

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التـعليم العـالي والبحث العـلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة أبي بكر بلقايد - تلمسان

Université Aboubakr Belkaïd – Tlemcen –

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers

Département des Sciences de la Terre et de l'Univers



THESE

Présentée pour l'obtention du **grade** de DOCTORAT 3^{ème} Cycle

En : Géologie

Spécialité : Hydrogéologie

Par : Abdessalam LAOUFI

Sujet

**Hydrogéologie, vulnérabilité et hydrochimie de l'aquifère du
Mio-Plio-Quaternaire de la plaine d'Hennaya-Nord de
Tlemcen (extrême Ouest Algérien)**

Soutenue publiquement, le 09/10/2025, devant le jury composé de :

M. Mohammed ADACI	Professeur	Univ. Tlemcen	Président
M. Abderrezzak BOUDJEMA	MCA	Univ. Tlemcen	Directeur de thèse
Mme. Sabrine GUETTAIA	MCA	Univ. Tlemcen	Co- Directeur de thèse
M. Abderrazak BOUANANI	Professeur	Univ. Tlemcen	Examineur
M. Abdessamed DERDOUR	Professeur	Centre univ. Naama	Examineur
M. Azzedine HANI	Professeur	Univ. Annaba	Examineur

Dédicace

Dédicace

*À mes parents, qui ont semé les graines de ma curiosité,
À ma famille, qui a nourri mes rêves,
À ceux qui m'ont appris que les questions sont plus précieuses que les réponses,
À tous ceux qui croient que la science peut changer le monde.*

Table de matière

Table de matière

Remerciements

ملخص

Résumé

Abstract

Introduction générale 1

Premier chapitre : **Contexte général de l'étude**

I. INTRODUCTION	4
II. CADRE GEOGRAPHIQUE ET GEOLOGIQUE	4
A. Contexte géographique	4
1. Situation géographique	4
2. Topographie et morphologie	5
B. Contexte géologique	6
1. Aperçu Structural	6
2. Série lithostratigraphique	7
III. CONTEXTE HYDROCLIMATIQUE	10
A. Caractéristiques climatiques	10
1. Régime pluviométrique	11
1.1. Variabilité mensuelle des précipitations	11
1.2. Variabilité saisonnière des précipitations	11
1.3. Variabilité interannuelle et annuelle des précipitations	12
2. Régime thermique	13
2.1. Evolution des températures moyennes annuelles et interannuelles	13
2.2. Variations mensuelles et extrêmes thermiques	13
3. Indices bioclimatiques	14
3.1. Indice d'aridité	14
3.2. Diagramme ombrothermique	15
3.3. Diagramme d'Emberger	16
3.4. Indices de sécheresse	17
3.4.1. Indice de précipitation standardisé (SPI)	17
3.4.2. Indice de pluviosité (PI)	18
B. Autres caractéristiques climatiques	19
1. Evapotranspiration	19
1.1. Evapotranspiration potentielle	19
1.2. Evapotranspiration réelle	20
1.2.1. Méthode de Thornthwaite	20
1.2.2. Méthode de Turc	20
1.2.3. Méthode de Coutagne	22
1.2.4. Méthode de Wundt	22
2. Lamme d'eau ruisselée	23

3. lame d'eau infiltrée	24
4. Vent	24
C. Comportement hydrométrique	24
1. Variabilité spatio-temporelle des débits moyens	25
1.1. Variabilité interannuelle des débits	25
1.2. Variabilité mensuelle des débits	25
2. Coefficients et indices de la variabilité des débits	26
2.1. Irrégularité interannuelle des débits moyens	26
2.2. Indice standardisé des écoulements (SSFI)	27
3. Corrélation entre précipitations et débits	28
IV. CONCLUSION	29

Deuxième chapitre : **Approche méthodologique**

I. INTRODUCTION	30
II. CARACTERISATION HYDROGEOLOGIQUE ET HYDROCHIMIQUE ..	30
A. Méthodes d'investigation hydrogéologique	30
1. Inventaire des points d'eau et campagnes piézométriques	32
2. Essais de pompage	32
B. Echantillonnage et analyse hydrochimique	32
1. Protocoles d'échantillonnage	32
2. Analyses physico-chimiques	32
3. Analyse statistique et hydrogéochimique	33
3.1. Traitement statistique des données	33
3.1.1. Statistique descriptive	33
3.1.2. Statistique corrélatrice	33
a. Matrice de corrélation de Pearson	34
b. Analyse en composantes principales (ACP)	35
c. Classification ascendante hiérarchique (CAH)	35
3.2. Analyse hydrogéochimique	35
3.2.1. Diagrammes d'identification géochimique	36
a. Diagramme de Piper	36
b. Diagramme de Durov	37
c. Diagramme de Chadha	38
d. Diagramme de Gibbs	38
3.2.2. Indices d'échange de base	39
a. Indices chloro-alcalins (CAI)	39
b. Indices IEB et IGM	40
3.2.2. Indices de saturation (IS)	40
III. SIG, GEOSTATISTIQUES ET MODELISATION NUMERIQUE	41
A. SIG et méthodes géostatistiques	41
1. Analyse spatiale par Systèmes d'Information Géographique	41
2. Modélisation géostatistique et interpolation spatiale	42
B. Approche de modélisation numérique	43
1. Fondements théorique de l'écoulement souterrain	43
1.1. Loi de Darcy et ses extensions	43
1.2. Equation de continuité	44
2. Concepts fondamentaux de la modélisation des écoulements souterrains	45
2.1. Equation gouvernante d'écoulement souterrain	45
2.2. Conditions initiales et conditions aux limites	46
2.2.1. Conditions initiales	46

2.2.2. Conditions aux limites.....	47
a. Conditions aux limites mathématiques	47
b. Conditions aux limites physiques.....	48
2.3. Paramètres hydrodynamiques	48
2.3.1. Transmissivité	48
2.3.2. Paramètres d’emménagement.....	49
a. Porosité totale (ϕ)	49
b. Porosité efficace (θ)	49
c. Coefficient d’emménagement.....	49
d. Rendement spécifique	50
3. Transport de solutés en milieu poreux	50
3.1. Coefficient de dispersion.....	50
3.1.1. Dispersivité longitudinale	51
3.1.2. Dispersivité transversale	51
3.2. Mécanismes de transport	51
3.2.1. Advection	51
3.2.2. Dispersion hydrodynamique	52
3.2.3. Réactions biochimiques	52
3.3. Equation générale du transport.....	53
4. Méthodes numériques de résolution	54
4.1. Présentation du code numérique utilisé.....	54
4.2. Construction du modèle conceptuel	54
4.2.1. Géométrie	54
4.2.2. Discrétisation spatiale	55
a. Méthode des différences finies (MDF)	55
b. Méthode des éléments finis (MEF)	55
4.2.3. Discrétisation temporels.....	55
4.3. Calibration et validation	55
4.3.1. Processus de calage	55
4.3.2. Critères d’évaluation quantitatifs	56
4.3.3. Validation du modèle	56
4.4. Exploitation du modèle	56
IV. METHODES D’EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DE LA	
QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES	
A. Evaluation de la vulnérabilité intrinsèque de l’aquifère.....	57
1. Principes de la méthode DRASTIC	57
2. Principes de la méthode SINTACS.....	58
2.1. Indice de vulnérabilité intrinsèque SINTACS (SIVI)	59
2.2. Indice de vulnérabilité spécifique SINTACS (SSVI)	59
3. Analyse comparative des méthodes	60
4. Validation et analyse de sensibilité des modèles	60
4.1. Validation des modèles	60
4.2. Analyse de sensibilité.....	60
4.1.1. Sensibilité à la suppression de cartes	61
4.2.1. Sensibilité des paramètres individuels	61
B. Evaluation de la qualité de l’eau pour l’irrigation	61
1. Méthodologie IWQI.....	62
2. Calcul et interprétation d’IWQI.....	62
3. Evaluation critique de la méthode.....	63
V. CONCLUSION	63

Troisième chapitre : **Caractérisation hydrogéologique**

I. INTRODUCTION	64
II. PROPRIETES PHYSIQUES DU SYSTEME AQUIFERE	64
A. Propriété aquifère des formations	64
1. Horizons aquifères	64
1.1. Horizon aquifère Tortonien	64
1.2. Horizon aquifère alluvial.....	64
1.3. Horizon non aquifère.....	66
2. Emergences	66
B. Géométrie et limites de l'aquifère	67
1. Analyse des coupes géologiques.....	68
2. Corrélacion entre les coupes géologiques	72
III. PROPRIETES HYDRODYNAMIQUES DE L'AQUIFERE	75
A. Transmissivité et perméabilité	75
1. Transmissivité	75
2. Perméabilité	75
B. Coefficients d'emmagasinement	76
IV. PIEZOMETRIE ET DIRECTION DES ECOULEMENTS	77
A. Campagne piézométrique (Mars, 1981)	77
B. Campagne piézométrique (Mars, 2012)	78
C. Campagne piézométrique (Mars, 2022)	79
V. BILAN HYDRIQUE	81
A. Evaluation des entrées du système aquifère	81
B. Evaluation des sorties du système aquifère	81
C. Evaluation critique du bilan	81
VI. CONCLUSION	81

Quatrième chapitre : **Caractérisation hydrochimique**

I. INTRODUCTION	83
II. CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES GENERALES	83
A. Variations des paramètres physiques	84
B. Variations des éléments chimiques	85
III. HYDROGEOCHIMIE ET ORIGINE DE LA MINERALISATION	86
A. Faciès hydrogéochimique	86
1. Distribution des faciès hydrogéochimiques selon le diagramme de Piper	86
2. Distribution des faciès hydrogéochimiques selon le diagramme de Durov.....	87
3. Distribution des faciès hydrogéochimiques selon le diagramme de Chadha.....	88
4. Implications hydrogéochimiques et environnementales	89
B. Origine de la minéralisation	89
1. Analyse statistique multivariée	89
1.1. Analyse des corrélacions.....	89
1.2. Affinité par ACP et CAH	91
1.2.1. Projection des variables sur plan factoriel CP1-CP2 et CAH.....	91
1.2.2. Projection des individus sur plan factoriel CP1-CP2 et CAH.....	93
2. Diagramme de Gibbs	95
3. Indices chloro-alcalins	96
4. Indices d'échange IEB et IGM.....	97
5. Indices de saturation minérale (SI)	99
IV. QUALITE DES EAUX A DES FINS D'IRRIGATION	101

A. Evaluation des paramètres selon les normes FAO	101
B. Dynamique spatio-temporelle des caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines	101
1. Conductivité électrique (CE)	103
2. Dynamique du ratio d'adsorption du sodium (SAR)	103
3. Distribution des concentrations en sodium	106
4. Distribution des chlorures	106
5. Répartition des bicarbonates	106
C. Indice de Qualité des Eaux d'Irrigation (IWQI)	107
D. Contamination par nitrates	108
1. Géochimie et origine des nitrates	108
2. Distribution spatiale et évolution temporelle	111
E. Intégration de l'IWQI avec la distribution des nitrates	113
V. CONCLUSION	115

Cinquième chapitre : **Modélisation des écoulements et du transport**

I. INTRODUCTION	116
II. ELABORATION DU MODELE CONCEPTUEL ET NUMERIQUE	116
A. Conceptualisation du système	116
B. Discrétisation spatiale	116
C. Conditions aux limites	117
D. Paramètres initiaux	118
III. MODELISATION DES ECOULEMENTS SOUTERRAINS	119
A. Calage en régime permanent	119
B. Calage en régime transitoire	121
C. Validation du modèle	122
D. Bilans hydriques	123
IV. MODELISATION DU TRANSPORT DES NITRATES	124
A. Paramètres de transport	124
B. Conditions initiales et aux limites	125
C. Calage du modèle	126
D. Validation du modèle	127
V. ANALYSE DE SENSIBILITE	128
VI. CONCLUSION	129

Sixième chapitre : **Applications et perspectives**

I. INTRODUCTION	130
II. EVALUATION DE LA VULNERABILITE DE LA NAPPE	130
A. Préparation des cartes thématiques	130
1. Profondeur de la nappe (D)	130
2. Recharge nette (R)	131
3. Milieu aquifère (A)	131
4. Type de sol (S)	131
5. Topographie (T)	131
6. Zone vadose (I)	131
7. Conductivité hydraulique (C)	131
8. Occupation des sols (LU)	134
B. Modèles de classification de la vulnérabilité	134
1. Méthode DRASTIC	134
2. Méthode SINTACS	135

2.1. Indice SIVI	135
2.2. Indice SSVI	135
C. Validation des modèles	136
D. Analyse de sensibilité	139
III. SIMULATION DES SCENARIOS PREDICTIFS	141
A. Scénarios d'exploitation	141
1. Scénario I : Intensification des prélèvements	142
2. Scénario II : Conditions de sécheresse prolongée.....	142
B. Scénarios de pollution	143
1. Scénario I : Maintien des pratiques actuelles.....	143
2. Scénario II : Elimination des apports issus des eaux usées.....	144
3. Scénario III : Réduction de 50% des apports agricoles en azote	144
C. Analyse comparative	146
IV. PROPOSITIONS POUR LA GESTION ET LA PROTECTION	148
A. Mesures préventives de protection des ressources en eau	148
B. Actions correctives et réhabilitation	148
C. Suivi et surveillance continue	149
D. Cadre réglementaire et gouvernance	149
V. LIMITES ET PERSPECTIVES DE RECHERCHE	149
A. Limites méthodologiques	149
B. Analyse des incertitudes	150
C. Axes de recherche futurs	150
D. Recommandations finales	151
VI. CONCLUSION	151
Conclusion générale	152
Références bibliographiques	14754
Liste des figures	14970
Liste des tableaux	16573
Annexes	16874

Remerciements

Remerciements

Au terme de ce travail, je tiens tout d'abord à remercier mon Dieu, **Allah**, de m'avoir accordé la patience, la santé et la volonté nécessaires pour mener à bien cette thèse de doctorat.

Mes remerciements les plus sincères et ma profonde gratitude vont à mon directeur de thèse, Monsieur **Abderrezzak BOUDJEMA**, Maître de conférences classe (A) au sein du Département des Sciences de la Terre et de l'Univers (Université de Tlemcen), pour son encadrement exceptionnel, ses conseils avisés et son soutien constant tout au long de ce parcours académique. Sa rigueur scientifique et sa disponibilité ont été déterminantes dans l'aboutissement de ce travail.

Je tiens également à exprimer ma vive reconnaissance à Madame **Sabrine GUETTAIA**, Maître de conférences classe (A) au sein du Département des Sciences de la Terre et de l'Univers (Université de Tlemcen), en qualité de co-directeur de thèse, pour son accompagnement précieux, ses remarques pertinentes et ses encouragements qui m'ont permis de surmonter les obstacles rencontrés durant mes recherches.

J'adresse mes sincères remerciements à Monsieur **Mohammed ADACI**, Professeur des Universités au sein du Département des Sciences de la Terre et de l'Univers (Université de Tlemcen), qui m'a fait l'honneur de présider le jury de cette thèse. Sa bienveillance et son expertise ont grandement contribué à la valorisation de mon travail.

Ma reconnaissance va également aux membres du jury qui ont accepté d'évaluer cette thèse :

Monsieur **Abderrazak BOUANANI**, Professeur des Universités au sein du Département d'Hydraulique (Université de Tlemcen), pour avoir consacré de son temps précieux à l'examen minutieux de mon travail et pour ses observations constructives qui ont enrichi ma réflexion.

Monsieur **Abdessamed DERDOUR**, Maître de conférences classe (A) au sein du Département de Génie civil et des Travaux Publics (Centre universitaire de Naama), pour son analyse attentive de ma recherche, ses commentaires éclairés et ses suggestions qui ont permis d'améliorer considérablement la qualité de ce manuscrit.

Monsieur **Azzedine HANI**, Professeur des Universités au sein du Département de Géologie (Université d'Annaba), pour sa lecture critique et ses remarques pertinentes qui ont contribué à affiner mon argumentation et à approfondir certains aspects de mon travail.

Je tiens à adresser une gratitude particulière, une fois de plus, à Monsieur **Abdessamed DERDOUR** pour son soutien indéfectible, sa générosité intellectuelle et son implication exceptionnelle qui ont été une source constante d'inspiration tout au long de ce parcours doctoral.

J'exprime également ma profonde gratitude à Monsieur **Abdelwaheb AYDI**, Maître de conférences à la Faculté des Sciences de Bizerte (Université de Carthage), pour m'avoir accueilli en stage au sein de son laboratoire. Son expertise scientifique, ses conseils précieux et sa générosité ont grandement enrichi ma formation et ont apporté une dimension complémentaire à mes recherches. Cette expérience internationale a été déterminante dans le développement de mes compétences et l'élargissement de ma vision scientifique.

J'exprime ma profonde reconnaissance à l'ensemble de mes collègues et enseignants du **Département des Sciences de la Terre et de l'Univers** de l'Université de Tlemcen, pour leur accueil chaleureux, leurs discussions enrichissantes et leur soutien moral qui ont créé un environnement de travail stimulant et propice à la recherche. Leurs échanges scientifiques et leur expertise ont contribué

à élargir mes horizons académiques et à approfondir ma compréhension des problématiques abordées dans cette thèse.

Mes vifs remerciements s'adressent également aux ingénieurs et au personnel technique de l'**Agence Nationale des Ressources Hydrauliques de Tlemcen** pour leur collaboration précieuse, leur expertise technique et leur assistance dans la collecte des données nécessaires à la réalisation de cette recherche. Leur professionnalisme et leur disponibilité ont été essentiels pour mener à bien les aspects pratiques de ce travail.

Comment ne pas exprimer ma gratitude la plus profonde à ma famille, pilier indéfectible de ma réussite ? Je remercie mes **parents** pour leur amour inconditionnel, leurs sacrifices constants et leurs encouragements incessants qui m'ont permis d'atteindre ce niveau d'études. Leur soutien moral et matériel, ainsi que leurs prières, ont été ma force motrice tout au long de ce parcours. Mes remerciements vont également à mes **frères et sœurs** pour leur patience, leur compréhension et leur soutien indéfectible dans les moments de doute et de difficultés.

Enfin, je souhaite exprimer ma gratitude à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à l'aboutissement de ce travail : mes **amis** qui ont su m'entourer et m'encourager, mes **collègues de promotion** avec qui j'ai partagé cette aventure académique, ainsi que tous ceux qui, par leurs conseils, leur aide ou simplement leur présence bienveillante, ont rendu ce parcours plus agréable et enrichissant.

À tous, je dis merci pour avoir fait de cette expérience doctorale un parcours humain autant que scientifique, riche en apprentissages et en rencontres.

تقدم هذه الأطروحة دراسة هيدروجيولوجية وهيدروكيميائية شاملة لطبقة المياه الجوفية الميوجليو-رباعية في سهل الحناية. يندرج هذا المورد الحيوي للري الزراعي ضمن سياق شبه جاف (معدل هطول الأمطار 425.36 ملم/سنة) مع تباين زمني كبير، حيث يستهلك التبخر والنتح ما يصل إلى 90% من هطول الأمطار. تنبنى الدراسة نهجاً متكاملًا يجمع بين التوصيف الهيدروجيولوجي والتحليلات الهيدروكيميائية والنمذجة العددية لفهم ديناميكيات طبقة المياه الجوفية. في هذا الإطار، يحدد التحليل الهيدروجيولوجي بنية طبقة المياه الجوفية في قناة قديمة تظهر تغيرات كبيرة في السماكة من الشمال إلى الجنوب. علاوة على ذلك، فإن تقييم جودة المياه، الذي أجري خلال موسمي الجفاف والرطوبة على 19 عينة، يجمع بشكل تآزري بين مؤشر جودة مياه الري (IWQI) وتحليل محتوى النترات كأدوات تشخيصية تكاملية. كشفت هذه المنهجية عن ديناميكيات موسمية متباينة، مع زيادة تلوث النترات NO_3^- بشكل كبير من موسم الجفاف إلى الموسم الرطب (نسبة العينات التي تتجاوز معايير منظمة الأغذية والزراعة ترتفع من 31.57% إلى 68.42%)، بينما ينخفض تلوث الكلوريد في الموسم الرطب (انخفاض التجاوزات من 52.63% إلى 36.84%). يشير تحليل IWQI إلى تحسن طفيف في الجودة العامة للمياه خلال الموسم الرطب، بالتناقص مع تصاعد متزامن لتلوث النترات، وبالتالي تصنيف جودة مياه الري من متوسطة إلى رديئة. على هذا الأساس، يظهر النموذج العددي المطور دقة ممتازة مع معاملات ارتباط (R^2) تبلغ 0.987 و 0.99 على التوالي في الأنظمة الثابتة والعبارة، بينما حددت المعايير الناقلة الهيدروليكية بين 10^{-1} و 10^{-11} متر/ثانية، ومسامية فعالة من 0.03 إلى 0.34، ومسامية كلية من 0.29 إلى 0.38. علاوة على ذلك، تُظهر الموازنة المائية أن التغذية الرئيسية تأتي من الجنوب، مشكلةً نظامًا متوازنًا بشكل عام تهيمن عليه تدفقات المياه الجوفية الإقليمية. بالإضافة إلى ذلك، تشير دراسة نقل النترات إلى أن الحمل يشكل العملية المهيمنة مع هجرة الملوثات متبعة اتجاه التدفق من الجنوب إلى الشمال. تتخفف مستويات التلوث تدريجيًا مع المسافة من مصادر التلوث، مما يؤكد الأنشطة الزراعية وتصريف مياه الصرف الصحي كمصادر رئيسية للتلوث. في هذا الصدد، توضح السيناريوهات التنبؤية على مدى 40 عامًا أن تخفيض 50% من المدخلات الزراعية يمكن أن يحسن بشكل كبير جودة المياه الجوفية، رغم أن مستويات الصلابة للشرب تظل صعبة التحقيق ضمن الإطار الزمني المحاكى. في النهاية، تؤسس هذه الدراسة قاعدة علمية لتنفيذ إدارة تكيفية لموارد المياه الجوفية في مواجهة تحديات تغير المناخ والضغط البشرية المتزايدة.

الكلمات المفتاحية: هيدروجيولوجيا، هيدروكيميا، الطبقة المائية الميوجليو-رباعية، النمذجة العددية، جودة مياه الري، نقل النترات، سهل حناية.

Résumé

Résumé

Cette thèse présente une étude hydrogéologique et hydrochimique approfondie de la nappe Mio-Plio-Quaternaire de la plaine d'Hennaya. Cette ressource vitale pour l'irrigation agricole s'inscrit dans un contexte semi-aride (pluviométrie moyenne de 425,36 mm/an) avec une forte variabilité temporelle, où l'évapotranspiration consomme jusqu'à 90% des précipitations. L'étude adopte une approche intégrée combinant caractérisation hydrogéologique, analyses hydrochimiques et modélisation numérique pour comprendre les dynamiques de l'aquifère. Dans ce cadre, l'analyse hydrogéologique identifie une structure aquifère en paléochenal présentant d'importantes variations d'épaisseur nord-sud. Par ailleurs, l'évaluation de la qualité des eaux, réalisée durant les saisons sèche et humide sur 19 échantillons, combine de façon synergique l'Indice de Qualité des Eaux d'Irrigation (IWQI) et l'analyse des teneurs en nitrates comme outils diagnostiques complémentaires. Cette méthodologie a mis en évidence des dynamiques saisonnières contrastées, avec une contamination en NO_3^- -N augmentant significativement de la saison sèche à la saison humide (pourcentage d'échantillons dépassant les normes FAO passant de 31.57% à 68.42%), tandis que la contamination par les chlorures diminue en saison humide (excédents passant de 52.63% à 36.84%). L'analyse IWQI indique une légère amélioration de la qualité générale des eaux en saison humide, contrastant avec une escalade simultanée de la pollution par les nitrates, classant ainsi la qualité des eaux d'irrigation de modérée à médiocre. Sur cette base, le modèle numérique développé affiche une excellente précision avec des coefficients de corrélation (R^2) de 0,99 et 0,987 respectivement en régimes permanent et transitoire, tandis que la calibration a déterminé des conductivités hydrauliques entre 10^{-1} et 10^{-11} m/s, une porosité efficace de 0,03 à 0,34 et une porosité totale de 0,29 à 0,38. En outre, le bilan hydrique montre que la recharge principale provient du sud, formant ainsi un système globalement équilibré dominé par les flux souterrains régionaux. De manière complémentaire, l'étude du transport des nitrates indique que l'advection constitue le processus dominant avec une migration des contaminants suivant la direction d'écoulement sud-nord. Les niveaux de pollution diminuent progressivement en fonction de la distance par rapport aux sources de pollution, ce qui confirme les activités agricoles et les rejets d'eaux usées comme principales sources de pollution. À cet égard, les scénarios prédictifs sur 40 ans démontrent qu'une réduction de 50% des intrants agricoles pourrait améliorer significativement la qualité des eaux souterraines, bien que les niveaux de potabilité restent difficiles à atteindre dans l'horizon temporel simulé. En définitive, cette recherche établit un socle scientifique pour l'implémentation d'une gouvernance adaptative des ressources en eau souterraine face aux défis du changement climatique et des pressions anthropiques croissantes.

Mots-clés : Hydrogéologie, Hydrochimie, Nappe Mio-Plio-Quaternaire, Modélisation numérique, Qualité des eaux d'irrigation, Transport des nitrates, Plaine d'Hennaya.

Abstract

Abstract

This thesis presents a comprehensive hydrogeological and hydrochemical study of the Mio-Plio-Quaternary aquifer in the Hennaya plain. This vital resource for agricultural irrigation exists within a semi-arid context (average rainfall of 425.36 mm/year) with high temporal variability, where evapotranspiration consumes up to 90% of precipitation. The study adopts an integrated approach combining hydrogeological characterization, hydrochemical analyses, and numerical modeling to understand the aquifer dynamics. In this framework, the hydrogeological analysis identifies an aquifer structure in a paleochannel presenting significant north-south thickness variations. Furthermore, the water quality assessment, conducted during both dry and wet seasons on 19 samples, synergistically combines the Irrigation Water Quality Index (IWQI) and nitrate content analysis as complementary diagnostic tools. This methodology revealed contrasting seasonal dynamics, with NO_3^- -N contamination significantly increasing from the dry season to the wet season (percentage of samples exceeding FAO standards rising from 31.57% to 68.42%), while chloride contamination decreases in the wet season (exceedances dropping from 52.63% to 36.84%). The IWQI analysis indicates a slight improvement in overall water quality during the wet season, contrasting with a simultaneous escalation of nitrate pollution, thus classifying irrigation water quality from moderate to poor. On this basis, the developed numerical model displays excellent accuracy with correlation coefficients (R^2) of 0.99 and 0.987 respectively in steady-state and transient regimes, while calibration determined hydraulic conductivities between 10^{-1} and 10^{-11} m/s, effective porosity of 0.03 to 0.34, and total porosity of 0.29 to 0.38. Furthermore, the water balance shows that the main recharge comes from the south, forming a globally balanced system dominated by regional groundwater flows. Additionally, the study of nitrate transport indicates that advection constitutes the dominant process with contaminant migration following the south-north flow direction. Pollution levels gradually decrease with distance from pollution sources, confirming agricultural activities and wastewater discharges as the main sources of contamination. In this regard, predictive scenarios over 40 years demonstrate that a 50% reduction in agricultural inputs could significantly improve groundwater quality, although potability levels remain difficult to achieve within the simulated time horizon. Ultimately, this research establishes a scientific foundation for implementing adaptive governance of groundwater resources in the face of climate change challenges and increasing anthropogenic pressures.

Keywords : Hydrogeology, Hydrochemistry, Mio-Plio-Quaternary aquifer, Numerical modeling, Irrigation water quality, Nitrate transport, Hennaya plain.

Introduction générale

Introduction générale

Dans un contexte mondial marqué par des défis croissants liés à la gestion durable des ressources en eau, les eaux souterraines jouent un rôle crucial dans l'approvisionnement en eau douce pour de nombreuses régions. Représentant environ 97% des réserves d'eau douce de la planète, les aquifères constituent une ressource stratégique, particulièrement dans les zones arides et semi-arides où les eaux de surface sont rares ou intermittentes (Siebert & *al.*, 2010 ; Fienen & Arshad, 2016 ; Velis & *al.*, 2017 ; Carrard & *al.*, 2019). Actuellement, les eaux souterraines satisfont près de 50% des besoins mondiaux en eau potable et soutiennent plus de 40% de l'agriculture irriguée à l'échelle planétaire (Verma & *al.*, 2024). Cependant, cette ressource précieuse fait face à des menaces grandissantes, tant en termes de quantité que de qualité (Famiglietti, 2014 ; Han & *al.*, 2014 ; Burri & *al.*, 2019 ; Bouarfa & *al.*, 2022 ; Ait Naceur & *al.*, 2025).

Des évaluations récentes révèlent l'état alarmant des systèmes d'eaux souterraines dans le monde, avec environ 50% des aquifères subissant une dégradation significative. Les surexploitations des nappes phréatiques, résultant d'une demande croissante pour l'approvisionnement en eau potable, l'irrigation agricole et les usages industriels, conduisent dans de nombreuses régions à une baisse préoccupante des niveaux piézométriques (Lin & *al.*, 2012 ; Güler & *al.*, 2012 ; Huang & *al.*, 2013). Cette situation non seulement compromet la pérennité de la ressource mais peut également entraîner des conséquences environnementales graves telles que l'intrusion d'eau salée dans les nappes côtières ou la subsidence des terrains.

Parallèlement à ces problèmes quantitatifs, la qualité des eaux dans les systèmes aquifères est de plus en plus menacée par diverses sources de pollution (Bian & *al.*, 2020 ; Shortle & *al.*, 2021 ; Drechsel & *al.*, 2023). Les pratiques agricoles contribuent à plus de 70% de la contamination des eaux souterraines dans les régions en développement, principalement par l'application intensive d'engrais, les flux de retour d'irrigation et une gestion inadéquate des déchets (Bemoussat, 2012 ; Ibrahim & *al.*, 2019 ; Li & *al.*, 2021 ; Kasem & *al.*, 2024). Parmi ces contaminants, les nitrates occupent une place prépondérante, constituant l'un des polluants les plus répandus dans les aquifères à l'échelle mondiale (Guo & *al.*, 2005 ; Zaresefat & *al.*, 2023 ; Dou & *al.*, 2024).

La contamination par les nitrates soulève des inquiétudes importantes en matière de santé publique et d'environnement. Des concentrations élevées en nitrates dans l'eau potable ont été associées à des risques sanitaires, notamment la méthémoglobinémie chez les nourrissons, et sont suspectées d'avoir des effets cancérigènes à long terme (Ridder & Oehme, 1974 ; Ward & *al.*, 2018 ; Iammarino & *al.*, 2022). Ces impacts s'étendent au-delà des préoccupations sanitaires immédiates, contribuant à des défis environnementaux plus larges, notamment la dégradation des écosystèmes dépendant des eaux souterraines. Sur le plan environnemental, l'excès de nitrates contribue à l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques, perturbant l'équilibre écologique des milieux récepteurs (Jiménez-Espinosa & *al.*, 1997 ; Ibrahim & *al.*, 2019 ; Li & *al.*, 2021).

La contamination par les nitrates a également des répercussions significatives sur les systèmes agricoles. Des concentrations élevées de nitrates peuvent induire un stress oxydatif dans les cultures, perturber les mécanismes d'absorption des nutriments et potentiellement générer des composés phytotoxiques lorsqu'ils sont métabolisés dans des conditions anaérobies (Bian & *al.*, 2020 ; Shortle & *al.*, 2021). Dans certaines régions agricoles, comme la région espagnole de Campo de Dalías, des niveaux excessifs de nitrates dans les eaux souterraines (>50 mg/L) ont été directement liés à une diminution des rendements agricoles, à une altération des communautés microbiennes du sol et à la contamination des écosystèmes côtiers (Jiménez-Espinosa & *al.*, 1997).

Dans ce contexte global, la plaine d'Hennaya, située dans le nord-ouest de l'Algérie, offre un cas d'étude particulièrement pertinent. Cette région, caractérisée par un climat semi-aride et une agriculture intensive, dépend fortement de ses ressources en eau souterraine pour son développement économique et social. L'aquifère alluvial de la plaine d'Hennaya, fondamental réservoir d'eau douce de la région, fait face à des pressions croissantes liées à la surexploitation et à la pollution, notamment par les nitrates (Bemoussat, 2012 ; Bemoussat & *al.*, 2019). La fertilité des sols, la disponibilité des ressources en eau, la surface piézométrique peu profonde et la perméabilité élevée des sédiments de l'aquifère ont longtemps contribué au développement de vastes zones agricoles, mais ces avantages ont exposé les eaux souterraines à une contamination par des niveaux élevés de nitrates.

Depuis les années 1980, des chercheurs se sont intéressés à comprendre les caractéristiques hydrogéologiques de l'aquifère et à déterminer les voies préférentielles d'écoulement des eaux souterraines (Hayane, 1983 ; Baba Hamed & *al.*, 2005). Cependant, des études complètes intégrant la modélisation de l'écoulement souterrain et de la migration des nitrates pour évaluer l'influence des pratiques agricoles sur la qualité des eaux souterraines font encore défaut.

La présente thèse se propose d'étudier en profondeur l'hydrogéologie, l'hydrochimie et la dynamique des nitrates dans l'aquifère alluvial de la plaine d'Hennaya. L'objectif principal est de développer une compréhension intégrée du système aquifère, en combinant des approches de terrain, des analyses hydrochimiques et une modélisation numérique de l'écoulement souterrain et du transport de contaminants. Plus spécifiquement, cette recherche vise à :

- Caractériser de manière détaillée la structure et les propriétés hydrogéologiques de l'aquifère alluvial de la plaine d'Hennaya ;
- Evaluer la qualité des eaux souterraines et identifier les processus hydrochimiques dominants, avec un focus particulier sur la dynamique des nitrates ;
- Développer un modèle numérique couplant les écoulements souterrains et la migration de nitrates, capable de simuler l'évolution du système sous différents scénarios ;
- Proposer des stratégies de gestion durable visant à préserver la qualité et la quantité des ressources en eau souterraine de la plaine d'Hennaya ;
- Evaluer la vulnérabilité intrinsèque et spécifique de l'aquifère face aux contaminations ;
- Exploiter les modèles développés pour la prédiction de l'évolution future de la ressource sous différents scénarios climatiques et anthropiques.

Pour atteindre ces objectifs, une approche méthodologique multidisciplinaire est adoptée, combinant :

- Des investigations hydrogéologiques de terrain (mesures piézométriques, essais de pompage, cartographie hydrogéologique) ;
- Des analyses hydrochimiques détaillées afin de caractériser la qualité de l'eau et tracer l'origine des nitrates ;
- Une évaluation complète de la qualité des ressources hydriques souterraines à l'aide de l'Indice de Qualité des Eaux d'Irrigation (IWQI) et d'autres méthodologies complémentaires ;
- Une modélisation numérique des écoulements souterrains en régimes permanent et transitoire (MODFLOW), couplée à une simulation du transport des nitrates (MT3D) ;
- L'application de méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines ;
- L'utilisation des Systèmes d'Information Géographique (SIG) pour l'interpolation spatiale des mesures ponctuelles, la détection des points chauds de contamination, la visualisation des tendances temporelles et l'identification des corrélations entre l'occupation du sol et les

indicateurs de qualité de l'eau.

Cette thèse s'articule autour de six chapitres principaux :

Le premier chapitre présente le contexte physique et hydroclimatique de la zone d'étude. Il décrit les caractéristiques géographiques, géologiques, climatiques et hydrologiques de la plaine d'Hennaya, établissant ainsi le cadre environnemental dans lequel s'inscrit cette recherche.

Le deuxième chapitre expose les notions fondamentales et la méthodologie employée. Il détaille les concepts hydrogéologiques et hydrochimiques essentiels à la compréhension de l'étude, ainsi que les approches méthodologiques adoptées pour les investigations de terrain, les analyses en laboratoire et la modélisation numérique.

Le troisième chapitre est consacré à l'hydrogéologie de la nappe alluviale de la plaine d'Hennaya. Il présente les résultats des investigations hydrogéologiques, incluant la géométrie du système aquifère, ses propriétés hydrauliques, les directions d'écoulement et les variations piézométriques temporelles.

Le quatrième chapitre aborde l'hydrochimie et l'évaluation de la qualité des ressources en eau souterraine. Il analyse les caractéristiques physico-chimiques des eaux, identifie les faciès hydrochimiques dominants et évalue la qualité des eaux pour différents usages, avec une attention particulière portée à la contamination par les nitrates.

Le cinquième chapitre se concentre sur la modélisation numérique de l'écoulement souterrain et du transport des nitrates. Il détaille le développement, la calibration et la validation des modèles MODFLOW et MT3D, ainsi que leur application pour simuler différents scénarios de gestion et d'évolution du système aquifère.

Enfin, le sixième chapitre explore les applications pratiques des résultats obtenus et ouvre des perspectives. Il présente l'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère aux contaminations, exploite les modèles développés pour prédire l'évolution future de la ressource sous différents scénarios, et propose des recommandations pour une gestion durable des ressources en eau souterraine de la plaine d'Hennaya.

En apportant une compréhension approfondie de l'hydrogéologie, de l'hydrochimie et de la dynamique des nitrates dans l'aquifère de la plaine d'Hennaya, cette thèse vise à fournir des outils et des connaissances essentiels pour une gestion durable des ressources en eau souterraine dans cette région. L'approche intégrée développée, combinant des méthodologies complémentaires d'évaluation de la qualité des eaux et de modélisation numérique, a une applicabilité large dans des contextes hydrogéologiques et climatiques similaires à travers le monde. Les résultats et méthodologies développés pourront également servir de base pour des études similaires dans d'autres régions agricoles semi-arides confrontées à des problématiques de contamination par les nitrates.

Premier chapitre : **Contexte général de l'étude**

I. INTRODUCTION

Ce premier chapitre établit le contexte fondamental de notre recherche sur la plaine d'Hennaya, articulé autour de deux axes essentiels : le cadre géographique et géologique, puis le contexte hydroclimatique.

La première partie présente la situation géographique de la zone d'étude dans le nord-ouest algérien, où les influences méditerranéennes et continentales créent des conditions particulières pour les ressources naturelles. L'analyse se poursuit par l'examen des formations géologiques qui structurent le sous-sol de la plaine, déterminant ainsi les propriétés des aquifères et les modalités de circulation des eaux souterraines.

La seconde partie explore le contexte hydroclimatique, élément crucial pour comprendre la dynamique des ressources en eau dans cette région semi-aride. L'étude des paramètres climatiques et des réponses hydrométriques identifie les mécanismes régissant le cycle local de l'eau. Cette approche multidisciplinaire fournit les bases conceptuelles nécessaires pour appréhender les enjeux de gestion hydrique dans la plaine d'Hennaya.

II. CADRE GEOGRAPHIQUE ET GEOLOGIQUE

A. Contexte géographique

1. Situation géographique

La plaine d'Hennaya constitue une partie intégrante du bassin sédimentaire de la moyenne Tafna dans le Nord-Ouest algérien. Cette zone, située dans la wilaya de Tlemcen, s'étend sur une superficie d'environ 30 km² et représente une entité géographique distincte au sein du système hydrographique régional (Figure 1.1). Elle est délimitée au Nord par les monts de Sebaa Chioukh et au Sud par la zone d'Ain El Houtz et des Djebels Tefatisset. La plaine d'Hennaya fait partie d'un ensemble géographique plus vaste qui s'inscrit dans la continuité des plaines de l'Ouest algérien et constitue un maillon essentiel dans l'organisation spatiale de cette région.

D'un point de vue hydrographique, la plaine est traversée par l'Oued Sikkak et ses affluents, qui jouent un rôle déterminant dans la configuration du réseau hydrographique local. Cette position stratégique, à l'interface entre les reliefs montagneux et les zones de plaine, confère à la région d'Hennaya un statut particulier en termes de ressources hydrologiques et de potentialités agricoles.

La ville d'Hennaya, chef-lieu de la commune, se trouve à environ 9 km au nord-ouest de Tlemcen et constitue un centre urbain intermédiaire dont le développement est étroitement lié aux ressources naturelles de la plaine environnante.

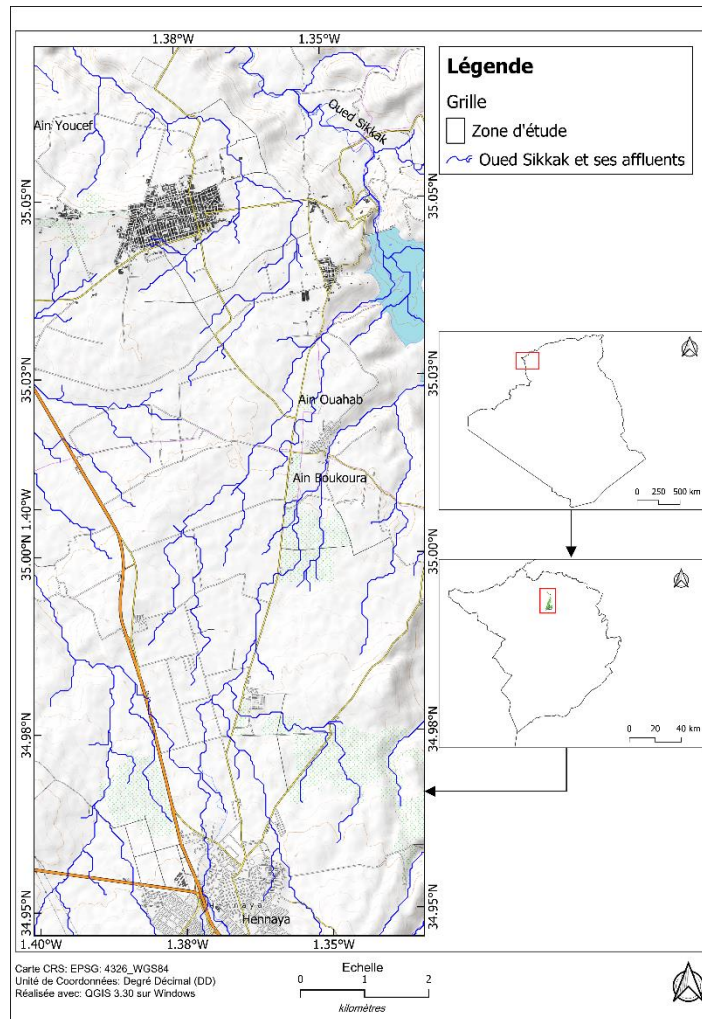


Figure 1.1. Situation géographique de la zone d'étude.

2. Topographie et morphologie

La plaine d'Hennaya présente une topographie relativement plane avec une légère inclinaison du Sud vers le Nord, suivant le sens d'écoulement général des eaux de surface. L'altitude moyenne oscille entre 350 et 450 mètres au-dessus du niveau de la mer, avec un gradient topographique faible qui n'excède pas 2% dans les zones centrales de la plaine.

Morphologiquement, la région se caractérise par une dépression tectonique encadrée par des reliefs plus élevés. Cette configuration en cuvette a favorisé l'accumulation de sédiments d'âge Miocène et Quaternaire, contribuant ainsi à la formation d'une plaine alluviale fertile. Les limites de cette dépression sont clairement marquées par des escarpements de faille, particulièrement visibles au contact avec les massifs jurassiques environnants.

La morphologie actuelle de la plaine est le résultat d'une évolution géodynamique complexe, où les processus d'érosion et de sédimentation ont été fortement influencés par la tectonique régionale (Guardia 1975). Les différents niveaux d'encroûtement calcaire observables dans le paysage témoignent des variations climatiques quaternaires qui ont affecté la région.

