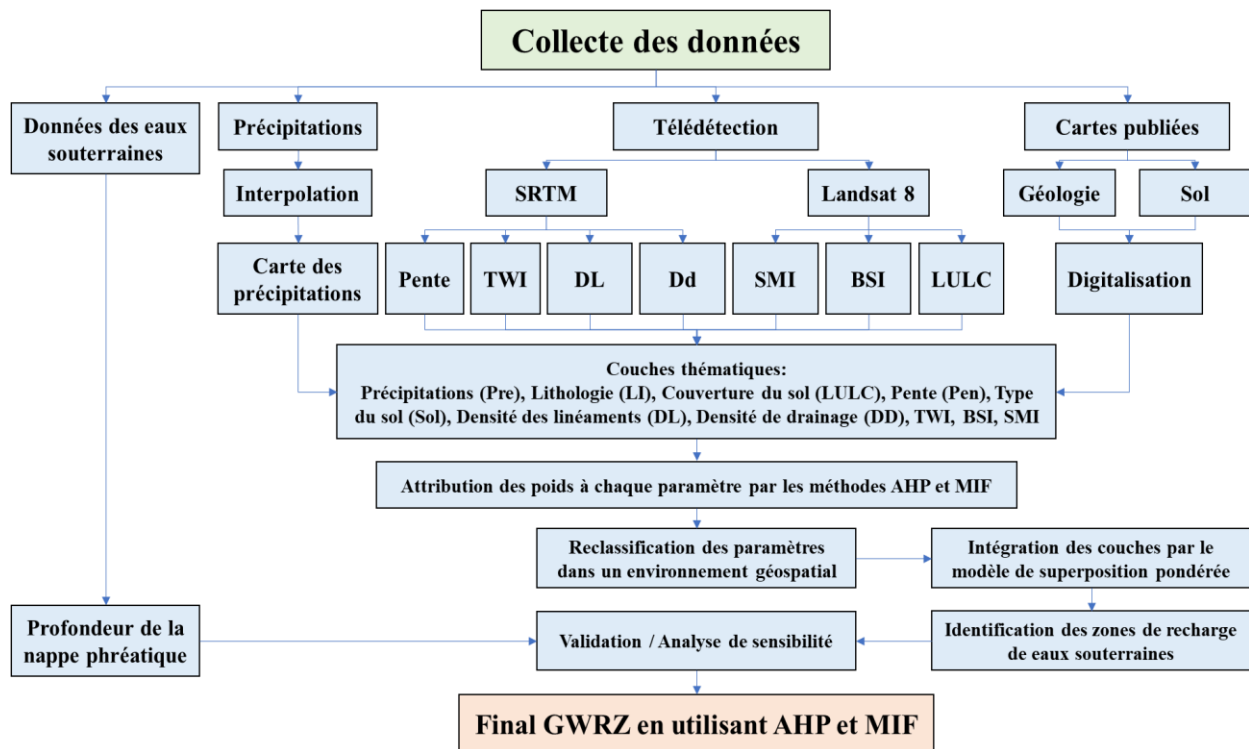


Figure 104 : Approche méthodologique pour l'identification et la cartographie des zones potentielles de recharge en eaux souterraines

IV.1.1 La mise en place de la base de données d'analyse

IV.1.1.1 Les données satellitaires :

➤ Les images (MNT) :

Le Modèle Numérique de Terrain (MNT) est une représentation tridimensionnelle de la surface topographique d'un territoire, obtenue à partir de données d'altitude. Ce modèle reflète uniquement la morphologie du terrain, sans inclure les éléments en surface tels que la végétation, les constructions ou autres objets anthropiques.

Les données SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) désignent des ensembles de données altimétriques, disponibles sous forme matricielle et vectorielle, produites conjointement par la NASA et la NGA (anciennement NIMA). Ces données ont été acquises lors d'une mission de la navette spatiale Endeavour (STS-99), menée en février 2000 sur une durée de 11 jours. L'acquisition s'est effectuée à une altitude de 233 km à l'aide de la technologie d'interférométrie radar, permettant de générer des modèles de terrain précis à l'échelle globale.

➤ Les images satellitaires (LANDSAT) :

La plateforme Earth Explorer, mise à disposition par l'United States Geological Survey (USGS), permet un accès gratuit aux images satellites LANDSAT. Le satellite LANDSAT 8, lancé en février 2013 dans le cadre du programme spatial de la NASA (National Aeronautics and Space Administration), embarque deux capteurs principaux : l'OLI (Operational Land Imager) pour les bandes optiques et l'TIRS (Thermal Infrared Sensor) pour les bandes thermiques. Il image la surface terrestre avec un cycle de revisite de 16 jours. Les images capturées par le satellite peuvent être téléchargées depuis la plateforme <https://earthexplorer.usgs.gov/>, en spécifiant le nom de la région ou de la zone d'étude ainsi que la date souhaitée.

Dans cette étude, deux scènes LANDSAT 8 correspondant aux dates du 23 septembre 2023 et du 8 février 2025 ont été utilisées. Les bandes TIR 10 et 11 ont servi à l'estimation de la température de luminosité, tandis que les bandes 4 (rouge) et 5 (proche infrarouge) ont permis de calculer l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI). Chaque image est accompagnée de métadonnées essentielles pour le traitement, telles que les constantes thermiques et les facteurs de mise à l'échelle radiométriques, nécessaires notamment pour l'estimation de la température de surface terrestre (LST).

Les caractéristiques techniques des bandes, sont récapitulées dans le **Tableau 64**.

Tableau 64 : Les différentes bandes spectrales de LANDSAT 8

Bandes	Longueur d'ondes (mètre)	Résolution (mètre)
Bande 1 : Ultra Bleu	0.435 – 0.451	30
Bande 2 : Bleu	0.452 – 0.512	30
Bande 3 : Vert	0.533 – 0.590	30
Bande 4 : Rouge	0.636 – 0.673	30
Bande 5 Infrarouge proche (IRP)	0.851 – 0.879	30
Bande 6 : Infrarouge à ondes courtes (SWIR) 1	1.566 – 1.651	30
Bande 7 : Infrarouge à ondes courtes (SWIR) 2	2.107 – 2.294	30
Bande 8 : Panchromatique	0.503 – 0.676	15
Bande 9 : Cirrus	1.363 – 1.384	30
Bande 10 : Infrarouge thermique (TIRS) 1	10.60 – 11.19	30
Bande 11 : Infrarouge thermique (TIRS) 2	11.50 – 12.51	30

IV.1.1.2 Le logiciel ArcGIS 10.5

ArcGIS Desktop, et plus particulièrement ArcMap, est un logiciel SIG puissant permettant de visualiser, gérer, créer et analyser des données géographiques. Grâce à cet environnement, il devient possible de comprendre le contexte spatial des informations, de mettre en évidence des relations, et d'identifier des tendances sous de nouvelles perspectives.

ArcGIS Desktop intègre trois applications principales : ArcMap, ArcCatalog et ArcToolbox, qui permettent d'exécuter l'ensemble des tâches SIG, des plus élémentaires aux plus complexes. Celles-ci incluent la cartographie, la gestion et la mise à jour des données, l'analyse spatiale, ainsi que le géo-traitement.

Parmi ces composants, ArcMap constitue l'application centrale. Elle est dédiée à la création et à l'analyse cartographique. L'utilisateur y travaille sur des cartes composées de plusieurs éléments : une fenêtre géographique affichant les couches thématiques, une légende, une barre d'échelle, une flèche indiquant le nord, et d'autres éléments de mise en page facilitant l'interprétation visuelle et spatiale des données.

IV.1.1.3 Les précipitations

Les précipitations constituent l'un des facteurs clés dans la délimitation des zones à fort potentiel en eaux souterraines. En effet, elles représentent la principale source de recharge naturelle des aquifères, jouant ainsi un rôle fondamental dans le renouvellement des ressources en eau souterraine.

Dans le cadre de cette étude, les données météorologiques ont été fournies par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) sous forme de cartes thématiques représentant les précipitations moyennes annuelles dans le nord du pays. Ces cartes ont été établies en 1993 par le service hydrologique, sur la base d'une période d'observation de 68 ans, allant de septembre 1921 à août 1989.

Afin de spatialiser les précipitations moyennes annuelles sur l'ensemble du bassin versant de l'oued Bouhamdane, une interpolation des isohyètes a été réalisée à l'aide de la méthode "Topo to Raster" dans le logiciel ArcGIS 10.5 (Bouguerra, 2018).

IV.1.1.4 La lithologie (LI)

Une carte géologique vectorisée numériquement de la zone d'étude a été utilisée. Elle a été obtenue par digitalisation manuelle de la carte géologique de Villa (1980), telle que reprise par Bouguerra H., (2017), à l'échelle 1/500 000. Ce format vectoriel, composé de polygones, permet de représenter les différentes unités géologiques de manière structurée. L'intégration de cette carte dans ArcMap (version 10.5 d'ArcGIS) a facilité la classification et l'analyse des formations géologiques de la zone étudiée.

IV.1.1.5 L'occupation du sol (LULC)

Une image satellitaire Sentinel-2, à résolution de 10 mètres, représentant l'occupation du sol (Land Use/Land Cover), a été téléchargée depuis le site ArcGIS Living Atlas of the World. Grâce à l'intelligence artificielle (IA), les modèles de classification des sols ont été perfectionnés à partir d'un vaste ensemble de données d'entraînement, constitué de milliards de pixels d'images annotées manuellement. Ces modèles ont été appliqués à l'ensemble des scènes Sentinel-2 disponibles chaque année, soit plus de 2 millions d'observations de la Terre basées sur six bandes spectrales, afin de générer des cartes d'occupation du sol. Le produit final propose une carte comportant neuf classes principales de couverture terrestre, incluant divers types de végétation, tel que : les forêts, les terres cultivées, les surfaces nues, les plans d'eau, et les zones bâties. Pour cette étude, la zone d'analyse a été extraite et traitée à l'aide du logiciel ArcGIS 10.5.

IV.1.1.6 Le facteur de pente (Pen)

Le facteur de pente est influencé par la combinaison de deux paramètres essentiels : la longueur et l'inclinaison de la pente. Ces deux éléments influencent de manière significative le régime de ruissellement, car plus la pente est longue et raide, plus le volume et la vitesse du ruissellement augmentent.

La pente joue ainsi un rôle déterminant dans le processus d'infiltration des eaux de pluie, ce qui en fait un indicateur potentiel de l'accessibilité aux eaux souterraines (Yeh et al., 2016 ; Gnanachandrasamy et al., 2018).

Pour évaluer ce facteur dans notre zone d'étude, une carte de pente a été générée à partir d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) de type SRTM, avec une résolution d'un arc-second, permettant de calculer la valeur de la pente pour chaque pixel. Les pourcentages de pente varient entre 0% et 100%.

IV.1.1.7 La carte des sols

Le type du sol joue un rôle déterminant, car il est intrinsèquement lié à la qualité et à l'évolution des sols, influençant ainsi leur capacité à faciliter l'infiltration et le stockage des eaux. Les propriétés des sols ont été initialement étudiées par le Bureau National des Études Forestières (BNEF), mandaté par l'Agence Nationale des Barrages et des Transferts (ANBT) en 1988. Cette analyse s'est appuyée sur des profils pédologiques représentatifs répartis à travers le bassin versant de l'oued Bouhamdane. Ces profils ont permis de recueillir des informations détaillées sur les caractéristiques intrinsèques des sols dans différentes zones du bassin.

Pour spatialiser les types de sols sur l'ensemble du bassin versant, une approche basée sur le krigeage ordinaire a été adoptée. Cette méthode géostatistique permet de générer des cartes continues en attribuant des valeurs aux emplacements non mesurés, en se basant sur les données obtenues des profils pédologiques. Les informations obtenues via cette spatialisation ont permis de représenter de manière précise la distribution des types de sols dans tout le bassin.

IV.1.1.8 La densité des linéaments

Un linéament est une forme linéaire visible dans le paysage, représentant généralement une expression en surface d'une structure géologique profonde, telle qu'une faille ou une fracture. La cartographie des linéaments dans la région du sous-bassin de Bouhamdane a été réalisée par une approche intégrée combinant :

- Des images multispectrales Sentinel-2A (S2A)
- Le modèle numérique de terrain (MNT)
- Des photographies aériennes panchromatiques

Cette extraction a été effectuée par classification supervisée assistée par ordinateur pour optimiser la détection des structures linéaires. Chaque unité spatiale (pixel) a ainsi fait l'objet d'un décompte systématique des linéaments identifiés (Adham et al., 2010 ; Cai et Ofterdinger 2016). La densité des linéaments a été quantifiée selon la relation suivante (Edet et al., 1998) :

$$L_d = \sum_{i=1}^n \left(\frac{L_i}{A} \right) \dots \dots \dots (1)$$

Où :

- L_i = longueur du i-ème linéament (km)
- $\sum L_i$ = longueur cumulée de l'ensemble des linéaments (km)
- A = superficie de la zone d'étude (km²)

Le raster de linéament a été généré à partir d'une composition en fausses couleurs via l'outil d'analyse spatiale d'ArcGIS 10.5.

Une retouche manuelle a ensuite été appliquée pour affiner les linéaments en intégrant les données hydrographiques, améliorant ainsi la précision de l'extraction. Les valeurs de fréquence, variant de 0 à plus de 2 km/km², permettent d'analyser la densité et la répartition spatiale des linéaments. Une carte des isoplèthes de fréquence a été élaborée avec une classification en cinq niveaux : très faible, faible, modérée, élevée et très élevée. La couche vectorielle a été convertie en un raster (Edet et al., 1998 ; Su, 2000).

IV.1.1.9 La densité de drainage

La densité de drainage constitue l'un des indicateurs clés pour l'évaluation de la recharge et de l'occurrence des eaux souterraines. Elle est étroitement liée aux caractéristiques de percolation de l'eau à travers la lithologie sous-jacente, ce qui en fait un paramètre pertinent dans la cartographie du potentiel en eau souterraine. En général, la densité de drainage varie de manière inverse à la perméabilité : une zone présentant une faible perméabilité en surface aura tendance à afficher une densité de drainage élevée, ce qui favorise le ruissellement au détriment de l'infiltration. À l'inverse, une faible densité de drainage est souvent le signe d'un potentiel de recharge élevé (Magesh et al., 2012).

Dans cette étude, le réseau de drainage a été extrait à partir d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) à résolution spatiale de 30 mètres, en utilisant les outils d'analyse spatiale disponibles dans ArcGIS 10.5. Une fois le réseau hydrologique généré, la carte de densité de drainage a été produite. Cette densité qui peut être définie comme le rapport entre la longueur cumulée des segments de cours d'eau (tous ordres confondus) et la surface unitaire, a été calculée selon l'équation (2) (Sar et al., 2015 ; Rahmati et al., 2014).

$$D_d = \sum_{i=1}^n \left(\frac{D_i}{A} \right) \dots \dots \dots (2)$$

Où :

- $\sum D_i$, représente la longueur cumulée des cours d'eau d'ordre i (en km)
- A , correspond à la superficie totale du bassin versant (en km²)
- n , représente le nombre des réseaux de drainage dans le bassin versant.

IV.1.1.10 L'Indice d'Humidité Topographique (TWI)

La méthode TWI (Topographic Wetness Index, ou Indice d'humidité topographique) est couramment utilisée en hydrologie pour modéliser la distribution spatiale de l'humidité du sol, il donne une indication importante de la disponibilité en humidité du sol et des zones potentielles de recharge, ce qui en fait un indicateur pertinent pour la cartographie des zones potentielles de recharge des eaux souterraines (Maqsoom et al., 2022).

La cartographie du TWI a été réalisée par l'exploitation conjointe de données topographiques issues d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) et de traitements SIG spécialisés. Bien que les images Landsat 8 ne permettent pas de calculer directement le TWI, elles sont utilisées en complément pour interpréter et affiner les résultats.

La première étape a été le téléchargement des données nécessaires. Les images Landsat 8 ainsi que les données topographiques (MNT de type SRTM à 30 m de résolution) ont été obtenues via la plateforme Earth-Explorer de l'USGS. Le MNT constitue la base de calcul du TWI, car il permet de dériver la pente et l'accumulation de flux, qui sont les deux variables clés de cet indice. Le traitement du MNT a été fait dans le logiciel ArcGIS 10.5. Il convient tout d'abord de corriger les imperfections du MNT, notamment les dépressions (sinks), à l'aide de la fonction "Fill". Ensuite, la pente est calculée en degrés ou en radians à partir du MNT. Parallèlement, la fonction "Flow Accumulation" permet de déterminer la contribution en amont, c'est-à-dire la quantité d'eau potentiellement drainée vers chaque pixel.

Une fois ces deux couches obtenues, le TWI est calculé à l'aide de la formule suivante : (Radula et al., 2018) :

$$TWI = \ln \left(\frac{a}{\tan(\beta)} \right) \dots \dots \dots (3)$$

Où :

- **a**, aire de drainage spécifique (en m²/m), soit la quantité d'eau contribuant à un pixel donné.
- **β**, pente locale (en radians)

La carte TWI ainsi obtenue a été ensuite reclassée en différentes classes d'humidité (faible, moyenne, élevée) selon les valeurs obtenues. Une forte valeur de TWI indique une zone topographiquement humide, généralement favorable à l'accumulation d'eau et à la recharge des nappes libres, tandis qu'une faible valeur correspond à des zones bien drainées (Maqsoom et al., 2022). Ces résultats sont croisés avec les données Landsat 8 pour affiner la cartographie.

IV.1.1.11 L'Indice du Sol Nu (BSI)

Le BSI (Bare Soil Index), ou Indice de Sol Nu, est un indice spectral utilisé pour détecter la présence de sol nu à partir d'images satellites, en particulier celles acquises par Landsat 8. Il permet de différencier les surfaces de sol nu des surfaces couvertes par la végétation, en exploitant les différences de réflectance dans certaines bandes spectrales. Il est particulièrement utile dans les études du potentiel de recharge des eaux souterraines, car le sol nu peut influencer fortement l'infiltration et le ruissellement (Mzid, 2021).

Il existe plusieurs versions du BSI, mais la formule la plus utilisée est celle suggérée par Rikimaru et al., (2002) (équations 4 et 5), qui utilise une combinaison des bandes spectrales de l'imagerie satellite pour mettre en évidence les zones de sol nu.

$$BSI = \frac{(R + SWIR) - (NIR + B)}{(R + SWIR) + (NIR + B)} \dots\dots\dots (4)$$

Où :

- **R**, correspond à la bande rouge (Red)
- **SWIR**, représente la bande infrarouge à ondes courtes (Shortwave Infrared)
- **NIR**, est la bande proche infrarouge (Near Infrared)
- **B**, correspond à la bande bleue (Blue)

Pour le Landsat 8, les bandes correspondantes sont :

- **B2 (Blue)** : 0.452-0.512 μm
- **B4 (Red)** : 0.636-0.673 μm
- **B5 (NIR)** : 0.851-0.879 μm
- **B6 (SWIR1)** : 1.566-1.651 μm

Donc, la formule adaptée à **Landsat 8** devient comme suit :

$$BSI = \frac{(B4 + B6) - (B5 + B2)}{(B4 + B6) + (B5 + B2)} \dots\dots\dots (5)$$

Dans le cadre de notre étude, la détermination de l'indice BSI, à partir des données Landsat 8 a suivi une démarche méthodologique intégrée dans un Système d'Information Géographique (ArcGIS 10.5). La première étape a consisté à télécharger les images satellites depuis la plateforme Earth Explorer de l'USGS, en incluant les bandes spectrales nécessaires au calcul. Les images obtenues ont ensuite été soumises à un prétraitement, comprenant des corrections radiométriques, afin de convertir les valeurs numériques (Digital Numbers) en réflectances de surface. Ce traitement vise à assurer une qualité optimale des données pour une interprétation fiable et cohérente.

Le BSI a été calculé selon la formule (5), ce qui a permis de générer une image raster avec des valeurs généralement comprises entre -1 et +1. Les valeurs positives élevées traduisent une forte probabilité de présence de sol nu, tandis que les valeurs faibles ou négatives indiquent une couverture végétale dense ou des surfaces humides.

La carte résultante a été classifiée afin d'identifier les zones à fort BSI (associées à un ruissellement accru et une infiltration limitée) et celles à faible BSI (plus propices à la recharge des nappes). Cette carte a ensuite été intégrée dans un modèle multicritère combinant les approches AHP et MIF, en complément des autres paramètres.

Enfin, la fiabilité de la carte finale a été vérifiée à l'aide de données de terrain, permettant ainsi de valider l'estimation spatiale du potentiel de recharge en eaux souterraines (Prema Somanathan et al., 2024).

IV.1.1.12 L'Indice d'Humidité du Sol (SMI)

L'indice SMI (Soil Moisture Index, ou Indice d'humidité du sol) est une mesure utilisée pour évaluer l'humidité disponible dans le sol. Cet indice est crucial pour comprendre les processus de recharge des aquifères, car il détermine la quantité d'eau capable de s'infiltrer, qui peut atteindre la nappe libre après évaporation et écoulement superficiel.

Pour utiliser cet indice dans la cartographie de recharge en eaux souterraines dans notre zone d'étude, on a opté une méthodologie suivant une série d'étapes clés en s'appuyant sur des données Landsat 8 et sur le logiciel ArcGIS 10.5. Les images Landsat 8 de la région d'étude sont téléchargées depuis la plateforme USGS Earth Explorer, en sélectionnant les bandes nécessaires pour le calcul du LST (Land Surface Temperature), notamment la bande thermique (Bande 10). Ces images ont été soumises à des prétraitements, incluant les corrections radiométriques et atmosphériques pour éliminer les interférences, suivie d'un découpage des images à l'aide de l'outil Extract by Mask pour se limiter à la zone d'étude.

Une fois le LST calculé, les valeurs minimales et maximales (LST min et LST max) de la zone d'étude, ont été déterminées. Ces valeurs sont extraites à l'aide de l'outil Zonal Statistics, où le LST min représente les zones les plus humides et le LST max les zones les plus sèches.

Le SMI est ensuite calculé à l'aide de l'équation 6 :

$$SMI = \frac{(LST_{max} - LST_{min})}{(LST_{max} - LST_{min})} \dots \dots \dots (6)$$

Cette formule est appliquée à chaque pixel à l'aide du Raster Calculator dans ArcGIS 10.5, permettant de normaliser les valeurs du LST entre 0 (zones les plus humides) et 1 (zones les plus sèches). Une fois le SMI calculé, les résultats sont classifiés en différentes catégories :

- **SMI ≤ 0.2** : indique une zone à humidité élevée
- **0.2 < SMI ≤ 0.2** : correspond à une humidité modérée
- **SMI > 0.5** : pour une zone sèche

Enfin, la carte SMI est validée en comparant les résultats avec des données hydrologiques locales. L'analyse spatiale a été également réalisée en superposant la carte SMI avec les autres données, afin de mieux interpréter les zones de recharge potentielles.

Tableau 65 : Résumé des données et des sources

Type de données	Source	Produit
Précipitation	ANRH (1961-1999)	Pre
Lithologie	Carte JM vila (1980)	LI
Couverture du sol	Image Sentinel 2	LULC
Pente	Image Sentinel 2	Pen
Sol	Profil pédologique	Sol
Densité de Linéament	SRTM	Ld
Densité de Drainage	SRTM	Dd
Indice topographique	Landsat 8	TWI
Indice du sol nu	Landsat 8	BSI
Indice d'humidité du sol	Landsat 8	SMI

IV.1.2 Application de l'AHP pour l'identification des GWRZ

L'AHP est une méthode d'aide à la décision multicritère qui structure les perceptions et les jugements au sein d'une hiérarchie multi-niveaux, intégrant les facteurs influençant la prise de décision. Cette approche permet d'attribuer des poids relatifs aux différentes couches thématiques et à leurs caractéristiques en décomposant le problème décisionnel en une hiérarchie de critères et sous-critères (Yeh et al., 2008 ; Saaty, 1980 ; Saaty, 1990).

L'AHP repose sur une comparaison par paires des critères, formalisée dans une matrice de jugement. Cette hiérarchisation permet d'évaluer chaque paramètre de manière indépendante, facilitant ainsi l'identification de zones de recharge potentielles à partir de facteurs concurrents. La méthode a été appliquée en quatre étapes pour délimiter les zones de recharge des eaux souterraines dans la région du sous-bassin de Bouhamdane :

1. Sélection des facteurs influençant la recharge des aquifères ;
2. Élaboration de la matrice de comparaison par paires ;
3. Calcul des poids relatifs des critères ;
4. Vérification de la cohérence de la matrice (indice de cohérence).

IV.1.2.1 Détermination des facteurs clés influençant la recharge des eaux souterraines

Lors de la première phase de mise en œuvre de l'AHP, chaque facteur influençant la recharge aquifère a été quantifié selon une échelle numérique relative. Cette quantification s'appuie sur l'échelle standardisée de Saaty, qui attribue des valeurs comprises entre 1 et 9 lors des comparaisons par paires.

Plus précisément :

- La valeur 1 indique une contribution équivalente entre deux paramètres
- La valeur 9 reflète une prépondérance extrême d'un paramètre par rapport à un autre

- Les valeurs intermédiaires permettent de nuancer ces relations d'influence (tableau 66). Cette approche systématique permet de quantifier le poids relatif des différents paramètres hydrogéologiques dans leur contribution au processus de recharge des nappes libres (Saaty, 1980).