Les formations de travertins, particulièrement présentes dans la partie nord de la commune, constituent des éléments morphologiques distinctifs qui marquent généralement les zones d'émergence des eaux souterraines. Ces formations, issues des massifs jurassiques environnants, créent des reliefs subtils mais significatifs dans le paysage local.

B. Contexte géologique

1. Aperçu Structural

La plaine d'Hennaya correspond à une cuvette structurale dont l'origine est liée à la tectonique régionale qui a affecté le Nord-Ouest algérien. D'après les travaux de plusieurs chercheurs (Doumergue, 1926 ; Hayane, 1983 ; Collignon, 1986 ; Belkebir & *al.*, 1996), cette zone représente une dépression tectonique remplie de dépôts miocènes et quaternaires, entourée par des reliefs d'âge Jurassique limités par des failles.

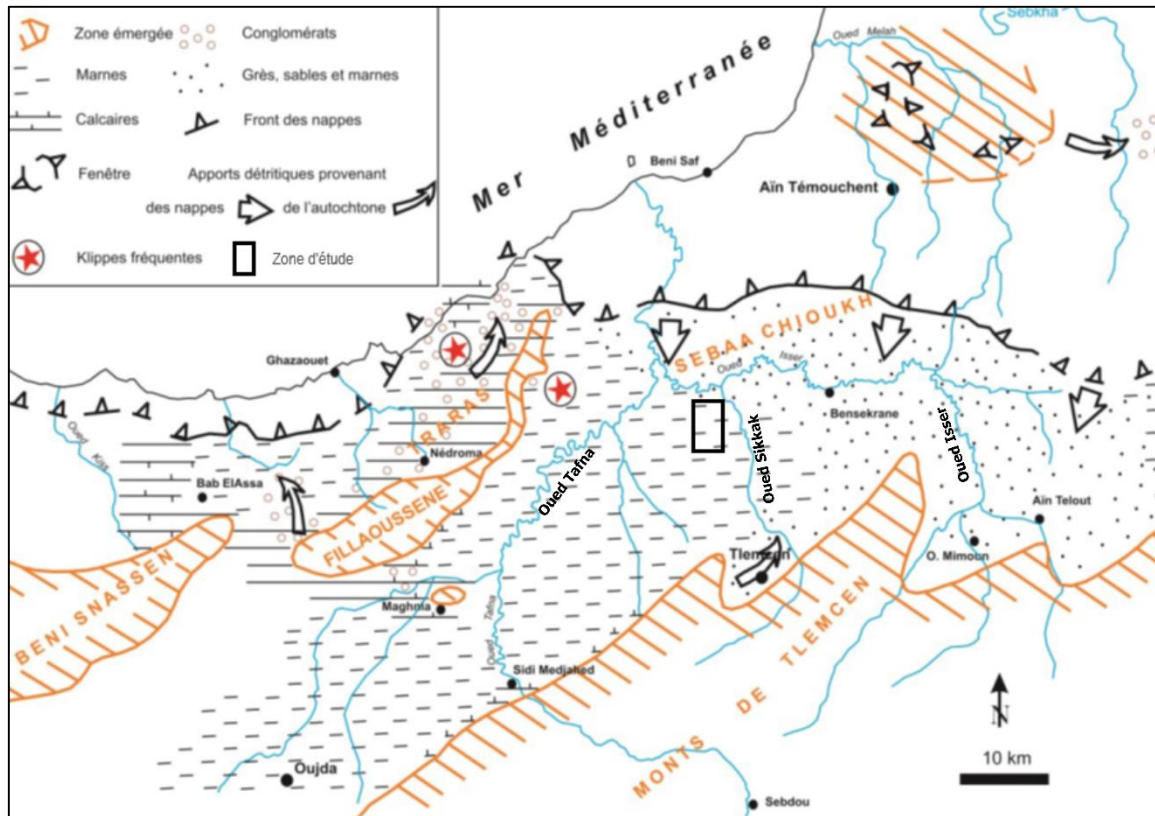


Figure 1.2. Esquisse du contexte structural du domaine tlemcenien au sens large (Guardia 1975).

La tectonique dominante dans la région est de type cassant, caractérisée par plusieurs systèmes de failles qui ont compartimenté l'ensemble de la zone. Les accidents tectoniques majeurs présentent deux directions principales (Guardia 1975 ; Benest, 1985 ; Benest & *al.*, 1999) :

- Une direction OSO-ENE (Nord 70°E) ;
- Une direction ESE-ONO (Nord 140°E).

Le jeu de plusieurs accidents parallèles et verticaux de direction Sud-Ouest/Nord-Est a provoqué l'abaissement progressif de la série sédimentaire vers le Nord, formant une structure en gradins (Guardia 1975). Cette disposition en "grabens" successifs explique la configuration actuelle de la plaine et conditionne fortement l'hydrogéologie locale (Figure 1.2).

La complexité des accidents tectoniques, particulièrement marquée sur la bordure Nord des monts, explique le compartimentage des blocs et, par conséquent, la présence d'une multitude de l'aquifères plus ou moins interconnectés (Figure 1.3) (Hayane, 1983).

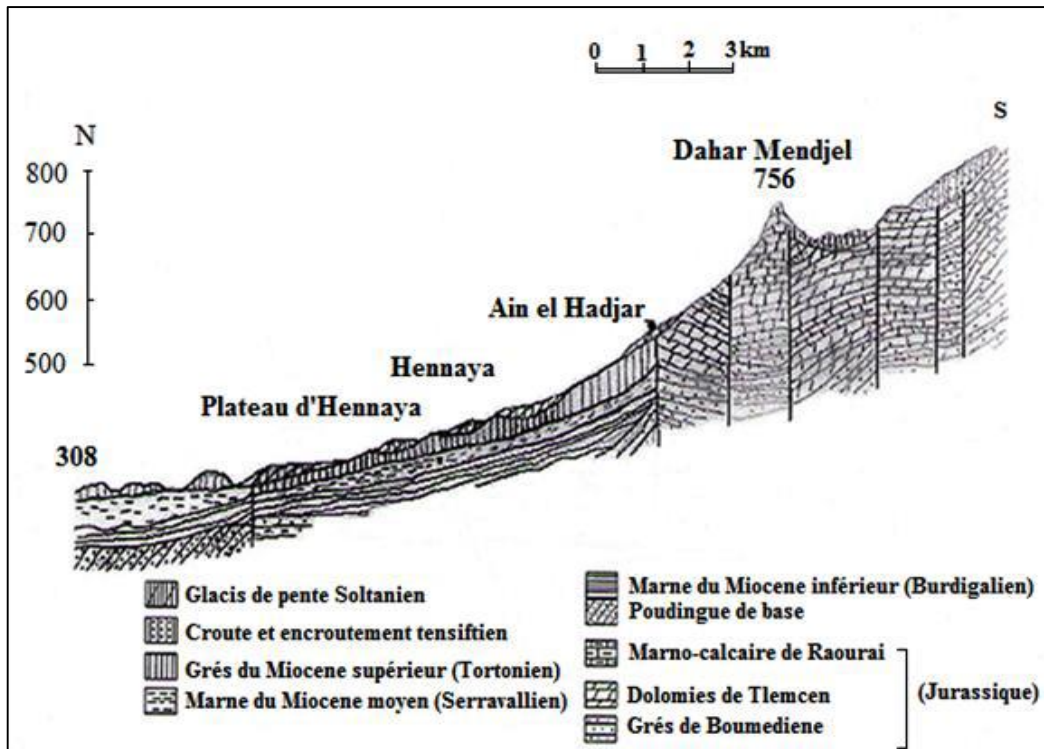


Figure 1.3. Coupe schématique structural de la zone d'étude.

Selon les travaux de Benest (1985) et Benest & *al.*, (1999), trois phases tectoniques majeures ont affecté la région :

Phase éocène : Caractérisée par une subsidence avec alternance de mouvements compressifs et distensifs, contrôlés par le jeu ou le rejeu des grands accidents de directions SO-NE, SE-NO et subméridiens.

Phase atlasique : Telle que définie par Guardia (1975), elle comprend :

- Une phase de compression Nord-Sud à Nord-Ouest/Sud-Est ayant généré des structures coulissantes et chevauchantes ;
- Une phase dominante distensive ayant conduit à la formation des horsts et grabens par le rejeu des failles préexistantes ;
- Phases récentes au Plio-Quaternaire : Ces mouvements plus récents ont parachevé la structuration actuelle de la région.

Du point de vue des unités structurales, la plaine d'Hennaya s'inscrit dans :

Zone haute des Djebels Tefatisset et Ain El Houtz : Cette unité structurale est délimitée au Sud par une grande faille et au Nord par une série de failles en relais de même direction.

Zone effondrée de Tlemcen : Elle fait partie du même ensemble effondré que la plaine de Maghnia, dont elle est séparée par le Djebel Tefatisset. Cette zone est limitée au Sud et au Nord par des failles majeures, notamment une faille de direction OSO-ENE passant par Bréa et Chatouane qui relie les panneaux des Djebels Tefatisset et Ain El Hout.

2. Série lithostratigraphique

La série lithostratigraphique de la plaine d'Hennaya a été établie grâce aux études géologiques et hydrogéologiques menées par plusieurs chercheurs. Cette séquence, du plus ancien au plus récent, se présente comme suit (Figure 1.5) :

- Serravalien (Miocène moyen)

Cette formation constitue le substratum imperméable de la nappe de la plaine d'Hennaya. Elle est représentée par des marnes de couleur grisâtre à bleuâtre qui deviennent ocres par altération. La série marnreuse serravalienne s'individualise par l'intercalation rythmique de bancs gréseux décimétriques à rides de courants, présentant une coloration jaunâtre distinctive (Hayane, 1983). Ces niveaux détritiques témoignent d'épisodes de variations du niveau marin et d'apports terrigènes cycliques durant la sédimentation miocène. Selon les travaux de Hayane (1983), cette formation joue un rôle hydrogéologique capital dans l'architecture hydrogéologique régionale en constituant un niveau de base imperméable continu. Elle contrôle efficacement la géométrie des nappes aquifères sus-jacentes et délimite l'extension verticale des réservoirs d'eau souterraine. Son caractère imperméable résulte de la prédominance des argiles et marnes à forte cohésion, créant une barrière étanche aux écoulements souterrains descendants.

L'analyse structurale montre que cette formation constitue le mur imperméable de référence pour l'ensemble du système aquifère multicouche de la région, conditionnant ainsi les modalités de recharge et les directions d'écoulement des eaux souterraines.

- Tortonien (Miocène supérieur)

Le Tortonien est formé par des grès fissurés jaunes qui présentent de degré de consolidation varie considérablement d'un secteur à l'autre. Les variations texturales s'échelonnent depuis des grès peu consolidés et mal lités, jusqu'à des grès indurés bien consolidés, organisés en bancs massifs à stratification subhorizontale nette. Cette variabilité reflète les conditions paléo-environnementales changeantes durant la sédimentation, avec des alternances de milieux littoraux à infralittoraux

Leur épaisseur est estimée à environ 25 mètres d'après la Notice explicative de la carte géologique de Tlemcen (1/50000). Ce grès constitue l'un des formations aquifères principales de la région d'Hennaya, leur caractère fissuré leur conférant une perméabilité secondaire importante. Les variations latérales de faciès observées dans cette formation expliquent l'hétérogénéité des paramètres hydrodynamiques de la nappe.

- Pliocène

Les formations pliocènes sont principalement représentées par des conglomérats qui affleurent au niveau des exutoires de la nappe d'Hennaya (Ain Boukoura, Ain Ouahab et Ain Halilifa). Ces conglomérats forment une bande continue qui s'étend du nord de l'agglomération d'Hennaya jusqu'à Ain Halilifa (Figure 1.4), comme l'ont démontré Hayane (1983). Ces formations constituent le témoin d'un paléo-oued qui se déversait dans l'oued Isser, témoignant d'un ancien système de drainage qui différait de la configuration hydrographique actuelle. Il s'agit de poudingues polygéniques, hétérométriques très consolidés à éléments calcaires, dolomitiques et gréseux et à ciment calcaire. Cette composition variée reflète l'érosion de formations géologiques diverses dans le bassin versant de l'ancien système fluvial. Stratigraphiquement, ces conglomérats sont immédiatement postérieurs aux grès tortonien et correspondraient à la phase régressive qui a marqué la fin du Miocène (Hayane, 1983). Leur position stratigraphique et leur lithologie en font des formations aquifères potentielles, bien que d'extension limitée.

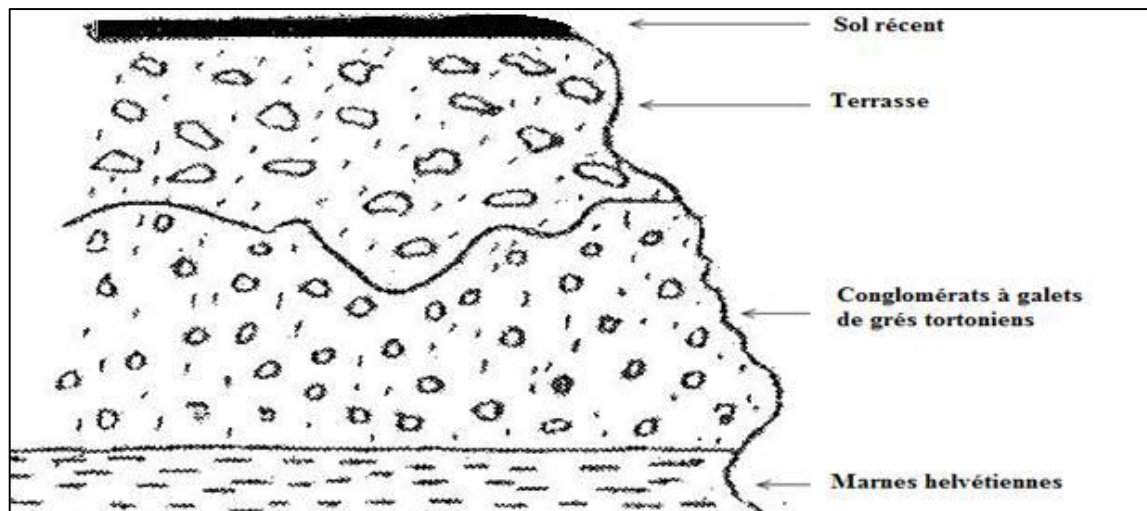


Figure 1.4. Coupe schématique montrant les dépôts conglomératiques au niveau d'Ain Halilifa (Hayane, 1983).

- Quaternaire

Les formations quaternaires sont diverses et comprennent :

- Travertins

Ils marquent leur présence principalement dans la partie Nord de la commune d'Hennaya. Issus des massifs jurassiques environnants, ces travertins sont généralement peu épais et parfois consolidés. Ils constituent des marqueurs importants des paléocirculations hydrogéologiques et des zones d'émergence anciennes ou actuelles.

- Carapaces calcaires

Cette formation recouvre le Miocène et forme l'entablement horizontal caractéristique des plateaux de la région. Ces encroûtements résultent de processus pédogénétiques liés aux alternances climatiques du Quaternaire et jouent un rôle dans la protection des formations sous-jacentes contre l'érosion.

- Croûte calcaire

Elle est formée par un encroûtement de teinte claire et des structures lamellaires caractéristiques. Bien que relativement mince, cette formation est particulièrement visible sur la plaine d'Hennaya où elle masque partiellement les grès tortoniens (Hayane, 1983). Du point de vue hydrogéologique, ces croûtes peuvent localement modifier les conditions d'infiltration des eaux de surface.

L'ensemble de ces formations constitue un système géologique complexe dont la configuration structurale et lithostratigraphique détermine les caractéristiques hydrogéologiques de la plaine d'Hennaya. Les études antérieures ont permis de conclure que cette région, faisant partie du bassin sédimentaire de la moyenne Tafna, présente un remplissage dont l'assise est constituée par des formations jurassiques (dolomies et calcaires), surmontées par des formations miocènes (marnes serravaliennes et grès tortoniens), et recouvertes par des formations pliocènes (argiles, conglomérats et travertins).

Cette diversité lithologique, combinée à la complexité structurale décrite précédemment, explique la variété des faciès observés dans la région et conditionne la distribution spatiale et les caractéristiques des ressources en eau souterraine.

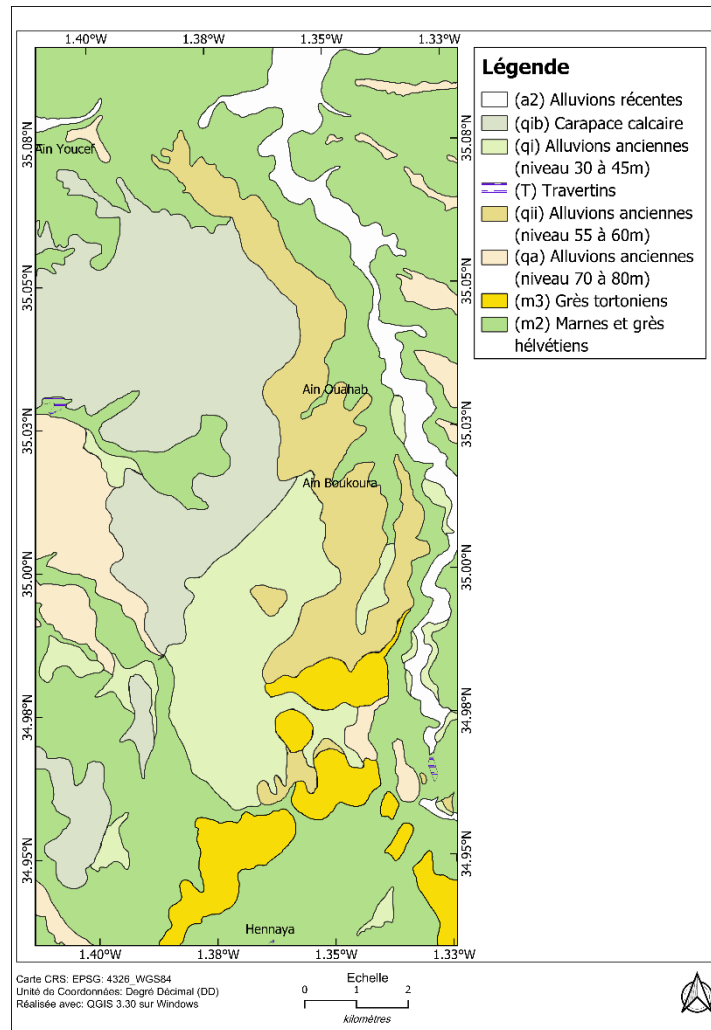


Figure 1.5. Carte géologique (extrait de la carte géologique de Tlemcen 1/50000) (Doumergue, 1926).

III. CONTEXTE HYDROCLIMATIQUE

L'analyse du contexte hydroclimatique de la plaine d'Hennaya est d'une importance majeure pour saisir les mécanismes régissant la dynamique des ressources en eau dans cette région. Cette étude permet de décrypter les interactions complexes entre les conditions climatiques et les processus hydrologiques, offrant ainsi des clés indispensables pour une gestion durable et éclairée des ressources hydriques. La caractérisation de ce contexte s'articule autour de deux éléments fondamentaux : les caractéristiques climatiques, qui définissent les conditions atmosphériques à l'échelle régionale, et les réponses hydrométriques qui en découlent, reflétant l'impact de ces conditions sur le cycle de l'eau. Une telle approche permet non seulement d'identifier les tendances actuelles, mais aussi d'anticiper les évolutions futures dans un contexte de changement climatique.

A. Caractéristiques climatiques

La plaine d'Hennaya se caractérise par un climat de type méditerranéen semi-aride, résultant de sa position géographique stratégique dans le nord-ouest de l'Algérie (Hayane, 1983 ; Bemoussat, 2012). Cette situation lui confère une dualité climatique remarquable, influencée à la fois par la proximité de la Méditerranée et par les masses d'air continentales sahariennes. L'analyse climatique s'appuie sur les données de la station représentative de Zenata (35°02'0.00"N, 1°47'1.12"O, altitude 247 m), avec une longue série d'observations s'étendant de 1980/81 à 2021/22 (41 ans). Cette configuration génère une variabilité climatique interannuelle significative, marquée par une alternance entre une saison sèche estivale bien marquée et une saison humide hivernale. Ces variations climatiques jouent

un rôle déterminant dans la dynamique des ressources en eau de la région.

1. Régime pluviométrique

Le régime pluviométrique de la plaine d’Hennaya se caractérise par une forte irrégularité principalement temporelle. Cette variabilité temporelle se manifeste à différentes échelles mensuelle, saisonnière et interannuelle, et constitue un facteur déterminant dans la disponibilité des ressources en eau de la région. Bien que la variation spatiale des précipitations existe, elle reste relativement moins marquée en comparaison avec la variabilité temporelle, du fait de l’étendue modérée de la plaine et de sa configuration topographique relativement homogène.

1.1. Variabilité mensuelle des précipitations

L’analyse détaillée des données pluviométriques mensuelles de la station de Zenata montre une distribution typique du climat méditerranéen semi-aride, marquée par des fluctuations significatives tout au long de l’année (Figure 1.6).

Les précipitations mensuelles à cette station varient considérablement, passant d’un minimum de 3.85 mm en juillet à un maximum de 62.65 mm en novembre. La période automnale débute avec des précipitations modérées en septembre (18.10 mm), qui augmentent progressivement en octobre (35.32 mm) pour atteindre un pic en novembre. L’hiver maintient des niveaux de précipitations relativement élevés, avec 46.78 mm en décembre, 55.47 mm en janvier et 48.95 mm en février. Le printemps conserve une pluviométrie notable, avec 50.61 mm en mars et 44.18 mm en avril, avant une diminution progressive en mai (34.17 mm). L’été se caractérise par une chute drastique des précipitations, particulièrement en juin (8.51 mm) et juillet (3.85 mm), suivie d’une légère reprise en août (16.93 mm).

Cette analyse du régime pluviométrique à la station météorologique met en lumière une répartition des précipitations sur l’année typique du climat méditerranéen semi-aride, avec une concentration des pluies durant la période automne-hiver-printemps et une sécheresse estivale marquée. La variabilité mensuelle observée à Zenata met en évidence la complexité des dynamiques climatiques dans la plaine d’Hennaya, offrant des bases solides pour une gestion optimisée des ressources hydriques dans un contexte de variabilité climatique accrue.

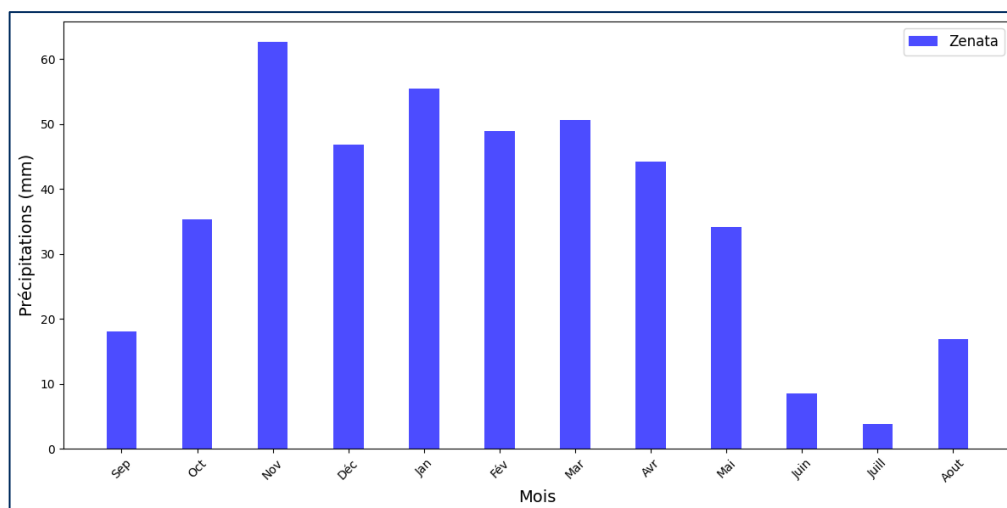


Figure 1.6. Précipitations mensuelles à la station météorologique de Zenata.

1.2. Variabilité saisonnière des précipitations

La répartition saisonnière des précipitations dans la plaine d’Hennaya s’organise autour d’un contraste prononcé entre les différentes périodes de l’année, une caractéristique typique du climat méditerranéen semi-aride de la région (Figure 1.7).

L'hiver se positionne comme la saison la plus humide, avec un cumul moyen de 151.2 mm. Cette saison rassemble la plus grande part des précipitations annuelles, traduisant l'influence significative des perturbations hivernales dans ce secteur.

Le printemps occupe la deuxième place en termes de pluviométrie, avec des précipitations moyennes de 128.96 mm. Cette période conserve une pluviométrie notable, cruciale pour la recharge des nappes phréatiques et la croissance de la végétation.

L'automne suit avec un cumul saisonnier relativement élevé de 116.07 m. Ces précipitations automnales jouent un rôle important dans la restauration des réserves hydriques après la période estivale.

L'été se démarque comme la saison la plus sèche, avec un cumul moyen de 29.29 mm. Cette faible pluviométrie estivale est caractéristique du climat méditerranéen semi-aride et impose des contraintes significatives sur les ressources en eau pendant cette période.

En synthèse, la variabilité saisonnière des précipitations dans la plaine d'Hennaya illustre l'importance des saisons humides pour le cycle hydrologique local. Cette analyse fournit une vision claire des dynamiques climatiques saisonnières, essentielle pour anticiper les enjeux liés à la variabilité hydroclimatique dans la région.

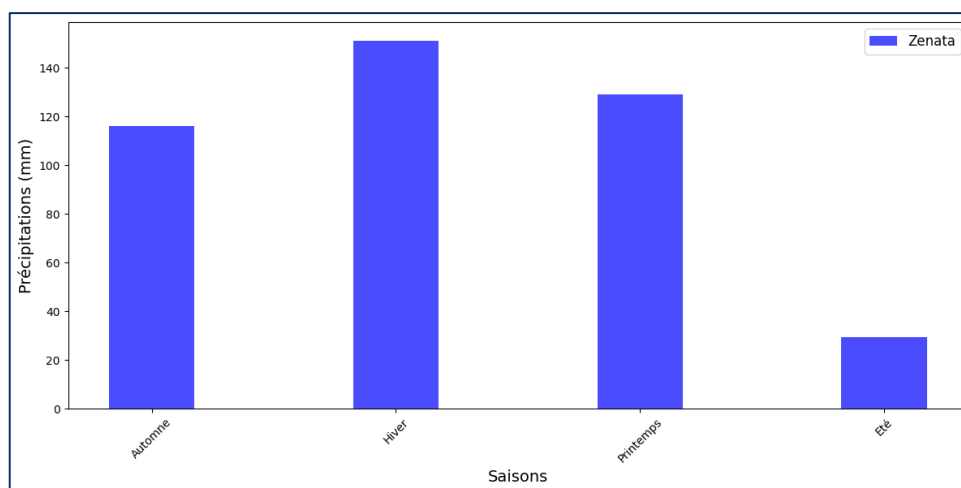


Figure 1.7. Précipitations saisonnières à la station météorologique de Zenata.

1.3. Variabilité interannuelle et annuelle des précipitations

La variabilité interannuelle des précipitations représente l'une des caractéristiques majeures du régime pluviométrique dans la région. Selon les données, la station de Zenata affiche une moyenne interannuelle de 425.36 mm (Figure 1.8).

L'analyse des variations annuelles sur la période 1980-2022 fait ressortir une irrégularité marquée des précipitations (Figure 1.8). Pour cette région, les valeurs varient entre un minimum de 104.89 mm (1981/82) et un maximum de 743.97 mm (1986/87), ce qui traduit une amplitude considérable de variation.

Cette zone connaît ces dernières années des périodes particulièrement humides, notamment l'année 2008/09 où Zenata a mesuré 704 mm, ou encore l'année 2012/13 avec 711.93 mm. À l'inverse, certaines années se caractérisent par une sécheresse prononcée, à l'image de 2020/21 où les précipitations sont tombées à 249.03 mm, illustrant la vulnérabilité de la région aux épisodes de sécheresse.

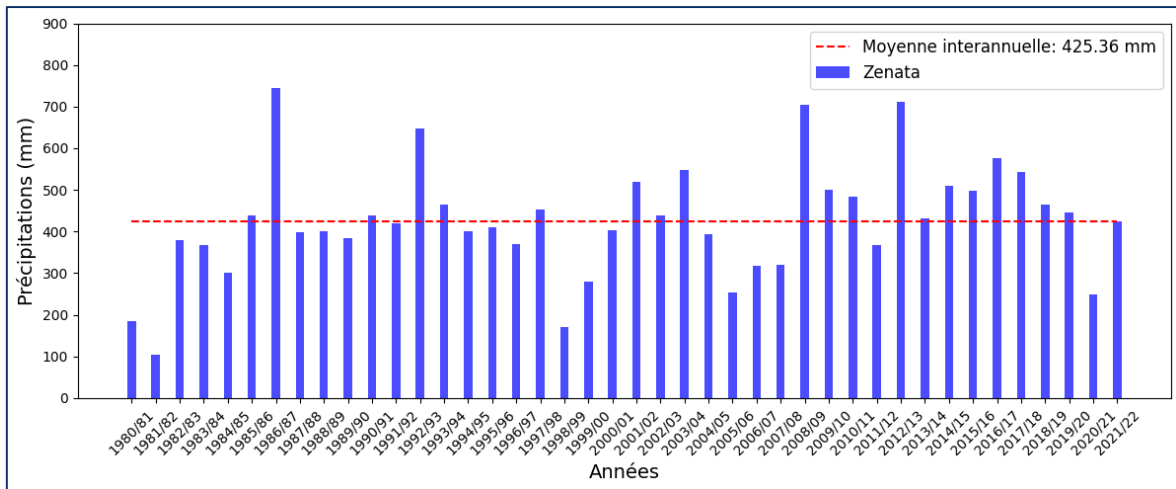


Figure 1.8. Précipitations interannuelles et annuelles à la station météorologique de Zenata.

2. Régime thermique

Le régime thermique de la plaine d'Hennaya représente un aspect essentiel de son contexte hydroclimatique. L'étude des températures, basée sur les données de la station de Zenata, permet de caractériser les variations thermiques à différentes échelles temporelles, mettant en avant les spécificités du climat semi-aride de la région.

2.1. Evolution des températures moyennes annuelles et interannuelles

L'examen des températures moyennes annuelles sur quatre décennies (1981-2022) montre une tendance générale à la hausse, particulièrement accentuée ces dernières années (Figure 1.9). La station de Zenata enregistre une température moyenne interannuelle de 17.74°C sur l'ensemble de la période d'observation. Les variations annuelles présentent une amplitude notable, avec un minimum historique de 16.5°C enregistré en 1982/83 et un maximum de 18.7°C atteint en 2021/22. Des pics de chaleur remarquables ont été observés en 2009/10 (18.6°C) et en 2021/22 (18.7°C), témoignant d'une tendance au réchauffement dans la région.

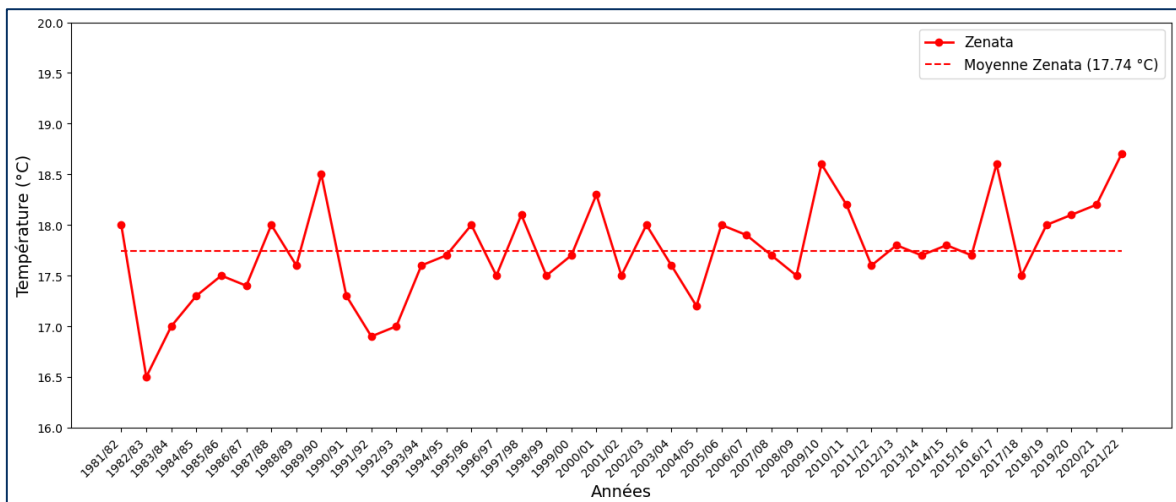


Figure 1.9. Températures interannuelles à la station météorologique de Zenata.

2.2. Variations mensuelles et extrêmes thermiques

Les variations mensuelles des températures reflètent le caractère contrasté du climat méditerranéen de la région. À la station de Zenata, les températures moyennes varient entre un minimum de 9.67°C en janvier et un maximum de 27.88°C en août. Les températures minimales absolues peuvent descendre jusqu'à 1.23°C en janvier, tandis que les maximales atteignent 39.16°C en

juillet (Figure 1.10).

La période estivale (juin-août) se caractérise par des températures moyennes élevées, dépassant régulièrement 23°C. Les maximales durant cette période peuvent atteindre des valeurs particulièrement élevées, notamment en juillet où elles excèdent 39°C. À l'inverse, la période hivernale (décembre-février) est marquée par des températures moyennes plus douces, oscillant autour de 10-11°C, avec des minimales occasionnellement proches de 0°C, particulièrement en janvier.

Ces variations thermiques, à la fois annuelles et mensuelles, illustrent la dynamique climatique complexe de la plaine d'Hennaya, offrant des informations précieuses pour comprendre les impacts sur les écosystèmes, l'agriculture et la gestion des ressources en eau dans un contexte de changement climatique.

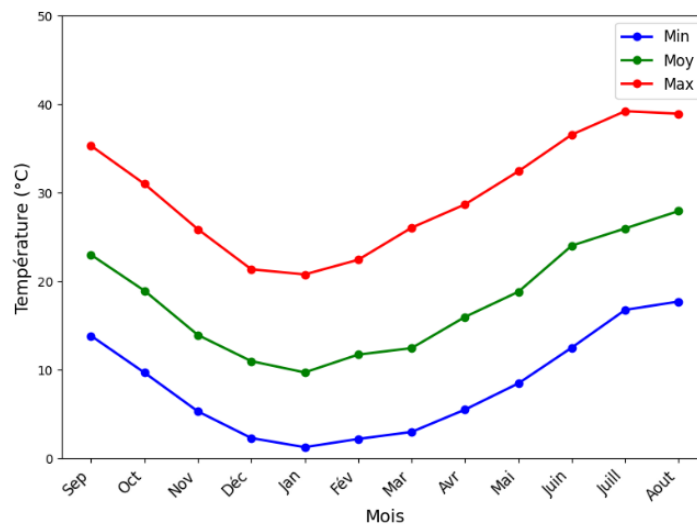


Figure 1.10. Températures minimales, moyennes et maximales à la station météorologique de Zenata.

3. Indices bioclimatiques

Les indices bioclimatiques sont des outils essentiels pour caractériser et classer le climat d'une région. Ils permettent d'établir des relations entre les paramètres climatiques (principalement les précipitations et les températures) et les conditions écologiques qui déterminent la distribution et l'adaptation des êtres vivants. Ces indices sont particulièrement utiles pour la compréhension des écosystèmes méditerranéens et la planification des activités agricoles.

3.1. Indice d'aridité

L'indice d'aridité est un indicateur qui quantifie le degré de sécheresse d'un climat en combinant les données de précipitations et de température. Parmi les différentes méthodes de calcul, l'indice de De Martonne (1923) est l'une des plus couramment utilisées. Il s'exprime par la formule suivante (Equation (1)) :

$$I = \frac{P}{T + 10} \quad (1)$$

où I représente l'indice de De Martonne, P les précipitations annuelles en millimètres (mm) et T la température moyenne annuelle en degrés Celsius (°C).

L'interprétation de cet indice se fait selon les valeurs suivantes (Tableau 1.1) :

Tableau 1.1. Classification du climat (d'après De Martonne, 1923).

Type de climat	Valeur de l'indice
Hyper-aride (H-A)	$I < 5$
Aride (A)	$5 \leq I < 10$
Semi-aride (S-A)	$10 \leq I < 20$
Semi-humide (S-H)	$20 \leq I < 30$
Humide (H)	$30 \leq I < 55$
Très humide (T-H)	$I \geq 55$

Les résultats de cet indice pour la station d'étude donnent des valeurs de 15.33. Ces valeurs, situées entre 10 et 20, confirment que la région étudiée est caractérisée par un climat semi-aride.

Pour une analyse plus fine de la variabilité saisonnière de l'aridité, l'indice mensuel de De Martonne a été calculé selon la formule (Equation (2)) :

$$I_m = \frac{12 \times P_m}{T_m + 10} \quad (2)$$

où P_m et T_m représentent respectivement les précipitations mensuelles (mm) et les températures mensuelles (°C).

Les résultats montrent une forte variabilité saisonnière (Tableau 1.2). Pour la station météorologique étudiée, les mois de juin à septembre se caractérisent par une aridité marquée (H-A à A), tandis que la période de novembre à mars présente des conditions semi-humides (S-H).

Tableau 1.2. Valeurs de l'indice mensuel de De Martonne de la station météorologique.

Station	F	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Aout
Station de Zenata	P_m	18.1	35.32	62.65	46.78	55.47	48.95	50.61	44.18	34.17	8.51	3.85	16.93
	T_m	22.94	18.89	13.89	10.94	9.67	11.68	12.41	15.93	18.77	23.98	25.92	27.88
	I_m	6.59	14.67	31.47	26.81	33.84	27.09	27.10	20.45	14.25	3.01	1.29	5.36
	TC	A	S-A	S-H	S-H	H	S-H	S-H	S-H	S-A	H-A	H-A	A

Cette classification est en accord avec les observations des régimes thermique et pluviométrique de la région, marqués par des précipitations limitées et des températures relativement élevées.

3.2. Diagramme ombrothermique

Le diagramme ombrothermique est un outil graphique qui permet de visualiser simultanément deux paramètres climatiques essentiels : les précipitations mensuelles (exprimées en millimètres) et les températures moyennes mensuelles (exprimées en degrés Celsius). Ces diagrammes sont particulièrement utiles pour caractériser le climat d'une région et identifier les périodes sèches et humides au cours de l'année. Selon la convention de Bagnouls & Gaussen (1953), l'échelle des températures est généralement doublée par rapport aux précipitations ($P = 2T$), ce qui permet de définir visuellement les périodes sèches lorsque la courbe des températures dépasse celle des précipitations, et les périodes humides lorsque la courbe des précipitations se situe au-dessus de celle des températures.

Dans la station météorologique de Zenata, on observe clairement deux périodes distinctes au cours de l'année. Une période humide s'étend approximativement d'octobre à avril, caractérisée par des précipitations relativement abondantes, atteignant jusqu'à 62.65 mm (Figure 1.11) et des températures modérées qui descendent jusqu'à environ 10°C en janvier (les valeurs sur le graphique étant déjà multipliées par 2).

À l'inverse, une période sèche est identifiable de mai à septembre, marquée par une chute importante des précipitations (descendant jusqu'à 2 mm en juillet) et une augmentation des températures qui culminent à environ 25°C en août (valeurs réelles, soit la moitié des valeurs indiquées

sur l'axe).

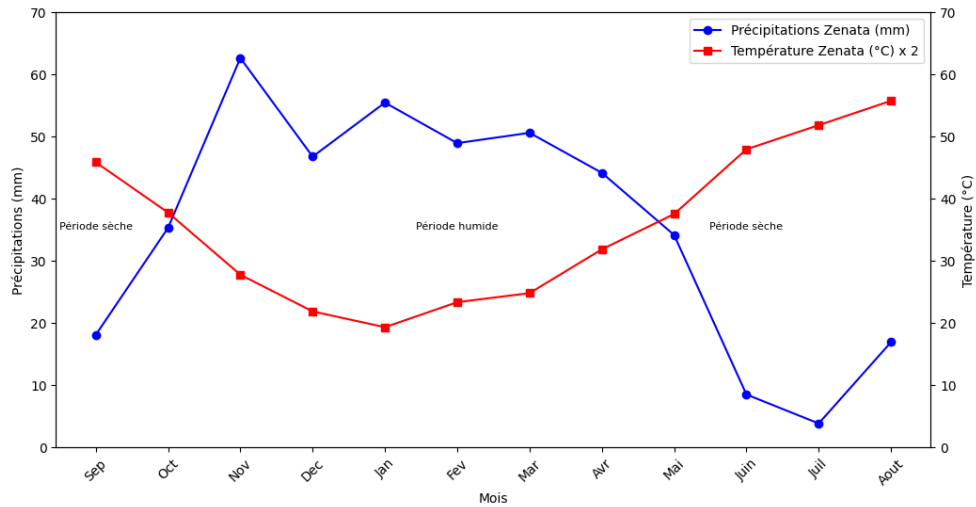


Figure 1.11. Diagramme ombrothermique de la station de Zenata.

3.3. Diagramme d'Emberger

Le diagramme d'Emberger, également connu sous le nom de climagramme d'Emberger, est un outil bioclimatique spécifiquement développé pour caractériser le climat méditerranéen et ses différentes variantes (Emberger, 1942 ; Emberger, 1955 ; Emberger, 1971). Ce diagramme est basé sur le quotient pluviothermique d'Emberger (Q_2), qui met en relation les précipitations annuelles avec les températures extrêmes. L'équation du quotient pluviothermique d'Emberger est exprimée comme suit (Equation (3)) :

$$Q_2 = \frac{2000 \times P}{(M^2 - m^2)} \quad (3)$$

où P représente les précipitations annuelles en millimètres (mm), M est la moyenne des températures maximales du mois le plus chaud en Kelvin ($^{\circ}\text{K}$) et m est la moyenne des températures minimales du mois le plus froid en Kelvin ($^{\circ}\text{K}$).

Le diagramme place en abscisse la température minimale du mois le plus froid (m) et en ordonnée le quotient pluviothermique (Q_2). Cette représentation permet de délimiter différentes zones bioclimatiques allant du domaine saharien (très aride) au domaine humide, en passant par les domaines aride, semi-aride et subhumide.

D'après le diagramme d'Emberger présenté (Figure 1.12), la station étudiée, Zenata, se situe dans le domaine bioclimatique semi-aride à hiver frais. La station de Zenata présente une température minimale du mois le plus froid (m) de 1.23°C et un quotient pluviothermique (Q_2) d'environ 38.56.

Cette valeur place la station à la limite inférieure du domaine semi-aride, proche de la transition vers le domaine aride. Cette classification correspond bien aux observations des diagrammes ombrothermiques précédemment analysés, qui montraient une longue période sèche estivale caractéristique des climats méditerranéens semi-arides.

La position de la station dans cette zone bioclimatique indique qu'elle pourrait abriter des types de végétation et d'écosystèmes adaptés à des conditions de sécheresse estivale prononcée et à des hivers relativement frais. Cette situation bioclimatique implique également des contraintes hydriques importantes pour l'agriculture et la gestion des ressources en eau dans la région.