Tableau 66 : Échelle de pondération comparative pour l'ACH (Saaty, 1980)

Importance	Egale	Faible	Modéré	Modéré plus	Fort	Fort plus	Très fort	Très très fort	Extrême	
Echelle	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
	1/9 1/8	1/7 1/6	1/5 1/4	1/3 1/2	1 2	3 4	5 6	7 8	9	
	Moins important					Plus important				
	←					→				

IV.1.2.2 Matrice de comparaison par paires

La méthode AHP permet de transformer des données spatiales qualitatives en résultats décisionnels quantitatifs en attribuant des scores numériques aux différentes couches thématiques selon l'échelle de Saaty. Une matrice de comparaisons par paires (PCM) est ensuite élaborée (Équation 7) en classant les paramètres par ordre décroissant d'influence sur la recharge des eaux souterraines. La diagonale de cette matrice prend la valeur 1 pour les auto-comparaisons (Tableau 67), tandis que les autres éléments sont renseignés selon des règles précises : les scores directs de Saaty sont utilisés lorsqu'un paramètre dominant est comparé à un paramètre secondaire, et leurs inverses lorsque la comparaison s'effectue dans l'ordre inverse. Cette approche systématique permet d'établir une hiérarchie claire entre les différents facteurs influençant la recharge aquifère (Lentswe et Molwalefhe, 2020)

$$A = \begin{bmatrix} X_{11} & X_{12} \dots & X_{1n} \\ X_{21} & X_{22} \dots & X_{2n} \\ \dots & \dots & \dots \\ X_{n1} & X_{n2} \dots & X_{nn} \end{bmatrix} \dots \dots \dots (7)$$

Où A est une matrice de comparaison par paires dans laquelle l'élément X_{mn} représente l'importance relative d'un paramètre de recharge par rapport à un autre.

Le tableau 67 présente la matrice de comparaison par paires (PCM) des paramètres évalués dans cette étude. La précipitation (Pre), a été retenue comme paramètre principal en raison de son influence dominante sur la recharge des eaux souterraines, avec une pondération maximale de 8 sur l'échelle de Saaty.

Viennent ensuite, par ordre d'importance décroissante la lithologie (deuxième paramètre le plus influent), la couverture du sol, la pente, le sol, les linéaments, la densité de drainage, TWI, BSI et enfin le SMI. Chaque facteur s'est vu attribuer une valeur selon l'échelle de Saaty, reflétant son impact relatif sur la recharge comparé à celui de la précipitation.

Tableau 67 : Matrice des comparaisons binaires des variables

Paramètres	Pre	LI	LU/LC	Pen	Sol	Ld	Dd	TWI	BSI	SMI
Précipitation (Pre)	1,00	2,00	3,00	4,00	5,00	6,00	7,00	8,00	5,00	6,00
Lithologie (LI)	0,50	1,00	2,00	3,00	4,00	5,00	6,00	7,00	5,00	6,00
Couverture du sol (LU/LC)	0,33	0,50	1,00	2,00	3,00	4,00	5,00	6,00	5,00	6,00
Pente (Pen)	0,25	0,33	0,50	1,00	2,00	3,00	4,00	5,00	2,00	3,00
Sol (Sol)	0,20	0,25	0,33	0,50	1,00	2,00	3,00	4,00	2,00	3,00
Densité de Linéament (Ld)	0,17	0,20	0,25	0,33	0,50	1,00	2,00	3,00	2,00	3,00
Densité de Drainage (Dd)	0,14	0,17	0,20	0,25	0,33	0,50	1,00	2,00	2,00	3,00
TWI	0,13	0,14	0,17	0,20	0,25	0,33	0,50	1,00	2,00	2,00
BSI	0,20	0,20	0,20	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	1,00	2,00
SMI	0,17	0,17	0,17	0,33	0,33	0,33	0,33	0,50	0,50	1,00
Total	3,08	4,96	7,82	12,12	16,92	22,67	29,33	37,00	26,50	35,00

IV.1.2.3 Détermination des coefficients de pondération

Les poids attribués aux variables résultent d'une évaluation par des experts, permettant d'estimer l'importance relative de chaque paramètre et de quantifier son influence sur la recharge. Les pondérations finales des différentes couches ont été obtenues par normalisation de la matrice de comparaison par paires (NPCM). Conformément à l'équation (8), les éléments de la NPCM ont été calculés en divisant chaque valeur thématique de la PCM par le total de sa colonne correspondante (Saaty, 2008 ; Rezaei-Moghaddam et Karami 2007). (Tableau 68).

$$X_{ij} = \frac{C_{ij}}{L_{ij}} \dots \dots \dots (8)$$

Avec :

- **X_{ij}** : représente l'élément de la matrice normalisée, situé à la i^{ème} ligne et j^{ème} colonne
- **C_{ij}** : désigne la valeur du critère d'évaluation à la position (i, j) de la matrice initiale
- **L_{ij}** : correspond à la somme des valeurs de la j^{ème} colonne de la matrice de comparaison par paires

Tableau 68 : Matrice de comparaison par paires normalisée et facteurs de pondération influençant la recharge des eaux souterraines

Paramètres	Pre	LI	LULC	Pen	Sol	Ld	Dd	TWI	BSI	SMI	Vecteur propre	Influence (%)	Pondération AHP
Précipitation (Pre)	0,32	0,40	0,38	0,33	0,30	0,26	0,24	0,22	0,19	0,17	0,29	28,64	0,282
Lithologie (LI)	0,16	0,20	0,26	0,25	0,24	0,22	0,20	0,19	0,19	0,17	0,21	21,14	0,208
Couverture du sol (LU/LC)	0,11	0,10	0,13	0,17	0,18	0,18	0,17	0,16	0,19	0,17	0,16	15,52	0,155
Pente (Pen)	0,08	0,07	0,06	0,08	0,12	0,13	0,14	0,14	0,08	0,09	0,10	9,91	0,098
Sol (Sol)	0,06	0,05	0,04	0,04	0,06	0,09	0,10	0,11	0,08	0,09	0,07	7,11	0,072
Densité de Linéament (Ld)	0,05	0,04	0,03	0,03	0,03	0,04	0,07	0,08	0,08	0,09	0,05	5,18	0,054
Densité de Drainage (Dd)	0,05	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,03	0,05	0,08	0,09	0,04	3,91	0,042
TWI	0,04	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,03	0,08	0,06	0,03	2,90	0,031
BSI	0,06	0,04	0,03	0,04	0,03	0,02	0,02	0,01	0,04	0,06	0,03	3,34	0,035
SMI	0,05	0,03	0,02	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,02	2,35	0,023
Total	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	100,00	1,00

Le poids standardisé pour chaque variable i a ensuite été calculé en divisant la somme des éléments de sa ligne dans la matrice normalisée par le nombre total de critères N , selon l'équation (9) (Sahoo et al., 2016 ; Pang et al., 2018).

$$W_i = \frac{\sum X_{ij}}{N} \dots \dots \dots (9)$$

Avec : W_i qui représente le poids standardisé.

Par la suite, les calculs de vecteurs propres et valeurs propres ont été employés pour déterminer le pourcentage d'influence des différentes couches thématiques et établir une hiérarchisation des facteurs contraignants (Tableau 69). Conformément à la méthodologie AHP, le vecteur propre a été obtenu en normalisant chaque élément de colonne par la somme de sa colonne respective dans le tableau 68. Les poids relatifs des paramètres ont ensuite été quantifiés par calcul de la moyenne des valeurs ligne par ligne. Par ailleurs, un vecteur de cohérence a été généré par le produit matriciel entre les valeurs de la matrice de comparaison par paires originale et celles de la matrice normalisée (Équation 10), permettant ainsi de valider la robustesse des jugements experts (Murmu et al., 2019)

$$\lambda = \sum (C_{ij} X_{ij}) \dots \dots \dots (10)$$

Avec λ qui représente le vecteur de cohérence.

Tableau 69 : Détermination de la valeur propre principale $\lambda_{\max}$ pour le classement de l'influence des paramètres

Carte Thématique	(1) Poids Relatif Total de Chaque Facteur (D'après le Tableau 3)	(2) Valeur du Vecteur Propre de Chaque Facteur (D'après le Tableau 4)	Valeurs Propres (1) × (2)
Précipitation (Pre)	3,08	0,28	0,86
Lithologie (LI)	4,96	0,21	1,02
Couverture du sol (LU/LC)	7,82	0,15	1,17
Pente (Pen)	12,12	0,10	1,17
Sol (Sol)	16,92	0,07	1,20
Densité de Linéament (Ld)	22,67	0,05	1,20
Densité de Drainage (Dd)	29,33	0,04	1,20
TWI	37,00	0,03	1,14
BSI	26,50	0,03	0,92
SMI	35,00	0,02	0,84
Valeur propre principale ($\lambda_{\max}$)			10.722

La valeur propre principale ($\lambda_{\max}$), correspondant à la somme des valeurs propres, constitue un indicateur clé de la déviation matricielle par rapport à un état de parfaite cohérence. Conformément aux postulats de Saaty, une matrice de comparaison par paires est considérée comme cohérente lorsque sa valeur propre principale ($\lambda_{\max}$) est supérieure ou égale à la dimension matricielle (n), représentant le nombre de paramètres évalués. Dans notre étude, l'analyse de la matrice 10×10 a révélé une valeur $\lambda_{\max}$ de 10.722 (Tableau 69), résultat qui a ensuite servi de base au calcul de l'indice de cohérence (IC) selon la méthode standardisée (Yeh et al., 2008 ; Valverde et al., 2016).

IV.1.2.4 Vérification de la consistance matricielle

La cohérence est vérifiée par l'indice de consistance (IC) et le ratio de cohérence (RC).

$$IC = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} \dots \dots \dots (11)$$

$$RC = \frac{IC}{IR} \dots \dots \dots (12)$$

Avec :

- **IC** : indice de cohérence
- **$\lambda_{\max}$** : plus grande valeur propre de la matrice
- **n** : nombre de paramètres évaluées
- **RC** : Taux de cohérence
- **IR** : valeur de l'indice aléatoire.

Un décideur parfaitement cohérent devrait toujours obtenir un indice de cohérence (IC=0). Toutefois, de légères incohérences peuvent être tolérées si **IC < 0,1** (Yeh et al., 2008 ; Pilevar et al., 2020). Dans notre cas, nous avons obtenu une valeur acceptable de **IC = 0,08**. Par ailleurs, lorsque le **taux de cohérence (RC)** dépasse 0,1, il est nécessaire de réévaluer les jugements issus des comparaisons par paires. Pour une matrice comprenant **dix** variables, l'indice aléatoire (IR) est de **1,49** (Tableau suivant). Le poids appliqué a permis d'obtenir un **RC = 0,054**, ce qui indique que les pondérations attribuées aux couches thématiques SIG des paramètres (tableau précédent) sont cohérentes.

Tableau 70 : Indices d'incohérence aléatoire

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10
IR	0	0.58	0.9	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49

IV.1.3 Facteurs Multi-Influents (MIF)

La méthode MIF (Méthode d'Influence des Facteurs) est une technique MCDM (Multi-Criteria Decision Making) largement utilisée dans le domaine de la gestion environnementale. Elle s'avère particulièrement utile pour la cartographie des zones de recharge des eaux souterraines, en permettant l'attribution de poids appropriés à divers facteurs et classes de caractéristiques, selon leur influence sur l'écoulement et le stockage des eaux souterraines (Etikala et al., 2019. ; Magesh et al., 2012 ; Al-Ruzouq et al., 2019).

Les facteurs et leurs différentes classes ont été évalués en leur attribuant des rangs et des poids reflétant leur contribution relative à la recharge. Des relations d'influence, majeures ou mineures, ont été établies entre les facteurs, et chaque relation a été pondérée en fonction de son importance. Un poids élevé indique une influence significative sur le processus de recharge. Le poids global attribué à un facteur correspond à la somme des poids des influences qu'il exerce. Ainsi, les effets majeurs ont reçu un poids de 1,0, tandis que les effets mineurs ont été pondérés à 0,5. En revanche, les classes sans impact sur la recharge ont été affectées d'un poids nul (Yeh et al., 2008).

Enfin, la somme des poids attribués à chaque facteur a permis de calculer le poids total reflétant son influence sur le potentiel de recharge. Ces poids ont ensuite été convertis en pourcentages à l'aide de l'Équation (9),

$$Score = \frac{(Effet\ Majeur + Effet\ Mineur)}{\sum(Effet\ Majeur + Effet\ Mineur)} \times 100 \dots\dots\dots (9)$$

Les résultats sont représentés dans le tableau suivant

Tableau 71 : Les valeurs d'influence majeure, mineure, relative et le poids des facteurs

Facteur	Effet Majeur	Effet mineur	Effet relatif	Poids proposé
Précipitation (Pre)	1+1+1+1	0	4	0.1739
Lithologie (LI)	1+1+1	0.5+0.5	3,5	0.1523
Couverture du sol (LU/LC)	1+1	0,5	3	0.1304
Pente (Pen)	1+1	0,5	2,5	0.1087
Sol (Sol)	1+1	0,5	2,5	0.1087
Densité de Linéament (Ld)	1+1	0	2	0.0869
Densité de Drainage (Dd)	1	1	2	0.0869
TWI	1	0,5	1,5	0.0652
BSI	1	0	1	0.0435
SMI	1	0	1	0.0435
TOTAL			23	1.00

Le processus d'analyse SIG utilisé pour cartographier la distribution spatiale du potentiel de recharge des eaux souterraines, s'appuie sur l'outil de superposition pondérée d'**ArcGIS 10.5**, en intégrant **dix** couches thématiques, chacune pondérée selon son influence relative sur la recharge (Leake et Malczewski 2000 ; Chatterjee et al., 2020).

Les valeurs des couches raster ont été reclassées selon une échelle d'évaluation normalisée : 1 (bon), 2 (moyen), 3 (faible) et 4 (très faible). Pour chaque facteur, les valeurs des cellules ont été multipliées par le poids attribué, puis les résultats ont été additionnés. Cette opération a permis de générer une carte des zones de recharge potentielles des eaux souterraines, conformément à l'équation (10) (Malczewski, 2006 ; Senanayake et al., 2016).

$$GWRZ = \sum_{i=0}^n W_i \times R_i = (Pre_c Pre_w + LI_c LI_w + LULC_c LULC_w + Pen_c Pen_w + Sol_c Sol_w + Ld_c Ld_w + Dd_c Dd_w + TWI_c TWI_w + BSI_c BSI_w + SMI_c SMI_w) \dots \dots \dots (10).$$

Dans cette approche, **GWRZ** représente la zone de recharge des eaux souterraines. **W_i** désigne le poids attribué à chaque couche thématique, tandis que **R_i** correspond à la note attribuée à chaque classe au sein de ces couches. Les couches thématiques prises en compte incluent : **la Précipitation (Pre), la lithologie (LI), la couverture du sol (LU/LC), la pente (Pen), le Sol (Sol), les linéaments (Ld), la densité de drainage (Dd), l'Indice topographique (TWI), l'indice du sol nu (BSI) ainsi que l'Indice d'humidité du sol (SMI).**

Les indices **c** et **w** désignent respectivement la **classe d'un facteur** au sein d'une couche thématique et le **poids pondéré** (en pourcentage) représentant l'influence de cette couche sur la recharge des eaux souterraines (Yeh et al., 2016 ; Mageshkumar et al., 2019).

Ainsi, selon l'approche de Saaty, chaque **classe individuelle** se voit attribuer un rang (note), qui est ensuite multiplié par le **poids global** de la couche correspondante. Cette opération permet de déterminer la contribution relative de chaque facteur dans l'analyse de superposition pondérée, en vue de la cartographie des **zones potentielles de recharge (GWRZ)**.

IV.1.4 Analyse de Sensibilité

L'indice GWRZ est particulièrement sensible aux poids attribués aux facteurs ainsi qu'aux valeurs de notation des classes de chaque couche thématique. Pour évaluer l'influence relative de ces paramètres sur le résultat final, une analyse de sensibilité a été conduite. Celle-ci permet de déterminer dans quelle mesure chaque couche thématique et son poids affectent la cartographie des zones de recharge. Dans cette étude on a opté pour la méthode de l'analyse de sensibilité par variation d'un paramètre unique (SPSA), qui vise à examiner l'impact individuel de chacun des **Dix facteurs** sur l'indice final de recharge des eaux souterraines (GWRZ) (Rao et Briz-Kishore 1991).

IV.1.4.1 Analyse de Sensibilité à Paramètre Unique (SPSA)

L'analyse de sensibilité à paramètre unique (SPSA) a été réalisée afin d'évaluer l'impact individuel de chaque facteur sur l'indice de potentiel de recharge des eaux souterraines. Ce type d'analyse est justifié par le fait que les valeurs numériques initialement attribuées aux paramètres, qui servent de base à la pondération, sont en grande partie arbitraires. Pour affiner l'évaluation, les poids initiaux ont été remplacés par des poids effectifs, permettant un test de robustesse des pondérations. **L'indice de sensibilité** a ensuite été calculé à l'aide de **l'équation (12)**, dans laquelle W_i correspond au poids de chaque couche, R_i à la note attribuée à chaque classe, et **GWRZ** à l'indice global des zones de recharge des eaux souterraines (Zghibi et al., 2016 ; Saidi et al., 2011 ; Patra et al., 2018).

$$S = \left[\frac{W_i R_i}{GWRZ} \right] \times 100 \dots \dots \dots (12)$$

IV.1.5 Validation des zones de recharge en eaux souterraines

La **validation** constitue une étape essentielle de tout modèle, car elle permet d'évaluer sa performance en établissant une correspondance entre les **niveaux de recharge des eaux souterraines** et les **résultats issus de la carte GWRZ**. Diverses approches peuvent être employées à cette fin, notamment : l'analyse des **caractéristiques de performance du récepteur (ROC)**, l'étude de la **courbe de surface**, l'**estimation du rendement des puits** lors de campagnes de terrain,

Ou encore une **analyse comparative** entre les profils piézométriques et les zones potentielles de recharge (Lodwick et al., 1990 ; Janizadeh et al., 2019 ; Maity et Mandal 2017 ; Pal et al., 2020 ; Nguyen et al., 2019).

Dans le cadre de la présente étude, **deux méthodes de validation** ont été appliquées :

1. **L'analyse ROC** (Receiver Operating Characteristic), qui permet d'évaluer la précision du modèle en distinguant les zones à forte et faible recharge.
2. Le **suivi des niveaux piézométriques** dans **56 puits peu profonds**, afin de confronter les données de terrain avec les prédictions issues de la cartographie GWRZ.

À l'aide du logiciel statistique **SPSS**, des **courbes ROC** (Receiver Operating Characteristic) ont été générées en prenant en compte le **pourcentage cumulé de la surface** (axe des abscisses) et le **pourcentage cumulé du nombre de puits** (axe des ordonnées). L'**aire sous la courbe (AUC)** a été calculée afin de quantifier la capacité du modèle à prédire l'occurrence ou la non-occurrence d'événements ciblés. Les valeurs de l'AUC varient entre **0,5** (correspondant à une prédiction aléatoire) et **1,0** (indiquant une prédiction parfaite) (Jaafari et Pourghasemi 2019). La correspondance entre les valeurs AUC et la qualité de la prédiction peut être interprétée comme suit (Naghbi et al., 2015) :

- **Excellente** : 0,9–1
- **Très bonne** : 0,8–0,9
- **Bonne** : 0,7–0,8
- **Moyenne** : 0,6–0,7
- **Faible** : 0,5–0,6

Afin d'évaluer la précision des prédictions obtenues, la méthode AUC a été comparée au **pourcentage de fréquence** pour les deux approches utilisées, à savoir **AHP** et **MIF**.

IV.2 Résultats et discussion

IV.2.1 Évaluation des facteurs déterminant les zones de recharge des eaux souterraines

Les poids finaux des facteurs influençant les GWRZ sont indiqués dans le tableau 72 et expliqués dans la section suivante.

Tableau 72 : Notations et poids attribués aux critères pour l’AHP et Multi-Facteurs d’Influence (MIF)

Facteur	Domaine de l'Effet	Rang	AHP			MIF		
			Poids	Évaluation pondérée	Poids total	Poids	Évaluation pondérée	Poids total
Précipitation (Pre)	433 - 484	3	0.282	0.864	6.644	0.1739	0.1739	3.3041
	484 - 549	4		1.156			0.5217	
	543 - 611	5		1.445			0.6956	
	611 - 667	5		1.445			0.8695	
	667 - 733	6		1.734			1.0434	
Lithologie (LI)	Calcaire	6	0.208	1.266	5.908	0.1523	0.9132	4.2216
	Marno-calcaire	3		0.633			0.4566	
	Conglomérat	5		1.055			0.741	
	Argile	1		0.211			0.1522	
	Quaternaire	5		1.055			0.741	
	Marne	1		0.211			0.1522	
	Schiste	2		0.422			0.3044	
Couverture du sol (LU/LC)	Grès	5	0.155	1.055	3.41	0.1304	0.761	2.871
	Plan d'eau	6		0.93			0.783	
	Foret	5		0.775			0.6525	
	Cultures	5		0.775			0.6525	
	Sol bati	1		0.155			0.1305	
	Sol nu	1		0.155			0.1305	
Pente (Pen)	Parcours	4		0.62			0.522	
	0 - 5%	6	0.098	0.594	1.782	0.1087	0.6522	1.9566
	5 - 9%	5		0.495			0.5435	
	9 - 13%	4		0.396			0.4348	
	13 - 20%	2		0.198			0.2174	
	20 - 60%	1		0.099			0.1087	
Sol (Sol)	0.05 - 0.6	2	0.072	0.14	1.5	0.1087	0.2174	2.175
	0.6 - 1	3		0.21			0.3261	
	1 - 1.6	4		0.38			0.4348	
	1.6 - 2	5		0.35			0.5435	
	2 - 2.7	6		0.42			0.6532	
Densité de Linéament (Ld) (Km/Km²)	1	1	0.054	0.051	0.918	0.0869	0.0869	1.5642
	1 - 2	2		0.102			0.1738	
	2 - 3	4		0.204			0.3476	
	3 - 4	5		0.255			0.4345	
Densité de Drainage (Dd) (Km/Km²)	4 - 5	6	0.042	0.306	0.702	0.0869	0.5214	1.5642
	1	1		0.039			0.0869	
	1 - 2	2		0.078			0.1738	
	2 - 3	4		0.156			0.3476	
TWI	3 - 4	5	0.031	0.195	0.522	0.0652	0.4345	1.1136
	4 - 5	6		0.234			0.5214	
	3 - 6	1		0.029			0.0652	
	6 - 8	2		0.058			0.1304	
	8 - 10	4		0.116			0.2608	
BSI	10 - 13	5	0.035	0.145	0.612	0.0435	0.326	0.783
	10 - 24	6		0.174			0.3312	
	21940 - 6573.8	1		0.034			0.0435	
	6573.8 - 2864.8	2		0.068			0.087	
	2864.8 - 49.66	4		0.136			0.174	
SMI	49.66 - 2566.33	5	0.023	0.17	0.432	0.0435	0.2175	0.5476
	2566.33 - 11839	6		0.204			0.261	
	0 - 0.14	1		0.024			0.043	
	0.14 - 0.27	2		0.048			0.087	
	0.27 - 0.4	4		0.096			0.174	
	0.4 - 0.52	5	0.023	0.12	0.432	0.0435	0.2175	0.5476
	0.52 - 1	6		0.144			0.0261	

IV.2.1.1 Les précipitations (Pre)

Les précipitations constituent généralement la principale source de recharge des eaux souterraines, permettant à l'eau de s'infiltrer dans le sous-sol par le biais des fractures et des sols. Elles jouent également un rôle clé dans la régulation de la quantité de ruissellement, qui peut être captée dans les bassins de recharge pour favoriser une infiltration accrue.

Une carte thématique numérisée, fournie par l'ANRH, a été utilisée pour représenter la répartition spatiale des précipitations annuelles sur l'ensemble du bassin versant. Cette cartographie a été réalisée en appliquant une interpolation "Topo to Raster" des isohyètes de pluies à l'aide du logiciel ArcGIS 10.5. Dans le bassin versant de l'oued Bouhamdane, les précipitations moyennes annuelles varient entre 433 mm et 732 mm, avec une moyenne de 583mm/an (figure 105). Les valeurs les plus élevées sont enregistrées au Nord, tandis que les moyennes les plus faibles se trouvent au Sud du bassin. Globalement, on observe une diminution progressive des précipitations du Nord vers le Sud, conformément à la règle de l'éloignement de la mer influençant la pluviosité en Algérie.

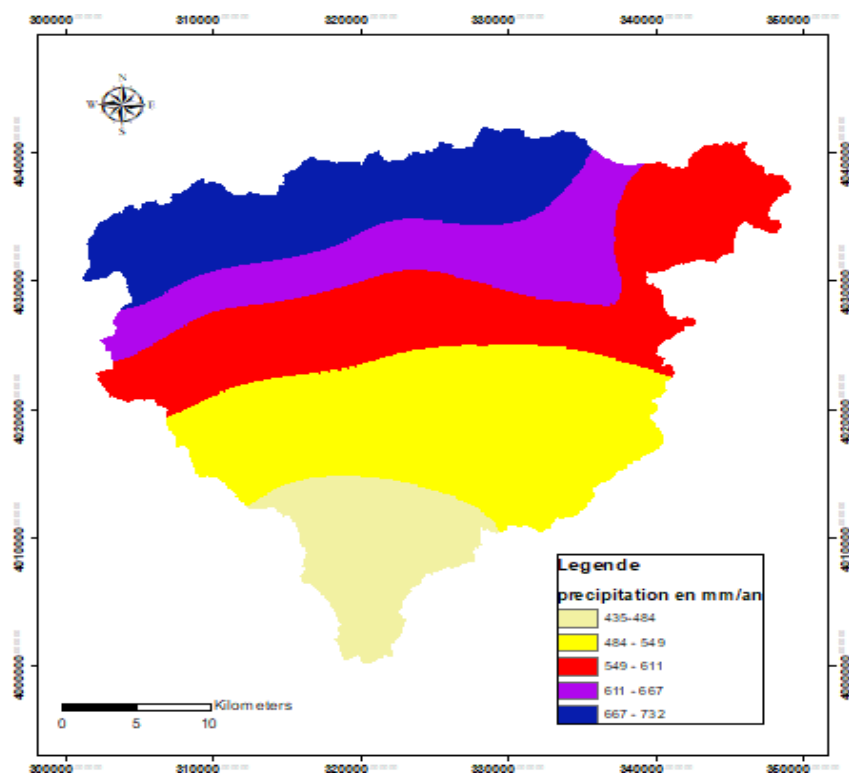


Figure 105 : La carte des précipitations dans le sous bassin de Bouhamdane

IV.2.1.2 La lithologie (LI)

La lithologie influence directement la recharge des eaux souterraines en déterminant la porosité et la perméabilité des formations aquifères. Ces propriétés physico-mécaniques contrôlent à la fois la capacité d'infiltration des eaux de surface et les caractéristiques d'écoulement des nappes libres, ce qui conditionne en définitive l'occurrence, la distribution spatiale et les taux de recharge des aquifères. Par son rôle sur les propriétés hydrodynamiques du sous-sol, elle apparaît ainsi comme un facteur clé dans les processus de réalimentation des eaux souterraines (Rahmati et Melesse 2016 ; Rajasekhar et al., 2019).

Le bassin versant de l'oued Bouhamdane présente une diversité géologique composée de formations variées, telles que les grès numidiens, les marnes, les calcaires, les schistes, les marno-calcaires, les argiles ainsi que les conglomérats. Ces formations, couvrant une période allant du Quaternaire au Trias, reflétant une stratigraphie complexe.

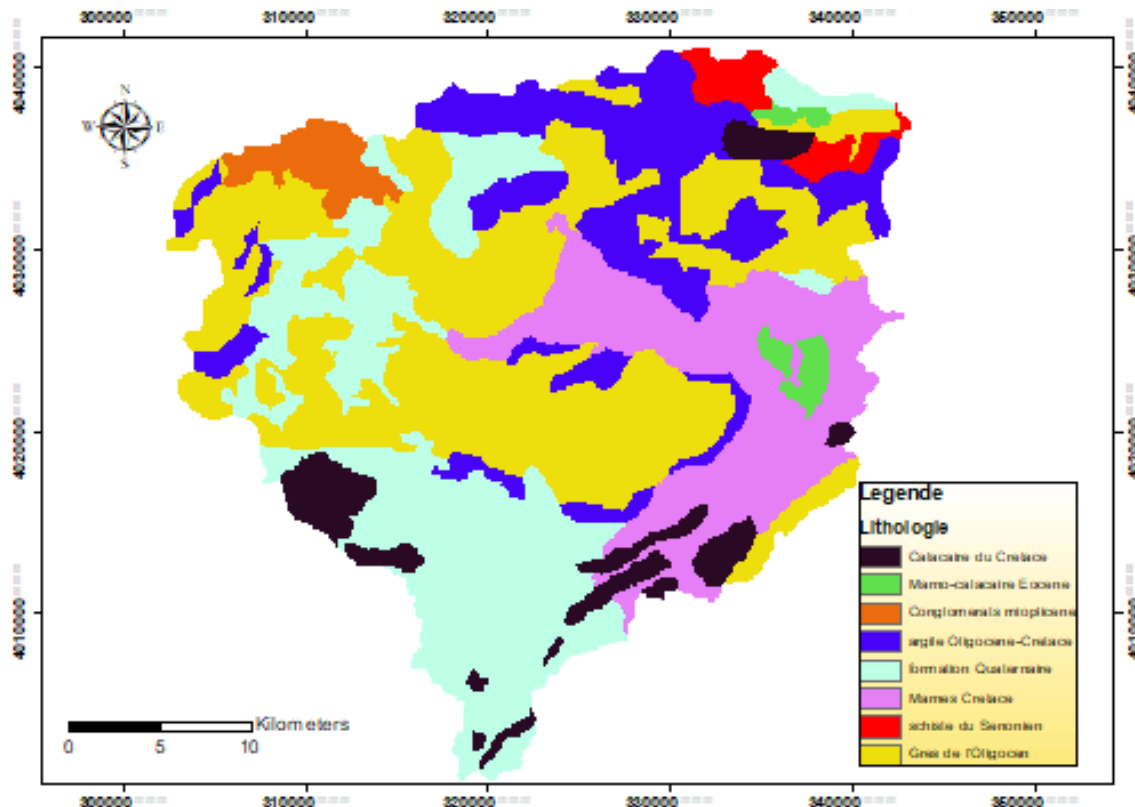


Figure 106 : La carte lithologique du sous bassin de Bouhamdane

Selon le tableau 72, les notions de (1, 3 et 1) s'appliquent respectivement aux marnes du Crétacé, marno-calcaires de l'Éocène et les argiles de l'Oligocène et du Crétacé qui représentent environ un tiers de la superficie totale et dominant la partie Nord et Est du bassin (figure 106). Environ 40 % du bassin est constitué de grès de l'Oligocène avec une notion de (5), qui dominant le centre du bassin avec des surfaces non négligeables dans la partie Nord-Est et Ouest à côté des calcaires du Crétacé et des marnes schisteuses du Sénonien supérieur qui se concentrent en petites surfaces au Nord-Est et au Sud avec des notions de (6 et 5). À l'Ouest, les formations superficielles et les conglomérats du Mio-Pliocène occupent la majeure partie du territoire, auxquels la notion de 5 est attribuée (tableau 72 et figure 106).

IV.2.1.3 La couverture du sol (LULC)

La couverture du sol LULC, joue un rôle déterminant dans l'apparition et l'évolution des eaux souterraines dans une région donnée. Les terres agricoles favorisent généralement une infiltration accrue grâce à la présence de pores dans le sol, permettant de retenir l'eau au niveau des racines et facilitant sa percolation en assouplissant le sol et la roche sous-jacente. À l'inverse, les zones urbanisées ou stériles réduisent cette infiltration en raison de la diminution des surfaces perméables et de l'augmentation du ruissellement. Par conséquent, les espaces agricoles et les plans d'eau offrent un fort potentiel de recharge des eaux souterraines, tandis que les zones bâties et les terres dégradées présentent un faible potentiel de recharge (Lentswe et Molwalefhe 2020 ; Rao et Briz-Kishore 1991 ; Das, 2019).

L'analyse de la carte d'occupation du sol (figure 107) montre que la région est majoritairement (environ 90%), recouverte de végétation, principalement constituée de cultures et d'arbres avec des notions de (5). En revanche, les zones bâties et les surfaces aquatiques, comprenant notamment le plan d'eau du barrage de Hammam Debagh ainsi que les eaux de surface, occupent une proportion marginale, représentant seulement près de 2 % de l'ensemble.

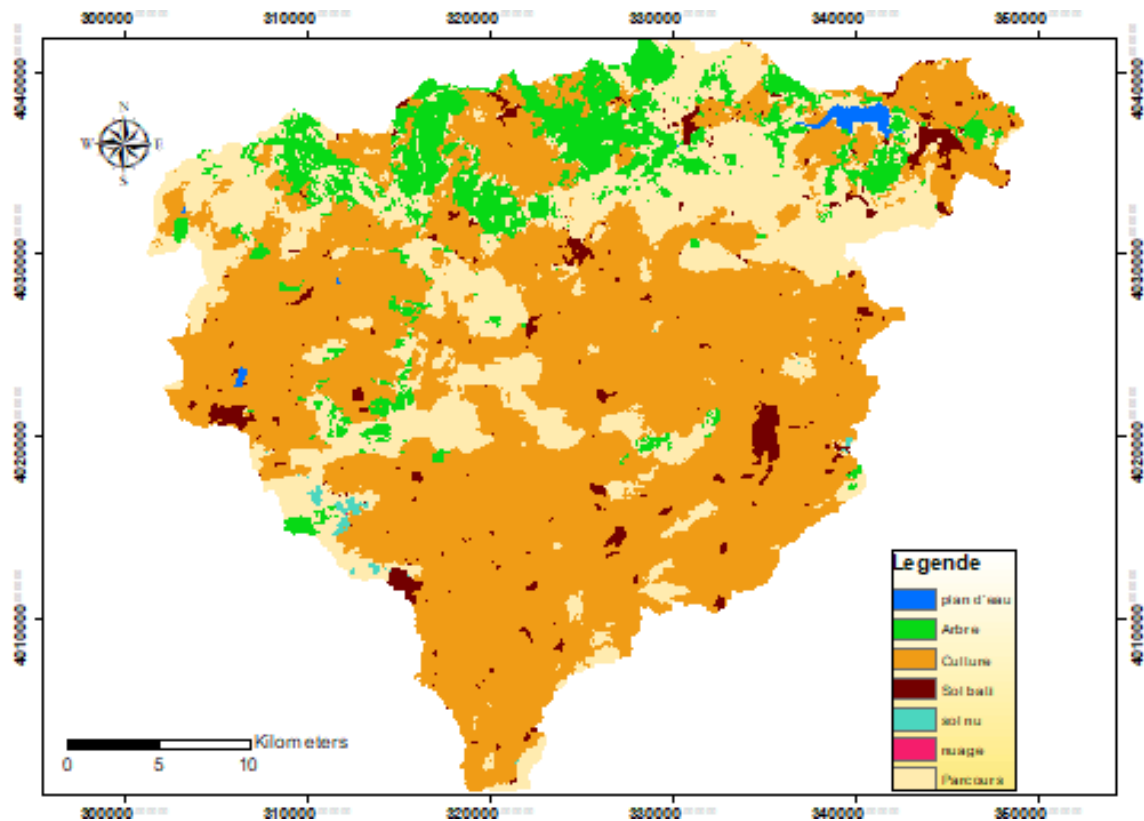


Figure 107 : La carte d'occupation du sol dans le sous bassin de Bouhamdane

IV.2.1.4 La pente (Pen)

Le relief, constitue une caractéristique déterminante influençant des processus essentiels tels que la rétention d'eau, l'intensité de l'infiltration, la recharge des aquifères et le déplacement des eaux souterraines. Une pente plus prononcée entraîne une diminution du taux d'infiltration, en raison d'un potentiel accru de ruissellement (Adham et al., 2010 ; Su, 2000 ; Etikala et al., 2019 ; Rajasekhar et al., 2019).

Le bassin versant de l'oued Bouhamdane présente cinq (5) classes de pente (figure 108), à savoir très faible (0-5 %), faible (5-9 %), modéré (9-13 %), élevé (13-20 %) et très élevé (20-60 %). Il se caractérise par un relief varié et accidenté, dominé par des pentes de classes faible (5-9%) à modérée (9-13%) qui ont été attribué respectivement à des scores de poids de 5 et 4, avec un bon potentiel pour la recharge artificielle. La pente moyenne sur l'ensemble du bassin est de 14,86 %, une valeur relativement modérée. Les pentes les plus élevées se trouvent à proximité de la cuvette formée par le plan d'eau du barrage Hammam Debagh, où elles peuvent atteindre jusqu'à 60 %, indiquant des pentes raides représentant les zones de recharge les plus pauvres. En revanche, dans la partie sud du bassin versant, les pentes sont principalement très faibles à faibles. Une priorité plus élevée a été accordée aux catégories de pentes presque plates à faibles suivies des pentes modérées et élevées (Tableau 72).

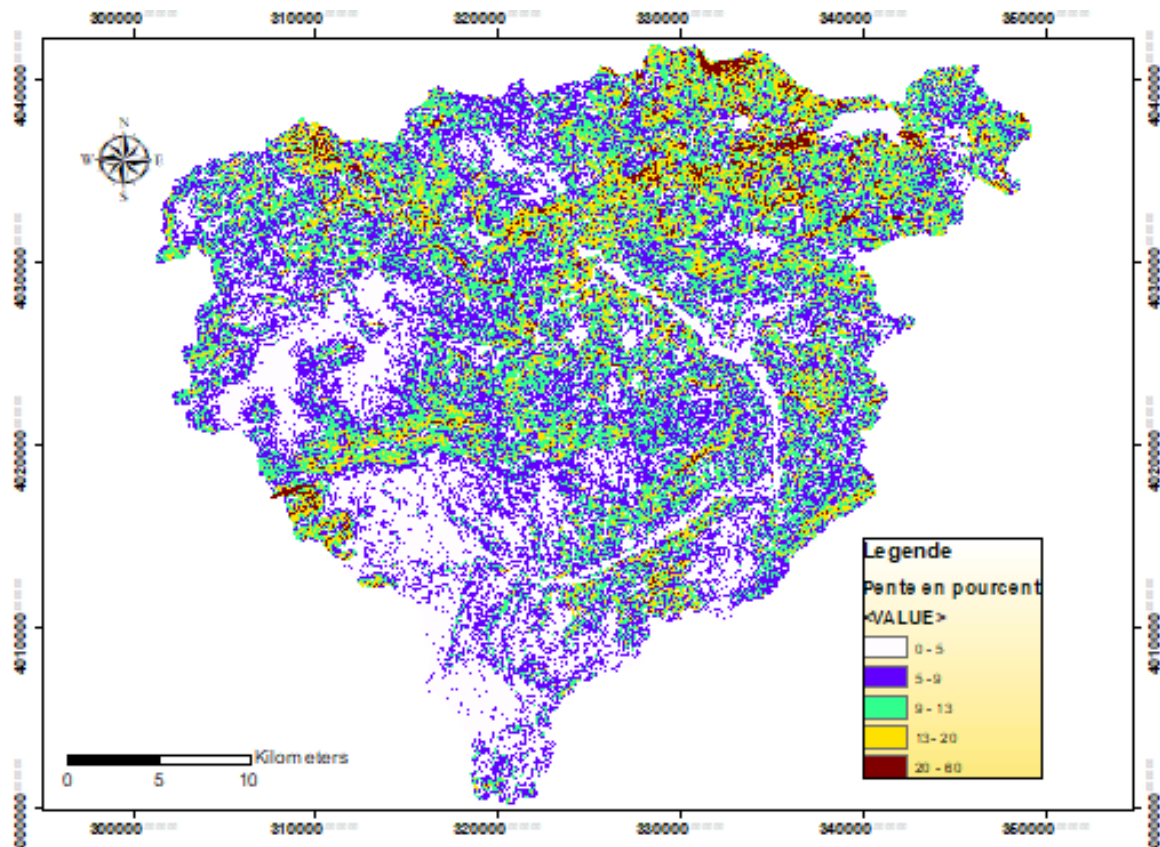


Figure 108 : La carte des pentes dans le sous bassin de Bouhamdane

IV.2.1.5 Le sol (Sol)

La texture du sol joue un rôle déterminant dans la percolation et l'infiltration de l'eau de surface vers les aquifères, influençant ainsi la recharge des eaux souterraines. Elle agit à travers des propriétés clés telles que la porosité, la structure, l'adhérence et la consistance du sol (Souissi et al., 2018 ; Lentswe et Molwalefhe, 2020).

Selon la base des données de texture du sol traduite sur la figure 109, la zone d'étude présente cinq (5) niveaux de perméabilité ou de taux d'infiltration, variant entre 0.05 et 2.7cm/h. Les scores de poids des sols ont été attribués en fonction de leur degré d'infiltration. Les classes qui varient entre 0.05-0.6 cm/h et 0.6-1 cm/h (vitesse d'infiltration faible à très faible), avec des scores de poids de 2 et 3, représentent presque 50% de la surface du bassin et dominent la partie Nord-Est et Sud tandis que les sols présentant des vitesses d'infiltration moyennes à très élevées se trouvent dans la partie Nord, se voient attribuer les plus hautes valeurs d'influence (4, 5 et 6).

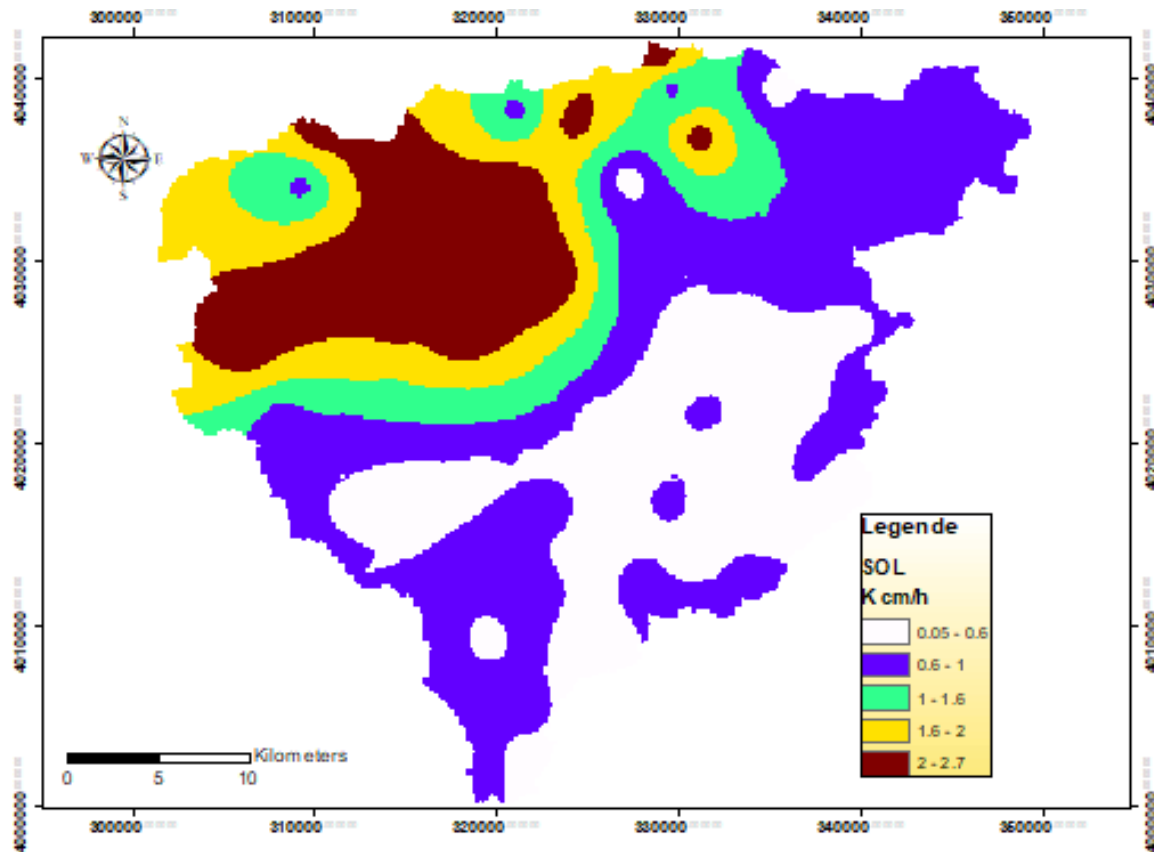


Figure 109 : La carte des sols dans le sous bassin de Bouhamdane

IV.2.1.6 La densité des linéaments (DL)

Les réseaux de densité de linéaments (DL), incluant fractures, joints et failles, augmentent la porosité des roches et jouent un rôle essentiel dans le mouvement des eaux souterraines, contribuant ainsi à un potentiel élevé de recharge. La densité de ces linéaments, dérivée d'images satellites et de techniques de télédétection, est un indicateur du degré de fracturation des roches. Un potentiel de recharge élevé est souvent associé aux zones proches des linéaments en raison de la présence de voies favorisant l'infiltration. Cependant, bien qu'une fréquence élevée de linéaments suggère un fort potentiel de recharge, une faible fréquence n'implique pas nécessairement un potentiel de recharge très bas (Lentswe et Molwalefhe, 2020 ; Rajasekhar et al., 2019 ; Mallick et al., 2019).

Dans cette étude, la densité de linéament a été subdivisée et classée en cinq classes allant de 1 à 5 km/km², les meilleurs score de poids ont été attribués aux classes (3-4 et 4-5) (tableau 72), ces linéaments sont localisés principalement au Nord, au centre et à l'Est du bassin, ce qui les rend des zones prometteuses en eaux souterraines.

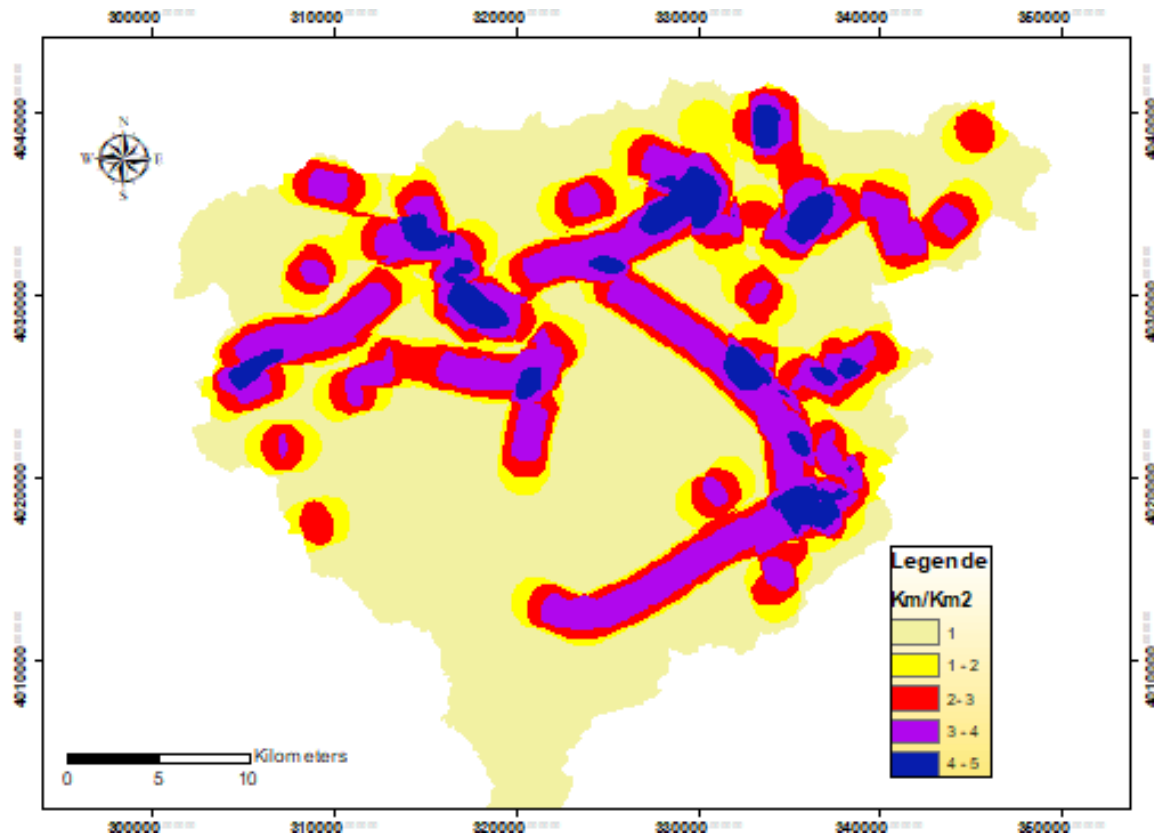


Figure 110 : La carte des linéaments dans le sous bassin de Bouhamdane

IV.2.1.7 La densité de drainage (Dd)

La densité de drainage est un facteur clé influençant le mouvement de l'eau et la recharge des eaux souterraines. Elle mesure l'intensité avec laquelle un bassin versant est drainé par des cours d'eau. Elle est affectée par divers facteurs, tels que la résistance à l'érosion, la capacité d'infiltration du sol, la couverture végétale, la rugosité de la surface, l'indice d'intensité de ruissellement et les conditions climatiques. Généralement, les zones avec une densité de drainage élevée ont un faible taux de recharge, car l'eau s'écoule rapidement en surface. En revanche, les zones à faible densité de drainage favorisent une infiltration accrue, contribuant ainsi directement à la recharge des eaux souterraines (Souissi et al., 2018 ; Zghibi et al., 2020 ; Rahmati et al., 2014 ; Ismail et al., 2017).

Cinq catégories de densité de drainage ont été identifiées dans notre zone d'étude, à savoir : «excellente » (4 à 5 km/km²), « bonne » (3 à 4 km/km²), « moyenne » (2 à 3 km/km²), « faible » (1 à 2 km/km²) et « très faible » (< 1 km/km²). Selon la figure 111, la majeure partie du bassin appartient aux classes de densité de drainage allant de moyenne à excellente, avec des valeurs d'importance comprises entre 4 et 6 (tableau 72).

Cela indique une disponibilité significative de zones ayant un bon potentiel pour la recharge et le stockage des eaux souterraines qui se localisent principalement au centre et au Nord-Est du bassin. En conséquence, près de 50 % de la surface de la zone étudiée est favorable au stockage des eaux souterraines grâce à des conditions de drainage optimales.