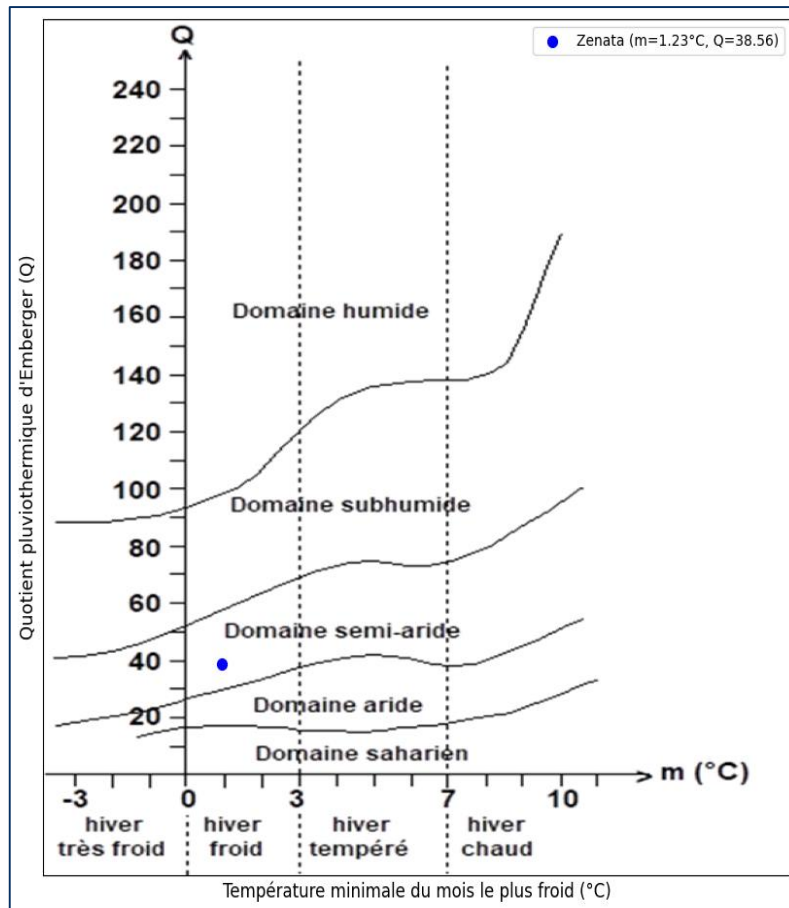


Figure 1.12. Diagramme d'Emberger de la station de Zenata.

3.4. Indices de sécheresse

L'étude des périodes de sécheresse nécessite l'utilisation d'indices climatiques standardisés qui permettent de quantifier objectivement ces phénomènes et de les comparer sur différentes échelles temporelles et spatiales. Dans cette analyse, nous avons appliqué deux indices complémentaires aux données pluviométriques de la station de Zenata pour caractériser les tendances et les variations des épisodes secs et humides (Annexe 1).

3.4.1. Indice de précipitation standardisé (SPI)

L'indice de précipitation standardisé (*SPI*) est un indice normalisé qui quantifie les anomalies de précipitations sur différentes échelles temporelles (McKee & al., 1993 ; McKee & al., 1995 ; Edwards & McKee, 1997). Cet indice, calculé selon l'équation suivante (Equation (4)) :

$$SPI = \frac{(P_i - \bar{P})}{\sigma} \quad (4)$$

où P_i représente les précipitations de l'année i , \bar{P} la moyenne des précipitations, et σ leur écart-type de la série.

L'interprétation du SPI se fait selon une échelle où les valeurs négatives indiquent des conditions plus sèches que la normale (sécheresse) et les valeurs positives des conditions plus humides que la normale (Tableau 1.3) (Edwards & McKee, 1997 ; Lloyd-Hughes & Saunders, 2002) :

Tableau 1.3. Classification des conditions climatiques humides ou sèches basée sur les valeurs SPI.

Classification	Valeurs de SPI
Extrêmement humide	$SPI \geq 2.0$
Très humide	$1.5 \leq SPI < 2.0$
Modérément humide	$1.0 \leq SPI < 1.5$
Proche de la normale	$-1.0 \leq SPI < 1.0$
Modérément sèche	$-1.5 \leq SPI < -1.0$
Sévèrement sèche	$-2.0 \leq SPI < -1.5$
Extrêmement sèche	$SPI < -2.0$

L'analyse du graphique montre une forte variabilité interannuelle des précipitations (Figure 1.13). À Zenata, on observe plusieurs périodes de sécheresse sévère ($SPI < -1.5$) notamment vers 1980/83, 1981/82, 1998-99, 2020/21 et 2021/22, alternant avec des épisodes particulièrement humides ($SPI > 1.5$) comme en 1986/87, 2008/09 et 2012/13.

On note une augmentation apparente de la fréquence des épisodes de sécheresse depuis le début des années 2000. Les SPI calculés sur 6 mois et 12 mois permettent d'apprécier les effets cumulatifs des déficits ou excès pluviométriques sur des périodes plus longues, montrant parfois des décalages significatifs avec le SPI standard qui reflètent la distribution temporelle variable des précipitations au cours de l'année.

3.4.2. Indice de pluviosité (PI)

L'indice de pluviosité (PI), également désigné comme coefficient pluviométrique, constitue un indicateur qui établit le rapport entre les précipitations annuelles d'une station et la moyenne pluviométrique calculée sur une série temporelle de référence (De Martonne, 1926). Cet outil permet d'identifier avec précision les années caractérisées par un excédent ou un déficit hydrique. Il se calcule selon la formule suivante (Equation (5)) :

$$PI = \frac{P_i}{P_m} \quad (5)$$

où P_i représente les précipitations de l'année considérée et P_m la pluviométrie moyenne de la période d'étude.

Sur le graphique, cet indice est représenté par la courbe rouge. Les années déficitaires correspondent à des valeurs de PI inférieures à l'unité (1) et les années excédentaires sont celles où ces valeurs lui sont supérieures. Pour la station de Zenata (Figure 1.13), l'indice de pluviosité montre des fluctuations importantes, avec des périodes déficitaires marquées notamment au début des années 1980, vers 2009 et 2020/21, alternant avec des périodes excédentaires comme en 1986/87, 2008/09 et 2012/13.

L'évolution récente du PI à cette station indique une tendance à l'accentuation des déficits pluviométriques, ce qui soulève des préoccupations quant à la disponibilité future des ressources en eau dans cette région.

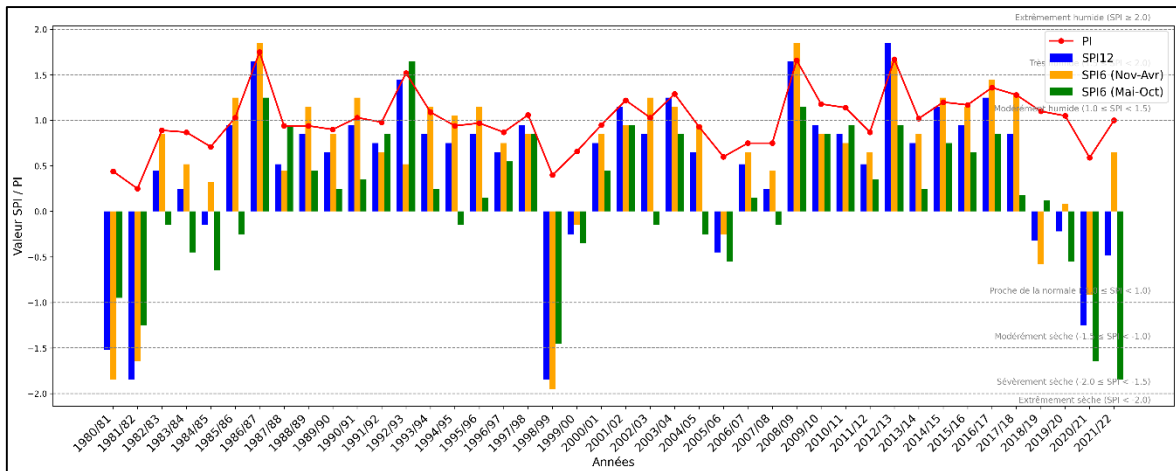


Figure 1.13. Evolution annuelle des indices SPI et PI de la station de Zenata.

B. Autres caractéristiques climatiques

1. Evapotranspiration

L'évapotranspiration est un processus clé dans le bilan hydrique, qui représente la quantité d'eau transférée vers l'atmosphère par l'évaporation directe du sol et la transpiration des plantes. Ce facteur joue un rôle déterminant dans le cycle hydrologique et dans l'équilibre des écosystèmes.

1.1. Evapotranspiration potentielle

L'évapotranspiration potentielle (*ETP*) correspond à la quantité d'eau maximale susceptible d'être évaporée et transpirée par un couvert végétal continu, bien alimenté en eau, dans des conditions climatiques données. Elle représente donc la demande évaporative de l'atmosphère indépendamment de la disponibilité en eau du sol.

Dans le cadre de cette étude, la méthode de Thornthwaite (1948) a été adoptée pour calculer l'*ETP* mensuelle. Cette méthode repose principalement sur la température moyenne mensuelle selon la formule suivante (Equation (6)) :

$$ETP_{nc} = 16 \left(\frac{T \times 10}{I} \right)^a \quad (6)$$

où :

ETP_{nc} représente l'évapotranspiration potentielle non corrigée (mm)

T est la température moyenne mensuelle (°C)

I correspond à l'indice thermique annuel, calculé comme la somme des indices thermiques mensuels

$$i = \left(\frac{T}{5} \right)^{1.514}$$

a est un coefficient calculé selon la formule : $a = 0.016I + 0.5$

L'*ETP* finale est obtenue après correction par un facteur F qui dépend de la latitude et de la durée théorique d'insolation (Equation (7)) :

$$ETP = ETP_{nc} \times F \quad (7)$$

Les résultats obtenus pour la station de Zenata montrent une valeur annuelle d'*ETP* de 902.07 mm (Tableau 1.4). Cette valeur élevée reflète les conditions climatiques semi-arides de la région étudiée. La distribution mensuelle de l'*ETP* suit étroitement l'évolution des températures avec un maximum en période estivale (168.95 mm en août) et un minimum en période hivernale (17.60 mm

en janvier).

1.2. Evapotranspiration réelle

L'évapotranspiration réelle (*ETR*) représente la quantité d'eau effectivement évaporée et transpirée dans les conditions réelles de disponibilité en eau. Elle est toujours inférieure ou égale à l'*ETP*. Quatre méthodes ont été utilisées pour estimer l'*ETR*.

1.2.1. Méthode de Thornthwaite

Cette méthode repose sur le calcul d'un bilan hydrique mensuel prenant en compte les précipitations (*P*), l'*ETP* et la réserve utile du sol (*RU*). La réserve utile a été fixée à 100 mm selon les calculs d'Hayane (1983), qui estime cette réserve en fonction de la texture du sol et la profondeur exploitable par les racines. Cette valeur représente la capacité maximale de stockage d'eau disponible pour la végétation dans le profil racinaire de la zone d'étude. Le principe consiste à suivre l'évolution de la réserve en eau du sol au cours de l'année selon les équations suivantes (Thornthwaite & Mather, 1955) :

- Pour $P > ETP$:

$$ETR = ETP$$

Excédent (*Exc.*) = $P - ETP - \Delta RU$ (si *RU* atteint sa capacité maximale)

- Pour $P < ETP$:

Si $RU > 0$: $ETR = P + |\Delta RU|$ (dans la limite de l'*ETP*)

Si $RU = 0$: $ETR = P$

Déficit agricole (*Déf.*) = $ETP - ETP$

Les résultats montrent que l'évapotranspiration réelle annuelle atteint 393.85 mm à Zenata, soit 92.56% des précipitations annuelles. Cette valeur, relativement élevée par rapport aux précipitations annuelles (425.52 mm), indique que la quasi-totalité des précipitations est reprise par évapotranspiration (Tableau 1.5).

Le déficit agricole annuel reste considérable (508.22 mm), traduisant un stress hydrique important particulièrement marqué durant la période estivale où le déficit atteint son paroxysme (152.53 mm en juillet).

La réserve utile du sol se reconstitue progressivement à partir de novembre pour atteindre son maximum en février-mars (100 mm), avant de s'épuiser totalement dès juin. Les excédents hydriques sont faibles, atteignant 33.68 mm, principalement concentrés entre février et mars.

1.2.2. Méthode de Turc

La formule de Turc (1954) permet d'estimer directement l'*ETR* annuelle à partir des précipitations annuelles et de la température moyenne annuelle (Equation (8)) :

$$ETR = \frac{P}{\sqrt{0.9 + \frac{P^2}{L^2}}} \quad (8)$$

avec, $L = 300 + 25T + 0.05T^3$ où *T* est la température moyenne annuelle en °C et *P* les précipitations annuelles en mm.

Cette méthode empirique fournit une valeur d'*ETR* annuelle de 415.03 mm pour la station étudiée, très proches des résultats obtenus par la méthode de Thornthwaite, ce qui confirme la forte reprise évapotranspiratoire des précipitations dans la région.

Tableau 1.4. ETP annuelles et mensuelles calculées pour les stations considérées.

ETPnc (mm): Evapotranspiration potentielle non corrigée (mm) ; ETP (mm) : Evapotranspiration potentielle corrigée (mm)

Station	P	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Aout	Annuel
Zenata	T (°C)	22.94	18.89	13.89	10.94	9.67	11.68	12.41	15.93	18.77	23.98	25.92	27.88	17.74
	i	10.04	7.48	4.70	3.27	2.71	3.61	3.96	5.78	7.41	10.74	12.08	13.49	85.27
	ETPnc (mm)	101.25	70.49	39.74	25.46	20.23	28.77	32.21	51.30	69.66	109.98	127.14	145.65	/
	F (35°N)	1.03	0.97	0.86	0.84	0.87	0.85	1.03	1.09	1.21	1.21	1.23	1.16	/
	ETP (mm)	104.29	68.38	34.17	21.39	17.60	24.45	33.17	55.92	84.29	133.07	156.38	168.95	902.07

Tableau 1.5. Bilans hydrologiques calculés par la méthode de Thornthwaite. RU: Réserve Utile utilisée (RU=100 mm) ; Exc.: Excédent ; Da: Déficit agricole

Station	P	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Aout	Annuel	
Zenata	P (mm)	18.10	35.32	62.65	46.78	55.47	48.95	50.61	44.18	34.17	8.51	3.85	16.93	425.52	
	ETP (mm)	104.29	68.38	34.17	21.39	17.60	24.45	33.17	55.92	84.29	133.07	156.38	168.95	902.07	
	P-ETP	-86.19	-33.06	28.48	25.39	37.87	24.50	17.44	-50.12	-11.74	-124.56	-152.53	-152.02	/	
	RU (mm)	0.00	0.00	28.48	53.87	91.74	100.00	100.00	38.14	88.26	0.00	0.00	0.00	0.00	/
	ETR (mm)	18.10	35.32	34.17	21.39	17.60	24.45	33.17	84.29	55.92	48.65	3.85	16.93	393.85	
	Da (mm)	86.19	33.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	84.42	84.42	152.53	152.02	508.22
	Exc. (mm)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	16.24	17.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	33.68	

1.2.3. Méthode de Coutagne

La méthode de Coutagne (1935) est une approche empirique largement utilisée pour estimer l'évapotranspiration réelle (*ETR*) en fonction des précipitations annuelles et de la température moyenne (Equation (9)). Cette méthode est particulièrement adaptée aux régions méditerranéennes et semi-arides, où les données climatiques détaillées sont souvent limitées. Elle repose sur une formule simple qui intègre un coefficient λ variant selon les conditions climatiques locales.

$$ETR = P - \lambda P^2 \quad \text{avec } \lambda = \frac{1}{0.8+0.14T} \quad (9)$$

où *ETR* représente l'évapotranspiration réelle annuelle (m), *P* est la précipitation moyenne annuelle (m) et *T* est la température moyenne annuelle en (°C).

L'application de cette formule est conditionnée par la relation ci-après (Musy & Higy, 2004 ; Musy & al., 2014) :

$$\frac{1}{8\lambda} \leq P < \frac{1}{2\lambda}$$

Les précipitations annuelles moyennes de la station de Zenata sont donc bien comprises dans l'intervalle requis, ce qui confirme la validité de l'application de la méthode de Coutagne pour estimer l'évapotranspiration réelle dans cette région.

Pour cette station, avec une précipitation moyenne annuelle de 425.36 mm (0.43 m) et une température moyenne de 17.74°C, nous obtenons une *ETR* de 370.26 mm, ce qui représente environ 87% des précipitations totales.

La différence entre les précipitations et l'*ETR* représente le volume d'eau potentiellement disponible pour le ruissellement et l'infiltration. Cette valeur est de 55.1 mm, soit environ 13% des précipitations annuelles. Cette faible valeur souligne la précarité du bilan hydrique dans cette station et explique la vulnérabilité de cette région face aux variations pluviométriques.

1.2.4. Méthode de Wundt

L'abaque de Wundt n'est pas conçu pour estimer directement l'*ETR*, mais plutôt l'écoulement. Cependant, nous pouvons déduire l'*ETR* à partir de l'équation du bilan hydrique.

Dans cet abaque présenté (Figure 1.14), le "quotient d'écoulement" représente généralement la fraction des précipitations qui contribue à l'écoulement de surface uniquement. Les valeurs d'*ETR* calculées à partir de cette méthode incluent donc également l'infiltration profonde.

Les résultats montrent que le quotient de ruissellement est de l'ordre de 3% des précipitations. Cela nous donne :

- Ecoulement = $425.36 \times 0.03 = 12.76$ mm ;
- *ETR* + Infiltration = $425.36 - 12.76 = 412.6$ mm.

Cette valeur de 412.6 mm représente la somme de l'évapotranspiration réelle et de l'infiltration, qui constituent ensemble la majeure partie du bilan hydrique dans cette région.

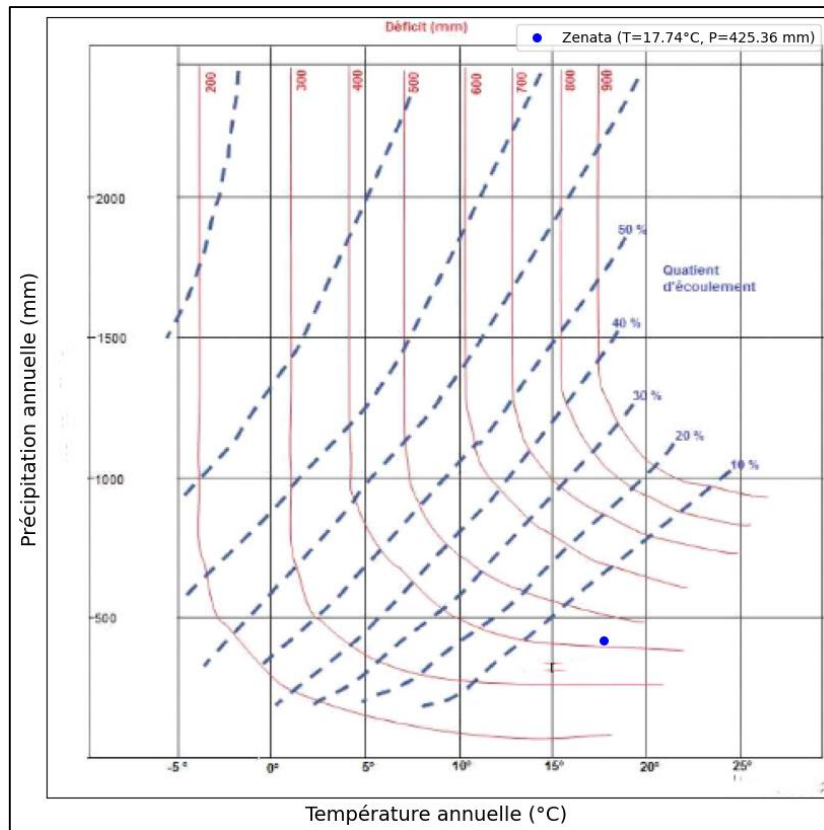


Figure 1.14. Estimation de l'ETR par l'abaque de Wundt.

Cette convergence des résultats obtenus par les différentes méthodes témoigne de la prédominance du processus d'évapotranspiration dans le bilan hydrique de la région étudiée (Tableau 1.6). La très faible part des précipitations disponible pour l'écoulement superficiel ou l'infiltration profonde (moins de 10%) révèle la fragilité de la ressource en eau dans cet environnement semi-aride, où la quasi-totalité des apports pluviométriques est reprise par l'atmosphère.

Tableau 1.6. Valeurs moyennes de l'ETR estimées par les différentes méthodes.

Méthode	Thornthwaite	Turc	Coutagne	Moyenne
ETR (mm) Zenata	393.85	415.03	370.26	393.05

2. lame d'eau ruisselée

La lame d'eau ruisselée représente la fraction des précipitations qui s'écoule en surface sans s'infiltrer dans le sol. Pour quantifier cette composante du cycle hydrologique dans notre zone d'étude, nous avons appliqué la méthode de Tixeront & Berkaloff (1957).

Cette méthode empirique, particulièrement adaptée aux régions semi-arides méditerranéennes, permet d'estimer l'écoulement annuel en fonction des précipitations et de l'évapotranspiration potentielle selon la formule suivante (Equation (10)) :

$$R = \frac{P^3}{3 \times ETP^2} \quad (10)$$

où R représente la lame d'eau ruisselée annuelle (mm), P correspond aux précipitations annuelles (mm) et ETP est l'évapotranspiration potentielle annuelle (mm).

En appliquant cette formule aux données de la station étudiée, nous obtenons : $R = 12.81$ mm.

Ce résultat indique un écoulement superficiel très limité, représentant 3.94% des précipitations annuelles. Cette valeur est cohérente avec l'estimation préalable basée sur l'abaque de Wundt qui

suggérait un coefficient d'écoulement inférieur à 4%.

La méthode de Tixeront & Berkaloff, en intégrant à la fois les précipitations et l'*ETP* dans son équation, permet de mieux refléter les conditions climatiques spécifiques de notre région d'étude, caractérisée par une forte demande évaporative. Le faible écoulement résultant confirme que la majeure partie des précipitations est soit évaporée, soit transpirée par la végétation, limitant considérablement les ressources en eau de surface disponibles pour les écosystèmes et les activités humaines.

3. Lame d'eau infiltrée

La lame d'eau infiltrée correspond à la fraction des précipitations qui pénètre dans le sol et peut potentiellement contribuer à la recharge des nappes souterraines (Equation (11)). Dans notre région d'étude, cette composante est également très limitée du fait de la forte évapotranspiration.

En effectuant un bilan global simplifié où :

$$I = P - ETR - R \quad (11)$$

En utilisant les valeurs d'*ETR* obtenues par la méthode de Thornthwaite et les estimations de ruissellement précédentes, on peut déduire que l'infiltration est presque négligeable.

Pour la station de Zenata, avec $P = 425.36$ mm, l'infiltration peut donc être estimée à $I = 19.5$ mm, soit presque 6% de la précipitation annuelle.

4. Vent

Les données de vent de la station de Zenata mettent en lumière des caractéristiques climatiques significatives (Tableau 1.7). Les vitesses moyennes des vents varient entre 3.38 et 4.47 m/s tout au long de l'année, traduisant des conditions éoliennes modérées à faibles. On observe une variabilité saisonnière marquée des vitesses de vent, avec des périodes distinctes.

Les mois d'hiver (décembre, janvier, février) se distinguent par des vitesses de vent plus élevées. À l'inverse, les mois d'été (juin, juillet, août) présentent des vitesses plus réduites, indiquant une dynamique atmosphérique différente selon les saisons.

Tableau 1.7. Vitesses des vents maximales, minimales et moyennes à la station météorologique.

Vitesse des vents (m/s)	Sép.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Aout.	Annuel
Max.	9.39	11.19	12.38	12.49	12.61	13.1	12.18	11.94	11.17	9.51	8.93	9.2	11.17
Min.	0.16	0.19	0.23	0.22	0.24	0.27	0.25	0.21	0.17	0.14	0.12	0.12	0.19
Moy.	3.5	3.59	4.41	4.34	4.47	4.52	4.29	4.28	3.91	3.72	3.39	3.38	3.98

C. Comportement hydrométrique

L'étude des mesures hydrométriques est fondamentale pour évaluer le potentiel hydrique d'une région et comprendre les mécanismes qui régissent la disponibilité des ressources en eau. L'étude des écoulements de surface est particulièrement importante pour saisir les interactions entre les eaux superficielles et souterraines, caractéristiques de cette région. Dans ce travail, nous nous concentrons sur le régime hydrologique de l'Oued Sikkak, analysé à travers deux stations hydrométriques successives (Tableau 1.8) : la station d'Ain Youcef (1973/74 à 1989/90) et la station de Sidi Aissa (1991/1992 à 2010/11). Ces données, fournies par l'ANRH, permettent d'étudier le comportement hydrologique de l'Oued sur une longue période (Annexe 2). La station d'Ain Youcef a été fermée le 1er mai 1999, et les observations ont été transférées à la station de Sidi Aissa, située à 9 km en amont, suite à la construction du barrage de Sikkak (ANRH, 2016). Ces deux stations, étant les plus proches

de la plaine d'Hennaya, sont les plus représentatives des conditions hydrologiques influençant directement notre zone d'étude.

Tableau 1.8. Coordonnées géographiques des stations hydrométriques.

Station	Latitude (DMS)	Longitude (DMS)	Z (m)	Code
Ain Youcef	35°2'38.47"	-1°-20'-24.32"	200	160704
Sidi Aissa	35°0'16.10"	-1°-19'-19.90"	250	160727

1. Variabilité spatio-temporelle des débits moyens

1.1. Variabilité interannuelle des débits

L'analyse des débits moyens annuels de l'Oued Sikkak au niveau des deux stations hydrométriques met en évidence une forte variabilité interannuelle (Figure 1.15). Les données hydrologiques montrent une alternance marquée entre années excédentaires et déficitaires.

Le module interannuel moyen, calculé sur la période de 1973/74 à 2010/11, s'établit à environ 0.7 m³/s, une valeur relativement faible qui s'explique notamment par la présence du barrage de Meffrouche en amont de l'Oued, ainsi que par le caractère karstique prépondérant des formations géologiques. Il est à noter que près de 80 % des débits moyens annuels enregistrés sont inférieurs à cette moyenne interannuelle, soulignant la prédominance des années déficitaires dans la série chronologique.

Les années (1973/74, 2002/03 et 2003/04) se distinguent particulièrement avec un module annuel maximal dépassant 2 m³/s, correspondant à une lame d'eau écoulee nettement supérieure à la moyenne. Cette variabilité interannuelle prononcée représente un facteur clé dans la gestion des ressources hydriques de la région.

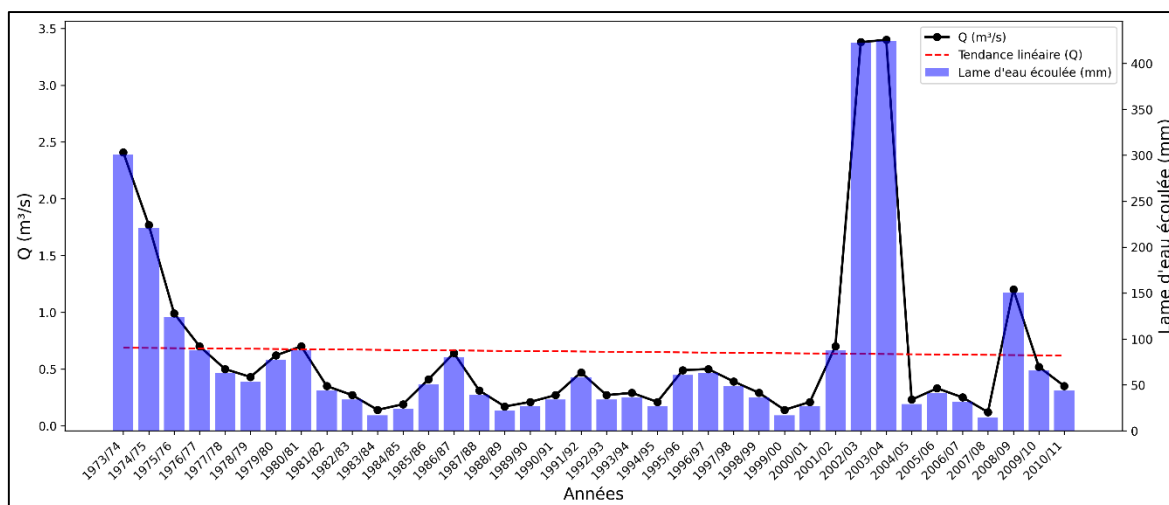


Figure 1.15. Variations interannuelles des débits aux stations hydrométriques.

1.2. Variabilité mensuelle des débits

L'étude des débits moyens mensuels permet de caractériser le régime des cours d'eau. Ce régime est défini par le coefficient mensuel de débits (CMD), qui correspond au rapport entre les débits moyens mensuels et le module de la période considérée (Réménieras, 1986). Le CMD se calcule comme suit (Equation (12)) :

$$CMD = \frac{Q_i}{Q_m} \quad (12)$$

où Q_i représente le débit moyen mensuel (m³/s) et Q_m est la moyenne des débits mensuels (m³/s).

Par définition, les valeurs de CMD inférieures à 1 indiquent des mois de basses eaux, tandis

que les valeurs supérieures à 1 correspondent à des mois de hautes eaux.

Le régime hydrologique de l'Oued Sikkak présente une saisonnalité bien marquée, caractérisée par l'alternance de périodes de hautes et basses eaux (Figure 1.16). L'analyse des débits moyens mensuels et du coefficient mensuel de débits (CMD) permet de définir précisément ces variations au cours de l'année hydrologique.

Le cycle annuel se divise en deux périodes distinctes :

- Période de hautes eaux ($CMD > 1$) : Elle s'étend de novembre à avril, avec des débits dépassant régulièrement $0.7 \text{ m}^3/\text{s}$. Le maximum est observé en février, qui constitue le mois hydrologiquement le plus actif de l'année.
- Période d'étiage ($CMD < 1$) : Elle couvre la période de mai à octobre, caractérisée par des débits généralement inférieurs à $0.62 \text{ m}^3/\text{s}$. Le minimum absolu est enregistré en août, témoignant d'un étiage sévère en fin de période estivale.

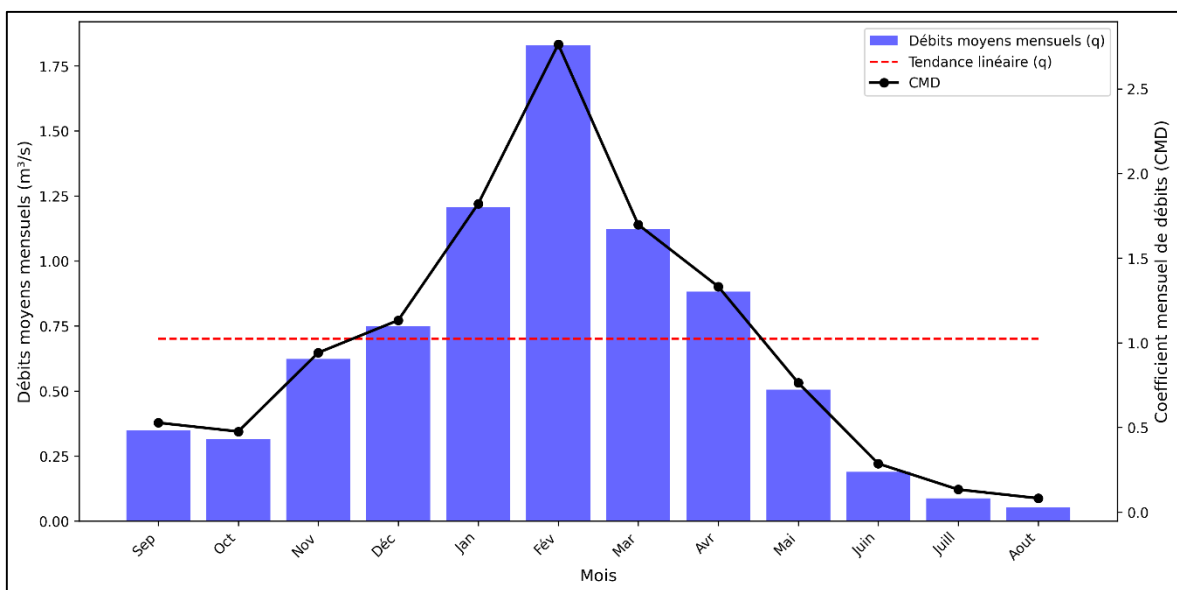


Figure 1.16. Variations mensuelles des débits aux stations hydrométriques.

2. Coefficients et indices de la variabilité des débits

L'étude hydrologique des systèmes fluviaux nécessite des outils mathématiques et statistiques précis pour quantifier et comprendre la dynamique complexe des écoulements (Tallaksen & Van Lanen, 2004). La variabilité des débits constitue un paramètre fondamental qui reflète les interactions entre les processus climatiques, géomorphologiques et hydrologiques au sein d'un bassin versant (Vicente-Serrano & al., 2012). Cette variabilité se manifeste à différentes échelles temporelles, depuis les variations intra-journalières jusqu'aux fluctuations interannuelles, et impacte directement la gestion des ressources en eau, l'aménagement du territoire et les stratégies de développement agricole et hydraulique (Sharma & Panu, 2010).

Les indices hydrologiques permettent de transformer des séries de données brutes en informations quantitatives et comparables (Nalbantis & Tsakiris, 2009). Ils offrent une lecture objective des régimes hydrologiques, en mettant en lumière les caractéristiques structurelles des écoulements. Dans ce contexte, deux approches complémentaires seront développées : l'irrégularité interannuelle des débits moyens et l'indice standardisé d'écoulement (SSFI), qui permettront d'analyser en profondeur la dynamique hydrologique d'Oued Sikkak.

2.1. Irrégularité interannuelle des débits moyens

L'irrégularité interannuelle des débits moyens est un paramètre essentiel en hydrologie pour

comprendre la variabilité temporelle des écoulements (Probst & Tardy, 1985 ; Lorenzo-Lacruz & *al.*, 2010). Cette caractéristique est quantifiée par le coefficient EC (Ecart à la Constance), qui mesure la dispersion des débits moyens annuels par rapport à leur valeur moyenne. Mathématiquement, ce coefficient s'exprime comme le rapport entre l'écart-type des débits et leur moyenne (Equation (13)) :

$$Ec = \frac{(Q_i - Q_m)}{Q_m} \times 100 \quad (13)$$

où Q_i : débit moyen annuel de l'année (i) et Q_m : débit moyen interannuel de la série.

L'analyse du graphique de l'irrégularité interannuelle pour l'Oued Sikkak montre une dynamique hydrologique complexe et hautement variable (Figure 1.17). Le coefficient Ec calculé atteint 138.14%, attestant d'un régime hydrologique particulièrement instable et imprévisible. Cette valeur significative, largement supérieure à 100%, indique des fluctuations extrêmement importantes des débits d'une année à l'autre.

Deux années se distinguent particulièrement par leur caractère exceptionnel : 2001/02 et 2002/03, qui présentent un excès hydrologique maximal de 200 unités. Ces années contrastent fortement avec les périodes sèches, notamment 2004/05, caractérisée par des déficits hydrologiques constants. L'analyse détaillée montre des écarts saisonniers et interannuels considérables, avec des débits variant de valeurs maximales de 3.38 et 3.40 m³/s (2002/03 et 2003/04) à des valeurs minimales descendant jusqu'à 0.12 m³/s (2007/08).

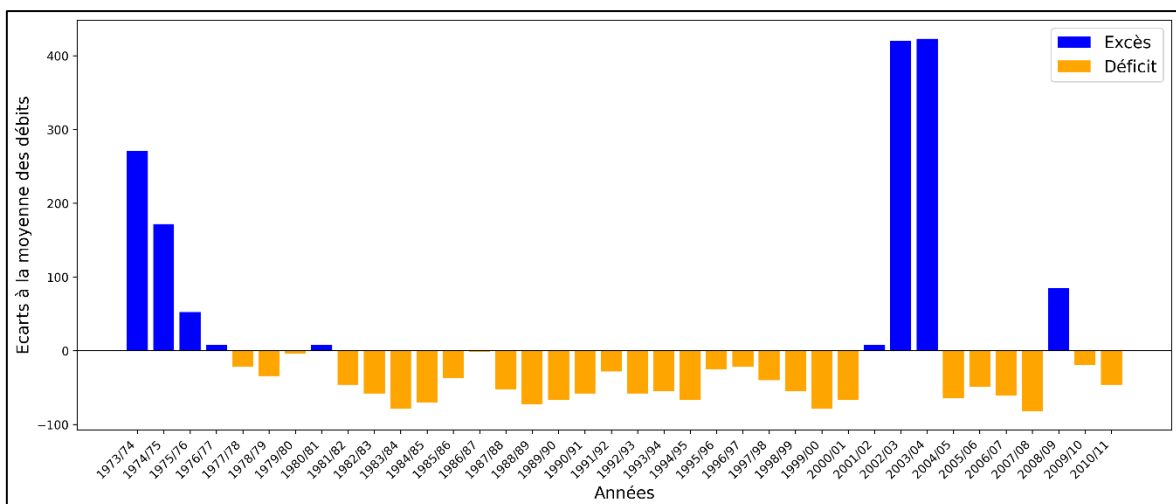


Figure 1.17. Irrégularité interannuelle des débits aux stations hydrométriques.

La variabilité extrême observée souligne la vulnérabilité d'Oued Sikkak aux fluctuations climatiques. Ces variations significatives mettent en évidence un régime hydrologique très instable, caractérisé par des alternances brutales entre des années très humides et très sèches.

Cette analyse confirme la complexité du régime hydrologique, où les conditions hydrologiques peuvent varier de manière significative d'une année à l'autre, rendant crucial le développement de stratégies de gestion adaptatives et résilientes face à ces fluctuations extrêmes.

2.2. Indice standardisé des écoulements (SSFI)

L'indice Standardisé des écoulements (Standardized Stream Flow Index) est un outil statistique et probabiliste essentiel pour caractériser les conditions hydrologiques et évaluer les périodes de sécheresse en se basant sur les temps de retour (Modarres, 2007). Conceptuellement proche de l'indice SPI (Standardized Precipitation Index), largement utilisé pour analyser les sécheresses météorologiques, le SSFI permet de standardiser les valeurs de débit en les normalisant par rapport à leur moyenne et à leur écart-type. Cette normalisation facilite la comparaison entre différentes périodes et la détection des anomalies hydrologiques, telles que les épisodes de sécheresse ou d'excès d'eau. Il

se calcule à l'aide de la formule suivante (Equation (14)) :

$$SSFI = \frac{Q_i - \bar{Q}}{\sigma} \quad (14)$$

avec Q_i : débit à l'intervalle de période (i), \bar{Q} : moyenne des débits de la série considérée et σ : écart type de la série.

Pour des séries mensuelles, le SSFI est défini par l'expression suivante (Equation (15)) :

$$SSFI_t = \frac{Q_{vt} - \bar{Q}_t}{\sigma_t} \quad (15)$$

où :

$$\bar{Q}_t = \frac{1}{n} \sum_{v=1}^n Q_{v,t} \text{ où } t = 1 \dots \dots \omega$$

$$\sigma_t = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{v=1}^n (Q_{v,t} - \bar{Q}_t)^2}$$

où, v désigne l'année et t l'intervalle des années et $\omega = 12$.

L'analyse du SSFI mensuel pour l'Oued Sikkak met en évidence une dynamique saisonnière complexe (Figure 1.18). La période hivernale (décembre-février) se distingue par des valeurs de SSFI fortement positives, indiquant des conditions hydrologiques excédentaires. À l'inverse, les mois d'été (juillet-août) présentent des indices négatifs significatifs, caractérisant des conditions de sécheresse prononcée.

Ces variations mensuelles reflètent les caractéristiques climatiques et hydrologiques spécifiques de la région. La concentration des apports hydriques durant les mois d'hiver et l'assèchement marqué pendant l'été suggèrent un régime pluviométrique méditerranéen typique, avec des précipitations principalement concentrées durant la saison froide. Cette dynamique saisonnière impose des contraintes importantes en termes de gestion des ressources en eau et nécessite des stratégies adaptatives pour faire face à ces fluctuations hydrologiques.

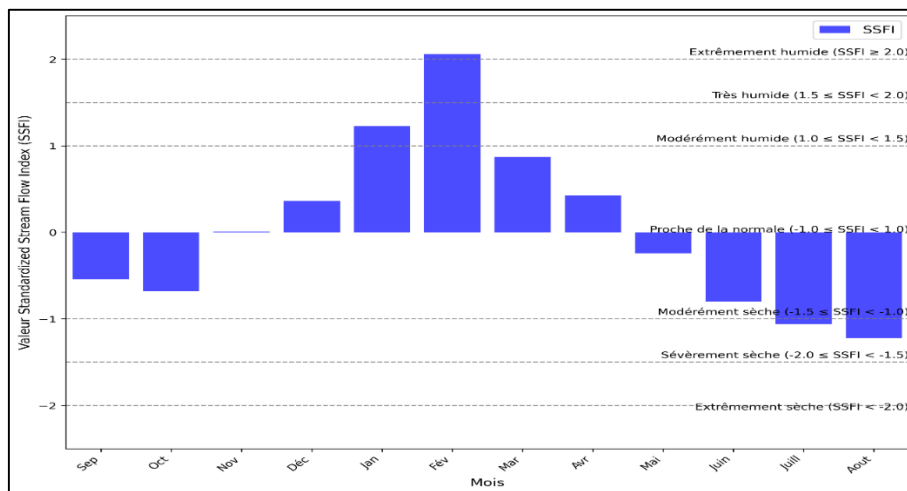


Figure 1.18. Indice Standardisé des écoulements (SSFI) aux stations hydrométriques.

3. Corrélation entre précipitations et débits

L'étude comparative des moyennes mensuelles des précipitations et des débits au niveau de la région révèle des mécanismes hydrologiques complexes gouvernant la transformation pluie-débit dans la région (Figure 1.19).

Bien que les courbes de précipitations et de débits suivent globalement une allure similaire, un décalage temporel significatif est observé entre les pics pluviométriques et hydrologiques. En effet, alors que les précipitations maximales sont enregistrées dès novembre et se maintiennent à des niveaux élevés jusqu'en mars, les débits les plus importants ne sont observés qu'en janvier, février et mars.

Ce phénomène s'explique par la dynamique de recharge des aquifères. Les premières pluies automnales (novembre-décembre) sont principalement mobilisées pour la reconstitution des réserves souterraines et la saturation progressive des sols, limitant ainsi la part de l'écoulement direct. Ce n'est qu'une fois ces réservoirs remplis que l'on observe une augmentation significative des débits, qui évoluent alors en corrélation plus directe avec les précipitations.

Cette relation non-linéaire entre précipitations et débits témoigne de l'importance des processus de stockage et de transfert au sein de la plaine d'Hennaya, influencés notamment par les caractéristiques géologique qui favorisent l'infiltration et modulent la réponse hydrologique aux événements pluvieux.

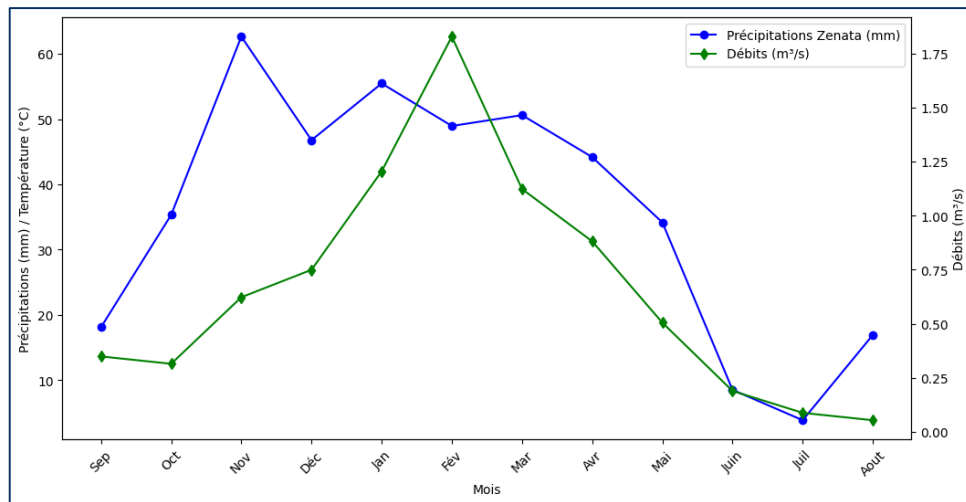


Figure 1.19. Corrélation entre les précipitations et les débits.

IV. CONCLUSION

Ce chapitre a dressé un portrait du contexte de la plaine d'Hennaya en intégrant les dimensions géographiques, géologiques et hydroclimatiques essentielles. L'analyse du cadre physique a indiqué la position stratégique de la plaine et les caractéristiques structurales définissant son potentiel hydrogéologique. L'étude hydroclimatique a mis en évidence un système marqué par une forte variabilité temporelle, avec une pluviométrie annuelle moyenne de 425,36 mm et une distribution saisonnière contrastée. Les températures moyennes en hausse (17,74°C) contribuent à une évapotranspiration intense qui reprend près de 90% des précipitations. Les indices bioclimatiques confirment le caractère semi-aride de la région, tandis que l'analyse hydrométrique de l'Oued Sikkak souligne la variabilité des écoulements, avec un coefficient d'irrégularité de 138,14%. Le décalage entre pics pluviométriques et hydrologiques témoigne de l'importance des processus de stockage et de transfert, influencés par les caractéristiques géologiques.

Cette synthèse met en lumière la vulnérabilité des ressources en eau face aux fluctuations climatiques, constituant une base essentielle pour développer des approches de gestion adaptées à cette région sensible.

Deuxième chapitre : **Approche méthodologique**

I. INTRODUCTION

L'étude hydrogéologique de la plaine d'Hennaya nécessite une approche scientifique structurée et multidimensionnelle. Pour comprendre en profondeur les systèmes aquifères, il est essentiel de combiner des méthodes d'investigation précises, des techniques d'analyse avancées et des outils de modélisation sophistiqués. Cette recherche mobilise ainsi un ensemble de protocoles méthodologiques permettant d'appréhender les propriétés physiques, chimiques et dynamiques des eaux souterraines, tout en évaluant leur vulnérabilité et leur qualité.

Synthèse méthodologique

L'approche méthodologique adoptée s'articule en neuf phases complémentaires (Figure 2.1). Elle débute par l'acquisition des données (climatiques, hydrogéologiques, géologiques), les investigations de terrain (piézométrie, essais de pompage) et l'échantillonnage hydrochimique conforme aux protocoles AQ/CQ. Le traitement des données mobilise trois axes parallèles : analyses statistiques multivariées (Pearson, ACP, CAH), interprétations hydrogéochimiques (diagrammes de Piper, Durov, Chadha, Gibbs) et intégration géostatistique par SIG. Ces analyses alimentent la modélisation numérique des écoulements et du transport de solutés (MODFLOW, MT3D), ainsi que l'évaluation de la vulnérabilité (DRASTIC, SINTACS) et de la qualité des eaux pour l'irrigation (IWQI). L'ensemble aboutit à l'élaboration de scénarios prédictifs et de recommandations pour une gestion durable des ressources en eau souterraine. Cette méthodologie intégrée assure une caractérisation exhaustive et multidimensionnelle du système aquifère étudié.

II. CARACTERISATION HYDROGEOLOGIQUE ET HYDROCHIMIQUE

L'étude des systèmes aquifères nécessite une compréhension approfondie tant de leurs caractéristiques géologiques que de la composition chimique des eaux qu'ils contiennent. Cette approche intégrée permet d'appréhender simultanément les propriétés physiques des aquifères et la composition chimique des eaux qu'ils renferment. L'analyse conjointe de ces paramètres fournit des informations cruciales sur l'origine, le mouvement et l'évolution des eaux souterraines, ainsi que sur les processus géochimiques qui les affectent. Cette caractérisation multidimensionnelle s'avère essentielle pour la gestion durable des ressources en eau, l'évaluation de leur vulnérabilité face aux contaminations anthropiques et naturelles, et pour la compréhension des systèmes hydrogéologiques complexes. Les méthodes d'investigation hydrogéologique, couplées aux techniques d'échantillonnage et d'analyse hydrochimique, constituent les piliers méthodologiques de cette approche scientifique rigoureuse.

A. Méthodes d'investigation hydrogéologique

L'étude hydrogéologique de la nappe alluviale de la plaine d'Hennaya a nécessité la mise en œuvre d'une approche multi-méthodologique combinant des investigations de terrain, des mesures in situ et des analyses en laboratoire. Cette approche intégrée vise à caractériser de manière exhaustive les propriétés de l'aquifère et sa dynamique.

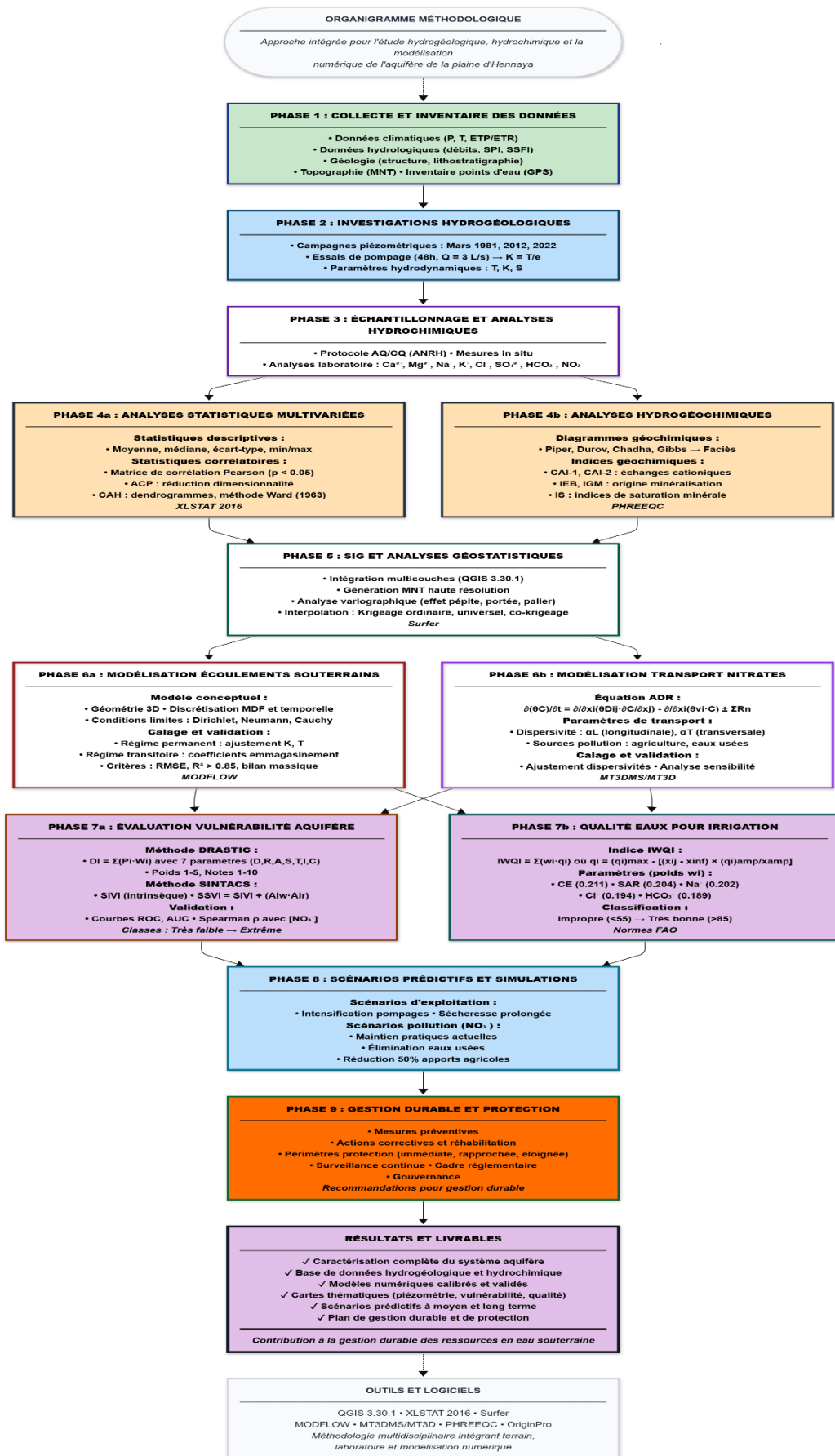


Figure 2.1. Organigramme général de la méthodologie.

1. Inventaire des points d'eau et campagnes piézométriques

Un inventaire exhaustif des points d'eau a été réalisé sur l'ensemble de la zone d'étude, comprenant le recensement des puits et forages existants. Chaque point d'eau a fait l'objet d'un géoréférencement précis par GPS différentiel et d'une description détaillée incluant ses caractéristiques techniques (profondeur, diamètre, équipement) et son usage. Les campagnes piézométriques ont été conduites selon un protocole méthodique, avec des mesures effectuées à l'aide d'une sonde piézométrique. Trois campagnes piézométriques ont été réalisées, permettant d'appréhender les variations temporelles des niveaux d'eau souterraine.

2. Essais de pompage

La caractérisation des paramètres hydrodynamiques du système aquifère s'appuie sur une série de quatre essais de pompage réalisés par le bureau d'étude Technoexportstroy le 10/12/1981 (Hayane, 1983). Ces essais historiques, d'une durée de 48 heures continues, ont été effectués avec un débit constant de 3 L/s, constituant ainsi une base de données de référence pour la compréhension des propriétés hydrauliques de l'aquifère de la plaine d'Hennaya. Les essais ont été menés sur des forages sélectionnés pour leur représentativité spatiale au sein de la plaine, suivant une méthodologie hydrogéologique standard. Le suivi systématique des rabattements a été réalisé dans les quatre puits d'essai et les piézomètres d'observation environnants, permettant ainsi une caractérisation des propriétés de l'aquifère à différentes échelles. L'interprétation de ces essais a été effectuée par la méthode de Jacob (1946). Cette méthode, basée sur le maintien d'un débit constant et le suivi précis des rabattements, a permis de déterminer les paramètres hydrodynamiques fondamentaux tels que la transmissivité et la conductivité hydraulique de l'aquifère, cette dernière étant calculée selon une relation établie (Equation (16)) :

$$K = \frac{T}{e} \quad (16)$$

où K est la conductivité hydraulique (m/s), T est la transmissivité (m^2/s) et e représente l'épaisseur de l'aquifère (m).

B. Echantillonnage et analyse hydrochimique

La caractérisation hydrochimique des eaux souterraines est un volet essentiel de l'étude, permettant d'évaluer la qualité de la ressource et de comprendre les processus géochimiques au sein de l'aquifère. Une méthodologie soigneusement élaborée a été mise en place, depuis le prélèvement des échantillons jusqu'à leur analyse en laboratoire, en accordant une attention particulière à la représentativité des données et à la fiabilité des résultats analytiques.

1. Protocoles d'échantillonnage

Les opérations de prélèvement, de conservation et de transport ont été réalisées par des hydrogéologues certifiés de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques, en respectant des procédures strictes d'assurance qualité et de contrôle qualité (AQ/CQ). L'échantillonnage des eaux souterraines a été effectué selon un protocole standardisé garantissant la représentativité des échantillons. Les échantillons ont été prélevés à l'aide de dispositifs adaptés dans des bouteilles en polyéthylène de 250 ml. Ces flacons ont été rincés plusieurs fois avec l'eau à analyser avant le prélèvement, puis fermés hermétiquement. Les échantillons ont ensuite été transportés dans des sacs thermiques et des glacières pour préserver leur intégrité jusqu'au laboratoire d'analyse.

2. Analyses physico-chimiques

Les analyses physico-chimiques ont été réalisées par l'ANRH. Les mesures in situ ont concerné la température (T), le pH, la conductivité électrique (CE) et le Total des solides dissous (TDS), effectuées à l'aide de sondes multiparamètres calibrées quotidiennement selon les protocoles

standardisés de l'agence. Les analyses en laboratoire, effectuées dans les installations de l'ANRH, ont porté sur les éléments majeurs, avec la détermination des concentrations en cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) et anions (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NO_3^-) par chromatographie ionique à l'aide d'un système METROHM modèle 881 Compact IC Pro. Une attention particulière a été accordée au dosage des nitrates, compte tenu de leur importance dans la problématique de contamination de l'aquifère. Les analyses chimiques ont été exclusivement effectuées dans les laboratoires pleinement accrédités de cette Agence. L'ensemble des analyses a été réalisé conformément aux normes et standards en vigueur, avec des contrôles qualité réguliers garantissant la fiabilité des résultats.

La qualité des résultats analytiques a été vérifiée en calculant la balance ionique (BI) selon la formule suivante (Equation (17)) :

$$\text{BI (\%)} = \frac{[\sum \text{cations} - \sum \text{anions}]}{[\sum \text{cations} + \sum \text{anions}]} \times 100 \quad (17)$$

3. Analyse statistique et hydrogéochimique

La caractérisation des eaux souterraines s'appuie sur une démarche combinant des méthodes statistiques et hydrogéochimiques. Ces deux volets, bien que distincts, se complètent pour fournir une compréhension approfondie des processus gouvernant la composition et l'évolution des eaux souterraines. L'analyse statistique permet d'explorer les relations entre les paramètres physicochimiques, de dégager des tendances et d'identifier les processus dominants. Parallèlement, l'analyse hydrogéochimique apporte une interprétation géochimique des données, révélant les interactions eau-roche et les mécanismes d'acquisition de la minéralisation. Ensemble, ces approches constituent une base solide pour l'évaluation de la qualité des eaux et la gestion durable des ressources en eau souterraine.

3.1. Traitement statistique des données

Les traitements statistiques des données hydrochimiques permettent d'explorer les relations entre les différents paramètres physicochimiques, de dégager des tendances, et d'identifier les processus géochimiques dominants au sein de l'aquifère (Güler & *al.*, 2002). Deux approches complémentaires ont été mises en œuvre pour une interprétation approfondie des données.

3.1.1. Statistique descriptive

L'analyse statistique descriptive a permis de caractériser la distribution des paramètres physicochimiques dans les eaux souterraines étudiées (Cloutier & *al.*, 2008). Pour chaque paramètre, les tendances centrales (moyenne, médiane) et les mesures de dispersion (écart-type, variance, valeurs minimales et maximales) ont été calculées. Cette approche a fourni une première évaluation de la variabilité spatiale des caractéristiques hydrochimiques et a permis d'identifier les valeurs atypiques potentiellement indicatrices d'anomalies géochimiques ou de contaminations ponctuelles (Belkhiri & *al.*, 2011). Les résultats ont été présentés sous forme de tableaux synthétiques et de représentations graphiques (histogrammes, boîtes à moustaches) facilitant l'interprétation des distributions statistiques.

3.1.2. Statistique corrélatrice

L'analyse statistique corrélatrice a été employée pour explorer les relations entre les paramètres hydrochimiques et identifier les processus géochimiques dominants au sein de l'aquifère. Trois approches complémentaires ont été utilisées pour une interprétation approfondie des données hydrochimiques. Cette analyse multivariée a permis d'extraire des informations significatives sur les processus naturels et anthropiques affectant la qualité des eaux souterraines. Les méthodes utilisées comprennent la matrice de corrélation de Pearson, l'analyse en composantes principales (ACP) et la classification ascendante hiérarchique (CAH).

a. Matrice de corrélation de Pearson

La matrice de corrélation de Pearson a été utilisée pour identifier les relations linéaires significatives entre les différents paramètres physicochimiques mesurés. Cette technique statistique permet d'évaluer quantitativement les associations entre variables continues au sein de notre jeu de données hydrochimiques (Bravais, 1846 ; Pearson, 1896 ; Pearson, 1900).

Mathématiquement, le coefficient de corrélation de Bravais-Pearson, noté r , est un indicateur de linéarité entre deux variables continues X et Y , calculé selon la formule qui met en relation les écarts à la moyenne de chaque variable (Equation (18)).

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}} \quad (18)$$

où :

X_i et Y_i sont les valeurs individuelles des variables X et Y ;

\bar{X} et \bar{Y} sont les moyennes respectives des variables X et Y ;

n est le nombre d'observations.

Ce coefficient varie entre -1 et +1, offrant une interprétation nuancée des interactions entre variables hydrochimiques. Une valeur nulle ($r = 0$) reflète une absence de relation linéaire, tandis qu'une corrélation négative indique que lorsqu'une variable augmente, l'autre diminue. Une valeur positive signale que les variables évoluent dans le même sens, avec l'intensité de la relation déterminée par la proximité de r avec les valeurs extrêmes (-1 ou +1) (Figure 2.2) (Saporta, 2006).

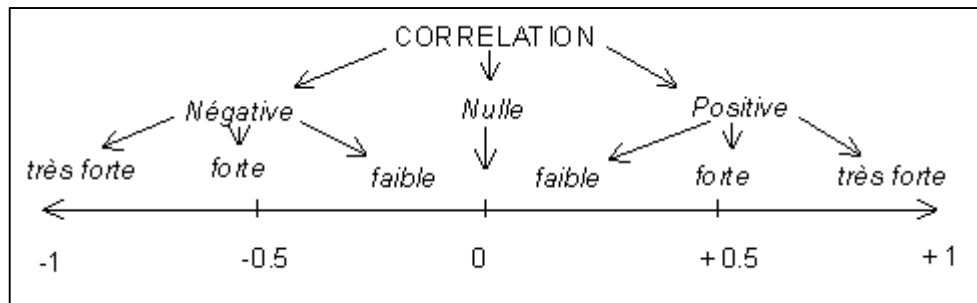


Figure 2.2. Schéma montrant l'interprétation de la corrélation.

Dans notre étude, les coefficients de corrélation ont été calculés avec un seuil de significativité fixé à $p < 0.05$, permettant de révéler des associations caractéristiques entre les paramètres (Dragon & al., 2016). L'interprétation des corrélations a suivi une classification systématique : les valeurs inférieures à 0.2 indiquent une corrélation très faible, celles comprises entre 0.2 et 0.4 une corrélation faible, entre 0.4 et 0.6 une corrélation modérée, entre 0.6 et 0.8 une corrélation forte, et supérieures à 0.8 une corrélation très forte. Cette analyse a mis en lumière les interactions complexes entre les éléments chimiques de l'aquifère, offrant des perspectives précieuses sur les processus géochimiques sous-jacents et les interrelations entre différents paramètres physicochimiques.

Les données hydrochimiques ont été organisées sous forme d'une matrice \mathbf{X} où chaque ligne i représente un échantillon (du 1 à n), et chaque colonne j représente un paramètre physicochimique mesuré (du 1 à p), comme illustré ci-dessous :

$$\mathbf{X} = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & \dots & x_{1j} & \dots & x_{1p} \\ x_{21} & & & & & \\ \vdots & & & \ddots & & \\ x_{i1} & \dots & \dots & x_{ij} & \dots & \\ \vdots & & & & & \\ x_{n1} & & & & & \end{bmatrix}$$

avec : x_{ij} est donc représente l'élément situé à la ligne i et à la colonne j de la matrice.

b. Analyse en composantes principales (ACP)

L'Analyse en composantes principales a été employée pour réduire la dimensionnalité du jeu de données tout en maximisant l'explication de la variance (Parizi & *al.*, 2019). Cette méthode a transformé les variables corrélées en composantes principales non corrélées, permettant ainsi une visualisation simplifiée des relations multivariées complexes. Préalablement à l'analyse, les données ont été standardisées pour éliminer l'effet des différentes unités de mesure. Les résultats ont été interprétés à travers l'examen des valeurs propres, des pourcentages de variance expliquée par chaque composante, et des contributions des variables originales aux composantes principales.

Les représentations graphiques sous forme de biplots ont permis de visualiser simultanément les projections des variables (loadings) et des échantillons (scores) sur les premiers plans factoriels (Agoubi & *al.*, 2013 ; Alshahrani & *al.*, 2025). Cette représentation a facilité l'identification des processus géochimiques dominants, des regroupements d'échantillons partageant des caractéristiques similaires, et des gradients de minéralisation au sein de l'aquifère. L'interprétation des composantes principales a été effectuée en tenant compte du contexte hydrogéologique local et des connaissances théoriques sur les processus d'interaction eau-roche.

c. Classification ascendante hiérarchique (CAH)

La classification ascendante hiérarchique a été appliquée pour identifier des groupements naturels parmi les échantillons et les paramètres (Templ & *al.*, 2008). Cette méthode a utilisé la distance euclidienne comme mesure de dissimilarité et la méthode de Ward (1963) (minimisation de la variance intra-groupe) comme algorithme d'agrégation. Les résultats ont été représentés sous forme de dendrogrammes avec des seuils de dissimilarité, permettant d'identifier visuellement les niveaux optimaux de regroupement.

Cette approche a révélé des associations entre paramètres et échantillons, reflétant l'intégration des processus géochimiques dans différentes conditions hydrogéologiques. La CAH a permis de définir des faciès hydrochimiques distincts et d'établir une typologie des eaux souterraines de l'aquifère étudié. Les clusters identifiés ont été caractérisés par leurs propriétés hydrochimiques spécifiques et interprétés en termes de processus géochimiques sous-jacents, d'influence anthropique, ou de conditions hydrogéologiques particulières.

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé à l'aide du logiciel XLSTAT (version 2016), garantissant une mise en œuvre rigoureuse des méthodes et une représentation graphique optimale des résultats. Cette approche statistique multivariée a fourni des insights précieux sur les relations entre les variables de qualité de l'eau et les mécanismes hydrogéochimiques sous-jacents, complétant ainsi les interprétations issues des approches hydrochimiques classiques.

3.2. Analyse hydrogéochimique

L'analyse hydrogéochimique constitue une approche fondamentale pour la caractérisation des eaux souterraines, permettant de déterminer leur composition chimique, d'identifier les processus contrôlant leur évolution géochimique et d'évaluer leur qualité. Dans cette section, nous présentons les différents outils méthodologiques employés pour l'interprétation hydrogéochimique des données

collectées.

3.2.1. Diagrammes d'identification géochimique

Les diagrammes d'identification géochimique représentent des outils graphiques essentiels permettant de visualiser les caractéristiques chimiques des eaux souterraines et de faciliter l'interprétation des processus hydrogéochimiques. Ces représentations graphiques offrent une méthode synthétique pour classer les eaux selon leur faciès chimique et pour déterminer l'évolution spatiale et temporelle de leur composition.

a. Diagramme de Piper

Le diagramme de Piper (Figure 2.3), développé par Piper en 1944, constitue l'une des représentations graphiques les plus utilisées en hydrogéochimie. Ce diagramme trilineaire permet de visualiser simultanément la composition relative des principaux ions dissous dans l'eau et de déterminer le faciès hydrogéochimique dominant. Le diagramme de Piper est composé de trois éléments distincts :

- Un triangle équilatéral représentant les cations majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{Na}^+ + \text{K}^+$), exprimés en pourcentage des milli-équivalents par litre (meq/L) ;
- Un triangle équilatéral représentant les anions majeurs (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-), également exprimés en pourcentage des meq/L ;
- Un losange central où sont projetés les points représentatifs des échantillons d'eau à partir des deux triangles.

La position d'un échantillon dans le losange central permet d'identifier rapidement son faciès hydrogéochimique selon les zones définies par Piper. Ce diagramme offre plusieurs avantages, notamment la possibilité de représenter un grand nombre d'échantillons sur une même figure et de visualiser facilement les processus d'évolution géochimique tels que le mélange d'eaux de différentes compositions ou les échanges ioniques. Cependant, il présente également certaines limitations, comme la non-prise en compte des concentrations absolues des ions et l'impossibilité de représenter les éléments mineurs et traces.

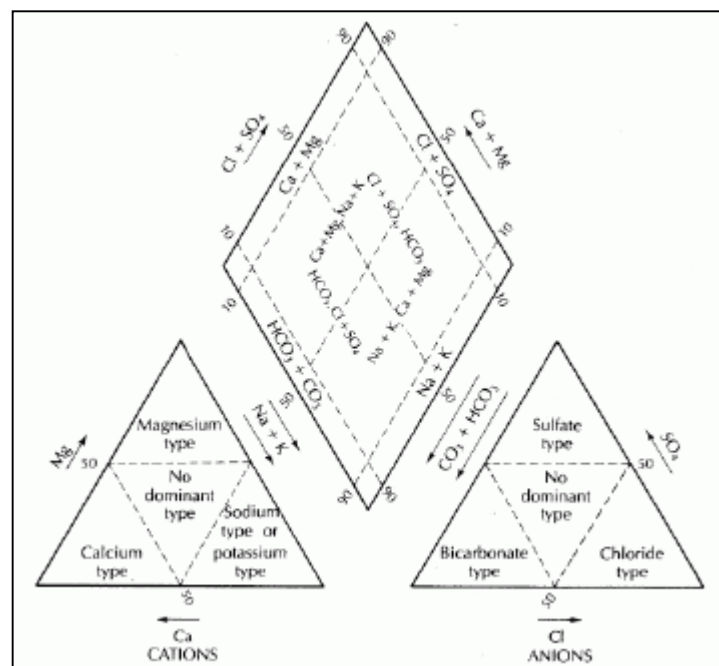


Figure 2.3. Diagramme de Piper.

b. Diagramme de Durov

Le diagramme de Durov (Figure 2.4), initialement développé par P.D. Durov en 1948 (Durov, 1948), représente un outil graphique essentiel en hydrochimie permettant la visualisation et l'interprétation des caractéristiques chimiques des eaux. Ce diagramme se compose de trois éléments principaux interconnectés : deux triangles équilatéraux et un carré central. Le triangle gauche illustre la distribution des cations majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{Na}^{+}+\text{K}^{+}$) tandis que le triangle supérieur représente les anions dominants (HCO_3^{-} , SO_4^{2-} , Cl^{-}), tous deux exprimés en pourcentage d'équivalents (Lloyd & Heathcoat, 1985). Le carré central, formé par la projection perpendiculaire des points des triangles, constitue l'espace où chaque échantillon d'eau est représenté selon sa composition ionique complète, permettant une classification hydrochimique détaillée (Tableau 2.1).

Le diagramme de Durov présente plusieurs avantages notables pour l'étude hydrogéochimique : il permet la représentation simultanée de multiples paramètres hydrochimiques, facilite l'identification visuelle des faciès hydrochimiques, met en évidence les processus d'évolution géochimique et offre une comparaison efficace entre différents échantillons ou sites d'étude (Hem, 1985). Toutefois, certaines limitations doivent être considérées, notamment la complexité d'interprétation pour les non-spécialistes, la perte d'information sur les concentrations absolues due à l'utilisation des pourcentages et la sensibilité aux erreurs analytiques pour les ions en faible concentration (Hounslow, 1995). Malgré ces contraintes, le diagramme de Durov demeure un outil précieux pour la caractérisation des faciès hydrochimiques régionaux, l'identification des processus d'interaction eau-roche, la détection des mélanges d'eau et des contaminations, ainsi que le suivi temporel de l'évolution chimique des aquifères (Domenico & Schwartz, 1998; Freeze & Cherry, 1979).

Tableau 2.1. Classification des eaux selon le diagramme de Durov.

Champ	Description
1	Dominance de HCO_3^{-} et Ca^{2+} indique fréquemment la recharge des eaux dans les calcaires et grès et de nombreux autres aquifères.
2	Ce type d'eau est dominé par les ions Ca^{2+} et HCO_3^{-} . L'association avec la dolomie dolomitisée est présumée, si le Mg^{2+} est significatif. Cependant, dans les échantillons où Na^{+} est significatif, un échange d'ions important est présumé.
3	HCO_3^{-} et Na sont dominants - indique normalement une eau ayant subi un échange d'ions, bien que la génération de CO_2 en profondeur puisse produire du HCO_3^{-} , où Na est dominant dans certaines circonstances.
4	SO_4^{2-} dominant ou anion discriminant et Ca^{2+} dominant. Ca^{2+} et SO_4^{2-} dominants indiquent fréquemment de l'eau de décharge de la lave et les dépôts gypsifères, sinon de l'eau mélangée ou l'eau présentant une dissolution simple peut être indiquée.
5	Aucun anion ou cation dominant : indique une eau présentant une dissolution ou un mélange simple.
6	SO_4^{2-} dominant ou anion discriminant et Na^{+} dominant indique un type d'eau qui n'est pas fréquemment rencontré et révèle des influences probables de mélange ou de dissolution rare.
7	Les proportions de Ca^{2+} et $\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}$ et HCO_3^{-} et Cl^{-} sont similaires ; peut en cas de pollution industrielle selon le milieu. Ils peuvent résulter d'un échange ionique inverse des eaux chlorurées sodiques.
8	L'anion dominant Cl^{-} et le cation dominant Na^{+} indiquent que les eaux continentales sont liées à l'échange d'ions inverse des eaux chlorurées sodiques.
9	La dominance du Cl^{-} et du Na^{+} indique fréquemment le point le plus bas (descendant) du gradient hydraulique de dissolution.

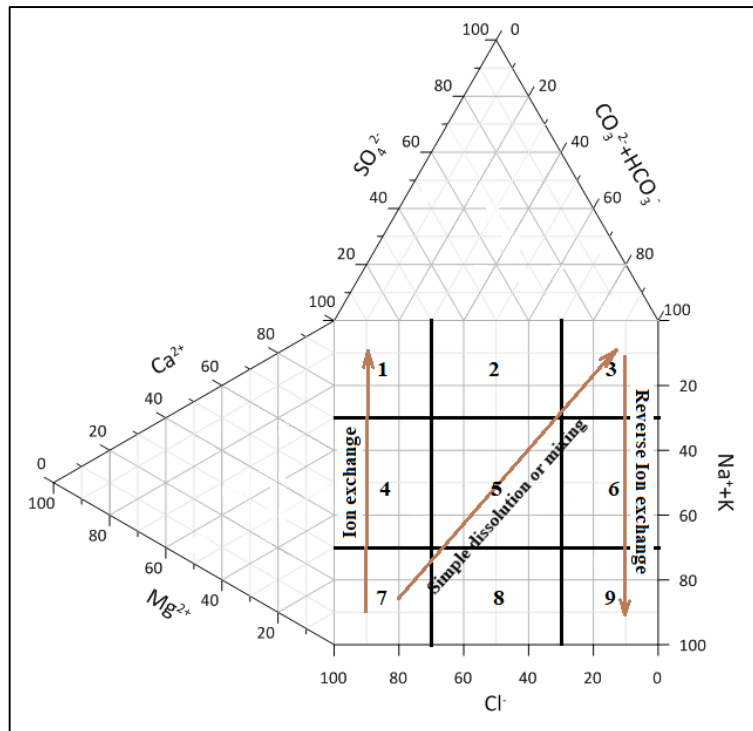


Figure 2.4. Diagramme de Durov.

c. Diagramme de Chadha

Le diagramme de Chadha, proposé par Chadha (1999), constitue une alternative plus récente au diagramme de Piper. Ce diagramme rectangulaire permet de visualiser simultanément les relations entre les cations et les anions majeurs, tout en simplifiant l'interprétation des processus géochimiques.

Dans ce diagramme, l'axe des abscisses représente la différence entre les concentrations des alcalins ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) et des alcalino-terreux ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$), tandis que l'axe des ordonnées représente la différence entre les concentrations des anions faibles ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$) et des anions forts ($\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$). Ces concentrations sont exprimées en milliéquivalents par litre (meq/L) (Chadha, 1999).

Le diagramme de Chadha est divisé en plusieurs champs, chacun représentant un type d'eau spécifique :

- Les eaux à dominance $\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}\text{-HCO}_3^-$ (eaux bicarbonatées calciques et magnésiennes) ;
- Les eaux à dominance $\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}\text{-Cl}^-$ ou $\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}\text{-SO}_4^{2-}$ (eaux chlorurées calciques et magnésiennes ou sulfatées calciques et magnésiennes) ;
- Les eaux à dominance $\text{Na}^+\text{-HCO}_3^-$ (eaux bicarbonatées sodiques) ;
- Les eaux à dominance $\text{Na}^+\text{-Cl}^-$ ou $\text{Na}^+\text{-SO}_4^{2-}$ (eaux chlorurées sodiques ou sulfatées sodiques).

Ce diagramme présente l'avantage de mettre en évidence les processus d'échange ionique et les mécanismes d'acquisition de la minéralisation des eaux souterraines. Il permet également de visualiser l'évolution géochimique des eaux le long de leur parcours dans l'aquifère.

d. Diagramme de Gibbs

Le diagramme de Gibbs (Figure 2.5), développé par Gibbs en 1970, est un outil graphique permettant d'identifier les principaux mécanismes contrôlant la composition chimique des eaux naturelles. Ce diagramme met en relation le rapport $\text{Na}^+(\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ ou $\text{Cl}^-(\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ avec la minéralisation totale des eaux (Total des solides dissous ou TDS).

Le diagramme de Gibbs permet de distinguer trois mécanismes fondamentaux contrôlant la

composition des eaux :

- La dominance des précipitations atmosphériques (faible TDS et rapport $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ ou $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ intermédiaire) ;
- L'interaction eau-roche (TDS intermédiaire et faible rapport $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ ou $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$) ;
- Les processus d'évaporation-cristallisation (TDS élevé et rapport $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ ou $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ élevé).

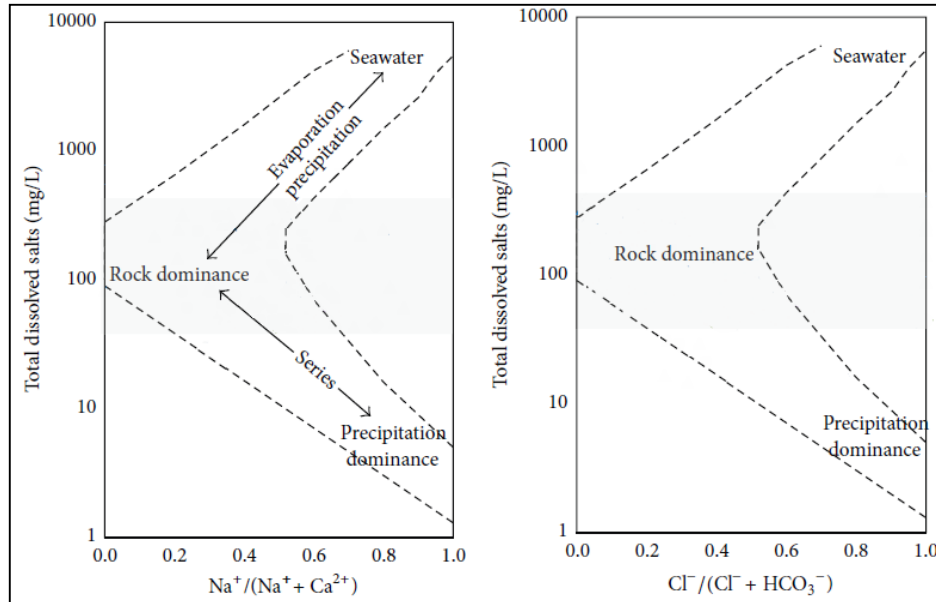


Figure 2.5. Diagramme de Gibbs.

Ce diagramme est particulièrement utile pour déterminer l'origine de la salinité des eaux souterraines et pour évaluer l'importance relative des différents processus géochimiques dans l'acquisition de leur minéralisation. Il permet également de comparer des échantillons provenant de différents contextes hydrogéologiques et de déterminer l'évolution géochimique des eaux au sein d'un même aquifère.

3.2.2. Indices d'échange de base

Les indices d'échange de base sont des paramètres numériques permettant d'évaluer les processus d'échange ionique entre l'eau souterraine et la matrice de l'aquifère. Ces indices constituent des outils précieux pour comprendre les interactions eau-roche et pour identifier les mécanismes de modification de la composition chimique des eaux souterraines (Schoeller, 1977).

a. Indices chloro-alcalins (CAI)

Les indices chloro-alcalins (CAI), développés par Schoeller (1967), sont des indicateurs numériques permettant d'évaluer les échanges ioniques entre les eaux souterraines et les minéraux argileux de l'aquifère. Ces indices sont basés sur le rapport entre les concentrations des ions chlorure, sodium et potassium.

Deux indices chloro-alcalins (CAI – 1 et CAI – 2) sont généralement calculés (Equations (18) et (19)) :

$$\text{CAI} - 1 = \frac{[\text{Cl}^-] - [\text{Na}^+ + \text{K}^+]}{[\text{Cl}^-]} \quad (18)$$

$$CAI - 2 = \frac{[Cl^-] - [Na^+ + K^+]}{[SO_4^{2-} + HCO_3^- + NO_3^-]} \quad (19)$$

où toutes les concentrations sont exprimées en milliéquivalents par litre (meq/L).

L'interprétation de ces indices est la suivante :

- Si CAI - 1 et CAI - 2 sont positifs, cela indique un échange de Na⁺ et K⁺ des eaux souterraines avec Ca²⁺ et Mg²⁺ des minéraux de l'aquifère (échange direct) ;
- Si CAI - 1 et CAI - 2 sont négatifs, cela indique un échange de Ca²⁺ et Mg²⁺ des eaux souterraines avec Na⁺ et K⁺ des minéraux de l'aquifère (échange inverse).

Ces indices permettent ainsi de déterminer la direction des échanges cationiques et d'évaluer l'intensité des interactions entre l'eau et les minéraux argileux de l'aquifère (Schoeller, 1977).

b. Indices IEB et IGM

L'indice d'échange de base (IEB) et l'indice de genèse météorique (IGM) sont des paramètres complémentaires aux indices chloro-alcalins, permettant d'approfondir l'analyse des processus d'échange ionique dans les aquifères (Matthess, 1982 ; Sakram & Adimalla, 2018).

L'indice d'échange de base (IEB) est calculé selon la formule (Equation (19)) :

$$IEB = \frac{[Na^+ - Cl^-]}{SO_4^{2-}} \quad (19)$$

Cet indice est identique au CAI - 1 et permet également d'évaluer les échanges cationiques entre l'eau et les minéraux argileux.

L'indice de genèse météorique (IGM), quant à lui, est calculé selon la formule (Equation (20)) :

$$IGM = \frac{[(Na^+ + K^+) - Cl^-]}{SO_4^{2-}} \quad (20)$$

où toutes les concentrations sont exprimées en milliéquivalents par litre (meq/L).

L'interprétation de l'IGM est la suivante :

- Si IGM ≈ 0, cela indique un équilibre entre les ions Na⁺, K⁺ et Cl⁻, suggérant une origine marine ou une dissolution de halite (NaCl) ;
- Si IGM > 0, cela indique un excès de Na⁺ et K⁺ par rapport au Cl⁻, suggérant des processus d'altération des silicates ou d'échange cationique inverse ;
- Si IGM < 0, cela indique un déficit de Na⁺ et K⁺ par rapport au Cl⁻, suggérant des processus d'échange cationique direct.

Ces indices permettent de caractériser de manière plus approfondie les processus géochimiques responsables de l'évolution de la composition chimique des eaux souterraines et d'identifier les zones de l'aquifère où les interactions eau-roche sont les plus intenses.

3.2.2. Indices de saturation (IS)

Les indices de saturation constituent des paramètres thermodynamiques essentiels pour l'évaluation de l'état d'équilibre entre les eaux souterraines et les minéraux présents dans l'aquifère (Drever, 1997). Un indice de saturation (IS) quantifie le degré auquel une eau est en équilibre, sous-saturée ou sursaturée par rapport à un minéral donné, permettant ainsi de prédire les tendances de dissolution ou de précipitation minérale dans le système hydrogéologique (Appelo & Postma, 2005).

Mathématiquement, l'indice de saturation est défini comme le logarithme du rapport entre le produit d'activité ionique (PAI) et le produit de solubilité du minéral (K_{sp}) à la température considérée (Equation (21)) :

$$IS = \log \frac{PAI}{K_{sp}} \quad (21)$$

Lorsque l'IS est égal à zéro (± 0.05), l'eau est considérée en équilibre avec le minéral ; une valeur négative indique une sous-saturation et donc une tendance à la dissolution du minéral, tandis qu'une valeur positive révèle une sursaturation et une tendance à la précipitation (Langmuir, 1997).

Le calcul des indices de saturation nécessite une analyse chimique complète de l'eau incluant les concentrations des ions majeurs, le pH, la température et parfois l'Eh, permettant l'estimation des activités ioniques et des constantes d'équilibre thermodynamiques (Parkhurst & Appelo, 1999). Des logiciels géochimiques spécialisés tels que PHREEQC, WATEQ4F ou MINTEQA2 sont couramment utilisés pour effectuer ces calculs complexes en prenant en compte les corrections d'activité ionique et les effets de la température (Merkel & Planer-Friedrich, 2008). L'interprétation des indices de saturation doit être réalisée avec prudence, en considérant les incertitudes analytiques, les simplifications des modèles thermodynamiques et les aspects cinétiques qui peuvent ralentir ou empêcher l'atteinte de l'équilibre malgré des conditions thermodynamiquement favorables (Deutsch, 1997). En hydrogéochimie, ces indices sont particulièrement utiles pour comprendre les interactions eau-roche, identifier les processus de mélange d'eaux, évaluer le potentiel d'entartrage ou de corrosion dans les systèmes d'adduction d'eau, et élucider l'évolution géochimique des eaux le long de leur parcours souterrain (Edmunds & Shand, 2008; Zhu & Anderson, 2002).

III. SIG, GEOSTATISTIQUES ET MODELISATION NUMERIQUE

L'étude des eaux souterraines et la gestion des ressources hydriques reposent de plus en plus sur des outils technologiques avancés, notamment les Systèmes d'Information Géographique (SIG), les méthodes géostatistiques et la modélisation numérique. Ces outils permettent de traiter, d'analyser et de visualiser des données spatiales complexes, tout en offrant une compréhension fine des processus hydrogéologiques. Les SIG facilitent la gestion et l'interprétation des données géoréférencées, tandis que les géostatistiques fournissent des méthodes robustes pour analyser la variabilité spatiale des paramètres hydrogéologiques. Enfin, la modélisation numérique permet de simuler les écoulements souterrains et les processus hydrogéochimiques, offrant ainsi des prévisions essentielles pour une gestion durable des aquifères. Ensemble, ces approches constituent un cadre méthodologique puissant pour l'étude et la gestion des eaux souterraines.

A. SIG et méthodes géostatistiques

Les Systèmes d'Information Géographique (SIG) et les méthodes géostatistiques constituent des outils fondamentaux dans l'étude hydrogéologique moderne, permettant la visualisation, l'analyse spatiale et la modélisation prédictive des données hydrogéologiques. Cette approche méthodologique offre la possibilité d'intégrer et d'interpréter des données multisources, facilitant ainsi la compréhension des systèmes aquifères et leur dynamique.

1. Analyse spatiale par Systèmes d'Information Géographique

Les Systèmes d'Information Géographique représentent une plateforme essentielle pour l'intégration, la gestion et l'analyse des données spatiales hydrogéologiques. Dans le cadre de cette étude, le logiciel QGIS (version 3.30.1. <https://qgis.org>) a été utilisé comme outil principal pour l'élaboration des cartes thématiques et l'analyse spatiale des paramètres hydrogéologiques.

La méthodologie SIG employée a permis la superposition de multiples couches d'information spatiale, incluant les données topographiques, géologiques, hydrologiques et les résultats des analyses

hydrochimiques. Cette approche multicouche facilite l'identification des relations spatiales entre les différents paramètres environnementaux et hydrogéologiques.

Le traitement des données altimétriques a permis la génération d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) à haute résolution de la zone d'étude. Ce MNT a servi de base pour l'analyse morphologique du terrain, notamment la délimitation des zones d'étude, l'identification des zones de recharge potentielle, et la caractérisation du réseau hydrographique. L'extraction des paramètres de pente et d'orientation a également permis d'évaluer l'influence de la topographie sur l'écoulement des eaux souterraines et la distribution spatiale des aquifères.