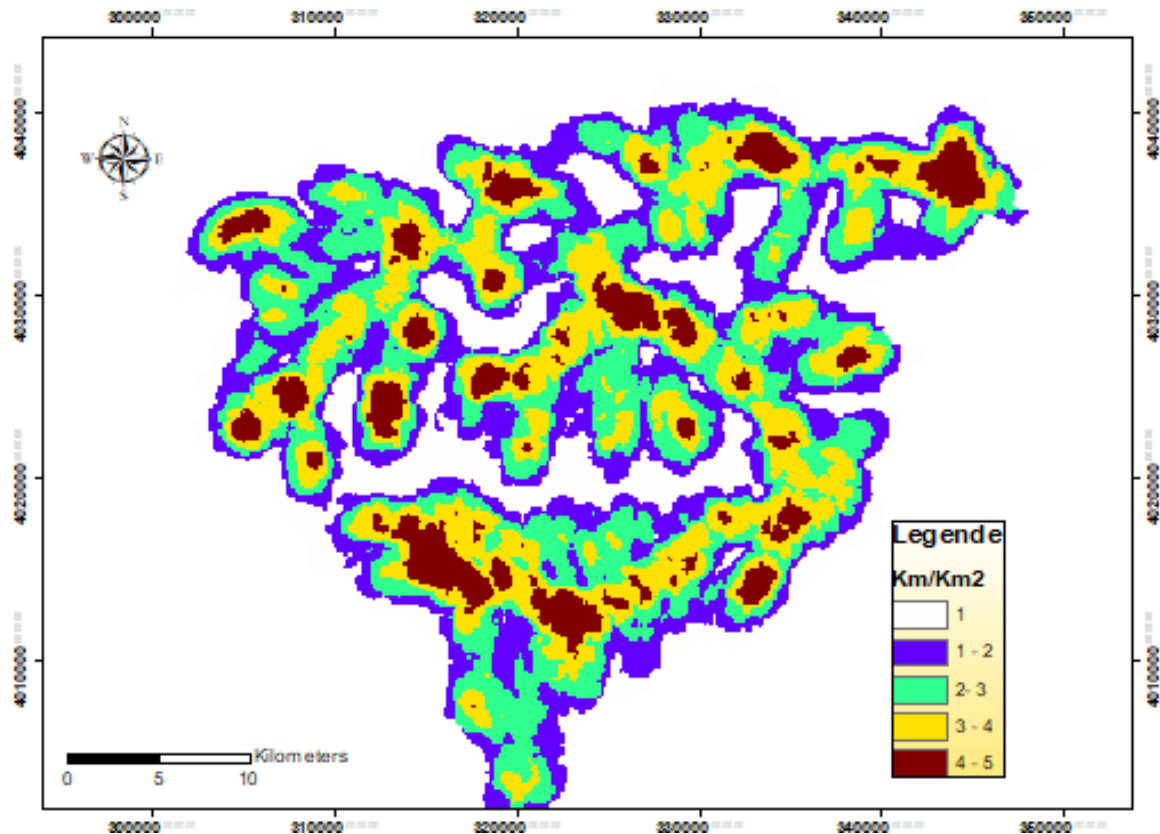


Figure 111 : La carte de densité de drainage dans le sous bassin de Bouhamdane

IV.2.1.8 L'indice d'humidité topographique (TWI)

Le Topographic Wetness Index (TWI), ou Indice d'Humidité Topographique, est un indicateur géomorphologique utilisé pour évaluer la capacité d'une zone à accumuler de l'eau en fonction de sa topographie. Les zones présentant un TWI élevé sont caractérisées par une accumulation importante d'eau, favorisant une infiltration accrue et une recharge efficace des eaux souterraines. À l'inverse, les zones ayant un TWI faible, souvent situées sur des pentes raides, privilégient le ruissellement de surface plutôt que l'infiltration. Ainsi, le TWI est un outil précieux pour cartographier le potentiel de recharge des aquifères, permettant de localiser les zones stratégiques pour la gestion durable des ressources en eaux souterraines.

Suivant la figure 112, le sous bassin de Bouhamdane présente une diversité de TWI, qui peut être classé en 5 catégories, à savoir : très faible (3 à 6), faible (6 à 8), moyenne (8 à 10), élevée (10 à 13) et très élevée (10 à 24).

La majeure partie de la région présente un potentiel de recharge qui varie entre faible, moyen et élevé avec des valeurs d'importance de 2, 4 et 5 (tableau 72), les zones qui présentent les fortes aptitudes à la recharge des zones souterraines, sont celles situées à l'Ouest et dans la partie Nord du bassin versant.

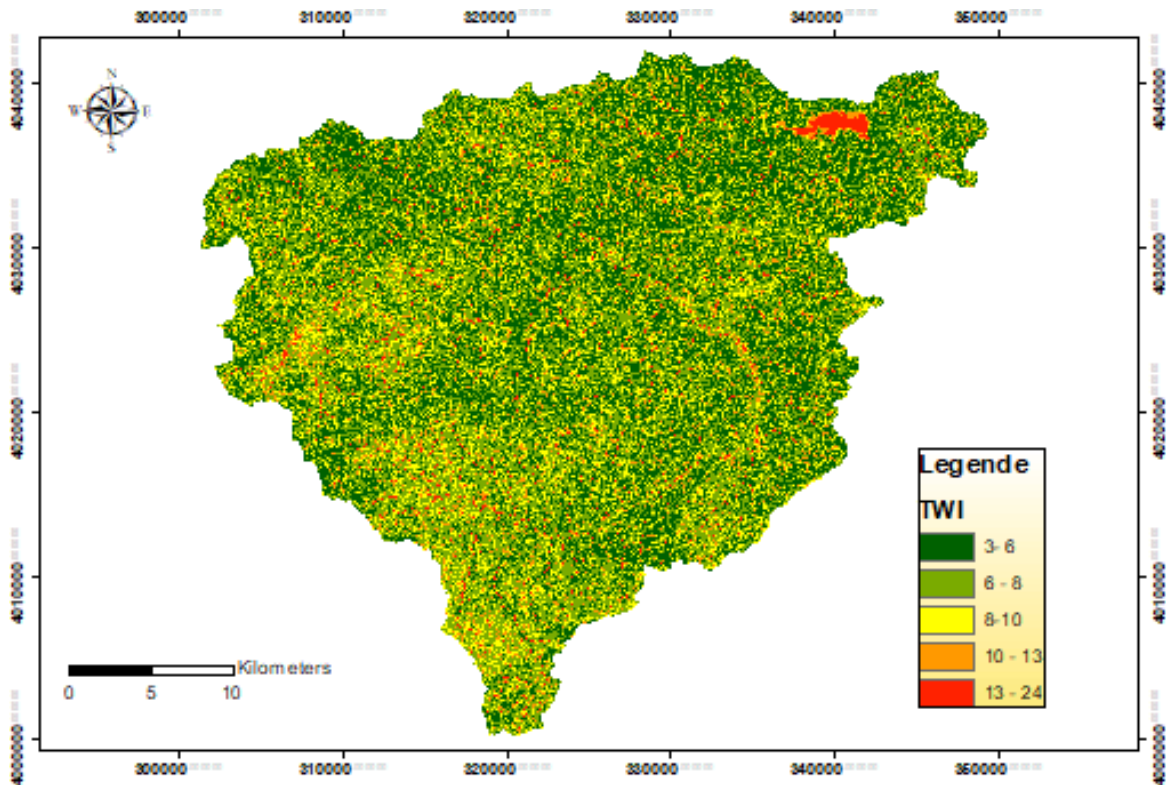


Figure 112 : La carte de TWI dans le sous bassin de Bouhamdane

IV.2.1.9 L'indice du sol nu (BSI)

Le Bare Soil Index (BSI) est un indice spectral dérivé des images satellitaires qui permet de détecter les zones de sol nu, c'est-à-dire les surfaces dépourvues de végétation ou d'aménagements urbains. Dans le cadre de la cartographie des zones de recharge des eaux souterraines, le BSI joue un rôle important en mettant en évidence les surfaces où l'infiltration des eaux de pluie est facilitée, en particulier lorsque ces sols nus reposent sur des formations géologiques perméables. Intégré dans une approche multicritère avec d'autres paramètres, le BSI permet d'affiner la localisation des zones à fort potentiel de recharge. De plus, son utilisation permet d'évaluer l'impact des changements d'occupation du sol sur la dynamique de recharge, en distinguant notamment les zones favorables à l'infiltration des zones imperméabilisées. Le sous bassin de Bouhamdane présente 5 classes du BSI, à savoir (très faible, faible, moyen, bon et très bon), les plus hautes valeurs d'importance sont attribuées aux classes les plus élevées (tableau 72).

La figure 113 montre une dominance des zones à BSI "très bon", représentant environ 40% de la superficie totale analysée, en se localisant principalement dans le Sud de la région. Les zones à BSI "Bon", indiquant également des zones de sol nu mais avec une intensité légèrement moindre, couvrent aussi environ 40% du territoire. Elles sont dispersées presque dans toute la région avec présence remarquable dans l'Est, le Centre et le Nord. Ces zones correspondent à des sols largement exposés et probablement très perméables, ce qui suggère un potentiel élevé d'infiltration des eaux pluviales et donc une forte aptitude à la recharge des eaux souterraines. Les classes "moyennes" et "faibles", représentant environ 15% sont très marginales et localisées surtout le Nord et le Nord-Est du bassin. Quant aux zones à BSI "très faible", elles occupent près de 5% de la surface totale dans la partie Nord-Est, ce qui peut correspondre à des zones plus végétalisées, urbanisées ou à forte couverture du sol, peu favorables à la recharge.

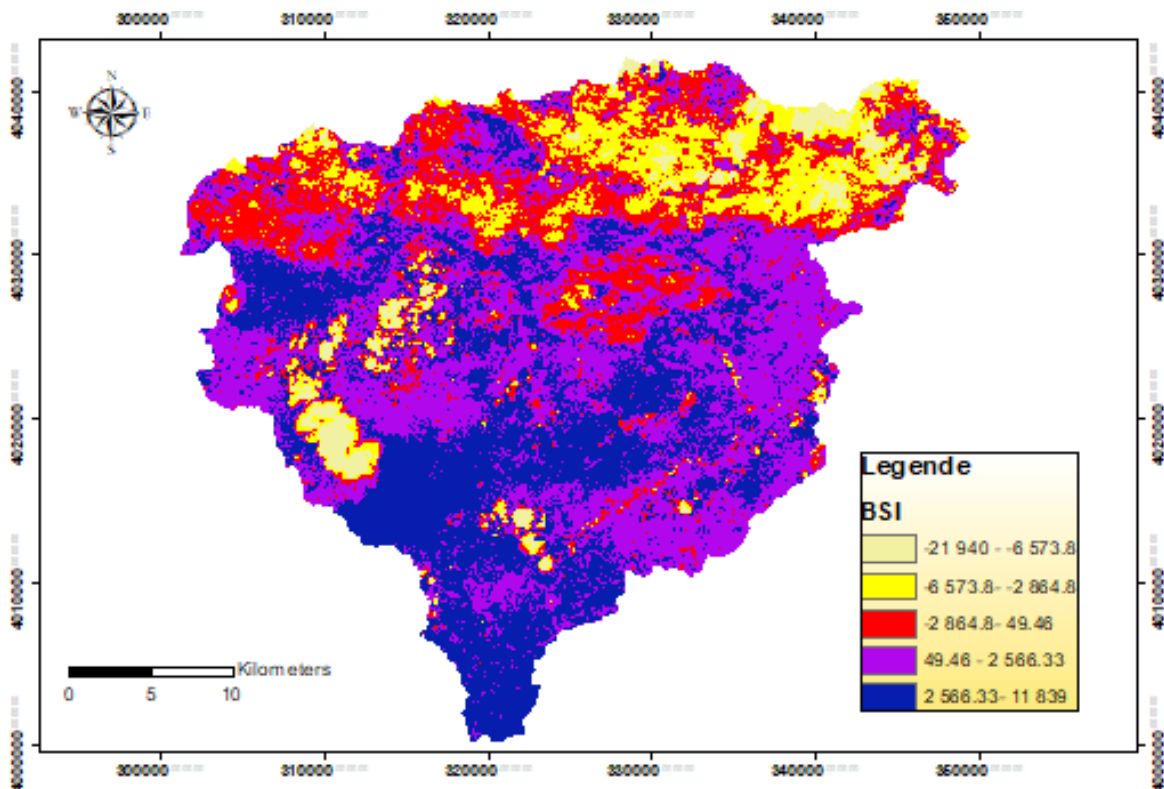


Figure 113 : La carte du BSI dans le sous bassin de Bouhamdane

IV.2.1.10 L'indice d'humidité du sol (SMI)

L'indice d'humidité du sol (Soil Moisture Index, SMI) est un indice spectral dérivé des images satellitaires permettant d'estimer le niveau d'humidité en surface des sols. Le SMI permet ainsi de distinguer les zones humides des zones sèches, en tenant compte de la variabilité spatiale de l'humidité du sol. Les zones présentant un SMI élevé correspondent souvent à des secteurs où l'eau peut s'infiltrer plus facilement, en raison de conditions favorables telles qu'une faible pente, une texture de sol fine ou une accumulation d'eau.

En complément d'autres paramètres il permet donc d'affiner la délimitation des zones potentiellement favorables à la recharge des nappes libres.

Dans notre cas d'étude, la carte du SMI (figure 114) montre une répartition spatiale hétérogène de l'humidité du sol, classée en cinq niveaux. Les zones représentant une très faible humidité (0 - 0,14), couvrent environ 25 % de la superficie, se concentrant dans le Sud. Les surfaces indiquant une humidité faible (0,14 - 0,27), occupent environ 20% du bassin, et se dispersent dans l'Est et l'Ouest, tandis que les zones, correspondant à une humidité moyenne (0,27 - 0,40), s'étendent sur près de 25 % du territoire, notamment dans le Nord. Les régions marquées par une forte humidité (0,40 - 0,52), représentent environ 15 % de la superficie, se localisent principalement dans le Nord. Enfin, les zones très humides (0,52 - 1), couvrent près de 15 % du bassin, se localisent dans la partie Nord, dans les bas-fonds, près du barrage de Bouhamdane.

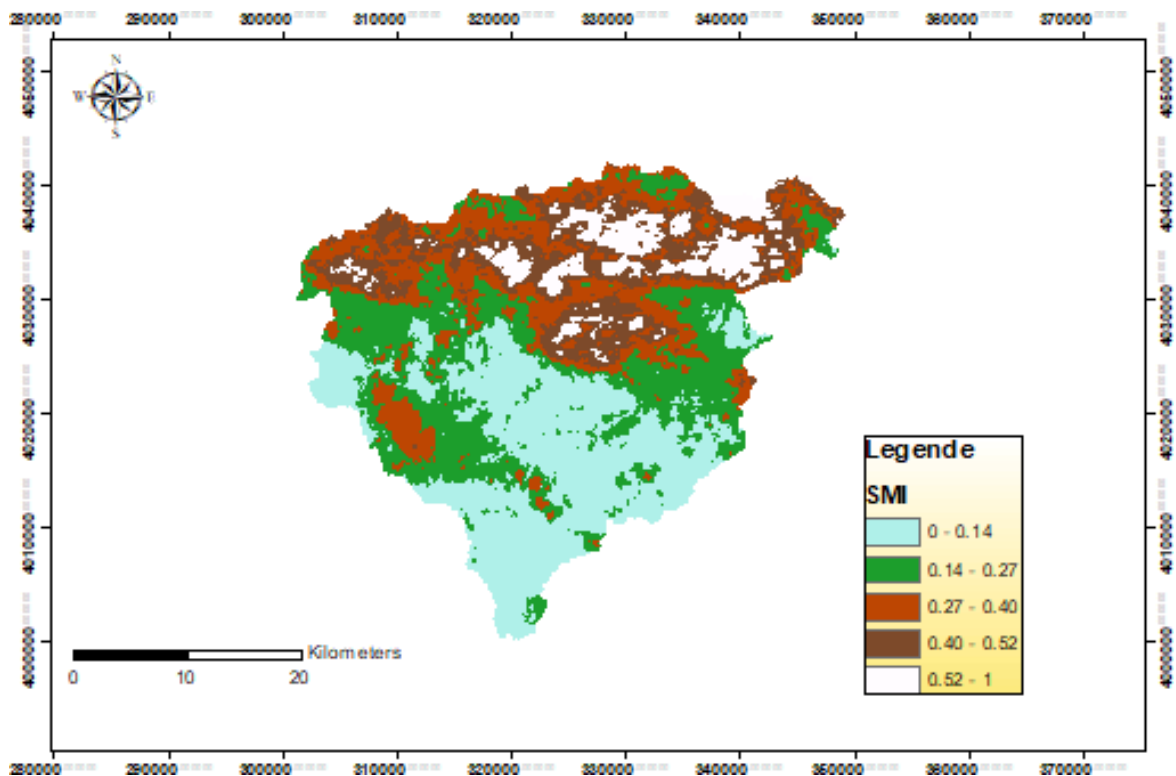


Figure 114 : La carte du SMI dans le sous bassin de Bouhamdane

IV.2.1.11 La carte de température de surface du sol (LST)

La température de surface terrestre (LST - Land Surface Temperature) représente la température mesurée à la surface du sol, intégrant le rayonnement thermique émis par le sol, la végétation et les infrastructures. Le LST joue un rôle essentiel dans la cartographie des zones de recharge des eaux souterraines en permettant d'identifier les zones favorables à l'infiltration de l'eau.

Les températures plus basses sont souvent associées à une couverture végétale dense ou à une forte humidité du sol, indiquant un potentiel élevé de recharge, tandis que les températures élevées signalent des zones imperméables ou arides, moins propices à l'infiltration. En intégrant le LST avec d'autres données géospatiales, on peut délimiter avec précision les zones susceptibles de recharger efficacement les aquifères.

La carte des températures de surface du sol (figure 115), met en évidence une variation significative des températures. Les températures les plus élevées sont localisées dans la partie Nord-Est, correspondant à la région de Hammam Debagh, reconnue pour ses activités thermales et ses sources chaudes. En revanche, le côté Ouest du bassin présente des températures de surface relativement plus basses.

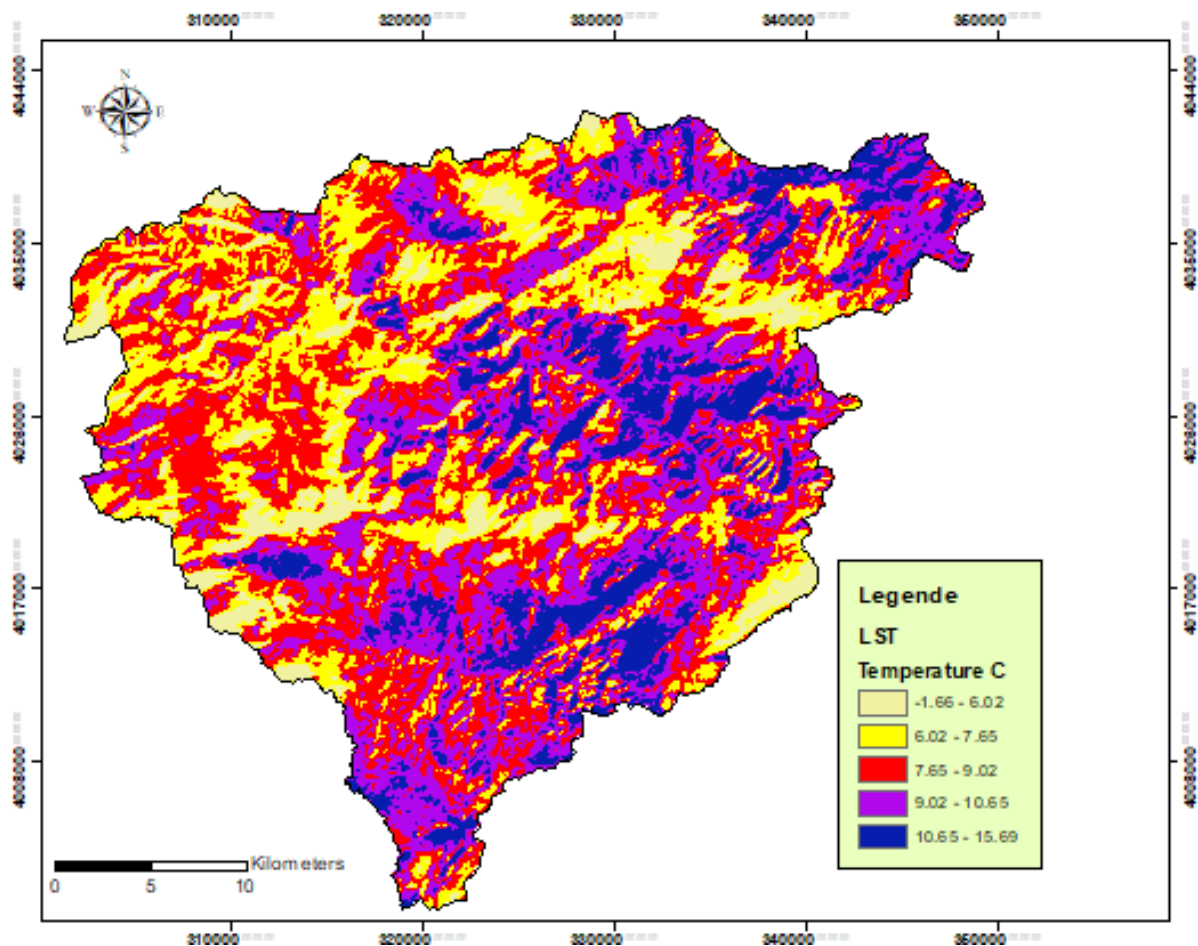


Figure 115 : La carte du LST dans le sous bassin de Bouhamdane

IV.2.2 Cartes de recharge des eaux souterraines

IV.2.2.1 Processus d'Analyse Hiérarchique (AHP)

L'identification des zones propices à la recharge des eaux souterraines (GWRZ) a été effectuée en s'appuyant sur les taux et les pondérations attribués aux dix couches thématiques, conformément à l'Équation (13).

$$GWRZ = 0.28 \times Pre + 0.21 \times Li + 0.15 \times LULC + 0.09 \times Pen + 0.07 \times Sol + 0.051 \times DL \\ + 0.039 \times Dd + 0.029 \times TWI + 0.034 \times BSI + 0.024 \times SMI \dots \dots \dots (13)$$

Les résultats de la cartographie des zones de recharge des eaux souterraines (GWRZ) sont présentés dans les figures 116 et 117. Il ressort que le sous-bassin de Bouhamdane bénéficie d'un potentiel de recharge globalement favorable, avec 777,17 km², soit 86,07 % de sa superficie totale, classés comme zones de recharge moyennes à bonnes.

La carte illustrée à la figure 116 a mis en évidence les zones à fort potentiel de recharge, couvrant une superficie de 313,19 km², soit 34,69 % du territoire étudié. Ces zones sont principalement localisées dans la partie centrale, le nord et l'extrême ouest du sous-bassin, tandis qu'elles apparaissent de manière plus dispersée à l'est. Les zones à potentiel moyen, quant à elles, couvrent environ 463,97 km² (51,39 %) et sont largement réparties dans le centre, le sud-est, le nord-est et l'ouest du bassin.

Cette répartition spatiale s'explique essentiellement par les caractéristiques géologiques et morphologiques du terrain. Le centre, le nord-est et l'ouest sont dominés par des formations géologiques favorables à l'infiltration, telles que les grès oligocènes, les calcaires crétacés, ainsi que des marnes schisteuses et des conglomérats. Ces formations sont généralement associées à des pentes faibles à modérées (comprises entre 5 % et 13 %), facilitant l'infiltration des eaux de pluie. De plus, ces zones bénéficient de précipitations plus abondantes, notamment dans la partie Nord du bassin, ce qui renforce leur capacité de recharge.

À l'inverse, les zones à faible potentiel de recharge sont essentiellement concentrées dans le sud du sous-bassin. Cette situation s'explique par plusieurs facteurs défavorables, notamment un régime pluviométrique plus aride, une lithologie peu perméable (argiles, formations compactes) et des types de sols peu propices à l'infiltration en raison de leur texture fine ou de leur structure imperméable. La combinaison de ces éléments limite significativement l'infiltration des eaux de surface vers les nappes souterraines.