L'intégration des données de forages, piézométriques et hydrochimiques dans l'environnement SIG a facilité la visualisation et l'interprétation des variations spatiales des paramètres hydrogéologiques. Des techniques d'analyse spatiale avancées ont été appliquées pour identifier les tendances régionales et les anomalies locales dans les caractéristiques des aquifères.

2. Modélisation géostatistique et interpolation spatiale

La géostatistique offre un cadre méthodologique systématique pour l'analyse et la modélisation des variables spatiales en hydrogéologie. Dans cette étude, les méthodes géostatistiques ont été employées pour caractériser la structure spatiale des paramètres hydrogéologiques et réaliser des interpolations précises entre les points de mesure (Jiménez-Espinosa & *al.*, 1997 ; Alshahrani & *al.*, 2025).

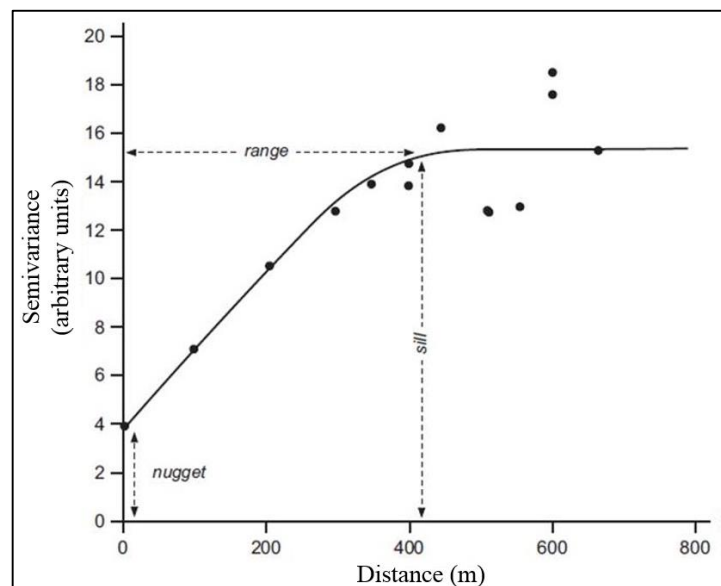


Figure 2.6. Variogramme expérimental (points) et modèle ajusté au variogramme expérimental (courbe). Le « range », « nugget », et « sill » sont les paramètres du variogramme et sont traduits par les termes suivants « portée », « effet pépite » et « pallier » (Jiménez-Espinosa & *al.*, 1997).

L'analyse variographique constitue l'étape fondamentale de la démarche géostatistique. Des variogrammes expérimentaux ont été construits pour quantifier la dépendance spatiale des paramètres hydrogéologiques clés, tels que la conductivité hydraulique, la piézométrie, et les concentrations en éléments chimiques. L'ajustement de modèles théoriques aux variogrammes expérimentaux a permis de définir les paramètres structuraux caractérisant la continuité spatiale des variables étudiées : effet pépite, pallier et portée (Figure 2.6) (Yeh & *al.*, 2009 ; Alshahrani & *al.*, 2025). Cette analyse a indiqué l'anisotropie des propriétés aquifères, reflétant l'hétérogénéité structurale du milieu géologique.

Le logiciel Surfer, un programme commercial de gridding et de contouring, a été utilisé pour l'application des techniques de krigeage, méthode d'interpolation optimale prenant en compte la structure spatiale définie par le variogramme. Différentes variantes de krigeage ont été appliquées selon

les caractéristiques des variables étudiées : krigeage ordinaire pour la cartographie piézométrique, krigeage universel intégrant la dérive topographique, et co-krigeage pour l'exploitation des corrélations entre paramètres. Ces techniques ont permis la génération de cartes continues des paramètres hydrogéologiques, accompagnées de leur estimation d'incertitude associée.

B. Approche de modélisation numérique

L'approche de modélisation numérique des systèmes d'eaux souterraines représente une intégration sophistiquée de principes physiques, de formulations mathématiques et de méthodes de calcul. Cette section établit le cadre fondamental nécessaire à la compréhension et à la mise en œuvre de modèles d'écoulement des eaux souterraines, en commençant par des concepts théoriques de base et en progressant vers des caractérisations de paramètres complexes.

1. Fondements théorique de l'écoulement souterrain

1.1. Loi de Darcy et ses extensions

La loi de Darcy, établie par un travail expérimental méticuleux par Darcy (1856), constitue le principe fondamental régissant l'écoulement des fluides à travers les milieux poreux. La loi décrit fondamentalement la relation entre le débit du fluide et le gradient hydraulique, en intégrant les propriétés du milieu par le biais de la conductivité hydraulique (Hubbert, 1956). Dans sa forme la plus élémentaire, la loi de Darcy démontre que l'écoulement des fluides dans les milieux poreux est proportionnel au gradient hydraulique et se produit dans le sens d'une charge hydraulique décroissante (Equation (22)) (Zerner, 2011). Cette relation a de profondes implications pour la compréhension du mouvement des eaux souterraines et a été largement validée dans divers contextes et échelles géologiques.

$$Q = -KS \frac{\Delta h}{\Delta l} \quad (22)$$

où Q [L^3/T] est le débit volumétrique, K [L/T] est la conductivité hydraulique, A [L^2] est la section transversale perpendiculaire à l'écoulement et $\frac{\Delta h}{\Delta l}$ [-] est le gradient hydraulique, h [L] étant la charge hydraulique et l [L] la longueur du trajet d'écoulement (Figure 2.7). Le signe négatif indique que l'écoulement se produit dans le sens d'une charge hydraulique décroissante.

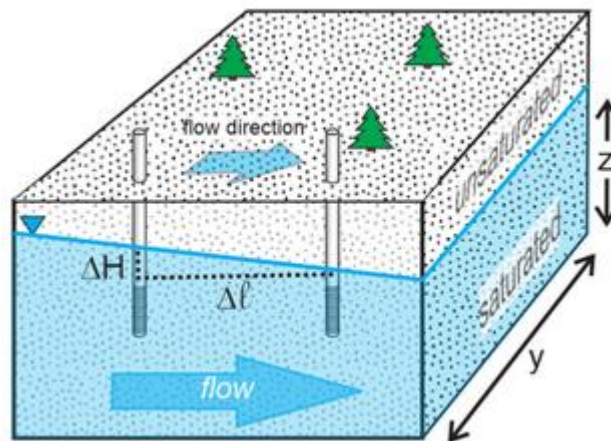


Figure 2.7. Schéma explicatif de la loi de Darcy (Zerner, 2011).

L'application moderne de la loi de Darcy s'étend à l'écoulement tridimensionnel dans les milieux anisotropes (Bear, 1972 ; Freeze & Cherry, 1979 ; Castany, 1982 ; De Marsily, 1986), exprimé comme suit (Equations (24), (25) et (26)) :

$$q_x = -k_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} - k_{xy} \frac{\partial h}{\partial y} - k_{xz} \frac{\partial h}{\partial z} \quad (24)$$

$$q_y = -k_{yx} \frac{\partial h}{\partial x} - k_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} - k_{yz} \frac{\partial h}{\partial z} \quad (25)$$

$$q_z = -k_{zx} \frac{\partial h}{\partial x} - k_{zy} \frac{\partial h}{\partial y} - k_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \quad (26)$$

où q_x , q_y et q_z [L/T] sont les composantes spécifiques de la décharge dans les directions x , y et z respectivement, et k_{ij} [L/T] représente le tenseur de conductivité hydraulique.

Pour les conditions d'écoulement non darcien, comme dans les milieux fracturés ou à des vitesses élevées, la relation devient non linéaire et peut être exprimée comme suit (Equations (27)) (Nield & Bejan, 2017 ; Faybishenko & *al.*, 2000 ; Zimmerman & Bodvarsson, 1996) :

$$Q = -KS \left(\frac{\Delta h}{\Delta l} \right)^n \quad (27)$$

où n est un exposant empirique qui s'écarte de l'unité.

Pour l'écoulement turbulent dans les milieux fracturés, l'équation de Forchheimer (1901) est souvent utilisée (Equations (28)) :

$$-\frac{\Delta h}{\Delta l} = \left(\frac{\mu}{K} \right) v + \beta \rho v^2 \quad (28)$$

où μ est la viscosité du fluide [M/LT], ρ est la densité du fluide [M/L³], v est la vitesse du fluide [L/T] et β est le coefficient d'écoulement non darcien [L⁻¹].

Ces extensions s'adaptent aux situations où la relation linéaire classique entre l'écoulement et le gradient hydraulique s'effondre, comme dans les systèmes rocheux fracturés ou lorsqu'il s'agit de fluides non newtoniens. La prise en compte de l'anisotropie dans la conductivité hydraulique a particulièrement amélioré notre capacité à modéliser des systèmes aquifères réels, où les processus géologiques ont créé des directions d'écoulement préférentielles (Castany, 1982).

1.2. Equation de continuité

L'équation de continuité représente le principe fondamental de la conservation de la masse dans la dynamique des fluides tel qu'appliqué aux systèmes d'eaux souterraines (Equations (29)) (Klinkenberg, 1957 ; Dullien, 1991 ; Richesson & Sahimi, 2021) :

$$\frac{\partial(\rho\theta)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho v) = \rho Q \quad (29)$$

avec :

ρ est la densité de l'eau (en kg/m³) ;

θ est la teneur en eau (ou porosité efficace) du milieu poreux (sans dimension) ;

t est le temps (en secondes) ;

v est le vecteur (vitesse) flux d'eau (en m/s), souvent donné par la loi de Darcy ;

$\nabla \cdot (\rho q)$ est la divergence du flux de masse ;

Q représente les sources ou puits de masse (en s⁻¹).

En coordonnées cartésiennes (x , y , z), l'opérateur ∇ s'exprime comme un vecteur de dérivées partielles :

$$\nabla = \left(\frac{\partial}{\partial x}, \frac{\partial}{\partial y}, \frac{\partial}{\partial z} \right)$$

Simplifications courantes :

- Fluide incompressible (ρ constant) (Equations (30)) :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} + \nabla \cdot v = Q \quad (30)$$

- Milieu saturé ($\theta = \phi$, où ϕ est la porosité totale) (Equations (31)) :

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + \nabla \cdot v = Qv \quad (31)$$

- Écoulement stationnaire (pas de variation temporelle) (Equations (32)) :

$$\nabla \cdot v = Q \quad (32)$$

Cette expression mathématique garantit que le taux de changement de masse dans un volume de contrôle est égal au flux net à travers ses limites plus toutes les sources ou puits internes. L'application de l'équation à l'écoulement des eaux souterraines nécessite une prise en compte attentive de la densité du fluide, des variations de porosité et de la distribution spatiale des sources et des puits au sein du système aquifère.

En substituant la loi de Darcy dans l'équation de continuité, on obtient l'équation de diffusion pour les eaux souterraines (Equations (33)) (Castany, 1982 ; Castany, 1991) :

$$\frac{\partial h}{\partial t} = \nabla \cdot (K \nabla h) + v \quad (33)$$

Cette équation constitue la base de la modélisation des écoulements souterrains dans les milieux à porosité d'interstice, tels que les aquifères poreux (sables, graviers, grès, etc.). Elle permet de prendre en compte les variations temporelles et spatiales de la charge hydraulique, ainsi que les interactions entre les différents composants du système hydrogéologique.

2. Concepts fondamentaux de la modélisation des écoulements souterrains

2.1. Equation gouvernante d'écoulement souterrain

Les modèles mathématiques pour l'écoulement des eaux souterraines sont fondamentalement basés sur la loi de Darcy combinée au principe de conservation de la masse, ce qui donne l'équation aux dérivées partielles tridimensionnelle générale (Equations (34)) (Narasimhan, 1978 ; McDonald & Harbaugh, 1988 ; Guiguer & Franz, 1996 ; Woessner & Poeter, 2020) :

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right] + \left[K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right] \frac{\partial}{\partial z} + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (34)$$

où K représente la conductivité hydraulique dans les directions respectives, h est la charge hydraulique, W tient compte des sources/puits, S_s est le stockage spécifique et t est le temps.

Pour les conditions de régime permanent, où les charges hydrauliques restent constantes au fil du temps, le terme de dérivée temporelle $S_s \frac{\partial h}{\partial t}$ devient nul ($= 0$), simplifiant l'équation en (Equations (35)) :

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right] + \left[K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right] \frac{\partial}{\partial z} + W = 0 \quad (35)$$

Dans l'équation de régime transitoire, lorsque l'on considère l'écoulement horizontal dans les

aquifères captifs où l'écoulement suit la courbe tangentielle de la géométrie de l'aquifère, la composante verticale est souvent négligée puisque le gradient d'écoulement vertical devient négligeable par rapport aux composantes d'écoulement horizontal (Figure 2.8) (Freeze, 1979 ; Boudjema, 2015). Cette simplification est conforme à l'hypothèse de Dupuit-Forchheimer, où les lignes d'écoulement sont supposées horizontales et la charge hydraulique est considérée comme constante le long de toute ligne verticale, ce qui donne l'équation bidimensionnelle (Equations (36)) (Dupuit, 1863 ; Forchheimer, 1886) :

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right] + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (36)$$

Ces équations sont ensuite résolues à l'aide de diverses méthodes numériques telles que les différences finies, les éléments finis ou les volumes finis, qui discrétisent le domaine continu en une grille ou un maillage de nœuds où les équations différentielles sont approximées par des équations algébriques qui peuvent être résolues par calcul (Frind & Verge, 1978).

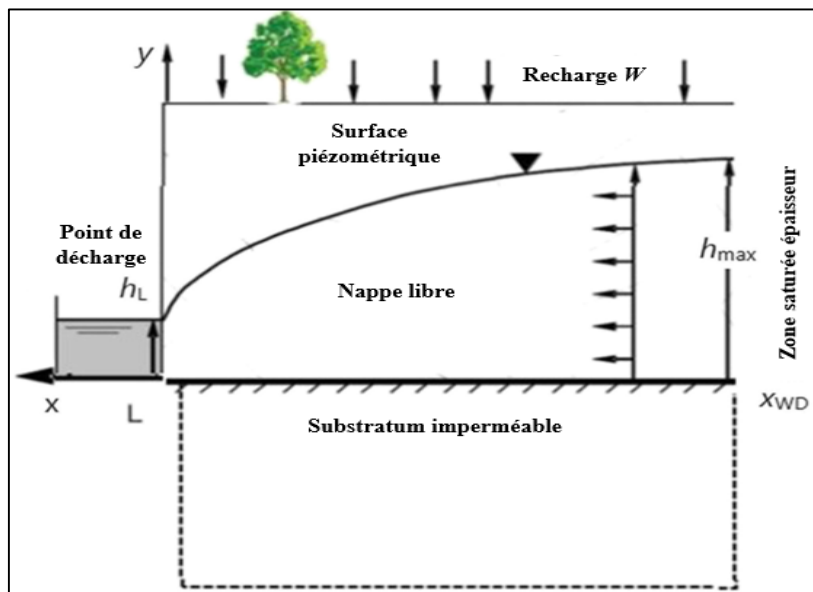


Figure 2.8. Schéma montrant le mécanisme de l'écoulement dans un aquifère libre (Freeze, 1979).

2.2. Conditions initiales et conditions aux limites

La résolution mathématique des équations d'écoulement des eaux souterraines nécessite la définition appropriée des conditions initiales et limites. Ces conditions sont des éléments essentiels qui reflètent la réalité physique du système d'eaux souterraines et garantissent l'unicité mathématique de la solution (Vu.Hung & al., 1997 ; Anderson & al., 2015). La sélection et la mise en œuvre minutieuses de ces conditions influencent considérablement la précision et la fiabilité des modèles d'écoulement des eaux souterraines.

2.2.1. Conditions initiales

Les conditions initiales définissent l'état de départ du système d'eaux souterraines au temps zéro ($t = 0$), représentant la distribution spatiale des charges hydrauliques sur l'ensemble du domaine du modèle. Ces conditions sont cruciales pour les simulations transitoires où le comportement du système d'eaux souterraines varie avec le temps. Dans les applications pratiques, les conditions initiales sont généralement établies par des mesures sur le terrain des niveaux d'eau souterraine, des enregistrements historiques ou les résultats d'exécutions de calibration en régime permanent (Delleur, 2006).

2.2.2. Conditions aux limites

Les conditions aux limites, quant à elles, décrivent l'interaction de la zone modélisée avec son environnement et doivent être spécifiées sur toute la limite du domaine. Ces conditions sont généralisées en deux grands types qui sont définis le long de toutes les limites du domaine du modèle et peuvent changer avec le temps (Fetter, 1994 ; Anderson & *al.*, 2015).

a. Conditions aux limites mathématiques

Les trois types généraux de conditions aux limites mathématiques régissent les systèmes aquifères. Ces conditions s'appliquent comme suit (Cauchy, 1823 ; Dirichlet, 1850 ; Neumann, 1878 ; Gurtin & Martins, 1976) :

- Limite à potentiel imposé : Ce type, connu sous le nom de conditions de Dirichlet, prescrit une valeur de charge hydraulique fixe le long d'une limite. Ces conditions sont généralement appliquées lorsque le système d'eau souterraine est en interface avec des masses d'eau de surface telles que des rivières, des lacs ou des réservoirs, où les niveaux d'eau peuvent être mesurés et sont relativement stables (Figure 2.9). La spécification de ces conditions nécessite une prise en compte attentive de la connexion hydraulique entre les systèmes d'eau de surface et d'eau souterraine.

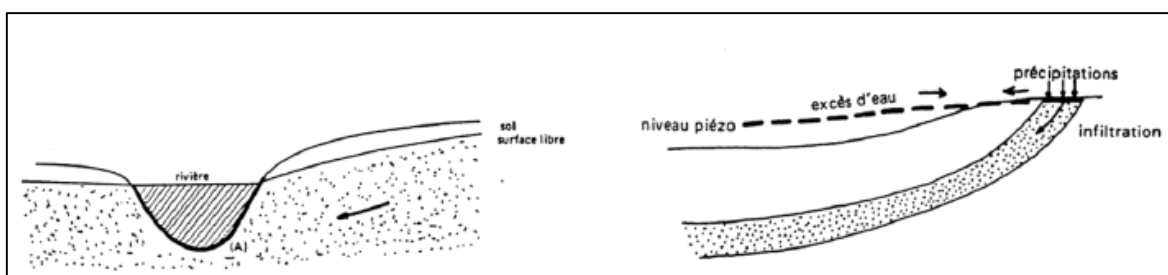


Figure 2.9. Conditions aux limites de type Dirichlet.

- Limite à flux imposé : Ce type de conditions aux limites, connu sous le nom de conditions de Neumann, spécifie le flux à travers la limite plutôt que la charge hydraulique. Ces conditions sont particulièrement utiles pour représenter les lignes de partage des eaux souterraines naturelles, les limites imperméables ou les zones avec des taux de recharge ou de décharge connus (Figure 2.10). Un cas particulier de la condition de Neumann est la limite sans écoulement, où le flux est fixé à zéro, couramment utilisée pour représenter des formations géologiques imperméables ou des lignes de partage des eaux souterraines le long des lignes d'écoulement.

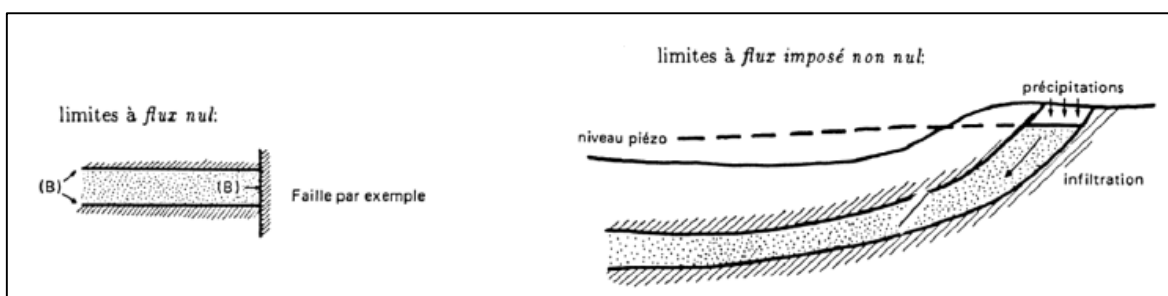


Figure 2.10. Conditions aux limites de type Neumann.

- Limite à flux imposé : Ce troisième type, appelé conditions limites de Cauchy ou mixtes, combine des aspects des conditions de Dirichlet et de Neumann en reliant le flux à travers la limite à la différence entre la charge hydraulique dans l'aquifère et une charge de référence externe. Ces conditions sont particulièrement utiles pour représenter des limites semi-perméables, telles que les lits de rivières avec une perméabilité inférieure à celle de l'aquifère

ou les unités de confinement fuyantes. La relation entre le flux et la différence de charge est généralement caractérisée par un terme de conductance qui tient compte des propriétés hydrauliques du matériau de la limite.

b. Conditions aux limites physiques

Les conditions limites mathématiques interagissent de manière dynamique avec divers processus physiques du système des eaux souterraines. Ces processus peuvent être classés en deux types principaux (Woessner & Eileen, 2020) :

- Flux externes : Les flux externes, notamment la recharge et l'évapotranspiration, introduisent une variabilité spatiale et temporelle dans le système. Les processus de recharge, représentés par des conditions de Neumann, varient à la fois spatialement en raison des propriétés hétérogènes du sol et de la couverture terrestre, et temporellement en raison des régimes de précipitations saisonnières et des événements de tempête individuels. L'évapotranspiration, souvent mise en œuvre sous la forme d'une condition de Neumann modifiée, dépend à la fois de la distribution spatiale de la végétation et des variations temporelles des conditions atmosphériques.
- Dynamique interne : La dynamique interne du système complique encore davantage le régime d'écoulement des eaux souterraines. Les puits de pompage, représentés par des termes de puits ponctuels ($Q(x, y, z, t)$), créent des perturbations localisées dans le champ d'écoulement. Les caractéristiques de décharge naturelles telles que les sources et les suintements peuvent être représentées à l'aide de conditions de Cauchy, où l'écoulement ne se produit que lorsque la charge de la nappe souterraine dépasse une élévation seuil. Ces processus de décharge présentent souvent des schémas spatiaux complexes déterminés par la topographie et la géologie, tandis que leurs variations temporelles répondent aux changements saisonniers des niveaux des eaux souterraines.

L'interprétation physique et la mise en œuvre mathématique de ces conditions doivent être soigneusement étudiées dans le contexte du modèle conceptuel et des données de terrain disponibles. Les conditions limites doivent refléter les limites hydrauliques naturelles du système dans la mesure du possible, et leur sélection doit être étayée par des observations de terrain et une compréhension hydrogéologique. La pertinence des conditions limites et initiales doit être régulièrement évaluée lors des processus de calibration et de validation du modèle, car elles peuvent avoir un impact significatif sur les prévisions du modèle et la fiabilité globale du modèle d'écoulement des eaux souterraines.

2.3. Paramètres hydrodynamiques

La caractérisation des propriétés des aquifères est essentielle pour comprendre les mécanismes d'écoulement et de stockage des eaux souterraines. Deux paramètres fondamentaux, la transmissivité et le paramètre d'emmagasinement (capacité de stockage), jouent un rôle crucial dans la description du comportement des aquifères et sont des données fondamentales pour la modélisation numérique.

2.3.1. Transmissivité

La transmissivité représente la capacité d'un aquifère à transmettre l'eau horizontalement à travers toute son épaisseur saturée. Elle est définie comme le produit de la conductivité hydraulique (K) et de l'épaisseur saturée de l'aquifère (e) (Equation (23)) (Domenico & Schwartz, 1998 ; Jacob, 1946 ; Freeze & Cherry, 1979 ; Kruseman & de Ridder, 2000) :

$$T = K \times e \quad (23)$$

Dans un aquifère captif, où l'épaisseur saturée reste constante, la transmissivité est relativement stable. Cependant, dans les aquifères libres, la transmissivité varie avec la position de la nappe phréatique lorsque l'épaisseur saturée change (Todd & Mays, 2005). Cette variation peut être exprimée

comme suit (Equation (24)) :

$$T_h = K_{(h-z)} \quad (24)$$

où h est la charge hydraulique et z est l'élévation de la base de l'aquifère.

2.3.2. Paramètres d'emménagement

Les paramètres d'emménagement, connu également sous le terme paramètres de stockage, sont des propriétés fondamentales qui caractérisent la capacité d'un aquifère à stocker et à libérer de l'eau dans des conditions hydrauliques changeantes. Ces paramètres sont essentiels pour comprendre le comportement transitoire des systèmes d'eaux souterraines et jouent un rôle crucial dans la détermination de la réponse de l'aquifère au pompage, à la recharge et à d'autres contraintes. Les propriétés de stockage d'un système aquifère sont décrites par quatre paramètres principaux : la porosité totale, la porosité effective, le coefficient de stockage et le rendement spécifique ((Domenico & Schwartz, 1998 ; Woessner & Poeter, 2020).

a. Porosité totale (ϕ)

La porosité totale représente le volume de tous les vides par rapport au volume total du milieu poreux (Equation (25)) :

$$\phi = \frac{V_v}{V_T} \quad (25)$$

où ϕ est la porosité totale [sans dimension] ; V_v est le volume de tous les vides, y compris les pores interconnectés et isolés [L^3] et V_T est le volume total du milieu poreux [L^3].

b. Porosité efficace (θ)

La porosité effective quantifie l'espace poreux interconnecté (Figure 2.11) qui participe activement à l'écoulement du fluide (Equation (26)) :

$$\theta = \frac{V_d}{V_T} \quad (26)$$

où θ est la porosité effective [sans dimension] ; V_d est le volume des pores drainables ou interconnectés [L^3] et V_T est le volume total [L^3].

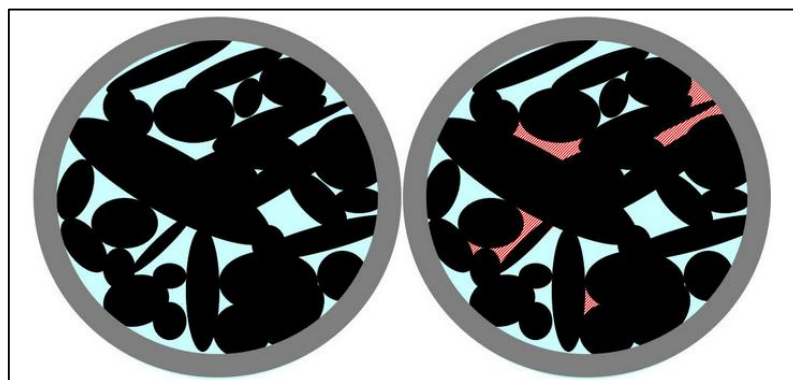


Figure 2.11. Schéma explicatif de la porosité efficace (Woessner & Poeter, 2020).

c. Coefficient d'emménagement

Pour les aquifères captifs, le coefficient de stockage représente le volume d'eau libéré du stockage par unité de surface par unité de baisse de charge (Equation (27)) :

$$S = S_s \times b \quad (27)$$

Le stockage spécifique (S_s) est défini comme (Equation (28)) :

$$S_s = \rho g(\alpha + \theta\beta) \quad (28)$$

où S est le coefficient de stockage [sans dimension] ; S_s est le stockage spécifique [L^{-1}] ; b est l'épaisseur de l'aquifère [L] ; ρ est la masse volumique du fluide [M/L^3] ; g est l'accélération gravitationnelle [L/T^2] ; α est la compressibilité de la matrice de l'aquifère [LT^2/M] ; β est la compressibilité du fluide [LT^2/M] et θ est la porosité efficace [sans dimension] (Figure 2.12).

d. Rendement spécifique

Pour les aquifères libres, le rendement spécifique représente la porosité drainable par gravité (Equation (29)) :

$$S_y = \frac{V_w}{V_T} \quad (29)$$

où S_y est le rendement spécifique [sans dimension] ; V_w est le volume d'eau drainable par gravité [L^3] et V_T est le volume total [L^3].

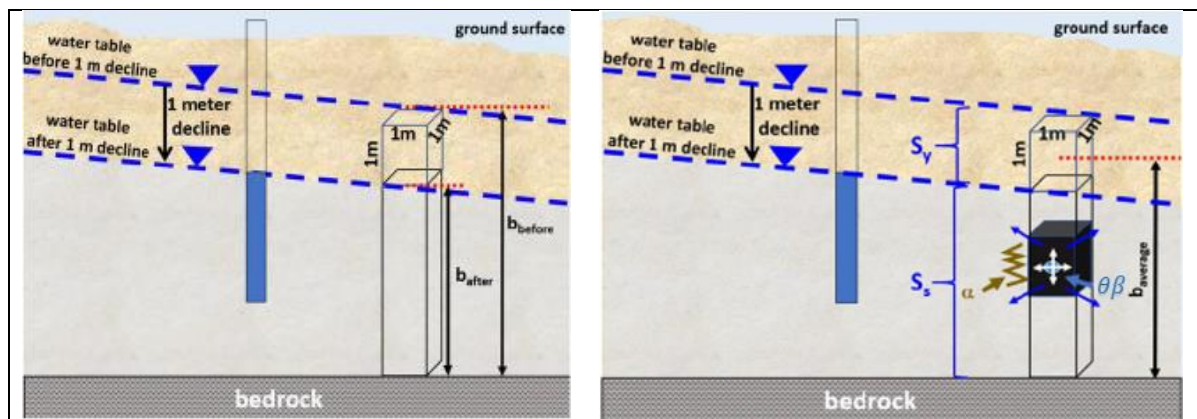


Figure 2.12. Schéma des composantes de l'emmagasinement (S) d'un aquifère libre.

3. Transport de solutés en milieu poreux

Le mouvement des solutés dans les systèmes aquifères est induit par plusieurs processus physiques, chimiques et même biologiques qui agissent simultanément pour contrôler la distribution spatiale et temporelle des substances dissoutes. Cette migration des solutés dissous est souvent modélisée à l'aide de l'équation d'advection-dispersion-réaction (ADR) (Figure 2.13) (Anderson & Cherry, 1979).

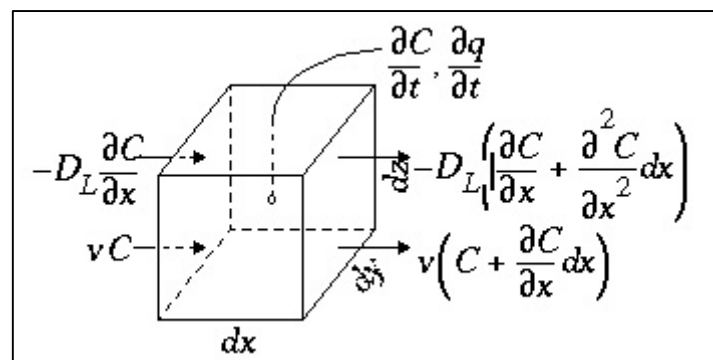


Figure 2.13. Mécanisme général d'advection-dispersion-réaction (ADR) (Anderson & Cherry, 1979).

3.1. Coefficient de dispersion

Le coefficient de dispersion est un paramètre fondamental qui décrit le mélange et l'étalement des solutés dans les eaux souterraines. Ce phénomène résulte de deux mécanismes principaux : la

dispersion mécanique due aux variations de vitesse d'écoulement à l'échelle microscopique, et la diffusion moléculaire. Le coefficient de dispersion total (D) est généralement exprimé comme la somme de ces deux composantes (Equation (30)) (Dagan, 1988 ; Woessner & Eileen, 2020) :

$$D = \alpha v_m + D^* \quad (30)$$

où D est le coefficient de dispersion total [L^2/T], α est la dispersivité du milieu poreux [L], v_m est la vitesse moyenne d'écoulement [L/T], et D^* est le coefficient de diffusion moléculaire effectif [L^2/T].

3.1.1. Dispersivité longitudinale

La dispersivité longitudinale (α_L) caractérise l'étalement du panache de soluté dans la direction principale de l'écoulement (Anderson & Cherry, 1979 ; McDonald & Harbaugh, 1988). Elle est définie comme le rapport entre le coefficient de dispersion longitudinale (D_L) et la vitesse moyenne d'écoulement. Le coefficient de dispersion longitudinale s'exprime par la relation (Equation (31)) :

$$D_L = \alpha_L v_m + D^* \quad (31)$$

où D_L est le coefficient de dispersion longitudinale [L^2/T], α_L est la dispersivité longitudinale [L], v_m est la vitesse moyenne d'écoulement [L/T], et D^* est le coefficient de diffusion moléculaire effectif [L^2/T].

La dispersivité longitudinale est généralement plus importante que la dispersivité transversale et augmente typiquement avec l'échelle d'observation du système, un phénomène connu physiquement sous le nom d'effet d'échelle.

3.1.2. Dispersivité transversale

La dispersivité transversale (α_T) décrit l'étalement du panache perpendiculairement à la direction principale de l'écoulement (Anderson & Cherry, 1979). Le coefficient de dispersion transversale (D_T) est exprimé de manière similaire par l'équation (Equation (32)) :

$$D_T = \alpha_T v_m + D^* \quad (32)$$

où D_T est le coefficient de dispersion transversale [L^2/T], α_T est la dispersivité transversale [L], v_m est la vitesse moyenne d'écoulement [L/T], et D^* est le coefficient de diffusion moléculaire effectif [L^2/T].

Le rapport $\frac{\alpha_T}{\alpha_L}$ typiquement compris entre 0.01 et 0.1 dans la plupart des systèmes aquifères (Gelhar & al., 1992 ; Fetter & al., 2017). Cette anisotropie de la dispersion reflète la tendance naturelle des solutés à se disperser préférentiellement dans la direction de l'écoulement.

3.2. Mécanismes de transport

3.2.1. Advection

L'advection fait référence au mouvement massif des solutés transportés par les eaux souterraines qui s'écoulent (Gelhar & al., 1992). Ce processus est directement proportionnel à la vitesse de l'eau souterraine, qui est déterminée par la loi de Darcy. Le flux massique advectif peut être exprimé comme suit (Equation (33)) :

$$F_a = v_l C \quad (33)$$

où F_a est le flux massique advectif [M/L^2T] ; v_l est la vitesse linéaire moyenne de l'eau souterraine [L/T] et C est la concentration en soluté [M/L^3].

La vitesse linéaire moyenne (v_l) est la vitesse moyenne du fluide dans les pores, souvent appelée vitesse interstitielle. Elle est liée à la vitesse de Darcy (v) par la relation suivante (Equation (34)) (Freeze & Cherry, 1979) :

$$v_l = \frac{v}{\theta} = -\frac{K \Delta h}{\theta \Delta l} \quad (34)$$

3.2.2. Dispersion hydrodynamique

La dispersion hydrodynamique constitue un mécanisme fondamental dans le transport des solutés en milieu poreux, combinant deux processus distincts mais complémentaires : la dispersion mécanique et la diffusion moléculaire. Ce phénomène est responsable de l'étalement progressif du panache de soluté au-delà de ce que prédirait le seul transport advectif, conduisant à une dilution du soluté dans le milieu poreux (Freeze & Cherry, 1979).

La dispersion mécanique trouve son origine dans l'hétérogénéité des vitesses d'écoulement à différentes échelles du milieu poreux. À l'échelle microscopique, les variations de vitesse au sein d'un même pore sont causées par les forces de friction avec les parois : la vitesse est nulle aux parois et maximale au centre du pore, créant un profil de vitesse parabolique (Figure 2.14a) (Fleurant, 2016). À l'échelle des pores, la distribution hétérogène des tailles de pores engendre des chemins d'écoulement préférentiels, certaines zones du milieu poreux conduisant plus rapidement le fluide que d'autres. Enfin, à l'échelle macroscopique, la tortuosité du milieu contraint les particules à emprunter des chemins sinueux, augmentant leur temps de parcours effectif et contribuant à la dispersion du soluté (Figure 2.14b) (Fleurant, 2016).

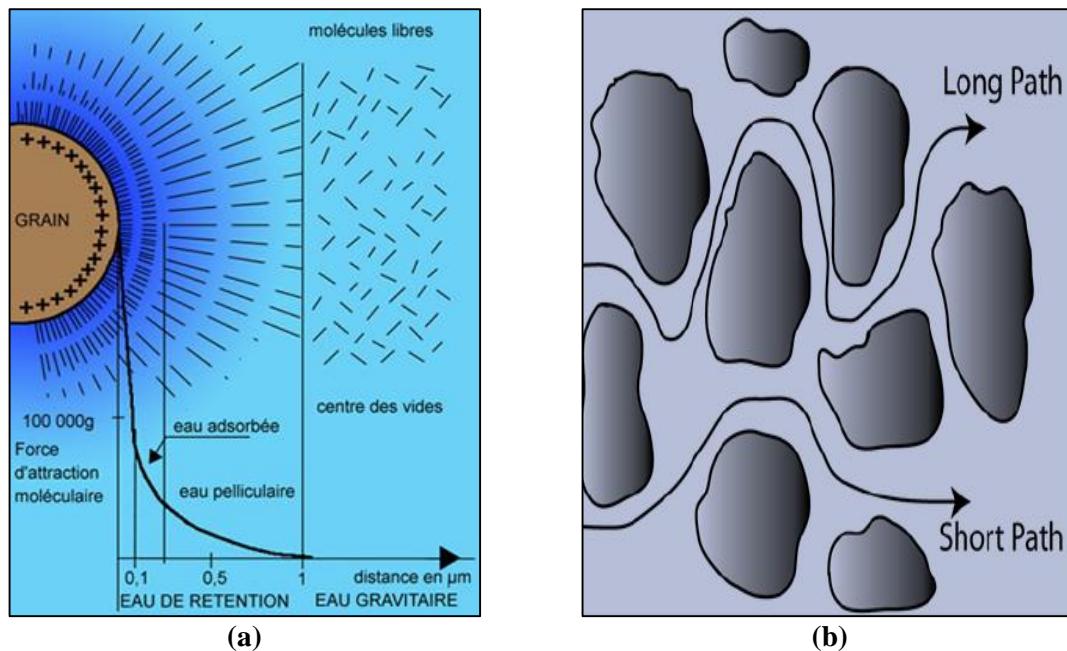


Figure 2.14. Mécanisme de la dispersion mécanique. (a) Par les forces d'attraction, (b) Par la tortuosité

La diffusion moléculaire, quant à elle, résulte du mouvement brownien des molécules qui tend naturellement à homogénéiser les concentrations dans le fluide. Ce processus est particulièrement important à faible vitesse d'écoulement et est décrit par la loi de Fick (1855). Le flux dispersif total (F_d), combinant ces deux mécanismes, peut être mathématiquement exprimé par l'équation (Equation (35)) (Fick, 1855) :

$$F_d = -D\nabla C \quad (35)$$

où F_d est le flux dispersif [M/L^2T], D représente le tenseur de dispersion hydrodynamique qui englobe à la fois les effets de la dispersion mécanique et de la diffusion moléculaire [L^2/T] et ∇C est le gradient de concentration [M/L^4].

3.2.3. Réactions biochimiques

Les réactions biochimiques dans les milieux poreux englobent un ensemble complexe de

processus physico-chimiques et biologiques qui affectent non seulement la concentration des solutés mais aussi leur vitesse de transport (Detmann, 2021). Ces interactions entre les solutés et la matrice poreuse conduisent à un phénomène fondamental : la retardation. Ce retard dans le transport est quantifié par le facteur de retard R , exprimé comme suit (Equation (36)) (Hunt & Sahimi, 2017) :

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} K_d \quad (36)$$

où ρ_b représente la masse volumique apparente sèche du milieu, θ la porosité efficace et K_d le coefficient de distribution. Ce facteur traduit le rapport entre la vitesse de l'eau souterraine et la vitesse apparente du soluté.

L'intensité des réactions d'adsorption-désorption est fortement influencée par les propriétés physiques du milieu poreux, notamment la masse volumique apparente (bulk density) (Detmann, 2021). Ce paramètre, qui représente le rapport entre la masse de solide sec et le volume total de l'échantillon, détermine directement la capacité d'adsorption du milieu. Les interactions sont également gouvernées par la capacité d'échange cationique (CEC), qui quantifie l'aptitude du milieu à retenir et échanger les cations. La CEC, exprimée en milliéquivalents pour 100 grammes de sol, varie considérablement selon la composition minéralogique et la teneur en matière organique du milieu.

Le coefficient de distribution K_d joue un rôle central dans ces processus en décrivant la répartition du soluté entre la phase solide et la phase liquide à l'équilibre. Pour de nombreux systèmes, cette relation n'est pas linéaire et nécessite l'utilisation d'isothermes plus complexes comme ceux de Freundlich ou de Langmuir. Ces isothermes permettent de mieux représenter les variations de capacité d'adsorption avec la concentration en soluté (Hunt & Sahimi, 2017).

Les phénomènes de précipitation-dissolution peuvent modifier significativement la distribution des solutés et altérer les propriétés hydrauliques du milieu. Le "first flush" ou première vague est souvent observé dans ce contexte, caractérisé par des concentrations maximales dans les premiers volumes d'eau traversant le milieu, suivies d'une décroissance progressive. Ce phénomène est particulièrement important dans l'évaluation des risques de contamination (Stolze & Rolle, 2022 ; Huang & al., 2022).

La biodégradation, catalysée par les micro-organismes, transforme les composés organiques selon des cinétiques qui dépendent fortement des conditions environnementales. L'efficacité de ces transformations est influencée par la température selon une loi d'Arrhenius, ce qui peut induire des variations saisonnières significatives dans les taux de dégradation (Abd & Abushaikh, 2021). Cette dépendance thermique affecte également les équilibres d'adsorption et les cinétiques des réactions d'oxydo-réduction.

L'ensemble de ces processus réactifs peut être observé et quantifié grâce aux courbes de percée (breakthrough curves), qui représentent l'évolution temporelle de la concentration en soluté à un point d'observation donné (Stolze & Rolle, 2022). La forme de ces courbes reflète la complexité des interactions en jeu : un étalement important peut indiquer des phénomènes de retard significatifs, tandis qu'une asymétrie peut révéler des cinétiques de réaction non linéaires ou des hétérogénéités du milieu.

Ces différents mécanismes réactifs sont généralement intégrés dans l'équation ADR sous forme d'un terme source/puits R , dont l'expression mathématique doit prendre en compte la nature des réactions, leurs cinétiques, et leurs dépendances aux conditions physico-chimiques locales (Gelhar & al., 1992 ; Stolze & Rolle, 2022). La complexité de ces interactions nécessite souvent une approche couplée, combinant transport et géochimie, pour une modélisation précise du devenir des solutés dans les milieux poreux.

3.3. Equation générale du transport

Les solutions de l'équation d'advection-dispersion-réaction sont fréquemment utilisées pour

décrire le transport de solutés à travers des milieux poreux (Equation (37)) (Han, 2014 ; Anderson & al., 2015 ; Morway & al., 2023).

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j}) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C) \pm \sum R_n \quad (37)$$

où θ est la teneur en eau volumétrique (porosité efficace) ; C est la concentration en soluté ; t est le temps ; D_{ij} est le tenseur du coefficient de dispersion hydrodynamique ; v_i est le vecteur de vitesse de l'eau interstitielle ; $\sum R_n$ représente la somme de tous les termes de réaction.

4. Méthodes numériques de résolution

La réalisation de modèles pour l'écoulement et le transport des solutés dans eaux souterraines fait appel à des méthodes numériques avancées, nécessaires pour résoudre les équations mathématiques complexes régissant ces processus souterrains (Harbaugh & McDonald, 1996 ; Todd, 2001). Les outils informatiques récents offrent la possibilité de simuler des systèmes hydrogéologiques de plus en plus détaillés, favorisant ainsi une meilleure compréhension et des prévisions plus précises du comportement des eaux souterraines.

4.1. Présentation du code numérique utilisé

Le domaine de la modélisation des eaux souterraines repose sur divers logiciels spécialisés, chacun proposant des fonctionnalités et des approches uniques pour simuler les processus souterrains. MODFLOW, développé par l'USGS, est considéré comme la référence en matière de modélisation des écoulements souterrains (McDonald & Harbaugh, 1988 ; Harbaugh & McDonald, 1996). Sa structure modulaire permet de combiner différents programmes pour simuler divers processus hydrogéologiques, tandis que son statut open source favorise une large adoption et un développement continu par la communauté scientifique. Ce logiciel utilise une méthode de différences finies, le rendant particulièrement adapté à la modélisation de systèmes aquifères sédimentaires à grande échelle (Boudjema, 2015).

Pour modéliser le transport des solutés, MT3DMS, suivi de sa version améliorée par l'USGS, MT3D, offre une gamme complète de fonctionnalités pour simuler la destinée et le transport des contaminants (Zheng & Wang, 1999 ; Zheng & al., 2012). Ces packages sont conçus pour s'intégrer aisément à MODFLOW et proposent différentes méthodes de résolution pour gérer divers processus de transport, allant de la simple advection aux scénarios de transport réactif plus complexes (Correa-González & al., 2023).

4.2. Construction du modèle conceptuel

4.2.1. Géométrie

Le cadre géométrique d'un modèle d'eau souterraine illustre la configuration physique du système aquifère. Ce cadre comprend l'étendue latérale du domaine modélisé, qui doit être déterminée selon les limites hydrogéologiques naturelles autant que possible. La discrétisation verticale doit refléter les unités hydrostratigraphiques en présence, intégrant aussi bien les aquifères que les aquitards. Les caractéristiques structurales telles que les failles, les zones de fractures et les plis géologiques doivent être représentées avec soin, car elles peuvent influencer significativement les schémas d'écoulement des eaux souterraines. L'intégration des masses d'eau de surface, comme les rivières, lacs et zones humides, est essentielle pour simuler fidèlement les interactions entre les eaux souterraines et superficielles. De plus, les variations topographiques jouent un rôle crucial, en particulier dans les systèmes d'aquifères libres où la configuration de la nappe phréatique est fortement influencée par l'élévation des surfaces (Boudjema, 2015).

4.2.2. Discrétisation spatiale

La discrétisation spatiale du domaine du modèle représente une étape cruciale de la modélisation numérique, où l'espace physique continu est transformé en une grille de calcul discrète (Wang & Anderson, 1981 ; Wang & Anderson, 1982 ; Wang & Anderson, 1995).

a. Méthode des différences finies (MDF)

La méthode des différences finies subdivise le domaine en cellules rectangulaires (Figure 2.15a), offrant une approche structurée efficace sur le plan informatique et simple sur le plan mathématique. La principale force de cette méthode réside dans sa simplicité et sa gestion robuste des géométries régulières, bien qu'elle puisse nécessiter un raffinement supplémentaire pour représenter avec précision des caractéristiques géologiques complexes (Peter & *al.*, 1976 ; Igboekwe & Achi, 2011).

b. Méthode des éléments finis (MEF)

La méthode des éléments finis offre une plus grande flexibilité grâce à l'utilisation d'éléments de forme variable, généralement triangulaires ou quadrilatères, permettant une représentation précise des limites irrégulières et des caractéristiques internes (Figure 2.15b). Cette approche permet des transitions en douceur entre des zones de densité de maillage différente, facilitant la résolution détaillée dans les zones d'intérêt particulier tout en maintenant l'efficacité de calcul dans les régions moins critiques (Neuman & Witherspoon, 1970 ; Neuman & *al.*, 1975 ; Segol, 1976 ; Narasimhan & Witherspoon, 1982).

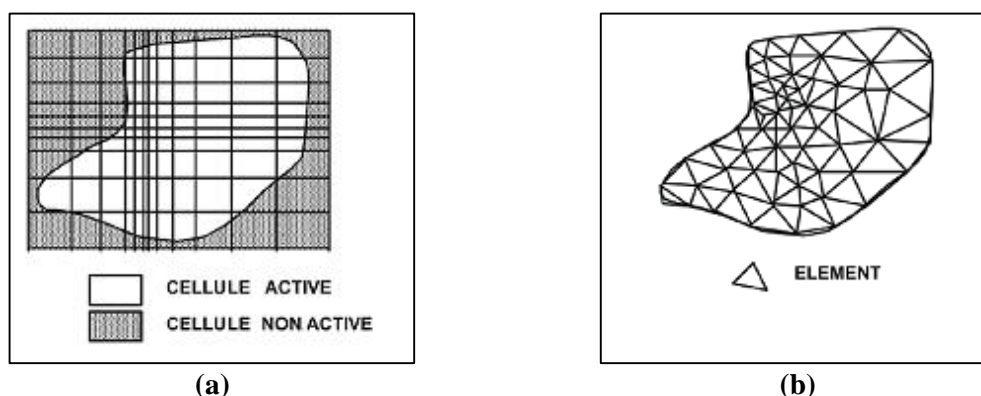


Figure 2.15. Discrétisation d'un aquifère à l'aide d'un maillage. (a) En différences finies (MDF), (b) En éléments finis (MEF)

4.2.3. Discrétisation temporels

La discrétisation temporelle implique la subdivision du temps de simulation en intervalles discrets, équilibrant l'efficacité de calcul avec la précision de la solution (ZHANG & *al.*, 2007). La sélection des pas de temps doit tenir compte des échelles temporelles des processus modélisés, des réponses rapides aux contraintes de pompage aux variations saisonnières à long terme. Les schémas de pas de temps adaptatifs ajustent automatiquement la taille du pas de temps en fonction du comportement de la solution, garantissant la stabilité tout en optimisant les ressources de calcul. Le choix de la discrétisation temporelle doit satisfaire aux critères de stabilité numérique, en particulier la condition Courant dans les simulations de transport, qui relie la taille de la grille, la vitesse des eaux souterraines et la durée du pas de temps (Courant & *al.*, 1928 ; De Moura & Kubrusly, 2013).

4.3. Calibration et validation

4.3.1. Processus de calage

Le calage du modèle représente un processus itératif d'ajustement des paramètres du modèle pour obtenir une concordance entre les résultats simulés et les observations réelles. Ce processus

commence par des estimations initiales des paramètres basées sur des données de terrain et se poursuit par un ajustement systématique de ces valeurs dans des plages physiquement raisonnables. Les techniques de la calibration automatisées utilisent des algorithmes d'optimisation pour minimiser la différence entre les valeurs observées et simulées, tandis que la calibration manuelle s'appuie sur l'expertise et la compréhension du modélisateur du système hydrogéologique. Le processus doit tenir compte des variations spatiales et temporelles du comportement du système, en commençant souvent par une calibration à l'état permanent avant de passer à des simulations transitoires plus complexes (Gray & Hoffman, 1983 ; Narasimha Reddy & Gurunadha Rao, 1991 ; Chong-Xi & *al.*, 2006).

4.3.2. Critères d'évaluation quantitatifs

L'évaluation de la qualité du calage utilise diverses mesures statistiques qui quantifient la concordance entre les résultats du modèle et les observations. Ces mesures comprennent l'erreur quadratique moyenne (*RMS*), qui fournit une mesure globale de l'ajustement (Equation (38)), et le coefficient de corrélation (R^2), qui indique la force de la relation entre les valeurs observées et simulées (Equation (39)) (Shakeri & *al.*, 2023 ; Abesh & *al.*, 2024). Les calculs de bilan massique servent de contrôle important de la cohérence du modèle, garantissant que les volumes d'eau sont correctement conservés tout au long de la simulation (Narasimha Reddy & Gurunadha Rao, 1991).

$$RMS = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n [X_{obs} - X_{sim}]^2}{n}} \quad (38)$$

$$R^2 = \frac{\sum_i [(X_{obs} - X_{obs-mean}) - (X_{sim} - X_{sim-mean})]^2}{\sum_i (X_{obs} - X_{obs-mean})^2 + \sum_i (X_{sim} - X_{sim-mean})^2} \quad (39)$$

où X_{obs} représente les données mesurées, X_{sim} les données simulées, $X_{obs-mean}$ la moyenne des données mesurées, $X_{sim-mean}$ la moyenne des données simulées, i un indice pour les données observées ou simulées, et n le nombre de données de mesure.

4.3.3. Validation du modèle

La validation du modèle va au-delà du calage en testant le modèle étalonné par rapport à des ensembles de données indépendants non utilisés dans le processus de calibration. Cette étape fournit des preuves cruciales des capacités prédictives du modèle et aide à établir la confiance dans son application aux scénarios futurs. La validation peut inclure à la fois une validation temporelle, où le modèle est testé par rapport à des données d'une période différente, et une validation spatiale, où les prévisions sont comparées à des observations provenant d'emplacements non utilisés dans le calage (Boudjema & *al.*, 2014).

4.4. Exploitation du modèle

L'exploitation d'un modèle d'eau souterraine validé englobe un large éventail d'applications dans la gestion des ressources en eau et la protection de l'environnement. Les simulations prédictives explorent les scénarios futurs, en tenant compte des changements dans les schémas de pompage, les conditions climatiques ou l'utilisation des terres (Zhang & *al.*, 2013 ; Bagherzadeh & *al.*, 2023). Ces prévisions soutiennent la planification des ressources en eau en évaluant la durabilité des projets d'extraction proposés et en évaluant les impacts environnementaux potentiels. Les études de sensibilité examinent la réponse du modèle aux variations des paramètres, aidant à identifier les paramètres critiques et à évaluer l'incertitude des prévisions. Le modèle sert d'outil précieux pour optimiser les stratégies de gestion des eaux souterraines, de la conception d'opérations efficaces sur les champs de captage à l'élaboration de plans efficaces de remédiation de la contamination. Les décideurs peuvent utiliser les résultats du modèle pour évaluer des scénarios de gestion alternatifs et leurs conséquences potentielles, facilitant ainsi l'élaboration de politiques éclairées et de stratégies de protection des ressources.

IV. METHODES D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES

L'évaluation de la vulnérabilité des aquifères et de la qualité des eaux souterraines constitue une étape essentielle dans la gestion durable des ressources en eau. Cette section présente les différentes méthodes employées pour caractériser d'une part la sensibilité intrinsèque de l'aquifère aux contaminations potentielles, et d'autre part l'aptitude des eaux à l'irrigation, usage prédominant dans la région d'étude. Les approches méthodologiques retenues combinent des méthodes standardisées reconnues internationalement (DRASTIC, SINTACS, IWQI) et des adaptations spécifiques au contexte méditerranéen de la plaine d'Hennaya.

A. Evaluation de la vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère

La vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère représente sa sensibilité naturelle à la contamination, indépendamment de la nature des polluants et des scénarios de pollution. Cette vulnérabilité est déterminée par les caractéristiques physiques du milieu qui contrôlent le transfert potentiel des contaminants depuis la surface du sol jusqu'à la nappe. Pour évaluer cette vulnérabilité de manière systématique et spatialisée, deux méthodes complémentaires ont été appliquées : la méthode DRASTIC, largement utilisée au niveau international, et la méthode SINTACS, qui offre une adaptation plus fine au contexte méditerranéen. Ces approches permettent d'identifier les zones les plus sensibles nécessitant des mesures de protection renforcées.

1. Principes de la méthode DRASTIC

La méthode DRASTIC, développée par l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement (EPA) dans les années 1980, est une approche empirique largement utilisée pour évaluer la vulnérabilité intrinsèque des systèmes aquifères et déterminer leur sensibilité potentielle à la contamination (Aller & *al.*, 1987). Cette approche multicritère prend en compte sept paramètres hydrogéologiques fondamentaux : la profondeur de la nappe (*D*), la recharge nette (*R*), la nature de l'aquifère (*A*), le type de sol (*S*), la topographie (*T*), l'impact de la zone vadose (*I*) et la conductivité hydraulique (*C*). Chaque paramètre a été cartographié et pondéré selon son importance relative dans le processus de contamination (Tableau 2.2).

L'évaluation de la vulnérabilité selon DRASTIC s'appuie sur une méthodologie structurée où chaque paramètre se voit attribuer un poids fixe allant de 1 à 5, reflétant son importance relative dans le processus de contamination. En parallèle, ces paramètres sont également classés en plusieurs catégories, chacune recevant une note de 1 à 10 selon son influence sur la vulnérabilité.

L'indice de vulnérabilité DRASTIC (*DI*) est calculé en combinant les poids et les notes selon l'équation suivante (Equation (40)) (Aller & *al.*, 1987):

$$DI = \sum_{i=0}^7 P_i . W_i \quad (40)$$

où *P_i* représente la note (rating) et *W_i* le poids (weight) attribués à chaque paramètre.

Plus l'indice DRASTIC est élevé, plus la vulnérabilité à la contamination est importante. Cet indice permet de classer les zones selon différents niveaux de vulnérabilité, allant de très faible à extrêmement vulnérable.

Tableau 2.2. Poids, notes et ranges attribués aux paramètres DRASTIC.

D (m)		R (mm/an)		A		S	
Range	Note	Range	Note	Range	Note	Range	Note
0-1.5	10	180-250	8	Sable, Gravier	8	Loam	6
1.5-4.5	9	100-180	7	Grès	6	Loam argileux	3
4.5-9	7	50-100	3				
9-15	5	<50	1				
15-22	3						
22-30	2						
>30	1						
Poids	5	Poids	4	Poids	3	Poids	2
T (%)		I		C (m/j)			
Range	Note	Range	Note	Range	Note		
0-2	10	Grès	6	0.86-4	1		
2-6	9	Graviers	7	4-12	2		
6-12	5	Marne	5	12-29	4		
12-18	3			29-41	6		
				41-81	8		
				>81	10		
Poids	1	Poids	5	Poids	3		

Le calcul de l'indice DRASTIC permet de classer les zones de très faible à extrêmement vulnérable à la pollution des eaux souterraines. Un indice DRASTIC plus élevé indique un potentiel de contamination des eaux souterraines plus important, tandis qu'un indice plus faible indique une vulnérabilité plus faible (Tableau 2.3).

Tableau 2.3. Critère d'évaluation de la vulnérabilité de la méthode DRASTIC.

Catégorie de vulnérabilité	DRASTIC vulnérabilité indice
Extrême	> 220
Très élevé	180 – 220
Elevé	160 – 180
Médiocre	120 – 160
Faible	80 – 120
Très faible	<= 80

2. Principes de la méthode SINTACS

La méthode SINTACS, développée par le Centre Commun de Recherche de la Commission Européenne en Italie, est particulièrement adaptée à l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines dans le contexte hydrogéologique et climatique méditerranéen (Civita & De Maio, 2004 ; Awawdeh & al., 2020 ; Pouye & al., 2022). Cette méthode, considérée comme la version italienne du modèle DRASTIC, s'en distingue par une attribution différente des notes et des poids aux facteurs d'évaluation.

L'acronyme SINTACS reprend les paramètres essentiels de l'évaluation : (S) Soggicenza (profondeur de la nappe), (I) Infiltrazione (infiltration efficace), (N) Non saturo (zone non saturée), (T) Tipologia della copertura (type de sol), (A) Acquifero (milieu aquifère), (C) Conducibilità (conductivité hydraulique) et (S) Superficie topografica (pente topographique). Pour chacun de ces paramètres, des poids allant de 1 à 5 sont attribués selon leur importance relative, et des notes de 1 à 10 sont assignées aux différentes catégories de chaque paramètre (Tableau 2.4) (Civita & De Maio, 2004).

Tableau 2.4. Poids, notes et ranges attribués aux paramètres SINTACS.

S (m)		I (mm/an)		N		T	
--------------	--	------------------	--	----------	--	----------	--

Range	Note	Range	Note	Range	Note		Note
0-2	10	225-300	9	Grès	7	Loam	4
3	9	175-225	8	Gravier	6	Loam argileux	3
4-5	8	150-175	7	Marne	2		
6-7	7	125-150	6				
8-9	6	100-125	5				
10	5	75-100	4				
20	4	50-75	3				
30-35	3	25-50	2				
40	2	0-25	1				
Poids	5	Poids	5	Poids	4	Poids	5
A		C (m/j)		S (%)		LU	
Range	Note	Range	Note	Range	Note	Range	Note
Sable, Gravier	9	864	10	0-2	10	Arboriculture	9
Grès	4	86.4	9	3-4	9	Céréales	8
		8.64	7	5-6	8	Agriculture Saisonnaire	9
		0.86	5	7-9	7	Terrain nu	7
		0.08	3	10-12	6	Urbain zones	7
				13-15	5		
				16-18	4		
Poids	3	Poids	2	Poids	2	Poids	5

2.1. Indice de vulnérabilité intrinsèque SINTACS (SIVI)

L'indice de vulnérabilité intrinsèque SINTACS (*SIVI*) évalue la susceptibilité naturelle de l'aquifère à la contamination en analysant ses caractéristiques géologiques et hydrogéologiques (Civita & De Maio, 2004). Son objectif principal est de fournir une compréhension fondamentale de la vulnérabilité naturelle du système aquifère aux contaminants potentiels. Le calcul de cet indice intègre les notes et les poids attribués à chaque paramètre selon leur influence relative sur la vulnérabilité du système selon l'équation suivante (Equation (41)) :

$$SIVI = \sum_{i=0}^7 P_i \cdot W_i \quad (41)$$

où P_i représente la note (rating) de chaque facteur et W_i le poids (weight) qui lui est attribué.

2.2. Indice de vulnérabilité spécifique SINTACS (SSVI)

L'indice de vulnérabilité spécifique SINTACS (*SSVI*) représente une modification du modèle (*SIVI*) par l'introduction d'un facteur supplémentaire reflétant l'influence anthropique (Civita & De Maio, 2004). Le choix de ce paramètre est principalement lié à la nature du polluant étudié. Dans le cas des études portant sur la pollution azotée, l'occupation des sols est sélectionnée comme couche thématique additionnelle (Laoufi & al., 2025). Cet indice permet ainsi d'intégrer l'impact des activités humaines dans l'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère. L'indice *SSVI* est calculé selon l'équation suivante (Equation (42)) :

$$SSVI = SIVI + (AI_w \cdot AI_r) \quad (42)$$

où AI représente le paramètre d'utilisation des terres, et indices lettres (subscript) " w " and " r " correspondent respectivement au poids (weight) et à la note (rating).

En fonction des valeurs de l'indice, les catégories de vulnérabilité sont classées de très faible à extrême (Tableau 2.5).

Tableau 2.5. Critère d'évaluation de la vulnérabilité de la méthode SINTACS.

Catégorie de vulnérabilité	SINTACS vulnérabilité indice
Extrême	> 220
Très élevé	195 – 220
Elevé	150 – 195
Médiocre	110 – 150
Faible	90 – 110
Très faible	<= 90

3. Analyse comparative des méthodes

Une analyse comparative des résultats obtenus par les deux méthodes a permis d'évaluer leur cohérence et leur complémentarité. Les divergences observées ont été analysées pour identifier les zones nécessitant une attention particulière dans l'évaluation de la vulnérabilité.

4. Validation et analyse de sensibilité des modèles

Après avoir présenté les méthodes DRASTIC et SINTACS et leurs principes, il serait logique d'ajouter une nouvelle sous-section qui explique comment ces modèles sont validés et comment leur sensibilité est analysée.

4.1. Validation des modèles

Le nitrate constitue un polluant fréquent des eaux souterraines, généré par diverses sources anthropiques telles que les pratiques agricoles et les rejets d'eaux usées, ce qui en fait un indicateur idéal pour valider les modèles d'évaluation de la vulnérabilité. Une bonne performance des modèles est confirmée lorsque les zones prédites comme hautement vulnérables correspondent régulièrement aux points présentant des concentrations élevées de NO_3^- , et inversement.

Le processus de validation a employé trois approches statistiques :

- Des graphiques de dispersion (scatterplots) générés à l'aide du logiciel OriginPro pour déterminer la relation mathématique entre les résultats du modèle et les concentrations mesurées de nitrates. Un regroupement plus serré des points autour de la ligne de tendance indique une corrélation plus forte et une meilleure performance du modèle ;
- Les courbes ROC (Receiver Operating Characteristic) et l'aire sous la courbe (AUC-ROC) pour évaluer l'efficacité de classification du modèle en comparant les taux de vrais positifs (TPR) et les taux de faux positifs (FPR) selon divers critères de catégorisation. Cette courbe est importante car elle fournit un chiffre unique qui reflète la performance des modèles DRASTIC et SINTACS pour tous les seuils possibles d'identification des zones vulnérables à la pollution ;
- Le coefficient de corrélation de rang de Spearman (ρ) pour évaluer l'association entre les indices de vulnérabilité et les concentrations en NO_3^- , particulièrement adapté aux relations curvilinéaires et monotones (Bocianowski & al., 2024). Cet indice numérique est calculé selon l'équation (Equation (43)) :

$$\rho = 1 - 6 \sum_{n=1}^n \frac{d^2}{N(N^2 - 1)} \quad (43)$$

où d représente la différence entre les rangs des observations appariées et N le nombre d'observations.

4.2. Analyse de sensibilité

Comparativement à d'autres méthodes d'évaluation de la vulnérabilité, l'avantage principal

des modèles SINTACS et DRASTIC réside dans l'exécution d'une évaluation utilisant plusieurs couches thématiques d'entrée. Cette approche réduit l'impact des erreurs ou des incertitudes liées à des facteurs particuliers sur les résultats finaux. Certains chercheurs estiment que l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines peut être réalisée sans nécessairement utiliser tous les critères (Moges & Dinka, 2022). D'autres soutiennent que les poids des paramètres et les notes associées appliqués dans ces modèles demeurent plus théoriques en l'absence de preuves empiriques les étayant (Chen & *al.*, 2012; Shen & *al.*, 2008).

Pour atténuer les incertitudes et comprendre les interrelations entre les paramètres, une analyse de sensibilité du modèle est menée. Ce processus implique la modification systématique de chaque paramètre des modèles DRASTIC et SINTACS tout en maintenant constants les autres facteurs, permettant ainsi de suivre les changements résultants dans la vulnérabilité des eaux souterraines. Cette analyse fournit un aperçu précieux de la façon dont les changements dans les paramètres individuels ou collectifs affectent l'évaluation globale de la vulnérabilité.

4.1.1. Sensibilité à la suppression de cartes

L'analyse de sensibilité par suppression de carte vise à évaluer la nature sensible d'une carte de susceptibilité (Sutradhar & *al.*, 2024). Cette opération est mise en œuvre en évaluant l'effet sur l'efficacité des résultats après l'exclusion d'une ou plusieurs variables de l'application, avec pour objectif d'identifier les variables dont l'élimination des calculs ne compromet pas la précision des résultats. La mesure de sensibilité est dénotée comme un indice de variation, S , calculé selon l'équation suivante (Equation (44)) :

$$S = \frac{V_i - V_{xi}}{\frac{N - n}{N}} \cdot 100 \quad (44)$$

où V_{xi} et V_i représentent respectivement les indices de susceptibilité perturbés et non perturbés, tandis que n et N désignent le nombre de variables utilisées pour calculer V_{xi} et V_i .

4.2.1. Sensibilité des paramètres individuels

Cette comparaison des poids effectifs des différents facteurs avec les poids attribués à la technique appropriée est effectuée dans les modèles SINTACS et DRASTIC en calculant l'influence moyenne de chaque facteur du modèle sur l'indice de susceptibilité global. L'équation suivante a été utilisée pour calculer le poids effectif d'un facteur (Equation (45)) (Napolitano & Fabbri, 1996) :

$$W = \frac{P_w \cdot P_r}{V} \cdot 100 \quad (45)$$

où W exprime le poids effectif de chaque facteur ; P_w et P_r se réfèrent respectivement au poids et à la note de chaque facteur ; et V est l'indice de susceptibilité total calculé avec les expressions précédentes (Equations (54), (55) et (56)).

B. Evaluation de la qualité de l'eau pour l'irrigation

L'évaluation de la qualité des eaux souterraines pour l'irrigation revêt une importance capitale dans la région d'étude, où l'agriculture constitue une activité économique majeure. Une eau d'irrigation de mauvaise qualité peut en effet avoir des impacts négatifs significatifs sur les sols et les cultures, notamment à travers les phénomènes de salinisation et de sodisation. Pour évaluer de manière systématique et objective l'aptitude des eaux à l'irrigation, différentes approches méthodologiques ont été développées. Dans cette étude, l'accent a été mis sur l'utilisation de l'indice de qualité de l'eau pour l'irrigation (IWQI), une méthode intégrative qui prend en compte les principaux paramètres physico-chimiques influençant l'aptitude de l'eau à l'irrigation.

1. Méthodologie IWQI

L'Indice de Qualité de l'Eau pour l'Irrigation (IWQI) constitue une approche quantitative globale permettant d'évaluer l'aptitude des ressources en eau à l'irrigation agricole. Cet indice intègre plusieurs paramètres de qualité de l'eau en une valeur numérique unique, offrant ainsi une évaluation holistique pour guider les décisions en matière de gestion de l'irrigation (Meireles & *al.*, 2010 ; El Osta & *al.*, 2022).

L'IWQI prend en compte cinq paramètres essentiels : la conductivité électrique (CE), le ratio d'adsorption du sodium (SAR), la concentration en sodium, la concentration en chlorures et la concentration en bicarbonates. Ces paramètres ont été sélectionnés pour leur influence significative sur la croissance des cultures et la santé des sols (Meireles & *al.*, 2010).

2. Calcul et interprétation d'IWQI

Le calcul de l'IWQI repose sur une méthodologie d'agrégation pondérée selon l'équation suivante (Equation (46)) (Ayers & Westcot, 1999 ; El Osta & *al.*, 2022) :

$$IWQI = \sum_{i=1}^n w_i \cdot q_i \quad (46)$$

où w_i représente le poids de chaque paramètre et q_i sa valeur de sous-indice.

Les poids w_i représentent les valeurs normalisées attribuées aux différents paramètres de l'eau. Ces poids sont calculés pour chaque facteur afin de refléter leur impact relatif sur la qualité de l'eau, comme le montre le tableau (Tableau 2.6).

Tableau 2.6. Poids attribués (w_i) aux paramètres.

Paramètres	Poids (w_i)
EC	0.211
SAR	0.204
Na ⁺	0.202
Cl ⁻	0.194
HCO ₃ ⁻	0.189

La méthode de calcul du sous-indice (q_i) implique la transformation de chaque paramètre de qualité de l'eau en une valeur standardisée (Tableau 2.7) en utilisant l'équation suivante (Equation (47)):

$$q_i = (q_i)_{max} - \left[(x_{ij} - x_{inf}) \times \frac{(q_i)_{amp}}{x_{amp}} \right] \quad (47)$$

où $(q_i)_{max}$ est la valeur q_i maximale possible pour la catégorie d'un paramètre particulier (i), x_{ij} est la valeur réelle mesurée du paramètre dans un échantillon d'eau, x_{inf} désigne la limite inférieure de la classe désignée du paramètre, $(q_i)_{amp}$ représente la plage complète de valeurs du paramètre dans sa classe de notation définie, calculée en déterminant la différence entre les valeurs admissibles les plus élevées et les plus basses, et x_{amp} est l'amplitude de classe à laquelle le facteur appartient.

Tableau 2.7. Valeurs des paramètres pour le calcul de la mesure du sous-indice (q_i).

q_i	EC	SAR	Na ⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻
	(μS/cm)		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)

85 – 100	$200 \leq EC < 750$	$SAR < 3$	$2 \leq Na^+ < 3$	$Cl^- < 4$	$1 \leq HCO_3^- < 1.5$
60 – 85	$750 \leq EC < 1500$	$3 \leq SAR < 6$	$3 \leq Na^+ < 6$	$4 \leq Cl^- < 7$	$1.5 \leq HCO_3^- < 4.5$
35 – 60	$1500 \leq EC < 3000$	$6 \leq SAR < 12$	$6 \leq Na^+ < 9$	$7 \leq Cl^- < 10$	$4.5 \leq HCO_3^- < 8.5$
0 – 35	$EC < 200$ or $EC \geq 3000$	$SAR \geq 12$	$Na^+ < 2$ or $Na^+ \geq 9$	$Cl^- \geq 10$	$HCO_3^- < 1$ or $HCO_3^- \geq 8.5$

3. Evaluation critique de la méthode

L'IWQI produit une mesure adimensionnelle variant de 0 à 100, classée en cinq catégories qui prennent en compte les risques de salinité, la diminution de la pénétration de l'eau dans le sol et la toxicité pour les plantes. Les valeurs inférieures à 55 indiquent une eau impropre à l'irrigation nécessitant une remédiation significative, les valeurs entre 55 et 70 suggèrent une aptitude conditionnelle nécessitant une gestion prudente, et les valeurs supérieures à 70 représentent une eau hautement adaptée à l'irrigation avec des contraintes minimales (Meireles & *al.*, 2010 ; El Osta & *al.*, 2022).

La méthodologie présente certaines limites qui nécessitent une attention particulière. Un recalibrage régulier des poids des paramètres est recommandé pour tenir compte de l'évolution des conditions agricoles locales. De plus, l'indice doit être utilisé en conjonction avec des évaluations complémentaires des tolérances spécifiques des cultures et la prise en compte des variations saisonnières de la qualité de l'eau, assurant ainsi une évaluation dynamique et contextualisée des ressources en eau d'irrigation.

V. CONCLUSION

La méthodologie développée illustre la complexité et la précision requises dans l'étude des systèmes hydrogéologiques. En combinant des approches empiriques, analytiques et numériques, cette recherche offre une caractérisation complète de l'aquifère. Les méthodes d'investigation, allant de l'inventaire des points d'eau aux techniques avancées de modélisation numérique, permettent non seulement de comprendre les processus hydrologiques actuels, mais aussi d'anticiper les dynamiques futures. Cette approche multidisciplinaire constitue un socle solide pour une gestion durable et éclairée des ressources en eau souterraine de la région.

Troisième chapitre : **Caractérisation hydrogéologique**

I. INTRODUCTION

L'étude hydrogéologique de l'aquifère alluvial de la plaine d'Hennaya constitue un élément fondamental pour la compréhension et la gestion durable des ressources en eau de la région. Ce chapitre présente une analyse détaillée des caractéristiques hydrogéologiques de l'aquifère, en s'appuyant sur des données géologiques, des essais de pompage et des observations piézométriques. L'objectif est de fournir une caractérisation complète du système aquifère, depuis sa géométrie jusqu'à son bilan hydrique, en passant par ses propriétés hydrodynamiques et ses directions préférentielles d'écoulement. Cette analyse constitue un préalable indispensable à toute stratégie de gestion et d'exploitation rationnelle de la ressource en eau souterraine.

II. PROPRIETES PHYSIQUES DU SYSTEME AQUIFERE

A. Propriété aquifère des formations

Les formations géologiques de la plaine d'Hennaya présentent plusieurs horizons aquifères qui se distinguent par leurs caractéristiques lithostratigraphiques et leur potentiel hydrogéologique (Figure 3.1). La nappe principale se développe dans les formations alluviales et conglomératiques du Plio-Quaternaire. Ces formations, constituées de sables, graviers et galets, présentent une porosité d'interstice favorable au stockage et à la circulation des eaux souterraines (Hayane, 1983 ; Baba Hamed & *al.*, 2005).

1. Horizons aquifères

1.1. Horizon aquifère Tortonien

L'horizon aquifère Tortonien, situé principalement dans la partie méridionale de la plaine, présente une épaisseur maximale de 10 mètres, telle qu'observée dans les sondages et puits existants (Hayane, 1983). Cette formation tend à disparaître progressivement vers le nord. Les débits extraits de cet horizon sont généralement modestes, ce qui limite son potentiel d'exploitation. Une partie de cet aquifère est constituée exclusivement de grès friables qui, en surface, forment un horizon libre alimenté directement par les eaux de ruissellement (Hayane, 1983). En profondeur, cet horizon bénéficie d'une alimentation plus substantielle provenant des dolomies jurassiques et des calcaires environnants, qui représentent sa principale source d'approvisionnement en eau (Baba Hamed & *al.*, 2005). Une autre section de l'horizon Tortonien est recouverte par une couche de graviers et graviers argileux, formant avec ces derniers un horizon aquifère commun. L'infiltration des eaux de surface est significativement entravée dans les zones où la couverture superficielle est composée d'argile et de croûtes calcaires, ce qui limite la recharge directe de l'aquifère dans ces secteurs (Hayane, 1983).

1.2. Horizon aquifère alluvial

L'horizon aquifère alluvial constitue la principale ressource hydrogéologique de la plaine d'Hennaya. Il comprend plusieurs unités lithologiques distinctes mais hydrauliquement connectées. Les conglomérats représentent la formation la plus importante de cet horizon, tant par leur extension que par leur productivité (Hayane, 1983). Ils forment, avec les travertins, graviers et graviers argileux, un complexe aquifère interconnecté caractérisé par d'excellentes propriétés hydrauliques. Les débits obtenus dans les ouvrages captant cette formation sont généralement importants, témoignant de sa forte transmissivité. L'épaisseur des conglomérats présente une diminution progressive du sud vers le nord, suivant la configuration générale du bassin sédimentaire. Dans la zone des sources d'Ain Boukoura et Aïn Ouahab, ces conglomérats présentent des vides de dimensions considérables, conférant à cette

formation des caractéristiques s'apparentant à un système karstique, bien que la lithologie ne soit pas carbonatée au sens strict (Hayane, 1983).





Formation	Epais.	Lithologie	Description géologique	Perméabilité
Quaternaire	?		Argiles, Croute carapace calcaire	Peu perméable
			Conglomerats	Perméable
Tortonien	25		Gres	Imperméable
Serravalien	100		Marnes, Argiles marneux	
Miocène inf.	100		Marnes grises et verdâtres	
Eocène	50		Calcaires avec une alternance de grès et de marnes	
Dolomie de Tlemcen	300		Dolomies cristallines grises	Forte perméabilité de fissures
Calc. De Zaribet	25		Calcaires	Faible ou nulle
Gres de Boumediene	500		Bancs de grès	

Figure 3.1. Log hydrogéologique de la plaine d'Hennaya.

Les travertins, localisés majoritairement dans les parties centrale et septentrionale de l'aquifère, se situent stratigraphiquement au-dessus des conglomérats. Bien qu'également caverneux et dotés de bonnes propriétés aquifères, ils sont moins développés que les conglomérats sous-jacents et contribuent dans une moindre mesure au potentiel global de l'aquifère. Leur caractère poreux et fissuré leur confère néanmoins une capacité significative de stockage et de transmission de l'eau (Hayane, 1983).

Les graviers et graviers argileux constituent la couche supérieure de l'horizon aquifère alluvial et s'étendent sur pratiquement toute la superficie de la plaine. Cette formation est surmontée d'une couverture d'argile et de croûtes calcaires, particulièrement développée dans les secteurs sud, qui peut limiter localement la recharge par infiltration directe des précipitations (Hayane, 1983).

1.3. Horizon non aquifère

Le substratum de l'ensemble du système aquifère est constitué par les marnes Serravaliennes à fines intercalations gréseuses. Ces formations, pratiquement imperméables, sont recouvertes d'argile et d'encroûtements calcaires qui renforcent leur caractère peu ou non aquifère. Elles jouent un rôle fondamental dans l'hydrodynamique régionale en formant une barrière étanche qui délimite la base du système aquifère et conditionne les écoulements souterrains (Hayane, 1983 ; Baba Hamed & *al.*, 2005).

2. Emergences

Les sources qui jalonnent la plaine d'Hennaya représentent les exutoires naturels du système aquifère. Elles apparaissent principalement au niveau des points bas topographiques des affleurements des formations conglomératiques, gréseuses et alluviales du Mio-Plio-Quaternaire (Hayane, 1983 ; Baba Hamed & *al.*, 2005). Ces émergences constituent les points de décharge privilégiés des aquifères et présentent généralement un caractère pérenne, témoignant de la capacité de régulation naturelle du système hydrogéologique (Figure 3.2).



Figure 3.2. Formations conglomératiques de la plaine de Hennaya avec ses émergences.

Parmi ces sources (Tableau 3.1), Ain Boukoura se distingue comme l'exutoire principal de la nappe d'Hennaya. Cette source présente un débit moyen de 13 litres par seconde. L'émergence des eaux s'effectue par trois griffons distincts, témoignant de la complexité du réseau de drainage souterrain.

Tableau 3.1. Coordonnées géographiques des exutoires principales de la nappe alluviale.

Source	Latitude (DMS)	Longitude (DMS)	Z (m)
Ain Boukoura	35°1'4.87"	-1°-20'-42.01"	284
Ain Ouahab	35°2'8.16"	-1°-20'-40.64"	266

La source d'Ain Ouahab constitue, par son importance, le second exutoire majeur de l'aquifère. Non exploitée par captage, elle affiche un débit moyen de 6.6 litres par seconde. L'eau jaillit à travers cinq griffons localisés dans les fissures des conglomérats, précisément à leur contact avec les marnes helvétiques sous-jacentes. Cette configuration géologique illustre parfaitement le rôle de

barrière hydraulique joué par les formations imperméables dans l'émergence des eaux souterraines.

B. Géométrie et limites de l'aquifère

L'aquifère alluvial de la plaine d'Hennaya se caractérise par une structure géométrique complexe, résultant de l'histoire géologique de la région. Les investigations géologiques dans le terrain et par les coupes de sondages ont permis de définir précisément les limites spatiales et la géométrie tridimensionnelle de cet aquifère. Le réservoir aquifère, qui correspond à un paléochenal creusé dans le substratum marneux, s'étend sur une superficie d'environ 27 km² et présente une forme allongée suivant une direction S-N (Hayane, 1983). Cette dépression, héritée des processus d'érosion fluviale anciens, a été progressivement comblée par des dépôts alluviaux d'âge Mio-Plio-Quaternaire (Figure 3.3) (Hayane, 1983 ; Baba Hamed & *al.*, 2005).

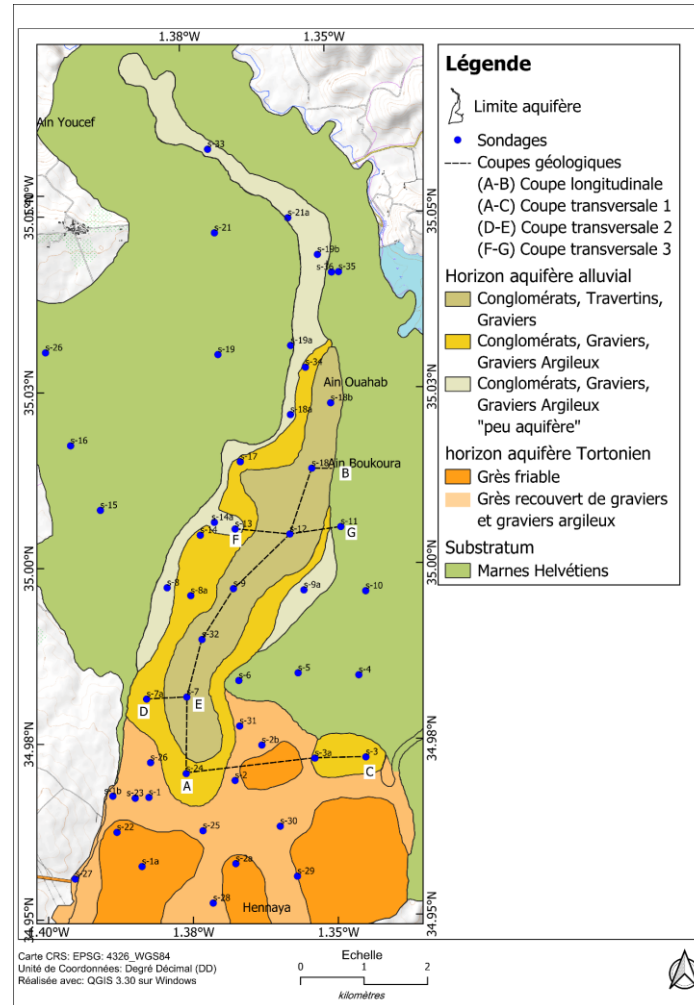


Figure 3.3. Carte hydrogéologique de l'aquifère de la plaine d'Hennaya.

Les limites de l'aquifère sont clairement définies par des structures géologiques et hydrogéologiques distinctes. Au Sud, l'aquifère est bordé par les formations du Jurassique qui constituent une limite à caractère alimentant. Les limites Est et Ouest sont marquées par les affleurements du substratum marneux imperméable, formant des barrières hydrogéologiques naturelles qui contraignent l'extension latérale de l'aquifère. La limite Nord correspond à une zone de décharge naturelle où les eaux souterraines émergent sous forme de sources et alimentent les cours d'eau de surface, jouant ainsi un rôle important dans le fonctionnement hydrodynamique du système (Hayane, 1983 ; Baba Hamed & *al.*, 2005).

1. Analyse des coupes géologiques

Les données issues des sondages de reconnaissance constituent une source d'information primordiale pour la compréhension de la géométrie et des limites de l'aquifère de la plaine d'Hennaya. L'analyse détaillée des logs lithologiques des sondages s-3, s-3a, s-24, s-7a, s-7, s-32, s-9, s-14, s-13, s-12, s-11 et s-18 permet d'établir un modèle conceptuel cohérent de la structure hydrogéologique de la zone d'étude (Figure 3.4). L'examen des logs stratigraphiques montre une succession lithologique caractéristique qui peut être corrélée à travers la plaine d'Hennaya, composée principalement de formations quaternaires représentées par des argiles calcaires et caillouteuses, des travertins particulièrement développés dans certains secteurs, des formations pliocènes caractérisées par des conglomérats, , et des formations miocènes supérieure constituées de grès tortoniens et de marnes serravaliennes formant respectivement l'aquifère principal et le substratum imperméable (Hayane, 1983).


Les formations quaternaires (q1) sont représentées principalement par des argiles calcaires, des argiles caillouteuses et des croûtes calcaires. Leur épaisseur varie considérablement, de 5.60 m dans le sondage s-7a à plus de 22 m dans le sondage s-24, ce qui témoigne d'une sédimentation quaternaire hétérogène probablement influencée par la paléotopographie et les mouvements tectoniques récents. Ces formations constituent généralement la couverture semi-perméable de l'aquifère principal, jouant un rôle déterminant dans la recharge par infiltration des eaux de surface.

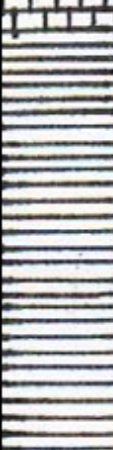
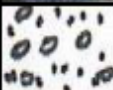
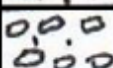


Les formations pliocènes (p) sont caractérisées essentiellement par des conglomérats dont l'épaisseur varie entre 2.2 m dans le sondage s-3a et 8 m dans le sondage s-7. Ces conglomérats présentent souvent une matrice variable, tantôt argileuse, tantôt sableuse, qui influence directement leur perméabilité. Ils forment un aquifère potentiel, mais de capacité variable selon le degré de cimentation et la nature de la matrice. Dans les zones où ils sont en contact direct avec les grès tortoniens sous-jacents, ils peuvent former un système aquifère multicouche complexe qui augmente la productivité globale du système hydrogéologique.

Les travertins occupent une place particulière dans la séquence stratigraphique locale. Ils sont particulièrement bien développés dans les sondages s-32 (entre 13.30 m et 14.70 m), s-9 (entre 12.10 m et 40.70 m) et s-12 (entre 8.4 m et 15.2 m). Ces formations carbonatées, issues de la précipitation des eaux riches en bicarbonate de calcium, marquent les zones d'émergence anciennes et actuelles des eaux souterraines. Leur présence significative dans le sondage s-9, où leur épaisseur atteint 28.6 m, suggère une zone d'exurgence majeure dans ce secteur. Ces travertins peuvent constituer localement des aquifères secondaires et leur distribution spatiale fournit des indications précieuses sur les axes de circulation préférentielle des eaux souterraines.