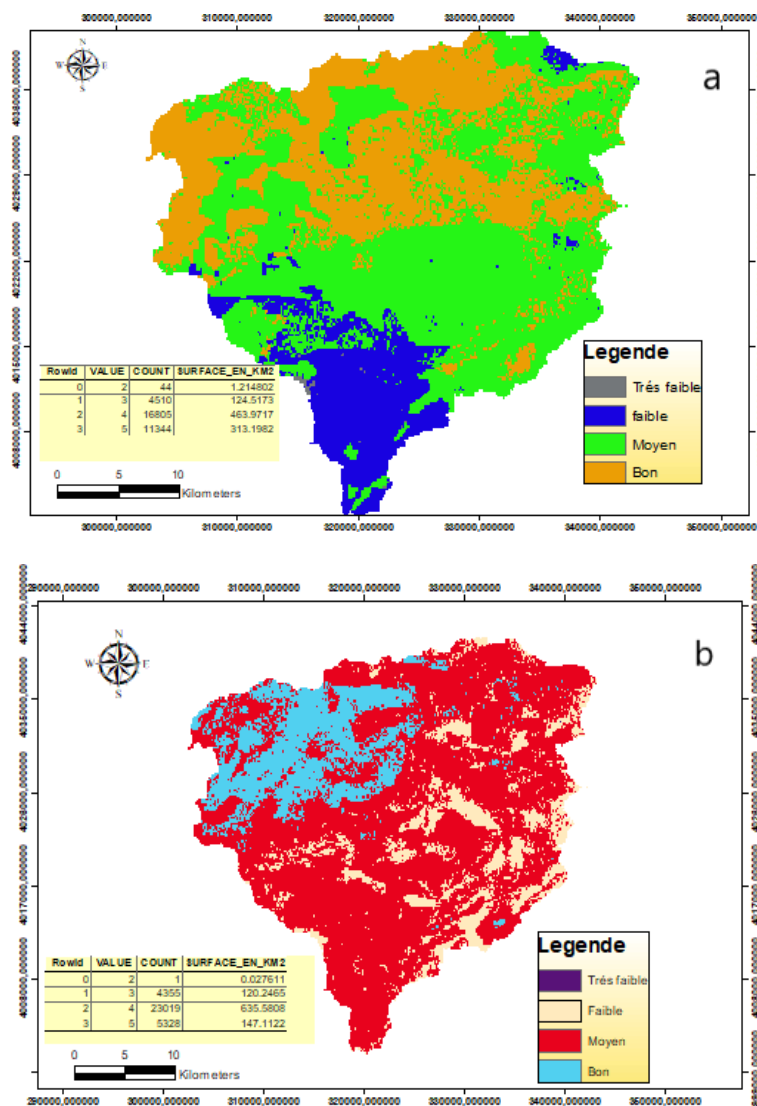


Figure 116 : Les zones de recharge des eaux souterraines dans le bassin de Bouhamdane

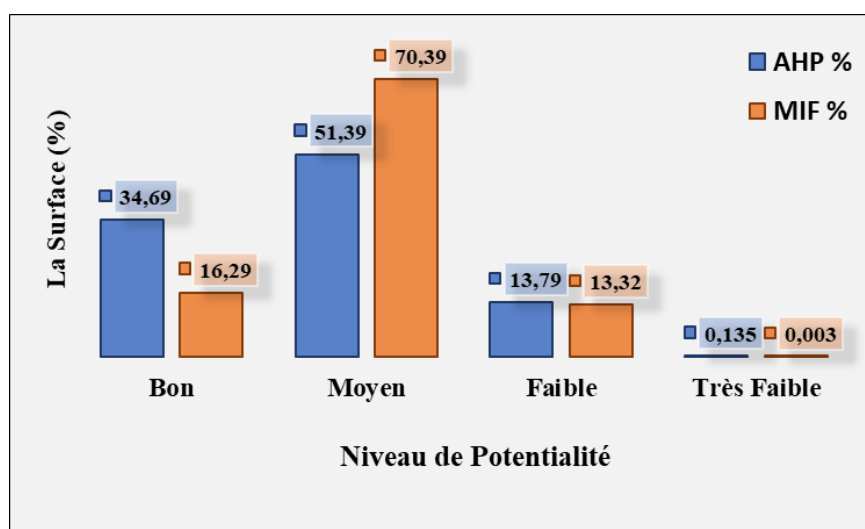


Figure 117 : Distribution des classes de recharge des eaux souterraines pour l'AHP et le MIF dans le sous bassin de Bouhamdane

IV.2.2.2 Technique des Facteurs Multiples d'Influence (MIF)

L'indice GWRZ utilisant la technique MIF a été calculé à l'aide de l'équation (14)

$$GWRZ = 0.28 \times Pre + 0.21 \times Li + 0.15 \times LULC + 0.09 \times Pen + 0.07 \times Sol + 0.051 \times DL \\ + 0.039 \times Dd + 0.029 \times TWI + 0.034 \times BSI + 0.024 \times SMI \dots \dots (14)$$

La plus vaste zone de recharge en eaux souterraines identifiée dans le bassin versant de Bouhamdane, comme illustré dans les figures 116 et 117, appartient à la catégorie de recharge moyenne. Elle s'étend sur une superficie de 635,58 km², représentant 70,39 % de la surface totale du bassin. Cette zone s'étire principalement de la partie sud en direction du Nord-Est, incluant également une portion localisée dans le Nord du bassin.

La zone à fort potentiel de recharge est quant à elle concentrée majoritairement dans le Nord-Ouest du bassin, couvrant une superficie de 147,11 km², soit 16,29 % de l'ensemble de la région étudiée. La répartition de ces zones peut être attribuée à plusieurs facteurs favorables à l'infiltration des eaux. D'une part, la présence de nombreux linéaments, notamment ceux des classes 3 à 4 et 4 à 5, joue un rôle déterminant. Ces structures, bien développées et très perméables (valeurs d'évaluation de 5 et 6), facilitent la percolation des eaux vers les nappes souterraines. D'autre part, les types de sols rencontrés dans ces zones présentent des taux d'infiltration élevés, en raison de leur texture favorable, ce qui permet une meilleure absorption de l'eau. La couverture végétale dominée par les cultures et les formations arborées contribue également à renforcer le potentiel de recharge.

Les zones à faible potentiel de recharge en eaux souterraines sont principalement localisées dans la bande orientale ainsi que dans certaines portions de la zone centrale du bassin de Bouhamdane. Elles couvrent une superficie de 120,25 km², soit 13,32 % de la superficie totale. Cette faible aptitude à la recharge s'explique par une combinaison de facteurs naturels défavorables. Les pentes relativement raides, qui favorisent le ruissellement de surface au détriment de l'infiltration, et entraînent une densité de drainage élevée, limitant ainsi la rétention de l'eau dans les sols. La géologie dominante dans ces secteurs est peu perméable, composée essentiellement de formations compactes ou argileuses, peu propices à la percolation des eaux vers les nappes souterraines. Enfin, ces zones reçoivent des précipitations plus faibles que le reste du bassin, ce qui se traduit par un indice d'humidité (SMI) bas, réduisant davantage la disponibilité en eau pour la recharge.

IV.2.3 Résultats de l'analyse de sensibilité

IV.2.3.1 Analyse de sensibilité à paramètre unique (SPSA)

L'analyse de Sensibilité à Paramètre Unique (SPSA) confirme que la majeure partie de la zone d'étude présente un potentiel de recharge des eaux souterraines allant de moyen à bon, et met en évidence l'influence notable de la plupart des paramètres pris en compte. Cette analyse a été menée afin de mieux cerner la contribution individuelle de chaque facteur à l'élaboration de la carte de recharge des eaux souterraines (Napolitano et al., 1996).

Dans ce cadre, le poids effectif de chaque facteur c'est-à-dire son influence réelle mesurée a été comparé au poids théorique attribué initialement par les méthodes multicritères AHP et MIF, comme présenté dans le tableau 73.

L'objectif était d'identifier les facteurs exerçant le plus grand impact sur la recharge. Il ressort de cette comparaison que plus le poids effectif d'un facteur augmente, plus sa sensibilité, c'est-à-dire son influence relative par rapport aux autres paramètres, devient marquée, ce qui en fait un levier essentiel à considérer dans la gestion et la modélisation du potentiel de recharge.

Tableau 73 : Statistiques de l'analyse de sensibilité à un seul paramètre

Facteur	Poids Effectif (%)								Poids Attribués	
	Minimum		Maximum		Moyenne		Écart Type (Sd)			
	AHP	MIF	AHP	MIF	AHP	MIF	AHP	MIF	A HP	MIF
Précipitation (Pre)	86.4	17.39	173.4	104.34	132.88	66.08	33	33.45	28.2	17.39
Lithologie (LI)	21.1	15.22	126.6	91.32	73.85	52.77	42	30.02	20.8	15.23
Couverture du sol (LU/LC)	15.5	13.05	93	78.3	56.83	47.85	33	28.19	15.5	13.04
Pente (Pen)	9.9	10.87	59.4	65.22	35.64	39.13	21	22.54	9.8	10.87
Sol (Sol)	14	21.74	42	65.32	30	43.50	12	17.22	7.2	10.87
Densité de Linéament (Ld)	5.1	8.69	30.6	52.14	18.36	31.28	11	18.02	5.4	8.69
Densité de Drainage (Dd)	3.9	8.69	23.4	52.14	14.04	31.28	8	18.02	4.2	8.69
TWI	2.9	6.52	17.4	33.12	10.44	22.27	6	11.96	3.1	6.52
BSI	3.4	4.35	20.4	26.1	12.24	15.66	7	9.02	3.5	4.35
SMI	2.4	2.61	14.4	21.75	8.64	10.95	5	8.32	2.3	4.35

Selon les résultats de l'analyse AHP, la recharge des eaux souterraines se révèle particulièrement sensible à certains paramètres dont les poids effectifs moyens dépassent largement leurs poids théoriques attribués.

Les couches les plus influentes sont : la précipitation (Pre), les linéaments (LI), l'occupation du sol (LULC), la pénétration (Pen) et le type de sol (Sol).

Leurs poids effectifs moyens sont respectivement de 132,88 %, 73,85 %, 56,83 %, 35,64 % et 30 %, contre des poids théoriques de 28,2 %, 20,8 %, 15,5 %, 9,8 % et 7,2 % (Tableau 73). Ces résultats indiquent que ces paramètres ont une influence nettement plus importante que celle estimée initialement, ce qui les rend déterminants dans le processus de recharge.

À l'inverse, les facteurs densité de linéaments (Ld), densité de drainage (Dd), indice topographique d'humidité (TWI), indice de brillance du sol (BSI) et indice d'humidité du sol (SMI) affichent des poids effectifs plus faibles : respectivement 18,36 %, 14,04 %, 10,44 %, 12,24 % et 8,64 %, bien qu'ils restent supérieurs à leurs poids théoriques initiaux de 8,69 %, 8,69 %, 6,52 %, 4,35 % et 4,35 %. Cela suggère qu'ils ont un impact relativement modéré sur la recharge, comparativement aux couches dominantes.

En ce qui concerne la méthode MIF, les résultats du Tableau 10 confirment également la prédominance de certains facteurs. Le paramètre Pre se démarque à nouveau comme le plus influent, avec un poids effectif moyen de 66,08 %, bien au-delà de son poids théorique de 17,39 %. Il est suivi par LI (52,77 %), LULC (47,85 %), Pen (39,13 %), Sol (43,50 %), ainsi que Ld (31,28 %) et Dd (31,28 %), dont les poids effectifs sont également largement supérieurs aux valeurs théoriques respectives de 15,23 %, 13,04 %, 10,87 %, 10,87 %, 8,69 % et 8,69 %.

En revanche, les facteurs tels que TWI, BSI et SMI présentent, dans cette méthode aussi, des poids effectifs nettement inférieurs à ceux des autres paramètres, soulignant leur influence limitée sur la recharge des eaux souterraines dans la zone d'étude.

IV.2.4 Validation des zones de recharge des eaux souterraines

Afin de valider les cartes du potentiel en eau souterraine élaborée par la méthode AHP et MIF dans le sous-bassin de Bouhamdane, un total de 56 puits inventoriés par l'ANRH ont été géolocalisés et croisés avec les classes de recharge définies.

Pour la méthode AHP (figure 118), l'analyse de leur répartition montre que 53,57 % des puits (soit 30 puits) se situent dans des zones classées à bon potentiel de recharge, tandis que 44,64 % (25 puits) se trouvent dans des zones à recharge moyenne. Seul 1 puits, représentant 1,79 % du total, est implanté dans une zone à faible potentiel de recharge. Cette répartition révèle une forte concordance entre la localisation des ouvrages d'exploitation et les zones identifiées comme favorables à la recharge, ce qui confirme la pertinence et la fiabilité du modèle AHP utilisé.

En effet, la concentration des puits dans les classes « bonne » et « moyenne » traduit une bonne correspondance entre la capacité d'infiltration du milieu et l'usage réel des ressources, suggérant que la carte obtenue reflète fidèlement les conditions hydrogéologiques du terrain.

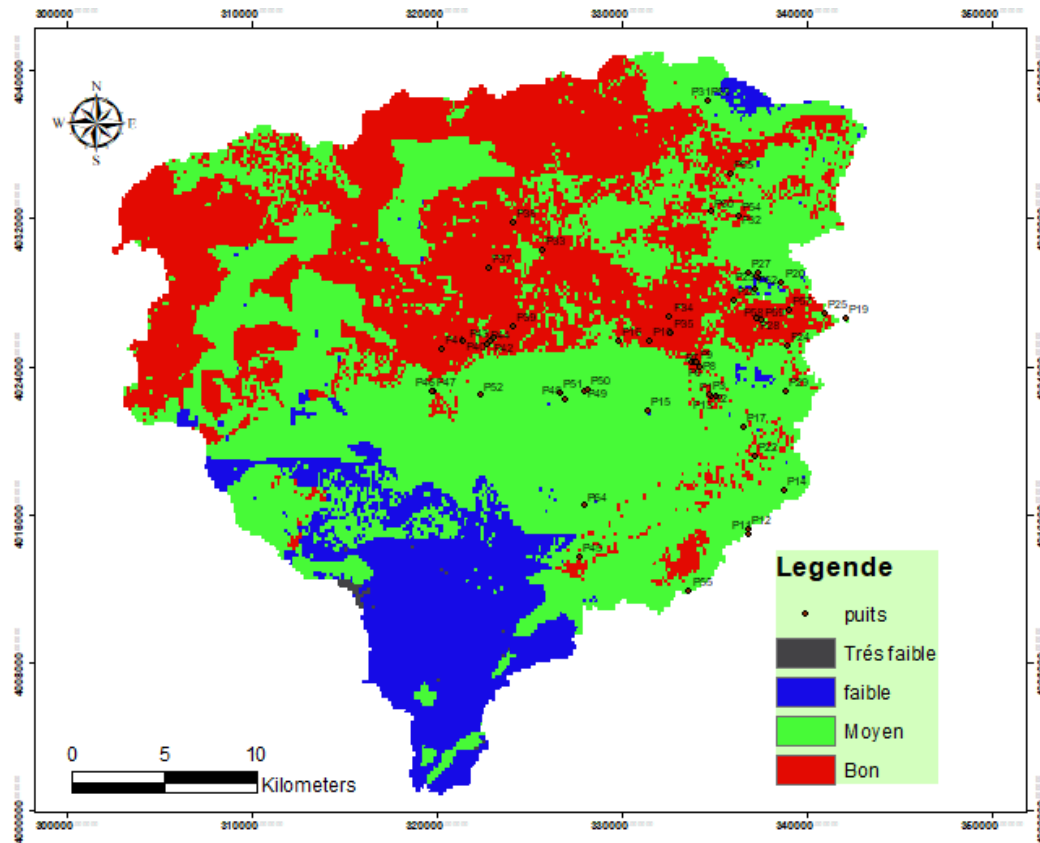


Figure 118 : Validation de la Carte GWRZ du bassin de Bouhamdane par l'AHP

La technique du MIF (figure 119), révèle une prédominance de la classe "moyenne" avec 43 puits, représentant 76,79 % du total. Cela suggère que la recharge dans la zone est majoritairement modérée, probablement en raison de conditions d'infiltration relativement limitées, telles que la perméabilité des sols ou la couverture végétale. La classe "faible" comprend 11 puits, soit 19,64%, reflétant des zones où la recharge est insuffisante, possiblement liée à des sols imperméables ou un faible apport en eau de pluie. Enfin, seulement 2 puits (3,57 %) appartiennent à la classe "bonne", indiquant des zones très localisées où les conditions favorisent une recharge efficace, comme une perméabilité élevée ou une concentration de l'eau de ruissellement.

Les cartes de recharge des eaux souterraines ont été également validées à l'aide de l'analyse de la surface sous la courbe ROC (AUC), un indicateur clé de la performance du modèle. En général, une AUC comprise entre 0,7 et 0,9 reflète un modèle de bonne qualité, tandis qu'une AUC supérieure à 0,9 indique une excellente précision (Zghibi et al., 2020).

Comme illustré dans la figure 120, les deux méthodes utilisées se sont avérées raisonnablement précises pour cartographier la recharge des eaux souterraines dans la zone du sous-bassin de Bouhamdane (AHP = 97.1% et MIF = 84.6%).

Globalement, les résultats de validation renforcent la crédibilité de la méthodologie appliquée, démontrant son utilité en tant que cadre efficace pour une évaluation rapide de la recharge des eaux souterraines. Ces résultats peuvent guider le positionnement stratégique des structures de recharge artificielle et soutenir d'autres initiatives de gestion des ressources en eaux souterraines.

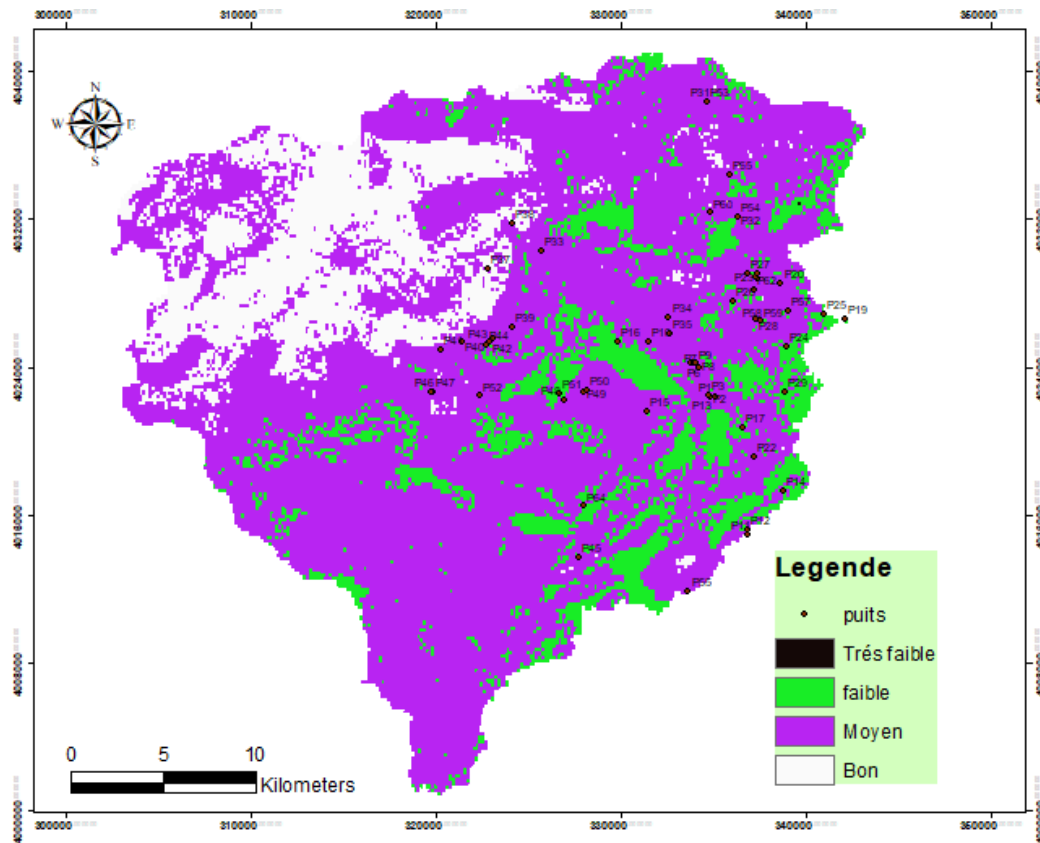


Figure 119 : Validation de la Carte GWRZ du bassin de Bouhamdane par le MIF

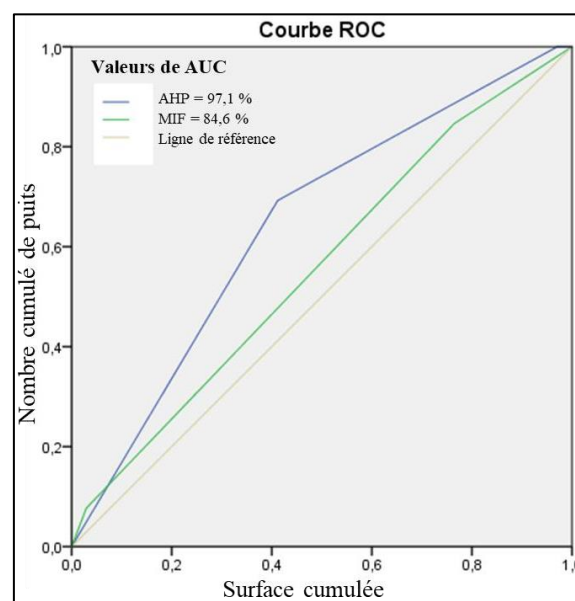


Figure 120 : Les performances moyennes des méthodes AHP et MIF par les courbes ROC

IV.2.5 L'estimation de la recharge en eaux souterraines

L'estimation du taux de recharge des eaux souterraines, bien qu'elle soit difficile à mesurer directement, est essentielle pour évaluer la quantité d'eau infiltrée alimentant les nappes libres. Elle permet de prévenir la surexploitation et de guider l'aménagement du territoire. Face à la complexité des facteurs impliqués (géologie, pente, climat, etc.), des méthodes multicritères comme l'AHP et le MIF sont couramment utilisées.

Le tableau 74 compare la répartition des zones de recharge des eaux souterraines selon quatre niveaux de potentiel, à l'aide des méthodes AHP et MIF. Il présente les superficies correspondantes en pourcentage et en km², ainsi qu'une moyenne pour chaque catégorie, permettant d'évaluer les divergences et convergences entre les deux méthodes.

Les cartes des zones de recharge des eaux souterraines (GWRZ) ont permis d'estimer les ratios recharge/précipitation pour les deux méthodes d'analyse (AHP et MIF), comme présenté dans le tableau 74. À partir de ces ratios, une estimation simplifiée du volume annuel d'eau infiltrée (W) a été réalisée pour chaque méthode. Ce calcul repose sur la formule :

W = P × ratio de recharge × % de surface, où **P** représente le volume moyen annuel de précipitations (539.75×10^6 m³/an, correspondant à 597.8 mm/an) et **S** la surface totale de la zone d'étude (902.9 km²).

Tableau 74 : Zones de potentiel de recharge des eaux souterraines et catégorisation

Surface délimitée	Zones de recharge des eaux souterraines							
	Bon		Moyen		Faible		Très faible	
	AHP	MIF	AHP	MIF	AHP	MIF	AHP	MIF
Zone (%)	34,69	16,29	51,39	70,39	13,79	13,32	0,13	0,003
Zone (km ²)	313,1982	147,11	463,97	635,58	124,51	120,24	1,21	0,027
Moyenne (%)	45		30		15		10	

➤ **Pour la méthode AHP :**

$$WAHP = 539.75 \times 10^6 \times [(0.45 \times 0.35) + (0.3 \times 0.51) + (0.15 \times 0.14) + (0.1 \times 0.0013)] =$$

$$179 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{an} (198.23 \text{ mm/an})$$

➤ **Pour la technique MIF :**

$$WMIF = 539.75 \times 10^6 \times [(0.45 \times 0.16) + (0.3 \times 0.70) + (0.15 \times 0.13) + (0.1 \times 0.00003)] =$$

$$163 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{an} (180.54 \text{ mm/an})$$

Ainsi, selon les résultats obtenus par la méthode AHP, environ **33,16 %** des précipitations annuelles, soit **198,23 mm/an**, contribuent à la recharge de l'aquifère du sous bassin versant de Bouhamdane. En comparaison, la méthode MIF estime ce taux à **30,20 %**, correspondant à une recharge annuelle de **180,54 mm/an**.

Conclusion

Deux méthodes multicritères, à savoir le Processus d'Analyse Hiérarchique (**AHP**) et le Facteur Multi-Influent (**MIF**), ont été appliquées dans le cadre d'analyse géospatiale pour délimiter **les zones de recharge des eaux souterraines (GWRZ)** dans l'aquifère du sous bassin versant de Bouhamdane. L'évaluation a pris en compte plusieurs facteurs influents, notamment les **précipitations (Pre)**, la **lithologie (LI)**, l'**occupation du sol (LULC)**, les **pent**es (Pen), le **type du sol (Sol)**, la **densité des linéaments (DL)**, la **densité de drainage (DD)**, l'**indice d'humidité topographique (TWI)**, l'**indice du sol nu (BSI)** et l'**indice d'humidité du sol (SMI)**. Selon la méthode **AHP**, les zones de recharge ont été classées comme suit : **Bonnes** (34.69 %), **Moyennes** (51.39 %), **Faibles** (13,79 %) et **très faibles** (0.135 %). La **classification** issue de la méthode **MIF** suggère que **16,29 %** de la zone présente un **Bon potentiel** de recharge, **70,39 %** un potentiel **Moyen**, et le **reste** de la zone un **potentiel faible** (**13.32 %**) et **très faible** (**0,003 %**).

Les cartes de recharge ainsi obtenues ont permis d'estimer les **ratios recharge/précipitation**, traduisant la part des précipitations s'infiltrant vers la nappe. Ces taux sont évalués à **33,16 % (soit 198,23 mm/an)** avec la méthode **AHP** et à **30,20 % (soit 180,54 mm/an)** avec la méthode **MIF**. La **validation des cartes** a été réalisée à partir de **données de terrain**, notamment les débits et les niveaux d'eau mesurés dans **56 puits** peu profonds. Bien que les deux méthodes aient montré une **performance satisfaisante**, la phase de validation a mis en évidence une **meilleure précision** de la méthode **AHP** (**97.1 %**) par rapport à **MIF** (**84.6 %**) dans le contexte de la région du sous bassin versant de Bouhamdane.

Ces résultats apportent une contribution précieuse à la gestion intégrée des ressources en eaux souterraines, notamment pour la planification de la recharge artificielle ainsi que la prévention du rabattement de la nappe. L'étude de cas met en évidence la pertinence de l'utilisation conjointe de méthodes multicritères et de données spatiales pour une évaluation rigoureuse du potentiel de recharge, en appui à une gestion durable des eaux souterraines.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion Générale

Au niveau du sous-bassin de Bouhamdane, les eaux souterraines et superficielles jouent un rôle vital, tant pour l'approvisionnement en eau potable que pour l'irrigation agricole. Sa position stratégique, marquée par la présence du barrage de Bouhamdane, en fait un axe très important pour la région. Toutefois, cette ressource est menacée par plusieurs sources de pollution, notamment les rejets urbains, agricoles et industriels, d'où l'importance d'un suivi rigoureux de la qualité des eaux.

C'est dans ce contexte préoccupant que s'inscrit notre étude, visant à contribuer à une meilleure compréhension de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de surface (les Oueds Zenati Bouhamdane) ainsi que des eaux souterraines exploitées à des fins domestiques et agricoles. En parallèle, une attention particulière a été portée à la cartographie de la recharge en eaux souterraines, afin d'identifier les zones à fort potentiel hydrogéologique.

Couvrant 1105 km², soit 17 % du bassin de la Seybouse, cette région montagneuse comprend un réseau hydrographique dense et le barrage de Hammam Debagh, un réservoir essentiel alimenté par l'Oued Bouhamdane. La population, en forte croissance depuis 2008 (+16 % de demande en eau potable), exerce une pression accrue sur les ressources hydriques.