Les formations miocènes comprennent deux ensembles distincts aux comportements hydrogéologiques contrastés. Les grès tortoniens (m3) ont été identifiés dans les sondages de la partie méridionale s-3a (entre 7.00 m et 9.80 m) et s-24 (entre 30.40 m et 39.50 m). Ces grès, décrits comme "fortement fissurés et érodés, jaunes" dans le sondage s-24, constituent l'aquifère principal de la plaine d'Hennaya. Leur épaisseur varie significativement, atteignant près de 10 m dans le sondage s-24, ce qui influe directement sur la productivité locale de l'aquifère. Les marnes serravaliennes (m2) sont présentes à la base de tous les sondages avec des profondeurs variables : 15.10 m dans s-7a, 24.00 m dans s-32, et jusqu'à 40.30 m dans s-24. Ces marnes constituent le substratum imperméable de l'aquifère, définissant ainsi sa limite inférieure et conditionnant la géométrie générale du réservoir souterrain.

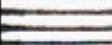
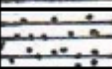
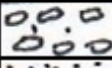
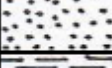

Sondage n° (S-24)
 X (UTM)= 648338.66m
 Y (UTM)= 3870407.21m
 Z= 365m



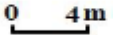
Coupe	Prof.	Description géologique	Etage
	0.0		
	22.6	Argile et Croute calcaire	q1
	27.10	Argile caillouteuse, Gravier, Galets et Sable	
	30.4	Conglomérats	p
	39.5	Grès fortement fissurés	m3
	40.3	Marne Serravalliens	m2

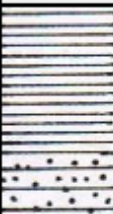
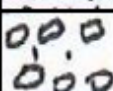
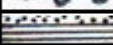
Sondage n° (S-3a)
 X (UTM)= 650323.86m
 Y (UTM)= 3870722.97m
 Z= 370m




Coupe	Prof.	Description géologique	Etage
	0.0		
	2.3	Argile	q1
	4.8	Argile caillouteuse	
	7.0	Conglomérats	p
	9.8	Grès Tortoniens	m3
	?	Marne Serravalliens	m2

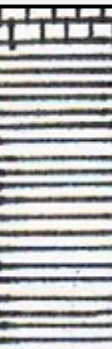
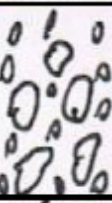

Sondage n° (S-3)
 X (UTM)= 651163.80m
 Y (UTM)= 3870922.06m
 Z= 360m




Coupe	Prof.	Description géologique	Etage
	0.0		
	10.7	Argile et Argile caillouteuse	q1
	15.1	Conglomérats	p
	16.5	Grès et Marnes	m2


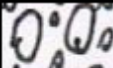

Sondage n° (S-7)
 X (UTM)= 648352.89m
 Y (UTM)= 3871885.66m
 Z= 345m



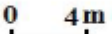
Coupe	Prof.	Description géologique	Etage
	0.0		
	17.0	Argile et Concrétions calcaire	q1
	25.0	Conglomérats	p
	27.0	Marne Serravalliens	m2

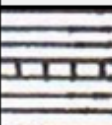
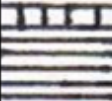
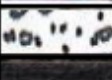
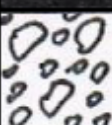
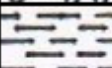
Sondage n° (S-7a)
 X (UTM)= 647753.84m
 Y (UTM)= 3871850.83m
 Z= 345m




Coupe	Prof.	Description géologique	Etage
	0.0		
	5.6	Argiles, Concrétions calcaire et Argiles caillouteuses	q1
	9.1	Conglomérats	p
	15.1	Marne Serravalliens	m2


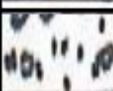
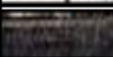
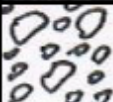
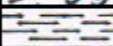
Sondage n° (S-32)
 X (UTM)= 648601.62m
 Y (UTM)= 3872776.68m
 Z= 325m




Coupe	Prof.	Description géologique	Etage
	0.0		
	11.0	Argiles et Concrétions calcaire	q1
	13.3	Argile caillouteuse	
	14.7	Travertins	
	20.4	Conglomérats	p
	24.0	Marne Serravalliens	m2

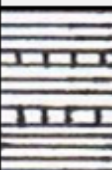

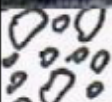
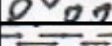
Sondage n° (S-9)
 X (UTM)= 649057.28m
 Y (UTM)= 3873554.51m
 Z= 323m



Coupe	Prof.	Description géologique	Etage
	0.0		
	8.1	Argiles et Concrétions calcaire	q1
	12.1	Argile caillouteuse	
	14.5	Travertins	
	19.5	Conglomérats	p
	21.8	Marne Serravalliens	m2

Sondage n° (S-12)
 X (UTM)= 649959.34m
 Y (UTM)= 3874408.38m
 Z= 310m



Coupe	Prof.	Description géologique	Etage
	0.0		
	8.4	Argile, Argile caillouteuse et Croute calcaire	q1
	15.2	Travertins	
	21.5	Conglomérats	p
	21.8	Marne Serravalliens	m2

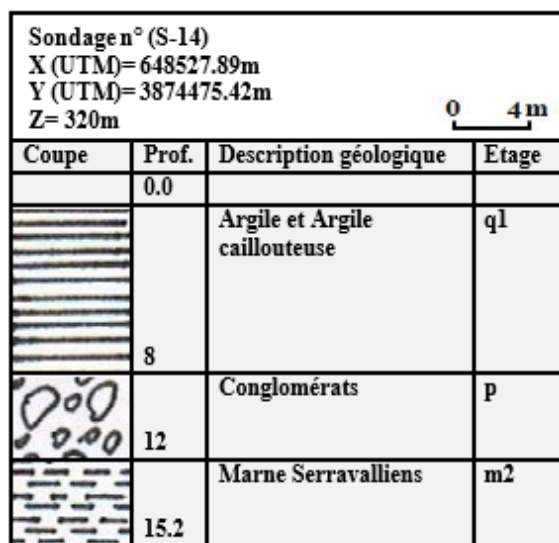
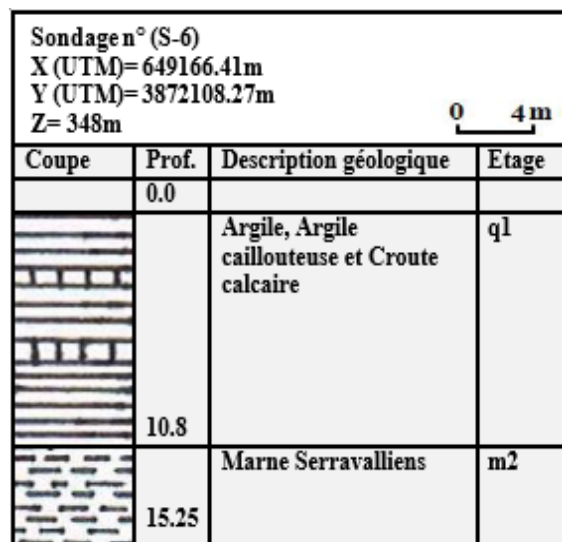
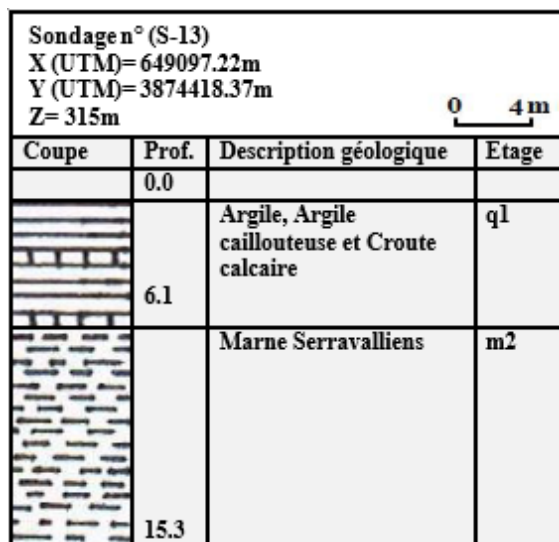
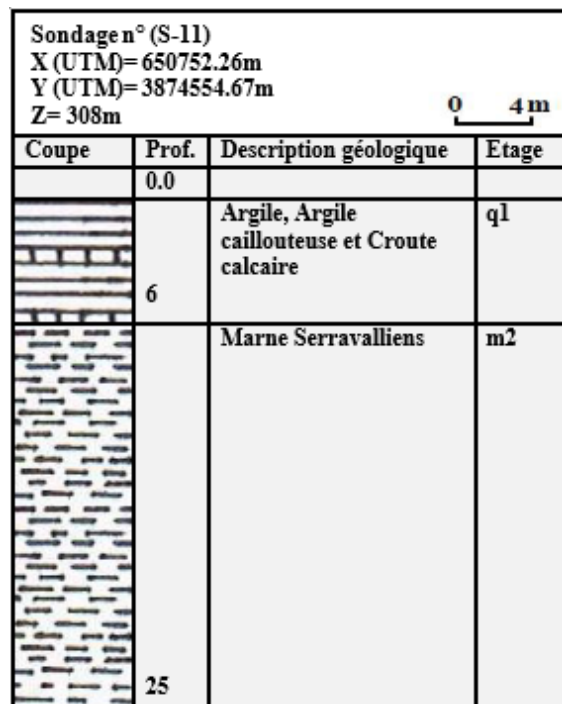
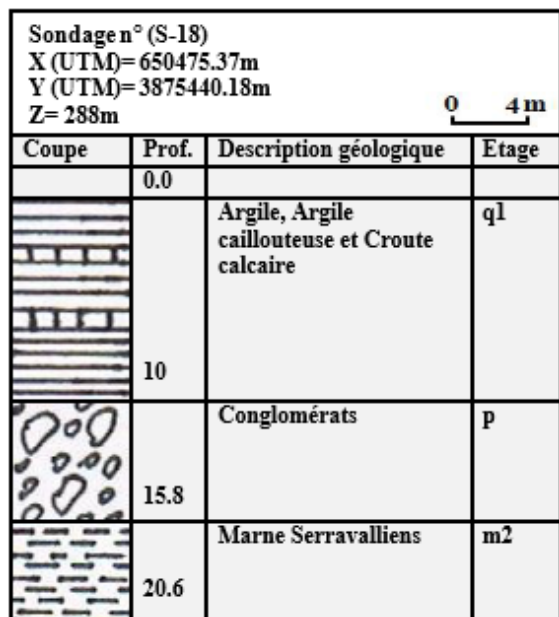


Figure 3.4. Coupes géologiques quelques sondages de l'aquifère de la plaine d'Hennaya.

2. Corrélation entre les coupes géologiques

L'analyse des corrélations selon les transects SO-NE et O-E met en évidence plusieurs caractéristiques géométriques importantes de l'aquifère :

- La section longitudinale SO-NE (sondages s-24, s-7, s-32, s-9, s-12, s-18 et Ain Boukoura) (Figure 3.5) montre un approfondissement progressif du toit des marnes du sud-ouest vers le nord-est, passant de 40.3 m dans s-24 à des profondeurs plus faibles vers Ain Boukoura, avec un gradient général orienté vers le nord-est. Cette configuration confirme une structure en cuvette asymétrique avec un point bas au niveau du secteur sud-ouest. Les formations conglomératiques maintiennent une continuité latérale sur l'ensemble du transect, avec des variations d'épaisseur notables, tandis que les formations quaternaires montrent une variabilité importante en termes de faciès et d'épaisseur, reflétant la diversité des environnements de dépôt récents.

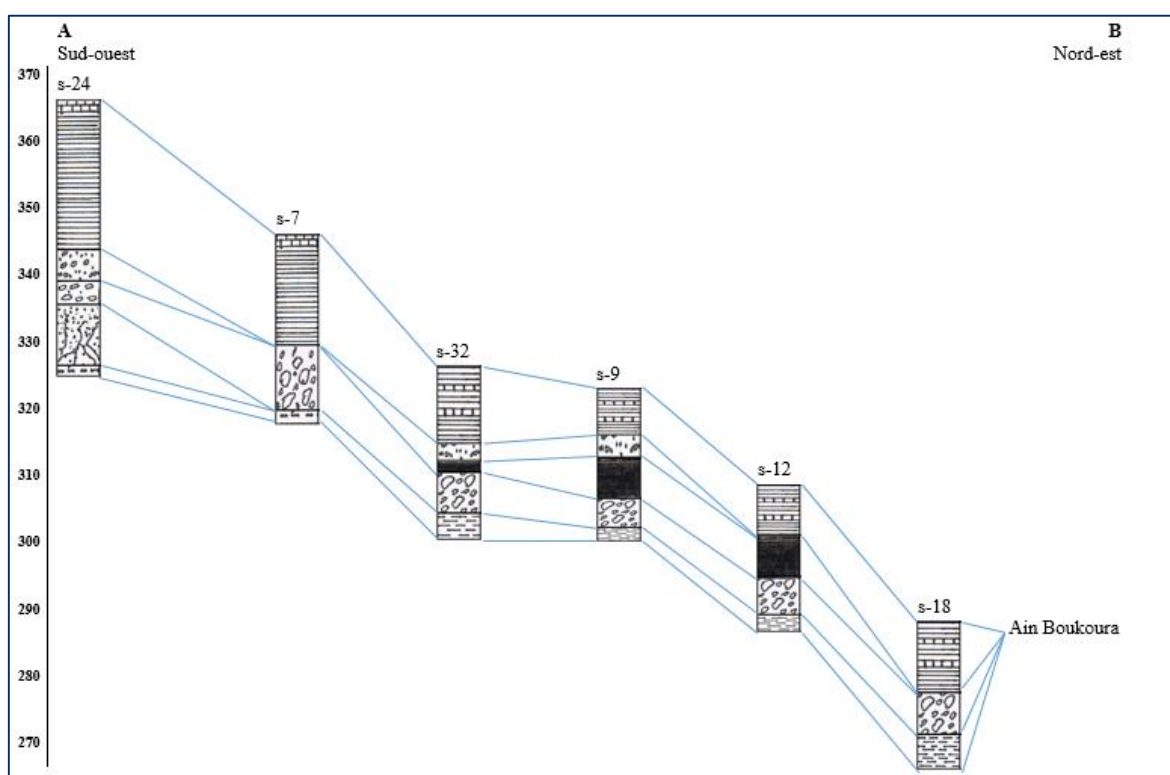


Figure 3.5. Corrélation entre les coupes géologiques (section A-B).

- La section transversale méridionale O-E (sondages s-24, s-3a, s-3) (Figure 3.6) révèle une structure avec un toit des marnes miocènes présentant une géométrie irrégulière, atteignant sa profondeur maximale à l'ouest (40.3 m dans s-24) et remontant progressivement vers l'est (16.5 m dans s-3). Les grès tortoniens, absents dans le sondage s-3, sont bien développés dans les sondages s-24 et s-3a, ce qui suggère une variation latérale de faciès ou une érosion différentielle. Les formations conglomératiques pliocènes montrent une bonne continuité à travers ce transect, bien que leur épaisseur varie.

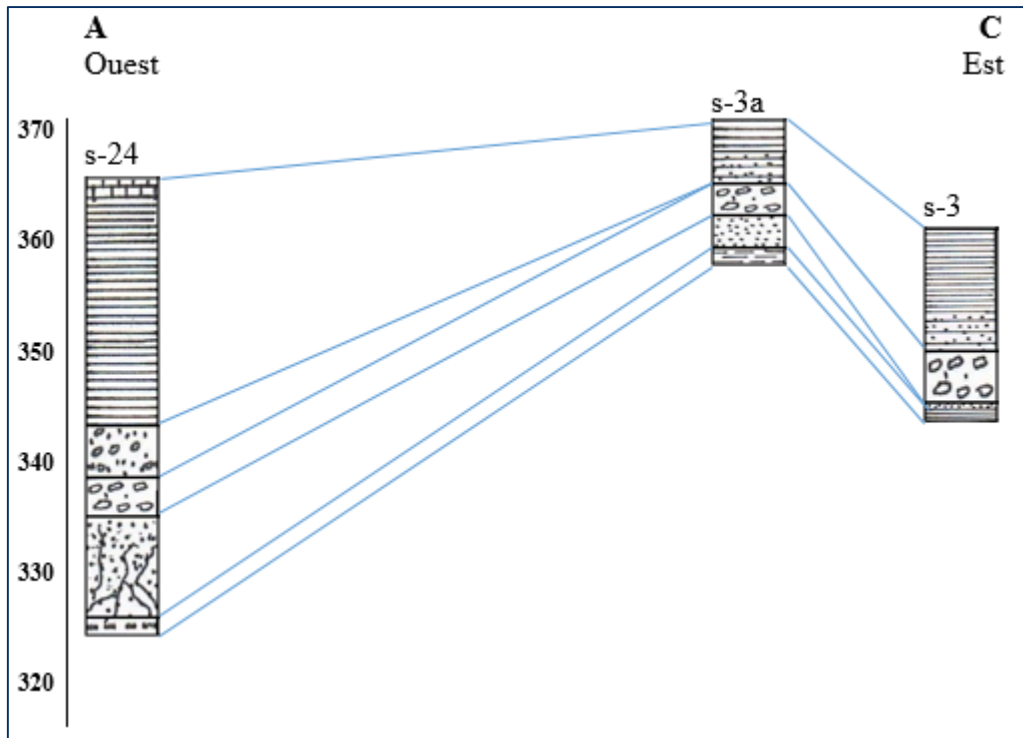


Figure 3.6. Corrélation entre les coupes géologiques (section A-C).

- La section transversale O-E centrale (sondages s-7a, s-7, s-6) (Figure 3.7) présente une structure en "V" avec un point bas au niveau du sondage s-7, indiquant une dépression locale qui pourrait favoriser l'accumulation des eaux souterraines.

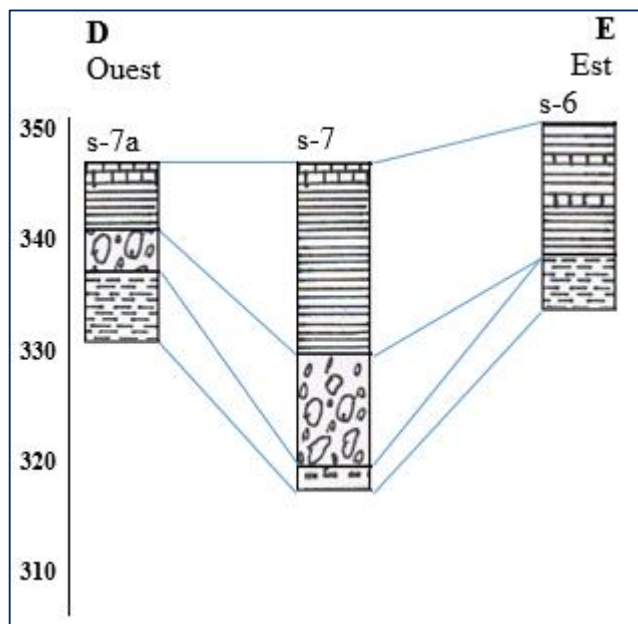


Figure 3.7. Corrélation entre les coupes géologiques (section D-E).

- La section transversale O-E septentrionale (sondages s-14, s-13, s-12, s-11) (Figure 3.8) montre une géométrie plus horizontale du toit des marnes, avec une présence significative de travertins dans le sondage s-12, confirmant les zones d'émergence dans ce secteur.

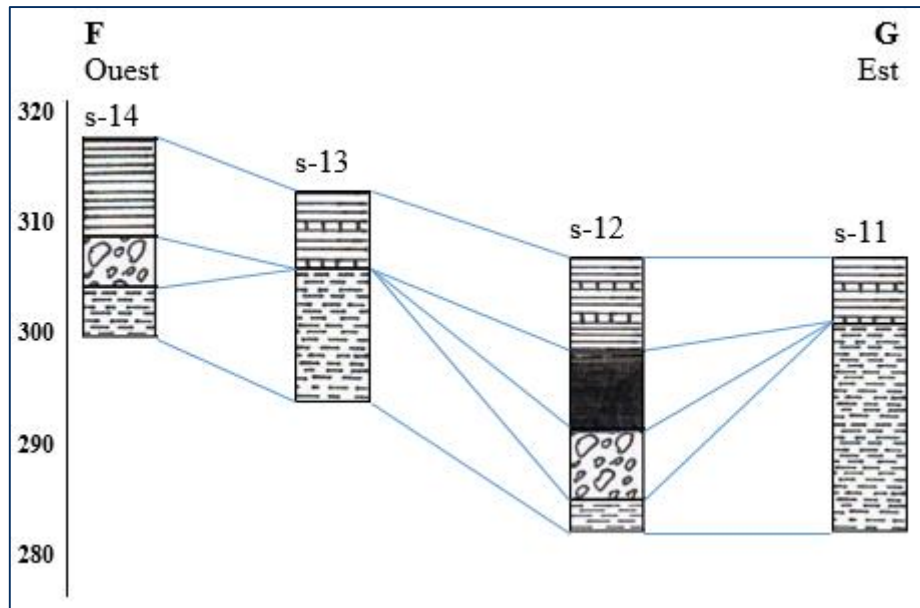


Figure 3.8. Corrélation entre les coupes géologiques (section F-G).

L'analyse des corrélations entre les sondages permet de tirer plusieurs conclusions concernant la géométrie et les limites de l'aquifère. La configuration générale correspond à une dépression structurale dont le point le plus profond se situe approximativement dans la zone du sondage s-24, où le toit des marnes imperméables atteint 40.3 m de profondeur. Cette structure en cuvette favorise l'accumulation des eaux souterraines dans la zone centrale de la plaine. L'aquifère gréseux tortonien présente une géométrie complexe avec une épaisseur maximale dans la partie occidentale de la plaine, un amincissement progressif vers l'est et le nord-est, et des variations latérales de faciès qui influencent la perméabilité.

Les conglomérats pliocènes, bien que présentant une continuité latérale, montrent des variations d'épaisseur et probablement de perméabilité qui conditionnent leur fonction hydrogéologique. Dans les zones où ils sont en contact direct avec les grès tortoniens, ils peuvent former un système aquifère multicouche. Leur position stratigraphique les place souvent à l'interface entre les formations quaternaires semi-perméables et l'aquifère principal, leur conférant ainsi un rôle dans les processus de transfert entre la surface et les aquifères profonds.

L'analyse des logs de sondage met également en évidence plusieurs sources d'hétérogénéité et d'anisotropie au sein de l'aquifère. Les variations lithologiques, avec la présence alternée de niveaux gréseux, conglomératiques et argileux, créent une hétérogénéité verticale significative qui influence les écoulements souterrains. La variabilité de l'épaisseur saturée, qui passe de quelques mètres à plus de 10 mètres selon les secteurs, affecte directement la transmissivité locale. La fracturation différentielle, suggérée par la description des grès comme "fortement fissurés" dans certains sondages, indique une perméabilité secondaire liée à la fracturation, probablement variable selon la proximité avec les accidents tectoniques majeurs. Les variations diagénétiques, notamment le degré de cimentation des grès et des conglomérats, influencent directement leurs propriétés hydrodynamiques. Ces hétérogénéités expliquent en grande partie les variations spatiales des paramètres hydrodynamiques observées lors des essais de pompage réalisés dans la plaine d'Hennaya.

À partir de l'analyse des corrélations entre sondages, un modèle conceptuel de la géométrie de l'aquifère peut être proposé. L'aquifère principal de la plaine d'Hennaya correspond aux grès tortoniens, avec localement des contributions des conglomérats pliocènes et des travertins quaternaires. La structure générale correspond à une cuvette asymétrique, plus profonde dans sa partie occidentale, avec un gradient de pendage général orienté vers le nord-est conformément à la structure régionale. Dans sa partie méridionale, un système de failles majeures constitue une limite hydrogéologique

significative, séparant nettement les formations Mio-Plio-Quaternaires de l'aquifère principal des calcaires et dolomies du Jurassique supérieur sous-jacents (Guardia 1975 ; Benest, 1985).

L'épaisseur saturée maximale se situe dans la partie centrale de la plaine, diminuant progressivement vers les bordures où les formations miocènes affleurent localement. Ce modèle conceptuel fournit un cadre pour l'interprétation des données piézométriques et des essais de pompage, et constitue une base essentielle pour la caractérisation hydrogéologique complète de l'aquifère d'Hennaya.

III. PROPRIETES HYDRODYNAMIQUES DE L'AQUIFERE

Les propriétés hydrodynamiques d'un aquifère sont des paramètres essentiels pour comprendre et modéliser le comportement des eaux souterraines. Elles déterminent la capacité de l'aquifère à stocker, transmettre et libérer l'eau, ce qui influence directement la gestion des ressources en eau souterraine. Dans le contexte de la plaine d'Hennaya, l'aquifère alluvial est composé principalement de sédiments alluviaux tels que des sables, des graviers et des argiles, présente une hétérogénéité spatiale qui affecte ses propriétés hydrodynamiques. L'étude des propriétés hydrodynamiques de cet aquifère, notamment la transmissivité, la perméabilité et les coefficients d'emmagasinement, permet de caractériser son fonctionnement et d'évaluer son potentiel en termes de stockage et de circulation de l'eau.

A. Transmissivité et perméabilité

1. Transmissivité

La transmissivité (T) est une propriété hydrodynamique essentielle qui décrit la capacité d'un aquifère à transmettre l'eau à travers toute son épaisseur saturée. Dans la plaine d'Hennaya, l'aquifère alluvial est caractérisé par une transmissivité variable en fonction de la granulométrie des sédiments et de l'épaisseur de la zone saturée. Les études réalisées sur le terrain, notamment les tests de pompage, ont permis d'estimer la transmissivité de cet aquifère. Les valeurs obtenues varient généralement entre 2.81×10^{-4} et 9×10^{-3} m²/s, soit de l'ordre de 10^{-3} m²/s, ce qui indique un aquifère relativement productif (Hayane, 1983). Ces variations peuvent être attribuées à l'hétérogénéité des dépôts alluviaux, qui incluent des zones de sables grossiers à forte perméabilité et des zones plus argileuses à perméabilité réduite.

La distribution spatiale des transmissivités montre une organisation structurée :

- Les valeurs maximales caractérisent la partie centrale de la plaine, où dominent les formations conglomératiques et l'épaisseur de ces alluvions grossières est importante ;
- Des valeurs intermédiaires sont observées dans la zone nord ;
- Les transmissivités les plus faibles sont mesurées vers le sud et les bordures de l'aquifère.

2. Perméabilité

La perméabilité (K), ou conductivité hydraulique, est une mesure de la facilité avec laquelle l'eau peut s'écouler à travers les pores du matériau aquifère. Dans l'aquifère alluvial de la plaine d'Hennaya, la perméabilité est influencée par la nature des sédiments. Les conglomérats, étant plus grossiers, présentent une perméabilité élevée, tandis que les couches argileuses, plus fines, ont une perméabilité beaucoup plus faible.

Les valeurs de perméabilité mesurées dans cet aquifère varient généralement entre 4.92×10^{-5} et 5.29×10^{-4} m/s (Hayane, 1983). Ces valeurs sont typiques des aquifères alluviaux et reflètent la capacité de l'aquifère à stocker et à transmettre l'eau de manière efficace. La perméabilité est également influencée par la compaction des sédiments et la présence de fissures, qui peuvent augmenter localement la capacité de l'aquifère à conduire l'eau.

Cette variabilité des valeurs de perméabilité reflète l'hétérogénéité lithologique de l'aquifère et se distribue comme suit :

- Les valeurs les plus élevées correspondent aux zones à dominante grés-conglomératique ;
- Les valeurs intermédiaires caractérisent les zones à intercalations argileuses ;
- Les plus faibles conductivités sont associées aux secteurs riches en matériaux fins.

B. Coefficients d'emménagement

L'estimation des paramètres d'emménagement clés - porosité efficace (θ), coefficient d'emménagement (S) et rendement spécifique (S_y) - a été basée sur les travaux fondamentaux de Kozeny (1927) et Carman (1937), qui ont établi la relation entre porosité et perméabilité dans les milieux poreux (Domenico & Schwartz ; 1997 ; Chapuis & Aubertin, 2003 ; Hong & *al.*, 2019 ; Woessner & Poeter, 2020). Le processus de dérivation s'appuie sur des corrélations empiriques qui relient la conductivité hydraulique aux caractéristiques de stockage, en tenant compte des propriétés lithologiques spécifiques de l'aquifère et de ses conditions de confinement. L'équation de Kozeny-Carman décrit la conductivité hydraulique (K) en fonction de la porosité efficace (θ) selon la relation (Equation (48)) (Mandelbrot, 1983 ; Sreenivasan, 1991 ; Costa, 2006 ; Ozgumus & *al.*, 2014) :

$$K = \frac{\theta^3}{C S^2} = \frac{\theta^3}{C S_0^2 (1 - \theta)^2} \quad (48)$$

où K est la conductivité hydraulique, θ est la porosité efficace (sans dimension), C est la constante de Kozeny-Carman (typiquement 5 pour les matériaux alluviaux), et S_0 est la surface spécifique des grains solides (m^2/m^3).

En s'appuyant sur ce cadre théorique, Domenico & Schwartz (1997) ont développé des relations empiriques complètes à travers des investigations approfondies en laboratoire et sur le terrain sur divers matériaux sédimentaires pour estimer les autres paramètres d'emménagement clés. La porosité efficace (θ) a été déterminée en fonction de la distribution granulométrique du matériau et de la connectivité des pores, variant généralement entre 0.1 et 0.25 pour les matériaux alluviaux. Le coefficient d'emménagement (S) a été calculé en considérant la compressibilité de l'aquifère et la compressibilité de l'eau, selon l'équation (Equation (49)) :

$$S = \theta(\rho_w \cdot g \cdot \beta) \quad (49)$$

où ρ_w est la densité de l'eau, g est l'accélération gravitationnelle, et β est la compressibilité de l'eau.

Le rendement spécifique (S_y) a été estimé comme le volume d'eau pouvant être drainé par gravité d'un aquifère libre selon l'équation (Equation (50)) :

$$S_y = \theta(1 - \theta_r) \quad (50)$$

où θ_r est la teneur en eau résiduelle.

Les caractéristiques hydrogéologiques typiques des matériaux alluviaux, présentées dans le Tableau 3.2, ont fourni un cadre fiable pour l'estimation des paramètres d'emménagement lorsque des mesures directes étaient difficiles ou coûteuses à réaliser. Les valeurs initiales ainsi établies ont servi de point de départ pour le processus de calage du modèle.

Tableau 3.2. Caractéristiques hydrogéologiques typiques des matériaux alluviaux (d'après Domenico & Schwartz, 1997).

Type de roche	Conductivité hydraulique (m/j)	Porosité Efficace (θ)	Coefficient d'emmagasinement (S)	Rendement spécifique (S_y)
Graviers	100–1000	0.13–0.25	0.10–0.30	0.20–0.30
Graviers grossiers	10–100	0.18–0.25	0.30–0.40	0.15–0.25
Sable fin	1–10	0.30–0.35	0.05–0.30	0.10–0.20
Sable limoneux	0.1–1	0.15–0.25	0.05–0.40	0.01–0.10
Grès	0.001–0.1	0.10–0.20	0.10–0.30	0.01–0.10

Le coefficient d'emmagasinement, caractéristique des formations géologiques de cette nappe libre, varie entre 5% et 40%. Cette variabilité s'explique par l'hétérogénéité lithologique des alluvions et leur degré de compaction. Les valeurs les plus élevées (15-40%) correspondent aux zones dominées par les matériaux grossiers, tandis que les plus faibles (1-15%) sont associées aux secteurs plus argileux.

Ces paramètres hydrodynamiques jouent un rôle fondamental dans la compréhension du comportement de l'aquifère et sont essentiels pour la gestion optimale de la ressource en eau et le dimensionnement des ouvrages d'exploitation.

IV. PIEZOMETRIE ET DIRECTION DES ECOULEMENTS

L'analyse piézométrique s'appuie sur trois campagnes de mesures réalisées en 1981, 2012, et 2022, constituant une série chronologique de plus de 40 ans. Cette longue période d'observation permet d'évaluer l'évolution à long terme des niveaux d'eau souterraine dans l'aquifère de la plaine d'Hennaya et de comprendre la dynamique des écoulements souterrains.

Les eaux souterraines suivent un axe de drainage majeur de direction Sud-Ouest vers le Nord-Est, qui correspond approximativement au milieu de la bande occupée par les conglomerats. L'écoulement aboutit naturellement à l'émergence des eaux au niveau de deux sources principales, Ain Boukoura et Ain Ouahab, qui sont à la faveur du contact des conglomerats avec les marnes helvétiques. Ces deux sources constituent les exutoires naturels de cet aquifère.

A. Campagne piézométrique (Mars, 1981)

La première campagne piézométrique de référence, menée en mars 1981 par Hayane, présente une distribution des charges hydrauliques typique de la structure de l'aquifère. Les courbes isopièzes de cette période indiquent un écoulement général du Sud-Ouest vers le Nord-Est (Figure 3.9). Les niveaux piézométriques les plus élevés sont observés dans la partie sud de la plaine, avec des valeurs atteignant plus de 400 mètres, alors que les niveaux les plus bas sont enregistrés au niveau des exutoires naturels au Nord. Cette configuration piézométrique initiale constitue une référence essentielle pour l'analyse des changements ultérieurs dans le système aquifère.

La particularité de cette campagne réside dans la présence d'une dépression piézométrique fermée matérialisée par l'isopièze 320m, qui se manifeste sous forme d'un axe de partage des eaux. Cette perturbation de la surface piézométrique traduit vraisemblablement l'impact des pompes intensifs dans ce secteur. En effet, les prélèvements importants peuvent générer localement un rabattement significatif de la surface piézométrique, créant ainsi une zone de dépression et modifiant les directions d'écoulement naturelles.

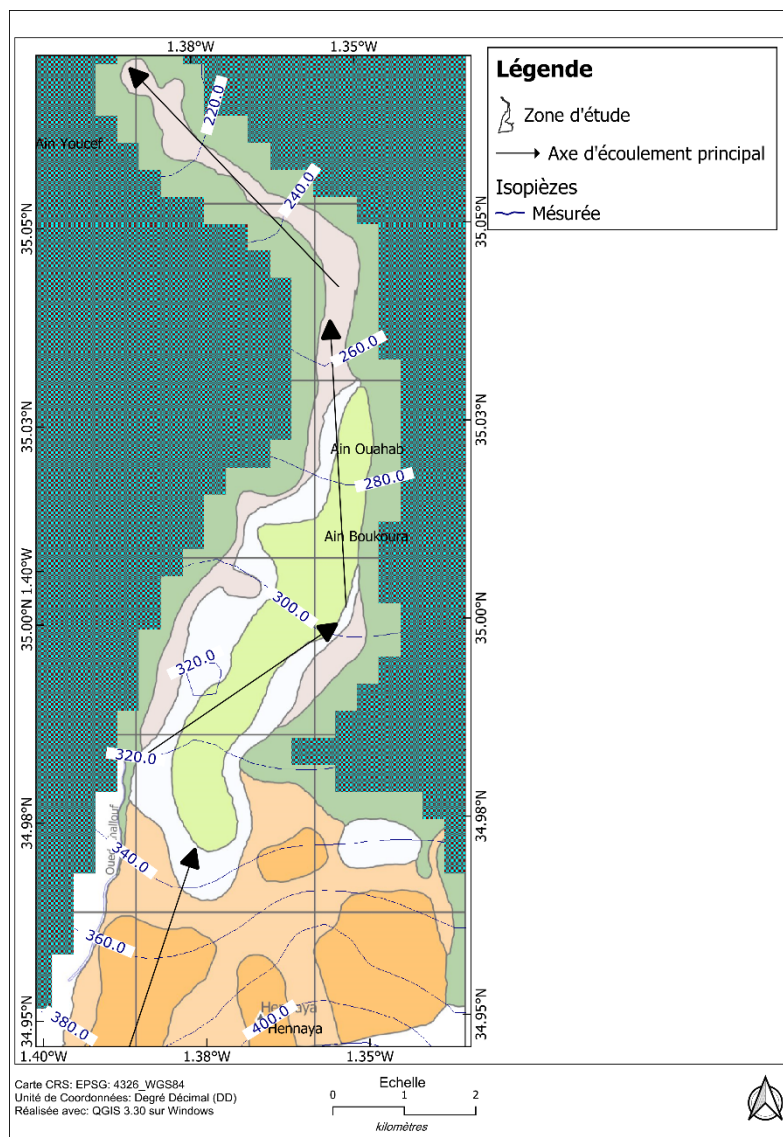


Figure 3.9. Carte piézométrique (mars, 1981) de la nappe d'Hennaya.

B. Campagne piézométrique (Mars, 2012)

Cette campagne piézométrique a été réalisée par Bemoussat en 2012 dans le cadre d'une collaboration avec l'Agence Nationale des Ressources Hydriques (ANRH). Les mesures ont été effectuées sur un réseau de 76 points, en période de hautes eaux.

Malgré cette campagne a été marqué par un changement dans la piézométrie par rapport à 1981, l'écoulement principal suit toujours l'axe central de la plaine, où les lignes d'écoulement convergent vers l'axe drainant des conglomérats (Figure 3.10). Les mesures des gradients hydrauliques montrent une variation notable, allant de 2.83×10^{-2} au Sud à 9.25×10^{-3} au Nord, correspondant aux variations de l'exploitation de l'aquifère.

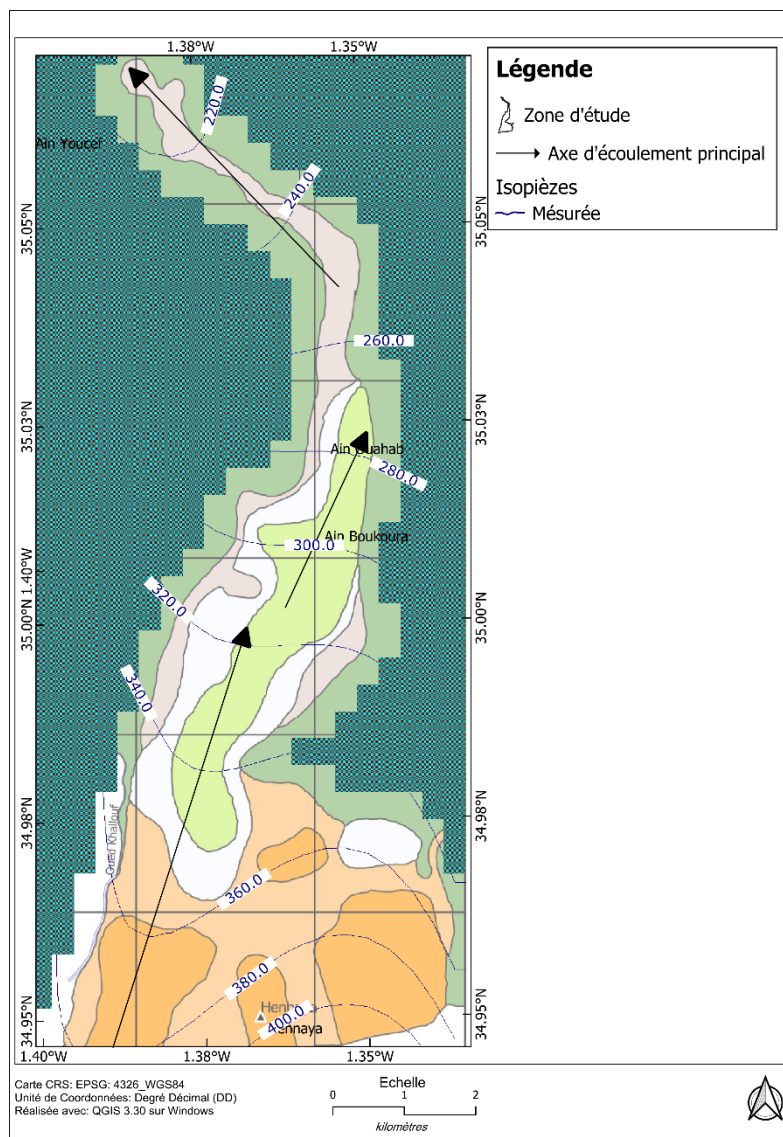


Figure 3.10. Carte piézométrique (mars, 2012) de la nappe d'Hennaya.

C. Campagne piézométrique (Mars, 2022)

Les mesures de mars 2022 attestent de la continuité du schéma d'écoulement général (Figure 3.11), avec quelques modifications dans la dynamique de l'aquifère. L'orientation Sud-Est/Nord-Ouest des écoulements persiste, soulignant la stabilité des conditions hydrogéologiques fondamentales. Les sources Ain Boukoura et Ain Ouahab conservent leur rôle d'exutoires naturels. La convergence des écoulements vers l'axe central drainant reste constante, et les gradients hydrauliques s'apparentent à ceux mesurés en 2012, traduisant une stabilité des conditions d'écoulement.

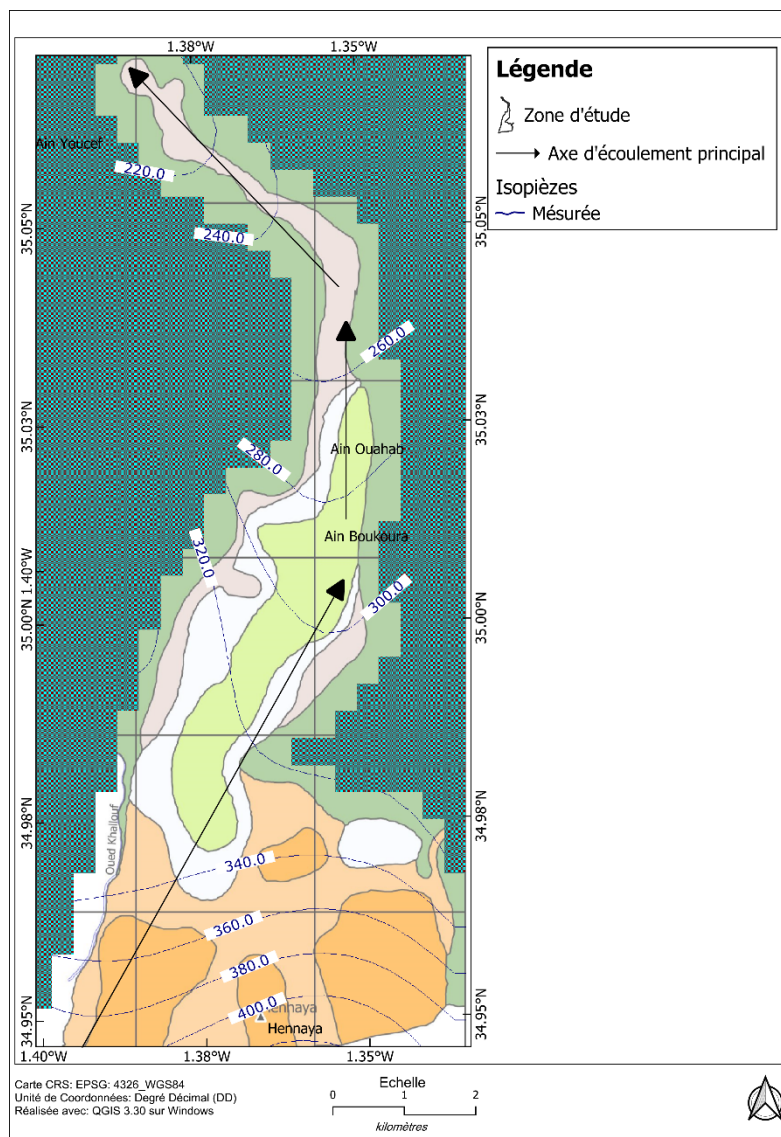


Figure 3.11. Carte piézométrique (mars, 2022) de la nappe d'Hennaya.