L'agriculture, en particulier la céréaliculture, domine l'économie locale, occupant 58 % des terres, tandis que l'activité industrielle reste limitée, avec quelques unités agroalimentaires et infrastructures spécifiques. Toutefois, les rejets domestiques, industriels et agricoles non traités constituent une source majeure de pollution des eaux de surface et souterraines. Sur le plan géologique, la lithologie variée (formations tendres et dures) influence significativement la dynamique hydrogéologique. Le climat subhumide tempéré de la région, marqué par une saison humide (Novembre à Avril) et une saison sèche (Juin à Octobre), impacte le bilan hydrique : une recharge des nappes en période de hautes eaux contraste avec un déficit marqué en période sèche. Enfin, l'analyse des coefficients d'hydraulicité montre une diminution notable des débits de l'Oued en été, atteignant un minimum en août.

L'étude hydrochimique a révélé une minéralisation significative, particulièrement dans les eaux souterraines des sites S1, S2, S8 et P5, ainsi que dans les eaux superficielles de l'Oued Zenati où les valeurs de conductivité électrique dépassent souvent les normes. Le faciès chimique dominant est de type sodique-chloruré-bicarbonaté, et des corrélations fortes entre conductivité et ions (Na^+ , Cl^- , Ca^{2+} , SO_4^{2-}) indiquent une origine géologique ou une pollution saline.

Conclusion Générale

Les analyses en composantes principales mettent en évidence trois facteurs : la minéralisation géochimique, la pollution organique, et l'impact des nutriments agricoles. Les indices de saturation montrent des tendances variées : les carbonates oscillent entre sous- et sursaturation, tandis que les évaporites et silicates restent sous-saturés, traduisant une dissolution active.

Les cartes thématiques révèlent une hétérogénéité spatiale avec des concentrations élevées en bicarbonates, calcium et magnésium dans certaines zones (Nord-Est et Sud), alors que le sodium et les chlorures atteignent des niveaux critiques à l'Ouest et au Sud.

La pollution chimique et organique se manifeste par des concentrations élevées en nitrites, nitrates et phosphates, les eaux superficielles du Sud et les eaux souterraines du Nord-Est étant particulièrement touchées. Cette pollution contribue à l'eutrophisation du barrage de Hammam Debagh et à la prolifération de cyanobactéries. Les indices de qualité d'eau, tels que le SAR et le pourcentage de sodium, indiquent que la majorité des échantillons présentent un risque modéré pour l'irrigation, tandis que le diagramme de Riverside classe les eaux principalement dans des catégories de salinité moyenne à modérée. Les analyses confirment une dégradation globale de la ressource : 90 % des eaux superficielles sont impropres à la consommation et 91 % présentent des restrictions modérées à sévères pour l'irrigation, avec une meilleure qualité observée dans les eaux souterraines. Les ratios DCO/DBO₅ et l'Indice de Pollution Organique montrent une pollution intense, particulièrement dans l'Oued Zenati et à proximité des rejets industriels.

L'étude bactériologique a porté sur la détection des germes revivifiables, coliformes (totaux et fécaux), streptocoques fécaux, bactéries anaérobies sulfito-réductrices (ASR) et germes pathogènes afin de caractériser les variations spatio-temporelles de la contamination et d'évaluer les risques sanitaires. Les germes revivifiables atteignent des concentrations maximales en Juillet dans les eaux souterraines (jusqu'à 1098 UFC/ml à P4) et superficielles (1416 UFC/ml à OZ2), avec une variabilité saisonnière notable, les niveaux les plus bas étant observés en Hiver. Les coliformes totaux et fécaux montrent également des pics saisonniers, particulièrement en Mars et Octobre, dépassant souvent les normes de l'OMS (10 UFC/100ml). Les eaux souterraines, notamment les puits, affichent une contamination moyenne plus élevée (125,32 UFC/100ml) que les sources, tandis que les eaux superficielles proches de l'Oued Zenati présentent les concentrations les plus élevées (moyenne annuelle de 731 UFC/100ml pour les coliformes totaux). Les streptocoques fécaux suivent une tendance similaire, avec une prédominance dans les eaux superficielles (788,36 UFC/100ml à OZ2) et une contamination animale et humaine confirmée par l'analyse des rapports CF/SF.

Conclusion Générale

Les bactéries ASR révèlent une pollution modérée, plus prononcée dans les eaux superficielles (jusqu'à 14 UFC/20ml à OZ2). Par ailleurs, des germes pathogènes tels que *Pseudomonas aeruginosa*, *Vibrio cholerae* et *Shigella spp.*, ont été détectés, principalement dans les puits et les eaux superficielles, posant un risque sanitaire majeur pour les populations locales.

Dans le cadre de la cartographie des zones de recharges des eaux souterraines, du sous-bassin versant de Bouhamdane, deux méthodes multicritères, le Processus d'Analyse Hiérarchique (AHP) et le Facteur Multi-Influent (MIF), ont été utilisées pour délimiter les zones de recharge des eaux souterraines (GWRZ). L'évaluation a intégré divers facteurs tels que les précipitations, la lithologie, l'occupation du sol, les pentes, le type de sol, les densités de linéaments et de drainage, ainsi que des indices topographiques et hydriques (TWI, BSI, SMI). Les résultats issus de la méthode AHP montrent que 34,69 % de la zone étudiée possède un Bon potentiel de recharge, 51,39 % un potentiel Moyen, et les proportions restantes un potentiel Faible (13,79 %) ou Très faible (0,135 %). La méthode MIF, quant à elle, estime que 16,29 % des zones ont un Bon potentiel, 70,39 % un potentiel Moyen, et 13,32 % un potentiel Faible, avec un Très faible potentiel pour seulement 0,003 % de la région. Les taux de recharge estimés, exprimés en pourcentage des précipitations infiltrées, sont de 33,16 % (198,23 mm/an) pour AHP et de 30,20 % (180,54 mm/an) pour MIF. La validation basée sur des mesures de terrain, incluant les niveaux d'eau et les débits de 56 puits peu profonds, indique une meilleure précision pour AHP (97,1 %) comparée à MIF (84,6 %). Ces résultats démontrent la pertinence des méthodes multicritères pour une évaluation fiable du potentiel de recharge, contribuant à une gestion intégrée et durable des ressources en eaux souterraines.

Globalement, cette étude peut contribuer à offrir une base solide pour une gestion intégrée et durable des ressources hydriques dans la région du sous-bassin de Bouhamdane. Elle permet de définir des stratégies adaptées pour répondre aux besoins en eau, réduire les impacts de la pollution, préserver les nappes libres et soutenir les activités agricoles et industrielles locales.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

Abahi K. S., Akodogbo H.H., Gouton R.R.T., Darius Adje A.S.D., Gnohossou P.M., Piscart C. (2023) : Evaluation de l'Effet des Eaux Usées Industrielles sur la Qualité de l'Eau de la Rivière Klou au Centre du Bénin. *European Scientific Journal, ESJ*, 19(3), 148-163.

Abbasi T., Abbasi S.A. (2012): Water Quality Indices. *Water-Quality Indices: Looking Back, Looking Ahead*. Elsevier, pp. 353–356.

Abijith D., Saravanan S., Singh L., Jennifer J.J., Saranya T., Parthasarathy K. (2020): GIS-based multi-criteria analysis for identification of potential groundwater recharge zones-A case study from Ponnaniyar watershed, Tamil Nadu, India. *HydroResearch*, 3, 1-14.

Adesakin T.A., Oyewale A.T., Bayero U., Mohammed A.N., Aduwo I.A., Ahmed P.Z., Abubakar N.D., Barje I.B. (2020): Assessment of bacteriological quality and physico-chemical parameters of domestic water sources in Samaru community, Zaria, Northwest Nigeria. *Heliyon*, 6(8), e04773.

Adham M.I., Jahan C.S., Mazumder Q.H., Hossain M.M.A., Haque A.-M. (2010): Study on groundwater recharge potentiality of Barind Tract, Rajshahi District, Bangladesh using GIS and Remote Sensing technique. *J. Geol. Soc. India*, 75, 432–438.

Aissaoui M. (2018) : Caractéristiques hydrochimiques des eaux de l'Oued Seybouse et ses affluents dans la région de Guelma – Quantification de degré de la pollution. Thèse de Doctorat, Université Annaba, Algérie. 162p.

Albaggar A.K.A. (2021): Investigation of some physical, chemical, and bacteriological parameters of water quality in some dams in Albaha region, Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28, 4605-4612.

Al-Ruzouq R., Shanableh A., Merabtene T., Siddique M., Khalil M.A., Idris A., Almulla E. (2019): Potential groundwater zone mapping based on geo-hydrological considerations and multi-criteria spatial analysis: North UAE. *Catena*, 173, 511-524.

Al-Shabeeb A.A.-R., Al-Adamat R., Al-Fugara A., Al Amoush H., Alayyash S. (2018): Delineating groundwater potential zones within the Azraq Basin of Central Jordan using multi-criteria GIS analysis. *Groundw. Sustain. Dev.*, 7, 82-90.

Aouissi A. (2010): Microbiologie et physicochimie de l'eau des puits et des sources de la région de Guelma (Nord-Est de l'Algérie). Thèse de Magister, Université de Guelma, Algérie. 164p.

Arshad A., Zhang Z., Zhang W., Dilawar A. (2020): Mapping favorable groundwater potential recharge zones using a GIS-based analytical hierarchical process and probability frequency ratio model: A case study from an agro-urban region of Pakistan. *Geosci. Front.*, 11(5), 1805-1819.

Ashraf B., AghaKouchak A., Alizadeh A., Mousavi-Baygi M., Moftakhari H.R., Mirchi A., Anjileli H., Madani K. (2017): Quantifying Anthropogenic Stress on Groundwater Resources. *Sci. Rep.*, 7, 12910.

Ayad W. (2017) : Evaluation de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux souterraines : Cas des puits de la région d'El-Harrouch (Wilaya de Skikda). Thèse de Doctorat, Université Annaba, Algérie. 116p.

Ayers R.S., Westcot D.W. (1994): Water quality for agriculture, FAO. Irrigation and drainage paper. N° 29 Rev. 1. FAO, Rome. 174 p.

Bahrour S., (2007) : Impact des eaux usées urbaines et industrielles sur les eaux naturelles dans la région d'El Tarf. Mémoire de magister, Université d'Annaba, Algérie. 122p.

Bahrour S., (2016) : Objectifs environnementaux de rejet pour les polluants dans le milieu récepteur et optimisation du pouvoir auto-épurateur : cas de l'Oued Kébir Est (Nord-Est Algérien). Thèse de doctorat, Université d'Annaba, Algérie. 163p.

Bahrour S., Kherici B.H. (2011) : Evaluation de l'indice de pollution organique dans les eaux naturelles : Cas de la région d'El Tarf (Nord-Est Algérien). *Larhyss Journal*, 09, 171-178.

Bahrour S., Touioui K., Gheid S., Drouiche N. (2023): The conception of GIS to evaluate the impact of anthropogenic activities on the quality of surface waters of the dams of the hydrographic region of Constantinois-Seybouse-Mellegue, Algeria. *Desalination and Water Treatment*, 289, 35-49.

Belhadj M.Z., (2017) : Qualité des eaux de surface et leur impact sur l'environnement dans la Wilaya de Skikda. Thèse de Doctorat, Université de Biskra, Algérie. 153p.

Benariba H., (2023) : Étude géochimique et isotopique des eaux superficielles, étude de cas (bassin versant de Sikkak, Tlemcen). Thèse de Doctorat, Université de Tlemcen, Algérie. 154p.

Benkaddour B., (2018) : Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chéliff (Algérie). Thèse de Doctorat, Université de Perpignan (France) et Université de Mostaganem, Algérie. 193 p.

Berger A., Lacroix P., Lavenu G., Lesellier S., Reynaud I., Tournadre G. et Gonzalez O. (2005) : ArcView 9 Niveau 1. Support de cours avec exercices pratiques et données. Edition ESRI France, Meudon, p. 388.

Bermond R., Perridon C. (1979) : Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement Français, Paris, 259p.

Borrego A.F. et Romero P. (1982): Study of the microbiological pollution of a Malaga littoral area II. Relationship between fecal coliforms and fecal streptococci. VIe journée étude pollutions, Cannes, France, 561-569.

Bouchemal F. (2017) : Diagnostic de la qualité des eaux souterraines et superficielles de la région de Biskra. Thèse de Doctorat, Université de Biskra, Algérie. 153p.

Boudjebieur E. (2022) : Modélisation de la gestion des eaux dans la région de Guelma (Moyenne Seybouse). Thèse de Doctorat, Université Annaba, Algérie. 159p.

Boudjellab Z.E. (2018) : Etude microbiologique et physicochimique des eaux brutes des barrages Chaffia et Mexa (N.E. Algérie). Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, Algérie. 216p.

Boudoukha A., Belhadj M.Z. et Benkadja R. (2012) : Impact d'une pollution anthropique et d'une contamination naturelle sur la qualité des eaux du barrage de Zit Emba. Est algérien. La Houille Blanche, n°4-5, 34-41.

Bouguerra H. (2018) : Quantification et modélisation des transports solides, cartographie des zones à risque d'érosion hydrique par utilisation d'un SIG : application aux bassins de Bouhamdane et Ressoul (Nord-Est Algérien). Thèse de Doctorat, Université de Tlemcen, Algérie. 140p.

Bourmada A., Khammar H., Ramzi H., Chaffai A., Bouchema N., Hamida B. (2024): Integrated assessment of groundwater quality in Algeria's Souk Ahras region: Implications for sustainable and management water for drinking and irrigation purpose. Desalination and Water Treatment, 320, 100827.

Bremond R. et Perrodon C. (1979) : Paramètres de la qualité des eaux, 2^{ème} édition. Ministère de l'écologie et du développement durable, Ministère de l'Environnement, Paris, 259p.

C.C.M.E. (2008) : le Conseil Canadien du Ministère de l'Environnement, Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, Ottawa, Ontario, 17p.

Cai Z., Ofterdinger U.S. (2016): Analysis of groundwater-level response to rainfall and estimation of annual recharge in fractured hard rock aquifers, NW Ireland. *J. Hydrol.*, 535, 71-84.

Chakraborty S., Sarkar K., Chakraborty S., Ojha A., Banik A., Chatterjee A., Ghosh S., Das M. (2021): Assessment of the surface water quality improvement during pandemic lockdown in ecologically stressed Hooghly River (Ganges) Estuary, West Bengal, India. *Marine Pollution Bulletin*, 171, (2021), 112711.

Chapman D., Kimstach V., (1996): Selection of water quality variables. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon. 609p.

Chatterjee R., Pranjal P., Jally S., Kumar B., Dadhwal V.K., Srivastav S., Kumar D. (2020): Potential groundwater recharge in north-western India vs spaceborne GRACE gravity anomaly based monsoonal groundwater storage change for evaluation of groundwater potential and sustainability. *Groundw. Sustain. Dev.*, 10, 100307.

Chevalier P., (2002) : Entérocoques et streptocoques fécaux. Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine, Groupe scientifique sur l'eau, Institut national de santé publique du Québec, 5 p.

Chibani S. (2009) : Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux de surface et souterraine de la région de Ain Makhlouf (Wilaya de Guelma). Mémoire de Magister, Université de Guelma, Algérie. 104p.

Clausen E.M, Green B.L. et Litsky W. (1977): Fecal streptococci: indicators of pollution. Dans: Hoadley, A.W. et B.J. Dutka, édit., *Bacterial Indicators/Health hazards associated with water*. Am. Soc. Test. Mat. (ASTM)., 635, 247-264.

Cornaz S., (2004) : Evaluation du statut trophique d'un canal de drainage sous l'impact des pollutions d'origines diffuses et ponctuelles : cas du Grand Canal de la basse plaine du Rhône. Mémoire de licence, Université de Lausanne, Suisse. 180p.

Dadollahi-Sohrab A., Arjomand F. and Fadaei-Nasab M. (2012) : Water quality index as a simple indicator of watersheds pollution in southwestern part of Iran. *Water and Environ. J.*, 26(4), 445-454.

Das S. (2019): Comparison among influencing factor, frequency ratio, and analytical hierarchy process techniques for groundwater potential zonation in Vaitarna basin, Maharashtra, India. *Groundw. Sustain. Dev.*, 8, 617-629.

Debieche T.H., (2002) : Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Application à la basse plaine de la Seybouse Nord-Est Algérien. Thèse de doctorat en Hydrogéologie et Environnement, Université de Besançon , France. 235p.

Detay M. (1993): The use of artificial recharge to improve groundwater quality and quantity: the Lyonnaise des Eaux-experience, in International Workshop: Groundwater quality and quantity and water supply in Lithuania - Vilnius -Druskininkai. pp. 18-19.

Diakite H., Gao Y., Toure A. (2019): Assessment of the Microbiological Quality of Drinking Water in Light of Water Quality in the Pelengana Commune of Segou Region. *Computational Water, Energy, and Environmental Engineering*, 8, 79-89.

DSA. (2018) : Direction des services agricole, Guelma, Algérie.

Edberg S.C., Leclerc H., Robertson J. (1997): Natural protection of spring and well drinking water against surface microbial contamination. II indicators and monitoring parameters for parasites. *Critical Reviews in Microbiology*, 23(2), 179-206.

Edet A.E., Okereke C.S., Teme S.C., Esu E.O. (1998): Application of remote sensing data to groundwater exploration: A case study of the Cross River State, southeastern Nigeria. *Hydrogeol.*, 6, 393–404.

Edet A.E., Okereke C.S., Teme S.C., Esu E.O. (1998): Application of remote sensing data to groundwater exploration: A case study of the Cross River State, southeastern Nigeria. *Hydrogeol. J.*, 6, 393–404.

Elmund G.K., Allen M.J. et Rice E.W. (1999): Comparison of Escherichia Coli, Total Coliform, and Fecal Coliform Populations as Indicators of Wastewater Treatment Efficiency. *Water Environment Research*, 71(3), 332-3.

Emmanuel E. (2004) : Evaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers. Thèse de Doctorat, Lyon : INSA de Lyon. 260p.

Etikala B., Golla V., Li P., Renati S. (2019): (Deciphering groundwater potential zones using MIF technique and GIS: A study from Tirupati area, Chittoor District, Andhra Pradesh, India. *HydroResearch*, 1, 1-7.

Références bibliographiques

- Faby J.A. (2003) :** L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Doc. Tech. FNDAE, Hors-Série N° 11, 30 p.
- Farrow J.A.E., Kruze J., Phillips B.A., Bramley A.J. et Collins M.D. (1984):** Taxonomic studies of *S. bovis* and *S. equinus*: description of *S. alactolyticus* sp. no. and *S. saccharolyticus* sp. nov. System. Appl. Microbiol., 5, 467-482.
- Figarella J., Leyral G. (2002) :** Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques. Ed. Scérén CRDP d'Aquitaine, Paris, 360 p.
- Galal Uddin Md. (2021):** A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. Ecological Indicators, 122, (2021), 107218.
- Galego Fernandes P., Carreira P. et Bahir M. (2010) :** Mass balance simulation and principal components analysis applied to groundwater resources: Essaouira basin (Morocco). Environ Earth Sci 59: 1475–1484.
- Geldreich E.E. and Kenner B.A. (1969):** J. WPCF41, R. 336.
- Geldreich E.E., Litsky W. (1976):** Fecal coliform and fecal streptococcus density relationships in waste discharges and receiving waters. CRC Critical Reviews in Environmental Control, 6(4), 349-369.
- Gnanachandrasamy G., Zhou Y., Bagyaraj M., Venkatramanan S., Ramkumar T., Wang S. (2018):** Remote Sensing and GIS Based Groundwater Potential Zone Mapping in Ariyalur District, Tamil Nadu. J. Geol. Soc. India, 92, 484-490.
- Gueroui Y. (2015) :** Caractérisation hydrochimique et bactériologique des eaux souterraines de l'aquifère superficiel de la plaine de Tamlouka (Nord-Est Algérien). Thèse de Doctorat, Université Guelma, Algérie. 162p.
- Gueroui Y., Maoui A., Touati, A.S. (2015):** Hydrochemical and bacteriological investigation in groundwater of the Tamlouka Plain, north-east of Algeria. Arab. J. Geosci., 8, 2417-2432.
- Guessoum H., Benbrahim F., Halilat M.T., Laouar F., Bensalama M., Darem S. (2014) :** Caractérisation Microbiologique Des Eaux De La Nappe Phréatique De La Région De Ghardaia (cas De Sebseb). Journal of Advanced Research in Science and Technology, 1(1), 18-27.
- Guettaf M. (2015) :** Caractérisation hydrochimique et évaluation des indicateurs de pollution dans l'environnement : cas de l'oued Seybouse et ses affluents dans le sous bassin de Guelma (Nord-Est Algérien). Thèse de Doctorat, Université Guelma, Algérie. 150p.

Guiraud J-P. (1998) : Microbiologie alimentaire. *Dunod*. 651p.

Hartemann P., (2004) : Contamination des eaux en milieu professionnel. *EMC Toxicologie Pathologie*, 1, 63-78.

Haslay C., Leclerc H. (1993) : Microbiologie des eaux d'alimentation. Lavoisier Tec & Doc. Paris, 495 p.

Hem J. D., (1985) : Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. U.S. Geological Survey Water, Supply Paper. 2254, 263p.

Henze M., Van Loosdrecht M.C.M., Ekama G. et Brdjanovic D. (2008): Biological wastewater treatment: principles, modelling and design. *Technol Eng.*, 511p.

Hessas N. (2005) : Evaluation cartographique et évolution diachronique par télédétection du risque incendie de forêt. Simulation de la propagation du feu dans le bassin versant du Paillon, Nice, Alpes – Maritimes. Thèse de Doctorat, Institut de Géographie Alpine, Université Joseph Fourier – GRENOBLE I, France, 376 p.

Ismail E., El-Sayed E., Sakr S., Youssef E. (2017): Characteristic of groundwater potentialities in West Nile Valley South, Minia Governorate, Egypt. *Arab. J. Geosci.*, 10, 521.

J.O.R.A. (2011) : Journal Officiel de la République Algérienne : Décret exécutif n° 11-125 du 17 Rabie Ethani 1432 correspondant au 22 mars 2011 relatif à la qualité de l'eau de consommation humaine.

J.O.R.A. (2012), (a) : Journal Officiel de la République Algérienne : Arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 Janvier 2012 fixant les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation.

J.O.R.A. (2012), (b) : Journal Officiel de la République Algérienne : Arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 Janvier 2012 fixant la liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées.

Jaafari A., Pourghasemi H.R. (2019): Factors Influencing Regional-Scale Wildfire Probability in Iran: An Application of Random Forest and Support Vector Machine. *Spatial Modeling in GIS and R for Earth and Environmental Sciences*, Elsevier, 28, 607-619.

Janizadeh S., Avand M., Jaafari A., Phong T.V., Bayat M., Ahmadisharaf E., Prakash I., Pham B.T., Lee S. (2019): Prediction Success of Machine Learning Methods for Flash Flood susceptibility Mapping in the Tafresh Watershed, Iran. *Sustainability*, 11, 5426.

Références bibliographiques

- Jothibasu A.,Anbazhagan S. (2016):** Modeling groundwater probability index in Ponnaiyar River basin of South India using analytic hierarchy process. *Model. Earth Syst. Environ.*, 2, 109
- Jowett J.R. (1980):** Clean lakes program guidance manual. United States Environmental Protection Agency. Washigton D.C. 20460. EPA-440/5-81-003.
- Kannel P.R., Lee S., Lee Y.S., Kanel S.R. and Khan S.P. (2007) :** Application of Water Quality Indices and Dissolved Oxygen as Indicators for River Water Classification and Urban Impact Assessment. *Environ. Monit. Assess.*, 132:93-110.
- Khadri S., (2009) :** Qualité des eaux de la vallée de la Seybouse dans sa partie aval : Impacts des néofacteurs de pollution. Mémoire de Magister, Université Badji Mokhtar Annaba, Algérie. 105p.
- Khadri S., (2018) :** La qualité des rejets urbains par temps de pluie dans un bassin versant urbanisé (B.V de la Seybouse). Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, Algérie. 149p.
- Khan N., Hussain S.T., Saboor A. (2013):** Physiochemical investigation of the drinking water sources from mardan, khyber pakhtunkhwa, Pakistan. *Int. J. Phys. Sci.*, 8 (33), 1661–1671.
- Khenniche S. (2023) :** Potentialités et qualité d'un aquifère karstique surexploité : Cas des Monts de Sidi Kada (Nord-Ouest Algérien). Thèse de Doctorat, Université de Mascara, Algérie. 136p.
- Kumar V.A., Mondal N.C., Ahmed S. (2020):** Identification of Groundwater Potential Zones Using RS, GIS and AHP Techniques: A Case Study in a Part of Deccan Volcanic Province (DVP), Maharashtra, India. *J. Indian Soc. Remote Sens.*, 48, 497–511.
- Lakache H. (2022) :** Etude de la variabilité des apports hydrologiques des oueds Rhumel-Endja au barrage Béni Haroun (Algérie Orientale). Enjeux du climat et de l'environnement. Thèse de Doctorat, Université de Constantine 1, Algérie. 304p.
- Leake C., Malczewski J. (2000):** GIS and Multicriteria Decision Analysis. *J. Oper. Res. Soc.*, 51, 247.
- Lebres E. (2005) :** Cours d'hygiène et de microbiologie des eaux (manuel des travaux pratiques des eaux). Institut Pasteur, Algérie. 60p.
- Leclercq L. (2001) :** Intérêt et limites des méthodes d'estimation de la qualité de l'eau. Station scientifique des Hautes-Fagnes, Belgique, 55p.

- Lentswe G.B., Molwalefhe L. (2020):** Delineation of potential groundwater recharge zones using analytic hierarchy process-guided GIS in the semi-arid Motloutse watershed, eastern Botswana. *J. Hydrol. Reg. Stud.*, 28, 100674.
- Lodwick W.A., Monson W., Svoboda L. (1990):** Attribute error and sensitivity analysis of map operations in geographical informations systems: Suitability analysis. *Int. J. Geogr. Inf. Syst.*, 4, 413-428.
- Louamri A. (2013) :** Le bassin-versant de la Seybouse (Algérie orientale) : Hydrologie et aménagement des eaux. Thèse de Doctorat, Université de Constantine 1, Algérie. 300p.
- Loucif K., Neffar S., Menasria T., Maazi M.C., Houhamdi M., Chenchouni H. (2020):** Physico-chemical and bacteriological quality assessment of surface water at Lake Tonga in Algeria. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 13, 100284.
- Magesh N., Chandrasekar N., Soundranayagam J.P. (2012):** Delineation of groundwater potential zones in Theni district, Tamil Nadu, using remote sensing, GIS and MIF techniques. *Geosci. Front.*, 3, 189-196.
- Magesh N., Chandrasekar N., Soundranayagam J.P. (2012):** Delineation of groundwater potential zones in Theni district, Tamil Nadu, using remote sensing, GIS and MIF techniques. *Geosci. Front.*, 3, 189-196.
- Magesh N.S., Chandrasekar N., Soundranayagam J.P. (2012):** Delineation of groundwater potential zones in Theni district, Tamil Nadu, using remote sensing, GIS and MIF techniques. *Geoscience Frontiers*, 3 (2), 189-196.
- Mageshkumar, P.; Subbaiyan, A.; Lakshmanan, E.; Thirumoorthy, P. (2019):** Application of geospatial techniques in delineating groundwater potential zones: A case study from South India. *Arab. J. Geosci.*, 12, 151.
- Maity D.K., Mandal S. (2017):** Identification of groundwater potential zones of the Kumari River basin, India: An RS & GIS based semi-quantitative approach. *Environ. Dev. Sustain.*, 21, 1013–1034.
- Malczewski J. (2006):** GIS-based multicriteria decision analysis: A survey of the literature. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.*, 20, 703-726.
- Mallick J., Khan R.A., Ahmed M., Alqadhi S.D., Alsubih M., Falqi I., Hasan M.A. (2019):** Modeling Groundwater Potential Zone in a Semi-Arid Region of Aseer Using Fuzzy-AHP and Geoinformation Techniques. *Water*, 11 (12), 2656.

- Mallick J., Khan R.A., Ahmed M., Alqadhi S.D., Alsubih M., Falqi I., Hasan M.A. (2019):** Modeling Groundwater Potential Zone in a Semi-Arid Region of Aseer Using Fuzzy-AHP and Geoinformation Techniques. *Water*, 11, 2656.
- Mansouri Z., (2009) :** les ressources en eau et gestion intégrée du bassin versant de l'Oued Bouhamdane (Nord-est Algérien). Mémoire de Magistère, Université Badji Mokhtar Annaba, Algérie. 125p.
- Maoui A. (2007) :** Evolution et origine du chimisme des eaux de l'aquifère superficiel de Zaâfrane : région de la steppe Sud Algéroise. Etude de la variation spatiale de la salinité et ses risques sur les sols et la végétation. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, Algérie. 249p.
- Maoui A., Kherici N. et Derradji F. (2010) :** Hydrochemistry of an Albian sandstone aquifer in a semi-arid region, Ain Oussera, Algeria. *Environ. Earth Sci.*, 60, 689–701.
- Maqsoom A., Aslam B., Khalid N., Ullah F., Anysz H., Almaliki A.H., Almaliki A.A., Hussein E.E. (2022):** Delineating Groundwater Recharge Potential through Remote Sensing and Geographical Information Systems. *Water*, 14 (11), 1824.
- Meena S.R., Mishra B., Piralilou S.T. (2019):** A Hybrid Spatial Multi-Criteria Evaluation Method for Mapping Landslide Susceptible Areas in Kullu Valley, Himalayas. *Geosciences*, 9, 156.
- Mekaoussi N., (2014) :** Comportement des éléments chimiques dans les eaux de surface de Hammam Debagh (Est Algérien). Mémoire de Magistère, Université de Batna, Algérie. 124p.
- Metcalf and Eddy, Inc. (2003):** Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4th Edition, McGraw-Hill Higher Education, Inc., New York, 53p.
- Milevski I., Dragicevic S. (2019):** Landslides susceptibility zonation of the territory of north Macedonia using analytical hierarchy process approach. *Math. Biotech. Sci.*, 40, 115–126.
- Mishra A.K., Upadhyay A., Srivastava A., Rai S.C. (2020):** Probabilistic groundwater recharge zonation in hard rock terrain using geospatial techniques in Veniar watershed, South India. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 20 (3), 456-471.
- Murmu P., Kumar M., Lal D., Sonker I., Singh S.K. (2019):** Delineation of groundwater potential zones using geospatial techniques and analytical hierarchy process in Dumka district, Jharkhand, India. *Groundw. Sustain. Dev.*, 9, 100239.

- Mzid N., Pignatti S., Huang W., Casa R. (2021):** An Analysis of Bare Soil Occurrence in Arable Croplands for Remote Sensing Topsoil Applications. *Remote Sens.*, 13, 474.
- Naghibi S.A., Pourghasemi H.R., Dixon B. (2015):** GIS-based groundwater potential mapping using boosted regression tree, classification and regression tree, and random forest machine learning models in Iran. *Environ. Monit. Assess.*, 188, 1–27.
- Nguyen V.-T., Tran T.H., Ha N.A., Ngo V.L., Nadhir A.-A., Tran V.P., Nguyen H.D., Malek M.A., Amini A., Prakash I., Ho L.S., Pham B.T. (2019):** GIS Based Novel Hybrid Computational Intelligence Models for Mapping Landslide Susceptibility: A Case Study at Da Lat City, Vietnam. *Sustainability*, 11, 7118.
- Nithya C.N., Srinivas Y., Magesh N., Seenipandi K., Nair N.C. (2019):** Assessment of groundwater potential zones in Chittar basin, Southern India using GIS based AHP technique. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.*, 15, 100248.
- O.M.S. (2000) :** Organisation Mondiale de la Santé : Directives de qualité pour l'eau de boisson. Vol. 2. Critères d'hygiène et documentation à l'appui, 2e édition, 1050 p.
- O.M.S. (2004).** Organisation Mondiale de la Santé: Guidelines for drinking waterquality. Vol. 1. Recommendation, 3rd edn. World Health Organization, Geneva.
- O.M.S. (2011).** Organisation Mondiale de la Santé: Guidelines for drinking waterquality, 4th edn. World Health Organization, Geneva.
- O.N.M. Guelma (2000).** Office National de Météorologie : Station de Ain Makhlouf 2000.
- O.N.M. Guelma (2007).** Office National de Météorologie : Station de Hammam Debagh 2007.
- O.N.M. Guelma (2007).** Office National de Météorologie : Station de Bordj Sabath 2007.
- O.N.M. Guelma (2020).** Office National de Météorologie : Station de Guelma 2020.
- O.N.S. (2008).** Office National des Statistiques : Quelques statistiques et indicateurs sociaux. Données 2008.
- O.N.S. (2022).** Office National des Statistiques : Quelques statistiques et indicateurs sociaux. Données 2022.
- Ondieki J.K., Akunga D.N., Warutere P.N., Kenyanya O. (2021):** Bacteriological and physico-chemical quality of household drinking water in Kisii Town, Kisii County, Kenya. *Heliyon*, 7(5), e06937.

- Pal S., Kundu S., Mahato S. (2020):** Groundwater potential zones for sustainable management plans in a river basin of India and Bangladesh. *J. Clean. Prod.*, 257, 120311.
- Pandey P., Kass P.H., Soupir M., L., Biswas S., Singh V. (2014):** Contamination of water resources by pathogenic bacteria. *AMB Express*, 4, 4-51.
- Pang Z., Rahaman F., Arefin R., Ali S., Mazumder Q.H. (2018):** Delineation of groundwater potential zones of Atrai–Sib River basin in north-west Bangladesh using remote sensing and GIS techniques. *Sustain. Water, Resour. Manag.*, 5, 689-702.
- Paniconi C., Khlaifi I., Lecca G., Giacomelli A., Tarhouni J. (2001):** A modeling study of sea water intrusion in the Korba coastal plain, Tunisia. *Phys. Chem. Earth*, 26, 345–351.
- Patra, S., Mishra P., Mahapatra S.C. (2018):** Delineation of groundwater potential zone for sustainable development: A case study from Ganga Alluvial Plain covering Hooghly district of India using remote sensing, geographic information system and analytic hierarchy process. *J. Clean. Prod.*, 172, 2485-2502.
- Pilevar A.R., Matinfar H.R., Sohrabi A., Sarmadian F. (2020):** Integrated fuzzy, AHP and GIS techniques for land suitability assessment in semi-arid regions for wheat and maize farming. *Ecol. Indic.*, 110, 105887.
- Prema Somanathan S., Kesavan M., Kulamulla Parambath S., Vijayalekshmi Muraleedharan B., Krishnan S., Damodharan P. (2024):** A Novel Bare Soil Index for Enhancing the Mapping of Bare Soil Area – An Indicator of Urban Expansion. *Ecological Engineering & Environmental Technology.*, 25(10),167-180.
- Radula M.W., Szymura T., Szymura M. (2018):** Topographic wetness index explains soil moisture better than bioindication with Ellenberg’s indicator values. *Ecological Indicators*, 85, 172-179.
- Rahmati O., Melesse A.M. (2016):** Application of Dempster–Shafer theory, spatial analysis and remote sensing for groundwater potentiality and nitrate pollution analysis in the semi-arid region of Khuzestan, Iran. *Sci. Total Environ.*, 568, 1110–1123.
- Rahmati O., Samani A.A.N., Mahdavi M., Pourghasemi H.R., Zeinivand H. (2014):** Groundwater potential mapping at Kurdistan region of Iran using analytic hierarchy process and GIS. *Arab. J. Geosci.*, 8, 7059-7071.

- Rajasekhar M., Raju G.S., Raju R.S., Basha U.I. (2018):** Data on artificial recharge sites identified by geospatial tools in semi-arid region of Anantapur District, Andhra Pradesh, India. *Data Brief*, 19, 462-474.
- Rajasekhar M., Raju G.S., Sreenivasulu Y., Raju R.S. (2019):** Delineation of groundwater potential zones in semi-arid region of Jilledubanderu river basin, Anantapur District, Andhra Pradesh, India using fuzzy logic, AHP and integrated fuzzy-AHP approaches. *HydroResearch*, 2, 97–108.
- Rao B.V., Briz-Kishore B. (1991):** A methodology for locating potential aquifers in a typical semi-arid region in India using resistivity and hydrogeologic parameters. *Geoexploration*, 27, 55–64.
- Rao B.V., Briz-Kishore B. (1991):** A methodology for locating potential aquifers in a typical semi-arid region in India using resistivity and hydrogeologic parameters. *Geoexploration*, 27, 55-64.
- Reggam A. (2015) :** Contribution à l'étude de la qualité microbiologique et physico-chimique des eaux d'Oued Seybouse. Thèse de Doctorat, Université Guelma, Algérie. 141p.
- Rejesk F. (2002) :** Analyse des eaux ; Aspects Réglementaires Et Techniques. Sceren, Paris. 360p.
- Rezaei-Moghaddam K., Karami E. (2007):** A multiple criteria evaluation of sustainable agricultural development models using AHP. *Environ. Dev. Sustain.*, 10, 407–426.
- Richard C. (1996) :** Les eaux, les bactéries, les hommes et les animaux. Ed. Scientifiques et Médicales. Elsevier, Paris. 115 p.
- Rikimaru A., Roy P.S., Miyatake S. (2002):** Tropical Forest cover density mapping. *Trop. Ecol.*, 43, 39-47.
- Rodier J., Legube B., Merlet N. (2009) :** L'Analyse de l'eau. 9^{ème} édition. Ed. Dunod, Paris. 1511p.
- Saaty T.L. (1980):** The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation. McGraw: New York, NY, USA. 281p.
- Saaty T.L. (1990):** Decision Making for Leaders: The Analytic Hierarchy Process for Decisions in a Complex World. RWS Publications: Pittsburgh, PA, USA. 54p.
- Saaty T.L. (2008):** Decision making with the analytic hierarchy process. *Int. J. Serv. Sci.*, 1, 83

- Sahoo S., Dhar A., Kar A., Ram P. (2016):** Grey analytic hierarchy process applied to effectiveness evaluation for groundwater potential zone delineation. *Geocarto Int.*, 32, 1188-1205.
- Saidi S., Bouri S., Ben Dhia H. (2011):** Sensitivity analysis in groundwater vulnerability assessment based on GIS in the Mahdia-Ksour Essaf aquifer, Tunisia: A validation study. *Hydrol. Sci. J.*, 56, 288-304.
- Sar N., Khan A., Chatterjee S., Das A. (2015):** Hydrologic delineation of ground water potential zones using geospatial technique for Keleghai river basin, India. *Model. Earth Syst. Environ.*, 1, 25.
- Segnou V., Kweyang B., Koji E., Tchakonte S., Tokam M., Ewoti O., Onana F., Kweya O., Arfao A. (2023):** Level of Bacteriological and Physicochemical Pollution of Surface Waters in Rural Area: The Case of Mbankomo Municipality (Center Region, Cameroon). *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 11, 173-188.
- Senanayake I.P., Dissanayake D., Mayadunna B., Weerasekera W. (2016):** An approach to delineate groundwater recharge potential sites in Ambalantota, Sri Lanka using GIS techniques. *Geosci. Front.*, 7, 115-124.
- Singh L.K., Jha M.K., Chowdary V.M. (2017):** Multi-criteria analysis and GIS modeling for identifying prospective water harvesting and artificial recharge sites for sustainable water supply. *J. Clean. Prod.*, 142, 1436–1456.
- Sinton L.W., Donnison A.M., Hastie C.M. (1993):** Faecal streptococci as faecal pollution indicators: A review. Part I: Taxonomy and enumeration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 27(1), 101-115.
- Soltani A.A., Oukil A., Boutaghane H., Bermad A., Boulassel M.R. (2021):** A new methodology for assessing water quality, based on data envelopment analysis: Application to Algerian dams. *Ecological Indicators*, 121, (2021), 106952.
- Souissi D., Msaddek M.H., Zouhri L., Chenini I., May M., Dlala M. (2018):** Mapping groundwater recharge potential zones in arid region using GIS and Landsat approaches, southeast Tunisia. *Hydrol. Sci. J.*, 63, 251-268.
- Stoner J.D. (1978) :** Water-Quality Indices for Specific Water Uses. Indiana University. Geological Survey, Circ. 770. 12p.
- Su Z. (2000):** Remote sensing of land use and vegetation for mesoscale hydrological studies. *Int. J. Remote Sens.*, 21, 213-233.

- Thierrin J., Steffen P., Cornaz S., Vualaz F-D., Balderer W., Looser M., Zpbrit J., Zumstein J. (2001) :** Guide Pratique De L'échantillonnage Des Eaux Souterraines. Société Suisse D'Hydrogéologie. 57p.
- Thomas I. (2001) :** Cartographie d'aujourd'hui et de demain : rappels et perspectives. Revue Européenne de géographie, Cartographie, imagerie et SIG, N° 189, 1-23.
- Touati H. (2019) :** Eutrophisation, cyanobactéries et cyanotoxines : identification des risques et gestion du plan d'eau Zit-Emba (Wilaya de Skikda). Thèse de Doctorat Université d'Annaba, Algérie. 152p.
- Touati M. (2019) :** Impact de l'irrigation sur la qualité des eaux souterraines -Cas du périmètre irrigué Guelma – Bouchegouf. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, Algérie. 138p.
- Valverde J.P.B., Blank C., Roidt M., Schneider L., Stefan, C. (2016):** Application of a GIS Multi-Criteria Decision Analysis for the Identification of Intrinsic Suitable Sites in Costa Rica for the Application of Managed Aquifer Recharge (MAR) through Spreading Methods. Water, 8, 391.
- Vila J.M. (1980) :** La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins Algéro-Tunisiens. PhD
- Wilcox L.V. (1955) :** Classification and Use of Irrigation Waters. U.S. Dep. Agriculture, Circ. 969. 19p.
- Yeh H.-F., Cheng Y.-S., Lin H.-I., Lee C.-H. (2016):** Mapping groundwater recharge potential zone using a GIS approach in Hualian River, Taiwan. Sustain. Environ. Res., 26, 33-43.
- Yeh H.-F., Lee C.-H., Hsu K.-C., Chang P.-H. (2008):** GIS for the assessment of the groundwater recharge potential zone. Environ. Earth Sci., 58, 185–195.
- Yousif M. (2019):** Hydrogeological inferences from remote sensing data and geoinformatic applications to assess the groundwater conditions: El-Kubanyia basin, Western Desert, Egypt. J. Afr. Earth Sci., 152, 197–214.
- Zeghaba N. (2018) :** Etude et suivi de la qualité des eaux du barrage Hammam Debagh (Nord-Est Algérien). Thèse de Doctorat, Université Annaba, Algérie. 123p.
- Zghibi A., Merzougui A., Chenini I., Ergaieg K., Zouhri L., Tarhouni J. (2016):** Groundwater vulnerability analysis of Tunisian coastal aquifer: An application of DRASTIC index method in GIS environment. Groundw. Sustain. Dev., 2, 169-181.
- Zghibi A., Mirchi A., Msaddek M.H., Merzougui A., Zouhri L., Taupin J.-D., Chekirbane A., Chenini I., Tarhouni J. (2020):** Using Analytical Hierarchy Process and Multi-Influencing Factors to Map Groundwater Recharge Zones in a Semi-Arid Mediterranean Coastal Aquifer. Water, 12, 2525.

ANNEXES

Annexes

Annexe 1 : Résultats d'analyses physicochimiques des eaux souterraines et superficielles du sous bassin de Bouhamdane (1^{ère} Campagne – Mars 2012)

Site	T°C	pH	CE	O ₂	Sal	TDS	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁻
S ₁	19,3	7,17	1882	3,88	0,9	983	110,89	32,45	242,65	19,33	346,48	269,80	217,65
S ₂	18	7,11	1834	3,21	0,9	989	102,46	34,80	248,43	32,58	318,42	269,80	198,57
S ₃	16,9	7,58	786	4,12	0,2	410	51,72	5,28	122,52	7,23	296,46	60,80	32,56
S ₄	14,2	7,6	767	4,65	0,2	402	51,72	8,86	129,85	6,66	312,32	51,60	55,34
S ₅	14	7,59	621	3,98	0,1	326	48,00	13,64	95,57	6,78	291,54	51,20	31,05
S ₆	13,2	7,47	825	4,52	0,2	431	52,70	11,16	126,88	7,98	295,24	113,60	31,88
S ₇	14,5	7,78	710	4,31	0,1	371	44,86	3,92	75,34	8,33	212,28	39,80	24,98
S ₈	15,3	7,17	1942	3,56	0,9	1015	106,19	56,44	245,98	18,67	294,02	426,00	120,14
P ₁	13,5	7,44	1094	4,23	0,4	574	55,44	21,86	158,75	13,42	292,30	142,00	107,26
P ₂	15,6	7,49	708	3,89	0,1	371	61,53	21,04	118,47	8,53	243,76	104,20	104,58
P ₃	13,8	7,53	711	4,03	0,1	372	52,32	19,63	136,78	6,98	326,44	93,60	42,61
P ₄	14,3	6,88	825	3,65	0	223	41,55	14,58	114,30	3,86	289,80	94,40	28,39
P ₅	13,6	7,25	1944	3,21	0	219	134,78	9,11	158,52	4,48	295,02	173,28	128,84
OB ₁	14,2	8,2	993	4,55	0,3	519	97,40	36,69	162,23	10,58	237,90	227,80	150,92
OB ₂	13,9	8,25	1010	2,87	0,3	528	98,19	39,04	166,82	11,26	228,14	247,80	142,98
OB ₃	14,2	8,28	1016	3,12	0,3	530	88,19	39,98	166,11	9,64	233,26	227,80	169,16
OZ ₁	16,3	8,01	1278	2,65	0,5	667	103,28	37,16	230,66	14,22	279,38	256,20	190,55
OZ ₂	15,8	8,02	1309	1,79	0,5	684	105,39	49,86	142,62	12,76	285,48	242,00	170,23
OZ ₃	17,1	7,99	1327	1,35	0,5	693	101,12	56,44	145,48	13,56	308,66	242,00	174,86
OZ ₄	17,6	8,25	1460	2,28	0,7	763	102,00	52,10	204,23	14,32	274,50	267,73	262,54
Site	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ⁻	Fe ²⁺	MO	MES	TURB	RS	TAC	TH	DBO ₅	DCO
S ₁	42,60	0,14	0,12	0,42	0,02	0,8	8,5	6,09	1628,24	28,4	64		
S ₂	38,54	0,12	0,16	0,65	0	1,2	7,5	1,92	1515,16	26,1	68		
S ₃	24,00	0,19	0,18	0,12	0	1,8	9,5	1,04	532,05	24,3	37		
S ₄	32,40	0,12	0,19	0,13	0	0	2,5	1,03	584,5	25,6	35		
S ₅	5,00	0,15	0,24	0,30	0	0,5	0	3,3	426,76	15,7	31		
S ₆	32,50	0,15	0,25	0,59	0,01	1,2	3	3,27	546,2	24,2	33		
S ₇	52,60	0,18	0,22	0,12	0,03	9,5	2	1,8	485,57	17,4	31		
S ₈	55,21	0,26	0,47	0,54	0,04	0,9	0	0,49	1463,48	24,1	70		
P ₁	28,00	0,17	0,15	0,35	0,09	3,3	10	6,7	1229,5	21,5	47		
P ₂	7,60	0,17	0,18	0,22	0	0,9	0	3,1	428,95	20,8	32		
P ₃	15,40	0,12	0,19	0,33	0	0	0	3,92	465,56	20,2	37		
P ₄	22,45	0,20	0,36	0,14	0	0	3	9,02	274,3	9	15		
P ₅	22,66	0,23	0,39	0,42	0,01	1,8	3	8,88	342,72	9,1	15		
OB ₁	19,20	0,42	0,36	0,53	0,02	4,1	46	41,3	874	19,5	39	34	12,25
OB ₂	14,78	0,35	0,22	0,60	0,23	1,4	35	33,5	925	18,7	45	38,5	15,5
OB ₃	22,36	0,25	0,24	0,67	0,3	1,3	32	32,2	928,5	18,3	46	41,75	16,2
OZ ₁	40,45	1,35	0,25	1,10	0,32	2,4	65	59,1	1061	22,9	54	141,25	25,7
OZ ₂	42,76	0,89	0,23	1,06	0,09	4,2	93	82,2	1206	23,4	55	152,3	30,25
OZ ₃	46,40	0,29	0,24	2,15	0,25	4,1	98	90,7	1285	25,3	56	75	26
OZ ₄	22,30	0,85	1,50	0,65	0,01	4,6	45	94,8	1015,2	22,5	62	59,5	22,65

Annexe 2 : Résultats d'analyses physicochimiques des eaux souterraines et superficielles du sous bassin de Bouhamdane (2^{ème} Campagne – Juillet 2012)

Site	T°C	pH	CE	O ₂	Sal	TDS	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁻
S ₁	23,3	7,41	1598	3,12	0,7	760	94,25	17,87	216,9	28,5	256,2	255,6	181,5
S ₂	23	6,81	1667	3,25	0,7	798	102,28	16,93	243,8	32,6	329,4	213	198,6
S ₃	24,4	6,97	642	1,33	0,1	299	68,4	7,16	113,6	7,5	322,54	56,8	51,64
S ₄	24	6,88	692	4,25	0,1	325	47,21	9,93	126,5	6,6	315,48	56,8	46,34
S ₅	24,4	7,08	965	4,76	0,1	310	54,86	10,34	96,4	15,2	302,34	56,8	52,63
S ₆	24,2	7,15	855	4,32	0,2	399	56,24	7,05	108,61	10,52	217,9	109,4	54,6
S ₇	24,3	7,22	539	3,56	0	251	33,4	19,8	86,5	4,3	166,5	86,5	29,8
S ₈	24,4	7,26	2230	2	1	1035	105,9	88,5	222,4	19,5	278,2	425,6	133,32
P ₁	23,5	7,41	819	2,52	0,2	387	42,91	14,93	125,3	9,4	292,3	76,8	129,59
P ₂	24,7	6,52	739	3,74	0,1	342	34,88	15,52	137,3	6,8	168,1	123,6	103,54
P ₃	23,5	7,44	387	2,96	0	184	45,47	8,93	135,2	8,8	290,06	82,6	40,86
P ₄	24,1	6,87	392	3,87	0	182	44,68	11,28	146,3	12,2	316,4	96,8	55,01
P ₅	23,5	6,9	2180	3,45	1	1036	115,78	7,16	135,4	6,03	285,2	166,17	128,99
OB ₁	23,2	7,8	1530	2,21	0,6	708	80,14	56,62	206,25	18,04	277,98	261,56	179,59
OB ₂	24	7,82	1504	4,52	0,6	705	77,8	44,09	218,33	9,03	285,68	275,6	177,27
OB ₃	23,4	7,6	1488	2,34	0,6	706	89,37	47,38	227,22	8,03	299,58	291,4	150,06
OZ ₁	24	7,29	1506	1,54	0,6	706	79,18	47,98	265	18,04	313,24	265,6	297,9
OZ ₂	23,9	6,9	1946	3,87	0,8	915	112,09	62,56	222,22	24,06	354,28	275,6	272,35
OZ ₃	23,8	7,16	1892	2,41	0,8	891	112,49	71,97	237,22	9,02	389,4	265,6	259,28
OZ ₄	24,1	7,53	1734	2,56	0,7	811	103,5	65,9	207,2	15,3	398,5	251,5	176,8
Site	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ⁻	Fe ²⁺	MO	MES	TURB	RS	TAC	TH	DBO ₅	DCO
S ₁	33,50	0,16	0,14	0,21	0,01	0	0	0,63	1286,5	21	44		
S ₂	24,62	0,13	0,17	0,35	0	4	0	0,24	1363,5	27	52		
S ₃	18,00	0,07	0,19	0,19	0	2,6	0	1,82	429,5	20,7	28		
S ₄	27,60	0,04	0,20	0,18	0	2,5	0	0,43	523	23,4	30		
S ₅	4,00	0,02	0,32	0,24	0	3,6	0	0,33	447,5	19,7	27		
S ₆	29,90	0,09	0,29	0,32	0,03	0,7	0	1,31	570	19,5	29		
S ₇	44,50	0,13	0,30	0,11	0,04	0,8	0	0,24	364,5	15,6	24		
S ₈	46,54	0,27	0,48	0,47	0,03	0,5	0	0,34	1644,5	25,7	66		
P ₁	27,65	0,15	0,16	0,29	0,07	2,4	0	2,75	492,5	21,5	29		
P ₂	6,80	0,13	0,20	0,20	0	7	5	2,36	450	10,5	21		
P ₃	13,20	0,12	0,20	0,27	0	2,8	0	1,52	250,5	12,3	19		
P ₄	19,65	0,26	0,39	0,13	0	3,3	1,5	4,08	242	12	18		
P ₅	19,52	0,25	0,42	0,32	0,02	4,2	0	0,36	1719	28	76		
OB ₁	17,74	0,23	0,49	0,39	0,07	5,8	35	15,4	1194	15,2	45	47,5	23,5
OB ₂	10,68	0,30	0,35	0,31	0,29	5,7	39	12,3	1175	14,4	45	38	12,5
OB ₃	20,46	0,15	0,32	0,54	0,32	5,3	22	26,5	1182	13,9	45	61	27,5
OZ ₁	38,70	1,19	0,32	1,00	0,37	7,8	69	15,6	1159	14,2	45	150,4	30
OZ ₂	33,40	0,25	0,35	1,01	0,17	9,3	132,5	15	1514	27,4	64	138,5	25
OZ ₃	39,81	0,19	0,35	1,98	0,35	9,9	16	12,9	1463	27	64	102	35
OZ ₄	14,60	0,24	1,89	0,85	0,02	6,8	0	7,91	1186,5	24,7	64	95	30

Annexe 3 : Résultats d'analyses physicochimiques des eaux souterraines et superficielles du sous bassin de Bouhamdane (3^{ème} Campagne – Octobre 2012)

Site	T°C	pH	CE	O ₂	Sal	TDS	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁻
S ₁	20,8	6,7	1984	3,87	0,8	849	76,83	36,69	233,1	14	302,56	271	111,7
S ₂	20,2	6,77	1968	2,65	0,8	848	64,28	23,04	268	13,8	358,6	227,8	213,75
S ₃	20,5	6,99	740	2,98	0,1	335	64,48	7,57	110	8,2	295,67	74,6	64,23
S ₄	17,3	7,01	756	3,52	0,1	343	42,12	9,75	120	8,4	291,4	62,8	37,15
S ₅	15,6	7,5	1040	3,88	0,3	460	62,35	28,41	132	14,3	286	130	115,32
S ₆	20,9	7,12	983	4,25	0,3	438	80,32	29,63	180	27,6	274,54	227,2	119,11
S ₇	20,9	7,4	621	3,54	0	278	58,16	11,04	85	13,2	137,94	127,2	100,45
S ₈	20,9	6,83	2380	3,21	1,1	1048	94,86	11,28	240	15,4	311,1	356,8	132,4
P ₁	14,7	7,27	885	4,41	0,2	394	59,56	13,52	148	13	302,56	56,8	150,6
P ₂	14,6	6,67	860	2,98	0,1	380	40,75	16,69	140	18	209,64	140,4	117,5
P ₃	19,6	7,28	850	3,21	0,1	378	60,94	19,75	138	9,2	315	113,6	53,42
P ₄	15,1	7,39	585	4,52	0,1	377	52,12	14,11	122,6	7,2	236,64	96,8	78,86
P ₅	19,5	6,81	2385	3,88	1,1	1025	117,9	14,56	150	12	298,9	154,4	182,89
OB ₁	17,6	7,57	1795	4,12	0,7	797	104,88	31,71	209,68	21,16	286,2	261,56	162,22
OB ₂	17,5	7,59	1900	3,66	0,7	840	110,52	30,77	212,67	18,98	279,38	269,8	162,22
OB ₃	20,7	7,68	1890	3,85	0,7	835	104,88	30,77	211,02	15,28	270	284	137,66
OZ ₁	17,4	7,32	1948	1,98	0,8	869	109,1	29,83	215	23,33	325,26	225,6	265,14
OZ ₂	17,4	7,45	2050	1,44	0,8	917	119,44	44,88	214,78	25,34	366,74	255,6	283,77
OZ ₃	17,5	7,21	2020	1	0,8	907	101,39	45,82	204,09	22,63	338,44	255,6	252,03
OZ ₄	17,7	7,19	1893	2,36	0,8	861	119,1	55,23	204,53	16,7	398,94	237,2	189,04
Site	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ⁻	Fe ²⁺	MO	MES	TURB	RS	TAC	TH	DBO ₅	DCO
S ₁	28,30	0,15	0,11	0,10	0,03	5	0	0,49	1150,5	30,7	61		
S ₂	18,16	0,14	0,11	0,22	0	2,4	0	0,39	1461	27,7	72		
S ₃	12,50	0,08	0,10	0,07	0,03	2,7	0	0,42	313,5	25,5	35		
S ₄	10,60	0,04	0,12	0,00	0	1,3	0	0,37	494	24,8	37		
S ₅	2,40	0,05	0,30	0,09	0,07	2,5	0	0,43	703	26,2	41		
S ₆	20,40	0,07	0,26	0,00	0,03	3	0	0,43	601	25	37		
S ₇	45,20	0,12	0,19	0,00	0,05	3	0	0,32	431	11,2	28		
S ₈	33,40	0,26	0,36	0,10	0,04	5,9	0	0,37	1652	41	83		
P ₁	24,80	0,09	0,11	0,35	0,02	1,6	0	0,7	701	24,8	40		
P ₂	7,90	0,15	0,15	0,04	0,01	1,8	0	1,66	525	13	29		
P ₃	8,42	0,10	0,15	0,02	0	0,6	0	0,75	701	25,2	39		
P ₄	21,35	0,22	0,26	0,06	0,05	0,5	0	0,58	736	22,5	38		
P ₅	14,60	0,29	0,35	0,02	0,05	3,6	0	0,38	1915,5	24,8	91		
OB ₁	15,40	0,33	0,36	0,29	0,2	7,7	76,5	47,5	1450,5	21	64	21	7,5
OB ₂	11,36	0,38	0,32	0,21	0,02	7,6	52	30,4	1432	22,9	77	33,5	9
OB ₃	18,50	0,27	0,30	0,22	0,05	7,5	27,5	16,9	1367	16	60	29	10,5
OZ ₁	42,60	2,56	0,29	0,22	0,01	7,6	24	11,6	1380,5	28,3	74	149	29
OZ ₂	38,60	0,63	0,29	0,32	0,01	8	79	24,1	1435	31,7	83	153	31
OZ ₃	41,30	0,60	0,25	0,89	0,12	8,5	117	79,8	1450	35,2	90	95	35
OZ ₄	29,70	0,59	1,22	1,31	0,04	8,3	61,5	16	1506,5	32,7	90	87	22,5

Annexe 4 : Résultats d'analyses physicochimiques des eaux souterraines et superficielles du sous bassin de Bouhamdane (4^{ème} Campagne – Novembre 2012)

Site	T°C	pH	CE	O ₂	Sal	TDS	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁻
S ₁	18,2	7,12	1834	3,85	0,8	1069	84,3	13,7	222	12,8	347,7	210	110,2
S ₂	17,5	6,81	1765	2,66	0,8	1179	83,4	12,6	213	14,4	305	204,2	220,6
S ₃	15,8	7,14	748	3,58	0,1	612	51,3	5,69	122	6,27	317,2	57,4	32,7
S ₄	15,6	7,27	765	4,22	0,1	627	49,3	11,9	126	7,06	311,1	57,4	51,2
S ₅	14,5	7,51	606	4,07	0,3	643	24,1	12,2	78,3	6,22	223	42,2	27,67
S ₆	12,9	7,35	1009	4,55	0,2	545	48,2	9,49	138	8,81	269	118,6	34,3
S ₇	13,3	7,45	621	3,22	0	410	37,5	6,08	67,4	3,9	134,2	58,6	18,86
S ₈	16,8	7,65	1985	3,14	0,9	1261	95,1	23,3	244	8,51	244	380,2	152,53
P ₁	13,7	7,42	860	4,02	0,2	762	38,3	16,2	145	7,66	292,8	70,4	108,54
P ₂	14,5	6,48	544	2,87	0,2	596	21,3	8,02	86,3	4,15	103,7	82,8	71,95
P ₃	14,4	7,34	878	3,02	0,2	675	39,2	16,3	125	6,33	310	88	45,72
P ₄	14,6	7,44	885	4,09	0,2	710	44,6	20	126	7,73	314,8	90,4	48,14
P ₅	11,9	7,08	384	3,91	0	267	16,2	5,06	47	1,78	45,8	75,2	31,09
OB ₁	13,8	7,87	770	4,15	0,7	1092	41,1	12,3	99,1	6,03	311	70,2	54,6
OB ₂	14,6	8,11	774	3,53	0,8	1098	43,1	13,1	110	6,86	313	72,6	55
OB ₃	14,6	7,91	793	3,48	0,8	1113	51,3	15,4	130	8,76	315	77,2	57,8
OZ ₁	15,5	7,83	1650	1,73	0,8	1388	83,1	23	173	9,44	292,8	195	151
OZ ₂	16,5	7,88	1663	1,52	0,9	1380	84,2	42,6	181	10,7	317,2	208	128
OZ ₃	16,6	7,62	1657	1,65	0,9	1390	82,1	37,7	173	9,26	305	208	135
OZ ₄	16,1	7,85	1841	2,53	0,8	1255	92,8	48,4	205	7,06	395	229	174
Site	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ⁻	Fe ²⁺	MO	MES	TURB	RS	TAC	TH	SiO ₂ ²⁺	F ⁻
S ₁	55,2	0,132	0,128	0,5833	0,01	0,5	3	1,1	1108	5,9	60	0,37	2,21
S ₂	57,4	0,099	0,112	0,7982	0,02	0,9	4,2	0,2	1324	5,7	68	0,31	2,08
S ₃	21	0,165	0,145	0,1535	0,05	2,1	2,6	0,1	325	5,2	37	0,22	0,71
S ₄	24,1	0,099	0,165	0,1535	0	1,1	0,8	0,4	506	5,1	35	0,20	0,41
S ₅	17,48	0,099	0,354	0,307	0,08	1,6	0	3,4	670	5	38	0,13	0,24
S ₆	27,8	0,132	0,333	0,6447	0,05	2	0	2,1	603	3,4	37	0,26	0,94
S ₇	47,3	0,198	0,245	0,1535	0,04	10,3	0	0,9	446	2,3	29	0,29	0,32
S ₈	61,4	0,264	0,385	0,6754	0,02	0,9	0	0,4	1447	4,3	75	0,40	2,11
P ₁	54,2	0,165	0,287	0,3991	0,07	5,2	0	5,8	774	5,5	43	0,46	1,46
P ₂	27,24	0,198	0,265	0,2763	0,03	0,8	0	1,4	526	2,7	28	0,35	0,19
P ₃	59,68	0,066	0,245	0,3684	0,01	1,3	0,2	2,1	1118	5,5	44	0,26	1,04
P ₄	16,7	0,165	0,363	0,1535	0,05	0,5	3	5,5	1165	7	59	0,37	1,37
P ₅	12,3	0,198	0,385	0,4605	0,05	1,8	8	3,7	316	0,9	14	0,64	0,22
OB ₁	18	0,33	0,412	5,33	0,09	4,6	33	28,54	1280	4,7	66	0,57	0,43
OB ₂	6,16	0,297	0,425	4,25	0,06	5,3	26	24,6	1282	4,5	72	0,55	0,44
OB ₃	13,6	0,165	0,463	4,18	0,04	5,5	29	22,9	1292	4,5	64	0,48	0,35
OZ ₁	20,2	1,254	0,451	4,17	0,01	5,2	54	58,4	1427	5,8	75	0,55	0,88
OZ ₂	22,9	0,792	0,422	5,21	0,01	5,6	84	88,1	1489	6,5	84	0,48	0,94
OZ ₃	21,6	0,231	0,354	5,52	0,02	5,8	78	84,7	1528	6,5	95	0,55	1,13
OZ ₄	17,6	0,627	1,685	6,45	0,03	4,6	32	66,3	1559	6,7	92	0,31	1,11

Annexe 5 : Résultats d'analyses physicochimiques des eaux souterraines et superficielles du sous bassin de Bouhamdane (5^{ème} Campagne – Décembre 2012)

Site	T°C	pH	CE	O ₂	Sal	TDS	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁻
S ₁	20,8	7,14	1906	3,96	0,8	1039	89,2	14,8	231	13,2	359,9	219	116,36
S ₂	20,4	6,82	1923	2,87	0,8	1090	96,6	20	244	16,2	347,7	224,6	210,6
S ₃	16,4	7,61	756	1,54	0,1	605	51,2	6,3	124	7,25	317,2	60,4	34,5
S ₄	16,2	7,38	768	3,98	0,1	629	50,7	8,3	128	5,2	311,1	58,6	52,63
S ₅	12,1	7,66	1003	3,86	0	422	45,8	12,3	129	10,8	325	68,8	46,86
S ₆	11,2	7,41	993	3,85	0,3	647	44,1	9,8	111	7,71	207,4	114,6	31,4
S ₇	12	7,98	634	3,18	0	366	39,3	7,16	69,3	3,8	180	57,4	20,54
S ₈	11,8	7,56	2120	2,58	0,9	1193	103	26,2	262	9,27	262,3	402,2	164,2
P ₁	11,5	7,38	973	3,76	0,2	706	44,3	17,6	165	9,33	298,5	77,6	125,1
P ₂	13,7	7,04	847	3,11	0	389	32,7	11,3	135	6,8	164,7	127,8	110,85
P ₃	12,5	7,99	918	3,05	0,2	642	41,3	16,6	137	7,29	327	90,6	47,21
P ₄	13,2	7,79	924	3,59	0,2	671	46,7	23,2	140	8,71	327	92,6	52,14
P ₅	10	7,54	400	2,65	0	239	31,9	6,17	48,4	2,31	54,9	77,8	33,25
OB ₁	10,5	7,96	1815	1,25	0,1	614	76,7	55,3	207	12,7	286,7	266,4	165,3
OB ₂	9,6	7,84	1941	4,65	0,1	622	81,7	47,1	227	8,27	285	270,8	167,43
OB ₃	9,4	7,72	1940	1,43	0,1	671	83,3	49,2	229	7,72	295	288,4	142,35
OZ ₁	10,4	8,01	2010	0,66	0,6	951	102	63,2	253	11,9	353,8	268,8	302,1
OZ ₂	9,1	7,84	2100	4,21	0,6	998	107	74,2	228	12,7	356,8	278,6	287,5
OZ ₃	9,4	7,04	2150	2,43	0,6	976	105	77,7	224	12,1	396,5	268,6	266,4
OZ ₄	9,7	7,62	1954	3,21	0,8	1172	99	72,2	210	9,7	419	235,2	186
Site	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ⁻	Fe ²⁺	MO	MES	TURB	RS	TAC	TH	SiO ₂ ²⁺	F ⁻
S ₁	51,60	0,19	0,10	0,09	0,01	0,2	5,5	2,3	1067	5,7	58	0,29	2,85
S ₂	53,50	0,16	0,16	0,11	0,01	0,8	6,2	0,8	1217	5	62	0,62	2,21
S ₃	20,30	0,14	0,14	0,03	0,04	1,9	4,3	0,9	318	5,2	37	0,31	0,23
S ₄	21,40	0,12	0,18	0,00	0	0,2	1,1	1,2	502	5,1	35	0,29	0,43
S ₅	13,60	0,15	0,21	0,04	0,06	0,4	0	2,8	405	3	23	0,24	0,56
S ₆	22,40	0,09	0,12	0,00	0,02	1,5	0	3,1	613	3,5	38	0,29	0,73
S ₇	48,50	0,15	0,14	0,00	0,06	9,8	0	1,8	435	2,2	28	0,46	0,33
S ₈	65,20	0,27	0,39	0,04	0,03	0,5	0	0,8	1352	4	70	0,75	2,66
P ₁	52,00	0,11	0,14	0,21	0,04	4,3	0	8,6	685	4,8	38	0,79	1,05
P ₂	25,50	0,19	0,10	0,01	0,01	0,5	0	2,9	334	1,7	18	0,35	0,09
P ₃	56,35	0,15	0,17	0,04	0	0	0	3,4	1068	5,2	42	0,31	1,01
P ₄	18,70	0,26	0,29	0,03	0,03	0,2	4	7,5	1118	6,8	57	0,33	1,21
P ₅	11,40	0,32	0,29	0,01	0,07	1,5	10	5,66	302	0,8	14	0,31	0,37
OB ₁	10,90	0,31	0,23	5,25	0,2	3,8	42	38,3	628	1,8	28	0,29	0,71
OB ₂	9,54	0,42	0,20	5,15	0,04	2,4	38	35,6	592	1,8	31	0,33	0,83
OB ₃	16,40	0,34	0,14	4,13	0,05	2,6	34	39,2	576	1,8	25	0,29	0,74
OZ ₁	28,40	2,89	0,23	5,12	0,02	2,4	67	67,2	1172	4,8	62	0,13	1,02
OZ ₂	32,90	0,85	0,19	4,21	0,03	4,8	102	90,5	1171	5,2	67	0,15	0,89
OZ ₃	37,40	0,65	0,21	4,52	0,02	5,2	108	92,8	1185	5	73	0,07	1,06
OZ ₄	21,70	0,42	1,38	6,25	0,04	3,1	45	88,7	1458	6,3	87	0,04	0,89

Annexe 6 : Résultats du dénombrement bactériologique (1^{ère} Campagne – Mars 2012)

Site	GT (22°C)	GT (37°C)	CT	CF	SF	ASR	Staph	Pseudo
S ₁	60	45	148	0	0	0	4	0
S ₂	50	39	116	0	0	0	6	0
S ₃	44	37	72	0	0	0	0	0
S ₄	16	9	6	0	0	0	0	0
S ₅	59	19	0	0	0	0	24	0
S ₆	56	32	0	0	0	0	19	0
S ₇	34	12	0	0	0	0	0	3
S ₈	68	2	6	0	0	0	45	2
P ₁	400	33	420	45	7	4	51	6
P ₂	260	45	0	0	3	15	33	0
P ₃	368	59	0	0	2	0	42	0
P ₄	200	24	0	0	3	6	26	5
P ₅	250	18	0	0	3	0	84	2
OB ₁	960	90	1042	0	134	3	20	0
OB ₂	400	240	1140	60	67	3	64	1
OB ₃	640	184	1080	75	91	0	78	0
OZ ₁	880	264	1060	750	320	0	59	4
OZ ₂	800	176	1400	65	70	0	66	22
OZ ₃	520	216	1020	580	195	2	81	1
OZ ₄	380	1040	1600	1200	425	0	94	0

Annexe 7 : Résultats du dénombrement bactériologique (2^{ème} Campagne – Juillet 2012)

Site	GT (22°C)	GT (37°C)	CT	CF	SF	ASR	Staph	Pseudo
S ₁	38	16	65	0	0	0	18	0
S ₂	56	10	0	0	0	0	24	0
S ₃	18	13	8	0	6	0	6	0
S ₄	8	0	19	0	4	0	4	0
S ₅	138	52	125	0	116	0	112	0
S ₆	32	7	7	0	0	0	54	0
S ₇	17	15	0	0	0	0	0	3
S ₈	52	33	88	0	0	0	164	6
P ₁	352	119	131	0	122	0	210	10
P ₂	136	22	66	0	8	0	270	0
P ₃	638	855	0	0	4	0	134	0
P ₄	628	1098	0	0	10	0	74	1
P ₅	48	55	414	70	80	0	148	2
OB ₁	87	38	914	20	38	0	94	0
OB ₂	152	27	864	330	91	0	128	2
OB ₃	184	67	862	758	810	0	144	0
OZ ₁	416	248	847	1040	455	0	294	1
OZ ₂	1416	1260	889	1060	1212	0	254	31
OZ ₃	1216	1380	868	1055	221	0	134	6
OZ ₄	748	532	926	1210	568	0	166	2

Annexe 8 : Résultats du dénombrement bactériologique (3^{ème} Campagne – Octobre 2012)

Site	GT (22°C)	GT (37°C)	CT	CF	SF	ASR	Staph
S ₁	29	17	85	0	8	2	12
S ₂	11	22	190	45	12	4	8
S ₃	9	3	32	0	14	0	0
S ₄	8	45	44	0	11	0	0
S ₅	22	43	114	95	123	11	22
S ₆	4	1	17	0	0	14	10
S ₇	55	19	210	88	18	4	0
S ₈	36	22	234	125	23	8	62
P ₁	123	158	221	420	538	25	22
P ₂	112	236	95	0	24	0	12
P ₃	0	22	18	0	17	0	14
P ₄	10	42	396	298	145	1	0
P ₅	45	178	415	195	56	0	71
OB ₁	440	330	1041	890	276	24	24
OB ₂	590	450	1096	900	1020	32	33
OB ₃	420	480	1026	945	1239	5	54
OZ ₁	550	365	1086	1245	573	0	74
OZ ₂	905	440	1035	1090	1251	44	65
OZ ₃	600	450	928	1190	559	5	81
OZ ₄	940	830	1005	1250	600	28	95

Annexe 9 : Résultats du dénombrement bactériologique (4^{ème} Campagne – Novembre 2012)

Site	GT (22°C)	GT (37°C)	CT	CF	SF	ASR	Staph
S ₁	8	2	67	0	0	0	0
S ₂	4	16	152	150	0	0	0
S ₃	0	0	6	0	6	0	0
S ₄	5	10	18	0	4	0	0
S ₅	14	22	82	0	116	7	3
S ₆	1	0	5	0	0	9	0
S ₇	22	34	163	120	0	0	0
S ₈	86	44	187	145	0	0	15
P ₁	10	15	93	0	422	16	4
P ₂	22	54	64	0	8	0	5
P ₃	0	0	0	0	4	0	7
P ₄	0	4	0	0	108	0	0
P ₅	14	65	388	190	0	0	56
OB ₁	220	195	312	0	34	18	33
OB ₂	340	380	267	170	84	13	16
OB ₃	280	190	285	138	42	0	22
OZ ₁	360	220	144	210	94	0	34
OZ ₂	210	98	292	185	200	27	41
OZ ₃	155	215	285	435	200	0	32
OZ ₄	465	124	378	740	360	0	64

Annexe 10 : Résultats du dénombrement bactériologique (5^{ème} Campagne – Décembre 2012)

Site	GT (22°C)	GT (37°C)	CT	CF	SF	ASR	Staph
S ₁	2	0	132	11	3	0	2
S ₂	0	12	210	130	0	0	1
S ₃	0	0	22	0	0	0	0
S ₄	2	8	7	0	9	0	0
S ₅	15	33	63	0	128	0	1
S ₆	0	0	13	0	4	2	0
S ₇	11	25	251	110	0	0	0
S ₈	48	22	205	130	0	0	20
P ₁	5	32	53	0	368	0	3
P ₂	61	40	58	0	0	0	11
P ₃	0	0	0	0	9	0	0
P ₄	6	0	5	0	89	0	4
P ₅	26	47	296	170	0	0	22
OB ₁	95	44	265	147	0	0	31
OB ₂	110	121	180	0	78	2	18
OB ₃	87	210	222	70	82	8	16
OZ ₁	97	78	113	135	64	0	24
OZ ₂	115	51	168	0	247	0	31
OZ ₃	128	45	254	560	250	4	42
OZ ₄	223	265	322	830	382	7	53

Annexe 11 : Profil Biochimique des souches bactériennes isolées



Citrobacter freundii



Serratia marcescens



Escherichia coli

Annexes



Klebsiella oxytoca



Klebsiella pneumoniae



Morganella morganii



Proteus mirabilis



Proteus vulgaris



Yersinia enterocolitica

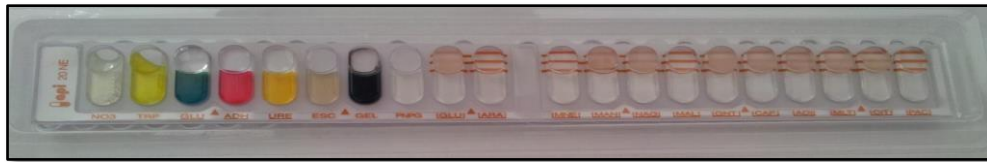


Acinetobacter baumannii



Aeromonas hydrophila

Annexes



Pseudomonas aeruginosa



Vibrio cholerae



Vibrio parahaemolyticus



Staphylococcus aureus



Staphylococcus epidermidis



Staphylococcus saprophyticus



Streptococcus faecalis



Streptococcus pyogenes