Le gradient hydraulique montre une variation significative du Sud au Nord de la plaine. Dans la partie méridionale, il atteint des valeurs relativement élevées de 2.83×10^{-2} , traduisant un écoulement plus rapide. En progressant vers le Nord, le gradient diminue jusqu'à 9.25×10^{-3} , indiquant un ralentissement de l'écoulement souterrain. Cette variation du gradient hydraulique est cohérente avec l'évolution des caractéristiques hydrogéologiques de l'aquifère, notamment la diminution de son épaisseur et l'augmentation de la proportion de matériaux fins vers le Nord.

La surface piézométrique, reconstituée à partir des différentes campagnes de mesures, montre une morphologie caractéristique avec des courbes isopièzes qui convergent vers l'axe de drainage central. Cette configuration met en évidence plusieurs zones hydrogéologiques distinctes :

- Une zone d'alimentation principale au Sud, caractérisée par des gradients hydrauliques plus élevés ;
- Une zone centrale de transit, où les écoulements se concentrent le long de l'axe drainant ;
- Une zone de décharge au Nord, marquée par l'émergence des sources et des gradients plus faibles.

L'analyse diachronique des trois campagnes piézométriques permet d'identifier des variations

temporelles significatives. Ces fluctuations reflètent à la fois les variations saisonnières naturelles et les impacts des prélèvements anthropiques sur la nappe. Les zones les plus sensibles aux fluctuations se situent généralement dans les secteurs où l'exploitation est la plus intense, particulièrement dans la partie centrale de la plaine où se concentrent les principaux ouvrages de captage.

V. BILAN HYDRIQUE

La compréhension des ressources en eau de l'aquifère d'Hennaya nécessite une évaluation précise des entrées et sorties d'eau dans le système. Cette analyse, à travers l'établissement d'un bilan hydrique, nous permet de mieux appréhender les mécanismes qui régissent cet aquifère et d'optimiser sa gestion pour les besoins actuels et futurs de la région.

A. Evaluation des entrées du système aquifère

Le bilan hydrique de l'aquifère d'Hennaya est basé sur la quantification des différentes composantes d'entrée d'eau dans le système. Les principaux apports sont caractérisés par plusieurs éléments distincts :

La recharge naturelle par les précipitations et la drainance (alimentation par les formations sous-jacentes carbonatées) représentent les principaux sources d'alimentation de l'aquifère (Hayane, 1983). Dans cette région au relief relativement plat, l'infiltration est estimée à 6% des précipitations, soit 19.5 mm/an ($19500 \text{ m}^3/\text{an}/\text{km}^2$). Pour une superficie de 27 km^2 , cela représente un apport de $5.26 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{an}$.

B. Evaluation des sorties du système aquifère

Le système aquifère d'Hennaya présente des sorties diversifiées qui déterminent son équilibre hydrogéologique. Les prélèvements anthropiques (pompage), principalement destinés à l'irrigation, constituent la sortie dominante avec un débit moyen annuel estimé à $1.9 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{an}$. Le drainage naturel par les sources, notamment Ain Boukoura et Ain Ouahab, joue également un rôle essentiel dans l'équilibre du système avec des débits moyens respectifs de 13 et 6.6 l/s, totalisant approximativement $6.18 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{an}$.

C. Evaluation critique du bilan

L'analyse comparative des entrées et sorties montre un déséquilibre apparent dans le bilan hydrique de l'aquifère. Les sorties totales (pompages + drainage naturel $\approx 2.0 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{an}$) dépassent largement les apports quantifiés par infiltration directe des précipitations ($5.26 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{an}$), soit un déficit apparent d'environ $1.95 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{an}$. Ce déséquilibre significatif confirme l'existence d'une ou plusieurs sources d'alimentation complémentaires non directement quantifiées dans ce bilan simplifié. La plus probable est l'alimentation latérale par écoulement souterrain provenant des formations carbonatées jurassiques environnantes, particulièrement depuis les reliefs bordiers au sud de la plaine. Cette contribution latérale, difficile à quantifier directement sans modélisation hydrogéologique détaillée, joue manifestement un rôle crucial dans le soutien de l'aquifère et explique sa capacité à maintenir des débits d'exploitation élevés malgré une recharge pluviométrique limitée en contexte semi-aride.

VI. CONCLUSION

L'étude hydrogéologique détaillée de l'aquifère alluvial de la plaine d'Hennaya a permis de mettre en évidence la complexité de ce système aquifère. La caractérisation de sa géométrie a montré une structure en paléochenal avec des variations significatives d'épaisseur du Sud au Nord. Les essais de pompage ont fourni des informations précieuses sur les propriétés hydrodynamiques de l'aquifère, démontrant une forte hétérogénéité spatiale des paramètres hydrauliques. L'analyse piézométrique a permis de comprendre les directions d'écoulement principales, tandis que le bilan hydrique a souligné les entrées et les sorties du système.

Ces résultats soulignent l'importance d'une approche intégrée dans la gestion de cet aquifère, prenant en compte à la fois ses caractéristiques intrinsèques et les pressions anthropiques croissantes. La compréhension approfondie de ce système hydrogéologique constitue un socle fondamental pour la mise en place de stratégies de gestion durable de la ressource en eau, particulièrement dans un contexte de changement climatique et d'augmentation des besoins en eau de la région.

Quatrième chapitre : **Caractérisation hydrochimique**

Quatrième chapitre : **Caractérisation hydrochimique**

I. INTRODUCTION

La caractérisation hydrogéochimique des eaux souterraines représente une étape cruciale pour appréhender les mécanismes et la qualité des ressources hydriques de la plaine d'Hennaya. Cette étude approfondie propose un diagnostic complet des propriétés physico-chimiques des eaux souterraines, en considérant leurs évolutions saisonnières et leurs distributions spatiales. L'analyse s'organise autour de cinq axes principaux : l'examen des paramètres physico-chimiques généraux, la caractérisation des faciès hydrogéochimiques, l'étude des sources de minéralisation, l'évaluation de l'aptitude des eaux à l'irrigation, et l'analyse de la contamination par les nitrates. Cette démarche globale permet de dresser un état des lieux précis des ressources en eau tout en identifiant les processus naturels et anthropiques qui façonnent leur composition. L'étude comparative des périodes sèche et humide apporte une dimension temporelle essentielle pour une gestion raisonnée de ces ressources.

II. CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES GENERALES

Cette section présente l'analyse détaillée des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines de la plaine d'Hennaya, effectuée sur deux périodes distinctes (juillet et août 2022 pour la saison sèche et février et mars 2023 pour la saison humide) afin de caractériser leur évolution temporelle. L'étude se base sur un ensemble de 19 échantillons représentatifs prélevés dans différents points de l'aquifère, permettant ainsi d'évaluer la variabilité spatiale et saisonnière des propriétés hydrochimiques (Figure 4.1). Les résultats statistiques (valeurs minimales, maximales, moyennes, écarts-types et coefficients de variation (CV)) offrent une vision synthétique de la composition chimique des eaux et révèlent les tendances générales de leur évolution (Tableau 4.1). Cette caractérisation constitue un fondement essentiel pour l'identification des processus géochimiques dominants et l'évaluation de la qualité des ressources hydriques disponibles.

Tableau 4.1. Aperçu statistique des paramètres physicochimiques des eaux souterraines dans la plaine de Hennaya.

Paramètres	Unité	Min.		Max.		Moy.		Ecart type		CV (%)	
		Période		Période		Période		Période		Période	
		Sèche	Humide	Sèche	Humide	Sèche	Humide	Sèche	Humide	Sèche	Humide
T	°C	14.5	16.2	20.6	23.7	18.5	19.25	1.92	2.18	10	11
pH	-	7.15	7.17	8.41	7.62	7.61	7.27	0.34	0.11	5	2
TDS	mg/L	1093.56	1060.02	1443	1271.4	1235.56	1146.11	86.49	45.30	7	4
CE	µS/cm	1402	1359	1850	1630	1584.05	1469.37	110.89	58.08	7	4
Na ⁺	mg/L	139.55	120.15	450.6	150.2	230.37	138.37	72.74	8.01	32	6
K ⁺	mg/L	0.87	0.76	11.76	7.59	6.17	3.82	3.14	1.92	0.51	0.5
Ca ²⁺	mg/L	111.6	120.23	228.02	247.25	145.08	147.97	21.77	24.85	15	17
Mg ²⁺	mg/L	52.34	52.6	96.48	98.45	76.42	74.95	10.47	12.70	14	17
Cl ⁻	mg/L	218.52	185.47	915.2	545.6	420.77	301.44	210.26	86.37	50	29
SO ₄ ²⁻	mg/L	83	84.57	181.65	178.77	126.92	125.45	28.25	27.22	23	22
HCO ₃ ⁻	mg/L	365	360.5	525.2	512.2	430.14	424.17	47.28	45.00	11	11
NO ₃ ⁻	mg/L	59.52	97.99	201.68	217.26	121.1	144.39	34.15	33.81	28	23
NO ₃ ⁻ -N (*)	mg/L	13.44	22.14	45.55	49.08	27.35	32.61	7.71	7.64	28	23

(*) $[\text{NO}_3^- - \text{N}] = [\text{NO}_3^-] / 4.43$ (Ayers & Westcot, 1999 ; Razowska-Jaworek & Sadurski, 2004).

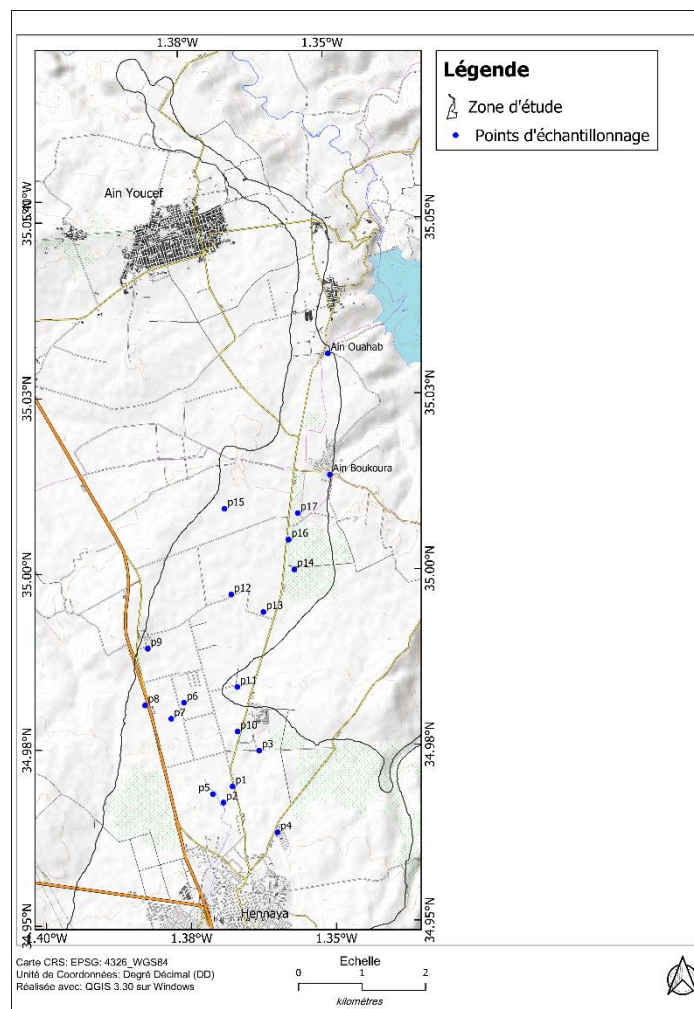


Figure 4.1. Localisation des points d'échantillonnage des eaux souterraines.

A. Variations des paramètres physiques

L'analyse physico-chimique approfondie des échantillons d'eau souterraine de la plaine d'Hennaya fait apparaître une dynamique hydrochimique complexe qui varie significativement entre les périodes sèches et humides. L'analyse statistique descriptive de ces variations, présentée dans le Tableau 4.1, fournit une caractérisation détaillée des paramètres physico-chimiques pour les deux périodes d'échantillonnage. Les paramètres physiques, particulièrement le pH, la température (T), et la conductivité électrique (CE), démontrent des variations nuancées qui reflètent l'interaction entre les processus hydrogéologiques naturels et les influences anthropiques. Cette analyse statistique comprend les valeurs maximales, minimales, moyennes, ainsi que les écarts-types et coefficients de variation, offrant ainsi une vue complète de la variabilité spatio-temporelle des paramètres et permettant une meilleure compréhension des processus hydrogéochimiques qui régissent la qualité des eaux souterraines dans la région.

La température des eaux souterraines oscille entre 14.5°C et 20.6°C en période sèche, et entre 16.2°C et 23.7°C en période humide, avec des coefficients de variation respectifs de 10% et 11%, indiquant une stabilité thermique relative du système aquifère. Ces variations thermiques modérées sont typiques des systèmes aquifères peu profonds qui subissent l'influence des fluctuations saisonnières de la température atmosphérique (Richards, 1954). La légère augmentation des valeurs moyennes de température entre la période sèche (18.5°C) et humide (19.25°C) pourrait refléter un réchauffement progressif des masses d'eau souterraine, probablement en relation avec l'infiltration d'eaux de surface réchauffées durant la saison précédente.

Le pH des eaux souterraines se maintient dans une gamme proche de la neutralité, variant de 7.15 à 8.41, avec une tendance légèrement alcaline. Cette variation démontre une stabilité remarquable, particulièrement pendant les conditions humides où le coefficient de variation diminue significativement de 5% à 2%. Cette stabilité relative du pH suggère la présence de systèmes tampons efficaces, probablement liés aux formations carbonatées sous-jacentes, qui contribuent à maintenir l'équilibre chimique des eaux souterraines malgré les variations saisonnières. La diminution de la valeur moyenne du pH entre la période sèche (7.61) et humide (7.27) pourrait s'expliquer par l'apport d'eaux météoriques légèrement acides durant la saison des pluies, modifiant temporairement l'équilibre acido-basique de l'aquifère.

La minéralisation globale des eaux, caractérisée par les Solides Totaux Dissous (TDS) et la conductivité électrique (CE), indique une charge ionique substantielle qui évolue selon les saisons. Les valeurs moyennes de TDS diminuent de 1235.56 mg/L pendant la période sèche à 1146.11 mg/L durant la période humide, tandis que la CE suit une tendance similaire, passant de 1584.05 à 1469.37 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette diminution synchrone des deux paramètres pendant la période humide suggère un effet de dilution significatif dû aux précipitations et à la recharge des aquifères, illustrant l'influence directe des conditions climatiques sur la chimie des eaux souterraines (Richards, 1954). La corrélation parfaite observée entre TDS et CE, avec des coefficients de variation identiques (7% en période sèche et 4% en période humide), confirme la fiabilité de ces mesures comme indicateurs de la minéralisation totale des eaux souterraines.

B. Variations des éléments chimiques

L'analyse des éléments majeurs met en évidence des comportements contrastés entre les différents ions. Le sodium présente les variations les plus marquées, avec des concentrations maximales chutant de 450.6 mg/L en période sèche à 150.2 mg/L en période humide. Cette diminution drastique se reflète dans le coefficient de variation qui passe de 32 % à 6%, suggérant des processus d'échange ionique complexes et des mécanismes de dilution efficaces. Les concentrations en calcium et magnésium démontrent une plus grande stabilité, avec des coefficients de variation oscillant entre 14% et 17%, indiquant un équilibre géochimique maintenu par la dissolution des minéraux carbonatés et les processus d'échange cationique (Zaresefat & *al.*, 2023).

Le potassium, présent en concentrations relativement faibles (moyenne de 6.17 mg/L en période sèche et 3.82 mg/L en période humide), montre une tendance à la diminution en saison humide, probablement due à l'effet de dilution. Cependant, son coefficient de variation extrêmement bas (environ 0.5% pour les deux périodes) suggère une source stable de cet élément, potentiellement liée à l'altération des silicates potassiques présents dans les formations géologiques locales.

Les chlorures se distinguent par leur variabilité exceptionnelle, leurs concentrations fluctuant de 218.52-915.2 mg/L en période sèche à 185.47-545.6 mg/L en période humide. Cette variation substantielle est particulièrement marquée dans certaines zones de la plaine, avec des pics de concentration atteignant 600 mg/L à l'est, 550 mg/L à l'ouest, et jusqu'à 915 mg/L dans la zone centrale. Cette distribution hétérogène suggère des sources multiples, incluant potentiellement les activités agricoles (Jiang & *al.*, 2009 ; Jin & *al.*, 2015). Le coefficient de variation extrêmement élevé des chlorures (50% en période sèche et 29% en période humide) témoigne d'une forte variabilité spatiale qui pourrait être associée à des influences anthropiques localisées dans certaines zones de l'aquifère.

Les sulfates et les bicarbonates montrent une plus grande stabilité dans leurs concentrations. Les sulfates varient entre 83 et 181.65 mg/L avec un coefficient de variation d'environ 22%, tandis que les bicarbonates oscillent entre 360.5 et 525.2 mg/L, maintenant un coefficient de variation proche de 11%. La distribution spatiale des bicarbonates témoigne d'une influence marquée des formations carbonatées jurassiques, particulièrement visible dans les zones sud proches de la ville d'Hennaya.

Cette stabilité relative des ions bicarbonates confirme leur rôle dans les systèmes tampons qui régulent le pH des eaux souterraines.

Les nitrates (NO_3^- -N) présentent une tendance inverse aux autres ions, avec une augmentation significative des concentrations moyennes de 27.35 mg/L en période sèche à 32.61 mg/L en période humide. Cette hausse pourrait être attribuée au lessivage des fertilisants azotés utilisés dans les activités agricoles intensives de la région pendant la saison des pluies. La diminution du coefficient de variation (de 28% à 23%) en période humide suggère une homogénéisation de la contamination nitrique à travers l'aquifère, probablement due à une meilleure connectivité hydraulique pendant cette période.

Cette caractérisation physico-chimique détaillée souligne la complexité des processus hydrogéochimiques opérant dans l'aquifère de la plaine d'Hennaya. Les variations observées résultent de l'interaction entre facteurs naturels (géologie, climat) et anthropiques (agriculture, urbanisation), soulignant l'importance d'une approche intégrée dans la gestion des ressources en eau souterraine de la région.

III. HYDROGEOCHIMIE ET ORIGINE DE LA MINERALISATION

L'hydrogéochimie est une discipline clé pour comprendre les processus naturels qui gouvernent la composition chimique des eaux souterraines. Cette section explore les faciès hydrogéochimiques et les mécanismes responsables de la minéralisation des eaux dans la nappe phréatique de la plaine d'Hennaya. En analysant les interactions entre l'eau, les minéraux et les conditions environnementales, nous cherchons à identifier les sources de minéralisation et les facteurs influençant l'évolution chimique des eaux souterraines.

A. Faciès hydrogéochimique

L'étude des faciès hydrogéochimiques des eaux souterraines de l'aquifère d'Hennaya s'inscrit dans une démarche globale d'analyse des processus géochimiques qui régissent leur évolution. Cette investigation approfondie, fondée sur une analyse multiparamétrique intégrant les variations saisonnières, aboutit à une classification hydrogéochimique détaillée et permet d'identifier les principaux mécanismes contrôlant la minéralisation des eaux.

1. Distribution des faciès hydrogéochimiques selon le diagramme de Piper

L'analyse du diagramme de Piper indique la prédominance d'un faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien caractérisant la quasi-totalité des échantillons durant les deux périodes d'étude. Cette distribution dévoile une signature hydrochimique remarquablement homogène à l'échelle de l'aquifère, suggérant des processus de minéralisation similaires (Figure 4.2).

Dans le triangle des cations, pas de dominance cationique observée pour les eaux souterraines sauf une légère tendance vers le pôle sodique et potassique pour certains points de la période sèche (p2, p17 et p18). Du côté du triangle des anions, tous les échantillons, quelle que soit la saison, se positionnent dans une zone équilibrée entre chlorures et nitrates, témoignant d'une double influence naturelle et anthropique, tandis que le losange central confirme le caractère alcalino-terreux des eaux, enrichies en fractions alcalines.

La projection des points dans le losange central confirme que la majorité des échantillons présente un faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien, à l'exception notable de trois échantillons de période sèche (p2, p17 et p18) qui se distinguent par un faciès chloruré sodique et potassique, témoignant d'une évolution géochimique particulière dans certaines zones de l'aquifère en période d'étiage, possiblement liée à des temps de séjour plus longs ou à des influences lithologiques localisées.

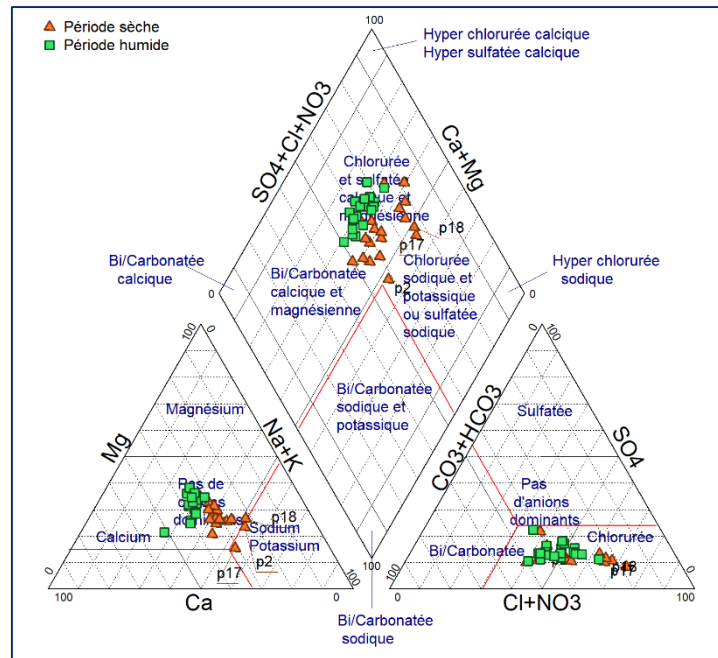


Figure 4.2. Diagramme de Piper montrant l'abondance relative des éléments chimiques communs dans les échantillons d'eau souterraine.

2. Distribution des faciès hydrogéochimiques selon le diagramme de Durov

L'analyse du diagramme de Durov permet de caractériser précisément les faciès hydrogéochimiques et les processus dominants dans la nappe de la plaine d'Hennaya.

En s'appuyant sur la classification de Lloyd & Heathcoat (1985), on observe que la quasi-totalité des eaux prélevées dans l'aquifère de Hennaya (95%) appartient à un type d'eau mitigée, ne présentant aucune dominance anionique ou cationique particulière (Champ 5). Cette tendance peut être attribuée à la recharge récente d'eau douce dans l'aquifère, caractérisée par des processus de dissolution ou de mélange simple de l'eau (Figure 4.3).

Sur le diagramme de Durov, la distribution des échantillons montre une distinction claire entre les périodes climatiques. Les échantillons de la période humide se regroupent majoritairement dans la partie supérieure du graphique (Durov_Y_NaK_Ca entre 49 et 62 meq/L), tandis que les échantillons de la période sèche se situent généralement plus bas sur l'axe vertical (35-52 meq/L). Sur l'axe horizontal (Durov_X_SO4_HCO₃), les deux groupes se chevauchent autour de 55-71 meq/L.

Cette configuration témoigne d'une signature hydrochimique plus uniforme durant la saison des pluies, liée à la dilution et à un mélange efficace des eaux lors de la recharge. L'enrichissement relatif en cations (Na+K+Ca) pendant la période humide suggère une dissolution active des minéraux lors de l'infiltration des précipitations. À l'inverse, la position plus basse des échantillons de période sèche sur l'axe vertical indique une diminution relative de ces cations, probablement liée à des processus d'échange ionique ou de précipitation de certains minéraux en conditions d'évaporation accrue.

L'absence de regroupement distinct des points dans les zones caractéristiques d'un type d'eau particulier confirme la nature mixte des eaux de la nappe d'Hennaya, résultant probablement d'une recharge récente et de processus hydrogéochimiques peu avancés.

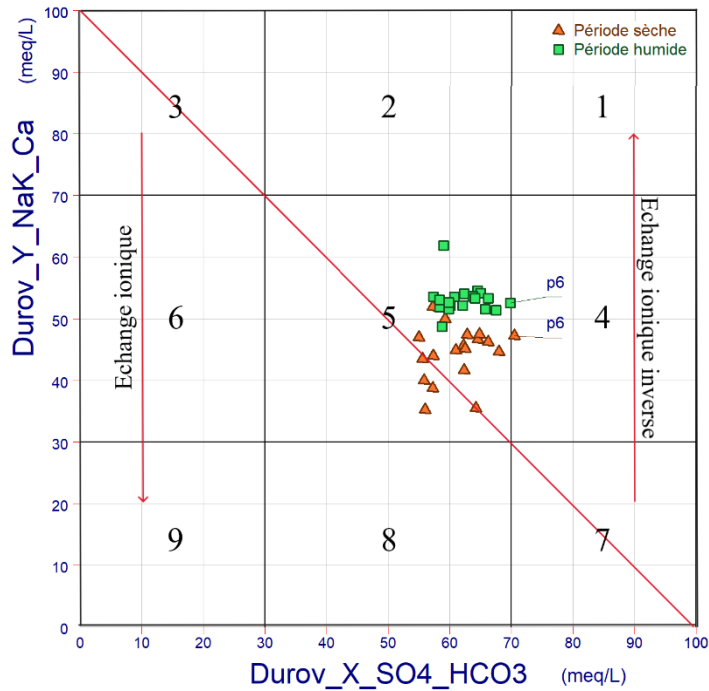


Figure 4.3. Diagramme de Durov montrant la classification dans les échantillons d'eau souterraine.

3. Distribution des faciès hydrogéochimiques selon le diagramme de Chadha

Le diagramme de Chadha apporte un éclairage complémentaire dans la classification hydrochimique des eaux souterraines. L'analyse détaillée établit une distribution statistique significative avec environ 90% des échantillons classés dans le sous-groupe de type Ca-Mg-Cl/SO₄ durant la période sèche et la période humide (Figure 4.4). Ces échantillons sont caractérisés par un faciès chloruré/sulfaté calcique et magnésien, marqué par une prédominance des alcalino-terreux (Ca²⁺ et Mg²⁺) et une dominance des acides forts (SO₄²⁻ et Cl⁻), conférant aux eaux une dureté permanente sans précipitation de carbonate de sodium résiduel.

Le point p6 se distingue par sa stabilité hydrochimique, affichant un faciès bicarbonaté calcique et magnésien durant les deux périodes d'échantillonnage. Par ailleurs, les points p2, p17 et p18 présentent durant la période sèche un faciès chloruré/sulfaté sodique. Cette particularité se traduit par une dominance des métaux alcalins et une prédominance des acides forts, induisant un potentiel de salinisation accru pour les usages consommatifs et agricoles. Ces configurations hydrochimiques spécifiques soulignent l'existence de processus géochimiques localisés influençant la minéralisation des eaux dans ces secteurs particuliers.

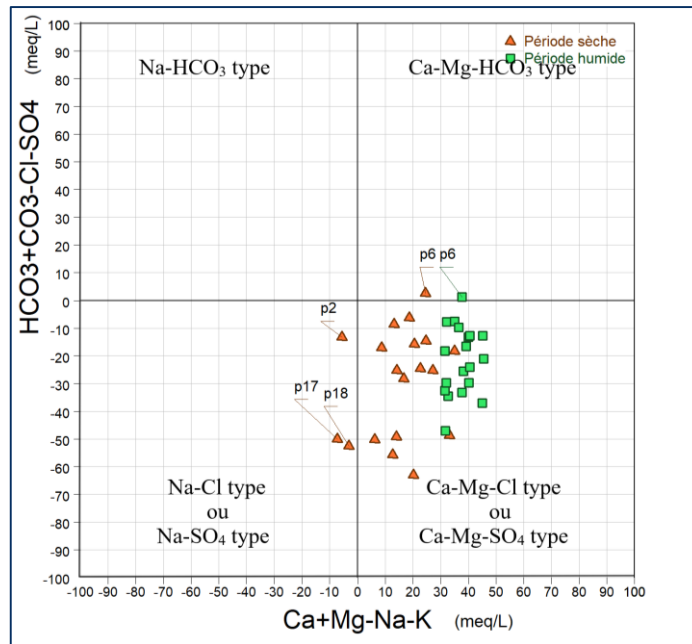


Figure 4.4. Diagramme de Chadha montrant la distribution des faciès hydrogéochimiques dans les échantillons d'eau souterraine.

4. Implications hydrogéochimiques et environnementales

La distribution des faciès hydrogéochimiques dans l'aquifère d'Hennaya éclaire plusieurs aspects majeurs pour la compréhension du système aquifère. L'homogénéité spatiale, caractérisée par la prédominance du faciès Cl-Ca sur l'ensemble de l'aquifère, témoigne d'une stabilité temporelle des signatures hydrochimiques entre les périodes d'étude, malgré l'existence de zones anormales localisées aux certains points.

Les processus géochimiques dominants manifestent une influence marquée des formations géologiques, combinée à une contribution significative des processus d'échange ionique. L'impact des activités anthropiques se manifeste particulièrement dans la composition anionique des eaux, soulignant l'interaction complexe entre les facteurs naturels et anthropiques dans l'évolution hydrochimique de l'aquifère.

Ces caractéristiques hydrogéochimiques impliquent des considérations importantes pour la gestion des ressources en eau. Un suivi particulier des zones présentant un faciès Na-Cl s'avère nécessaire, tout comme une attention accrue aux risques de salinisation dans les secteurs sensibles. La prise en compte des variations saisonnières dans la gestion de la ressource apparaît également comme un élément crucial pour une exploitation durable de l'aquifère.

B. Origine de la minéralisation

1. Analyse statistique multivariée

L'identification des sources potentielles des ions dissous dans les eaux souterraines de la plaine de Hennaya a été réalisée à l'aide de techniques statistiques multivariées, notamment l'analyse des corrélations, l'analyse en composantes principales (ACP) et la classification ascendante hiérarchique (CAH). Cette approche permet une meilleure compréhension des processus hydrogéochimiques et de l'origine de la minéralisation des eaux souterraines dans cette région semi-aride à vocation agricole.

1.1. Analyse des corrélations

L'analyse des matrices de corrélation de Pearson pour les saisons sèche et humide a révélé des relations significatives entre les différents paramètres physico-chimiques (Tableau 4.2). Les résultats

montrent une corrélation parfaite entre la conductivité électrique (CE) et les solides dissous totaux (TDS) pour les deux saisons ($r = 1.00$), confirmant que la minéralisation est principalement contrôlée par la présence d'ions dissous. La relation entre ces paramètres et le pH montre une variation saisonnière intéressante, avec une corrélation modérée en saison sèche ($r = 0.52$) qui s'intensifie considérablement en saison humide ($r = 0.71$), suggérant une dissolution minérale accrue lors des événements pluvieux.

Les ions sodium (Na^+) présentent une corrélation importante avec les TDS en saison sèche ($r = 0.62$) qui reste significative en saison humide ($r = 0.58$), indiquant une contribution constante des sels sodiques à la minéralisation globale des eaux souterraines. Cette association, couplée à la corrélation modérée entre Na^+ et Cl^- observée dans les deux saisons ($r = 0.52$), suggère l'influence de la dissolution d'évaporites ou potentiellement d'une intrusion d'eau saline dans certaines zones de l'aquifère.

Tableau 4.2. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines.

Variables	T	pH	TDS	EC	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	NO_3^--N
Période sèche												
T	1.00											
pH	0.21	1.00										
TDS	0.29	0.52	1.00									
EC	0.18	0.52	1.00	1.00								
Na^+	0.16	0.16	0.62	0.12	1.00							
K^+	0.18	0.46	0.29	0.29	-0.09	1.00						
Ca^{2+}	-0.03	-0.17	-0.15	-0.15	0.12	-0.29	1.00					
Mg^{2+}	-0.01	0.16	0.10	0.09	-0.05	0.16	-0.20	1.00				
Cl^-	0.22	0.31	0.71	-0.01	0.52	0.24	0.25	-0.39	1.00			
SO_4^{2-}	0.23	0.11	0.39	0.29	0.25	0.51	0.04	-0.07	0.10	1.00		
HCO_3^-	-0.36	-0.65	-0.48	-0.48	-0.21	-0.16	0.07	0.07	-0.32	-0.38	1.00	
NO_3^--N	0.08	-0.31	0.31	-0.31	0.16	0.02	0.38	-0.46	0.49	0.17	0.16	1.00
Période humide												
T	1.00											
pH	0.42	1.00										
TDS	0.15	0.71	1.00									
EC	0.15	0.71	1.00	1.00								
Na^+	0.02	0.32	0.58	0.58	1.00							
K^+	-0.07	0.07	0.17	0.17	-0.06	1.00						
Ca^{2+}	0.11	-0.15	-0.16	-0.16	0.20	0.05	1.00					
Mg^{2+}	-0.09	0.32	0.23	0.23	-0.08	0.34	-0.25	1.00				
Cl^-	0.11	-0.12	0.01	0.01	0.52	0.47	0.41	-0.43	1.00			
SO_4^{2-}	0.17	0.22	0.38	0.38	0.42	0.46	0.07	-0.04	0.45	1.00		
HCO_3^-	-0.08	-0.42	-0.63	-0.63	-0.65	0.19	0.03	-0.05	-0.33	-0.35	1.00	
NO_3^--N	0.56	-0.05	0.60	0.61	0.50	0.53	0.42	0.59	0.58	0.72	-0.46	1.00

Le comportement du chlorure (Cl^-) présente des variations saisonnières marquées dans ses relations avec les autres paramètres. En saison sèche, Cl^- montre une forte corrélation avec les TDS ($r = 0.71$), alors qu'en saison humide, cette relation devient pratiquement inexistante ($r = 0.01$). Ce changement radical pourrait s'expliquer par un effet de dilution des chlorures durant la saison des pluies ou par une modification des processus hydrogéochimiques dominants. Cependant, la corrélation entre Cl^- et NO_3^--N reste significative et même se renforce légèrement en saison humide (passant de $r = 0.49$ à $r = 0.58$), suggérant une origine commune, vraisemblablement anthropique.

Les nitrates (NO_3^- -N) présentent les changements saisonniers les plus spectaculaires dans leurs relations avec les autres paramètres. En saison sèche, les corrélations sont relativement modérées, avec des relations positives avec Cl^- ($r = 0.49$) et Ca^{2+} ($r = 0.38$), et une relation négative avec Mg^{2+} ($r = -0.46$). En saison humide, les nitrates développent des corrélations fortes et positives avec plusieurs paramètres, notamment SO_4^{2-} ($r = 0.72$), TDS/CE ($r \approx 0.60$), Na^+ ($r = 0.50$), Cl^- ($r = 0.58$), et même Mg^{2+} ($r = 0.59$). Cette évolution témoigne d'une contamination nitratée généralisée pendant la saison des pluies, probablement due au lessivage accru des fertilisants agricoles (Singh & *al.*, 2020).

Les bicarbonates (HCO_3^-) présentent systématiquement des corrélations négatives avec la plupart des paramètres, avec des associations particulièrement négatives avec le pH en saison sèche ($r = -0.65$) et avec les TDS/CE ($r = -0.63$) et Na^+ ($r = -0.65$) en saison humide. Cette tendance indique que les processus de dissolution des carbonates sont inversement liés à la minéralisation globale, possiblement en raison d'effets ioniques concurrentiels ou de la dilution lors des événements de recharge.

1.2. Affinité par ACP et CAH

En hydrochimie, les composants principaux peuvent être interprétés comme des processus géochimiques. Le premier composant principal (CP1), caractérisé par la valeur propre la plus élevée et la variance maximale, représente généralement la combinaison de processus dominante qui influence la composition chimique de l'eau. La valeur de la composante principale d'un échantillon est corrélée à l'intensité du processus géochimique qu'elle représente et peut être considérée comme un indicateur quantitatif de l'impact chimique de ce processus sur les eaux souterraines. La classification ascendante hiérarchique (CAH) produit des résultats très comparables à ceux de l'analyse en composantes principales (ACP). Les paramètres regroupés dans un même cluster ont une forte probabilité de partager une origine commune.

Tableau 4.3. Chargements factorielles des valeurs propres extraites dans l'ACP.

	Période sèche					Période humide				
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Valeur propre	3.53	2.33	1.43	1.33	1.14	3.72	2.44	1.71	1.28	0.83
Variabilité (%)	29.40	19.46	11.93	11.08	9.53	30.99	20.32	14.23	10.64	6.92
% cumulé	29.40	48.86	60.79	71.87	81.40	30.99	51.31	65.55	76.19	83.12

1.2.1. Projection des variables sur plan factoriel CP1-CP2 et CAH

L'analyse de la projection des variables sur les plans factoriels représente un pilier méthodologique dans l'interprétation des résultats d'ACP. Cette approche s'avère déterminante pour visualiser les corrélations entre les différents paramètres physico-chimiques et d'identifier les associations significatives entre variables, révélant ainsi les processus hydrochimiques sous-jacents. La représentation graphique des variables dans l'espace des composantes principales, complétée par l'analyse du dendrogramme issu de la CAH, offre une lecture complémentaire des affinités entre paramètres et facilite l'identification des signatures géochimiques caractéristiques.

Pour la saison sèche, l'analyse des données hydrochimiques indique que les deux premiers facteurs (F1 et F2) expliquent 48.86% de la variance totale, avec F1 contribuant à 29.40% et F2 à 19.46% (Tableau 4.3).

L'axe F1 de la période sèche (Figure 4.5a), fortement corrélé aux paramètres de conductivité électrique (EC) et de solides totaux dissous (TDS), révèle une dynamique hydrochimique complexe. Les corrélations positives élevées de SO_4^{2-} , du pH, de Cl^- et de K^+ indiquent un processus de concentration et de minéralisation caractéristique des conditions de faible hydraulicité. Cette configuration suggère une intensification des processus géochimiques par évaporation, où la réduction du volume d'eau provoque une augmentation de la concentration ionique.

La corrélation négative significative de HCO_3^- sur cet axe témoigne d'interactions géochimiques subtiles. Cette relation inverse pourrait refléter des mécanismes de précipitation, d'échange ionique ou de transformation minéralogique spécifiques aux périodes sèches, où les carbonates subissent des modifications importantes sous l'effet de la concentration et des conditions physicochimiques.

L'axe F2 met en lumière des processus d'échange et de transport ionique distincts (Figure 4.5a). La forte corrélation positive de Ca^{2+} , Na^+ et NO_3^- -N suggère des interactions complexes potentiellement liées à des apports anthropiques, à l'altération de formations géologiques ou à des processus d'échange de bases. Ces ions témoignent probablement de l'influence des formations superficielles et des activités humaines sur la composition chimique des eaux.

La corrélation négative de Mg^{2+} et de la température sur cet axe introduit une dimension thermodynamique importante. Cette relation inverse pourrait indiquer des mécanismes de contrôle géochimique sensibles aux variations thermiques, où la mobilité et la spéciation des ions magnésiens varient en fonction des conditions de température.

Dans la période humide, l'axe F1 conserve une structure similaire à la période sèche (Figure 4.6a), avec des corrélations positives fortes de TDS, EC et pH. Cependant, les légères modifications dans les intensités de corrélation suggèrent des réorganisations subtiles des processus hydrochimiques sous l'effet des précipitations. L'augmentation du volume d'eau modifie les mécanismes de transport et de concentration ionique, révélant la plasticité du système géochimique.

L'axe F2 de la période humide présente des caractéristiques distinctes (Figure 4.6a), avec des corrélations impliquant Cl^- , NO_3^- -N et Ca^{2+} . Ces interactions reflètent probablement les processus de lessivage, de dilution et de remobilisation des ions lors des épisodes pluvieux. La diversité et la complexité des corrélations témoignent de la dynamique hydrologiques et géochimiques propres aux périodes humides.

Le dendrogramme de la CAH de la période sèche confirme ces affinités entre variables (Figure 4.5b). À une distance de dissimilarité d'environ 0.15, on observe généralement trois clusters principaux, suggérant des mécanismes de contrôle géochimique différenciés :

- Cluster (C1) associant la température (T) et NO_3^- -N, suggérant une influence anthropique ;
- Cluster (C2) comprenant K^+ , Cl^- , HCO_3^- , pH, EC, TDS et SO_4^{2-} , représentant la minéralisation globale d'origine géologique ;
- Cluster (C3) incluant Mg^{2+} , Na^+ et Ca^{2+} , indiquant probablement une origine géologique différente.

Le dendrogramme de la période humide présente une structure hiérarchique distincte (Figure 4.6b), reflétant les transformations induites par l'augmentation des précipitations. La configuration des clusters diffère significativement de celle observée en période sèche, soulignant la sensibilité du système hydrochimique aux variations hydrologiques.

On note la formation de nouveaux groupements, notamment entre des ions comme NO_3^- -N, Cl^- et Ca^{2+} , suggérant des mécanismes de lessivage et de remobilisation spécifiques aux périodes humides. La distance entre les clusters et leur arrangement témoignent des processus de dilution, de transport et de transformation des éléments chimiques lors des épisodes pluvieux.

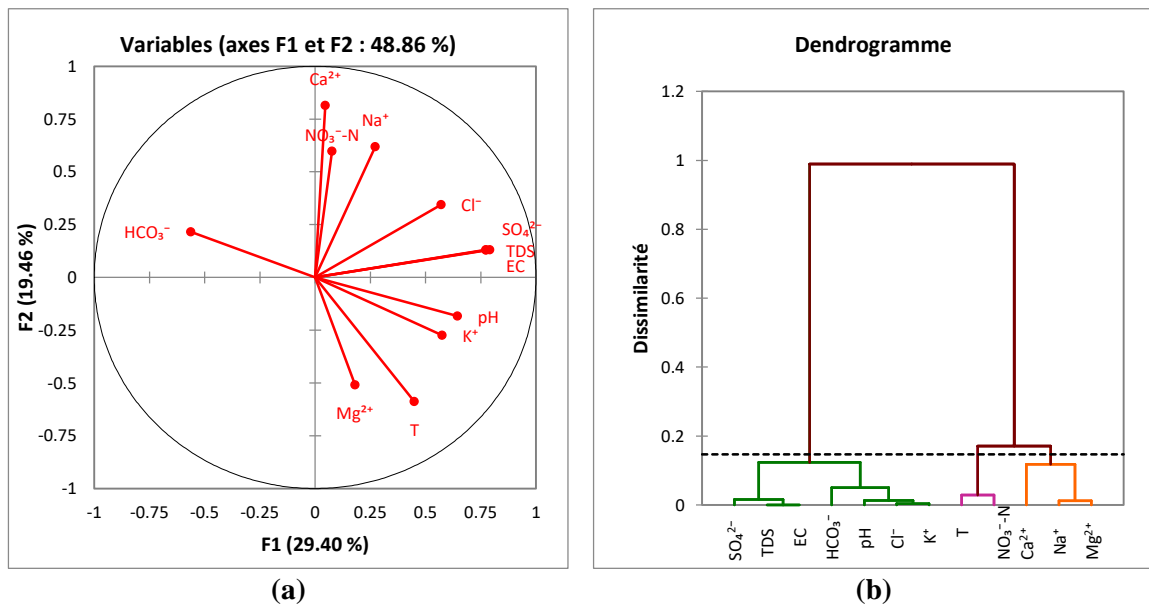


Figure 4.5. Diagrammes ACP et CAH des variables des eaux souterraines de l'aquifère, en saison sèche. (a) Projections des variables sur axes factoriels CP1-CP2, (b) Dendrogrammes des classes des variables

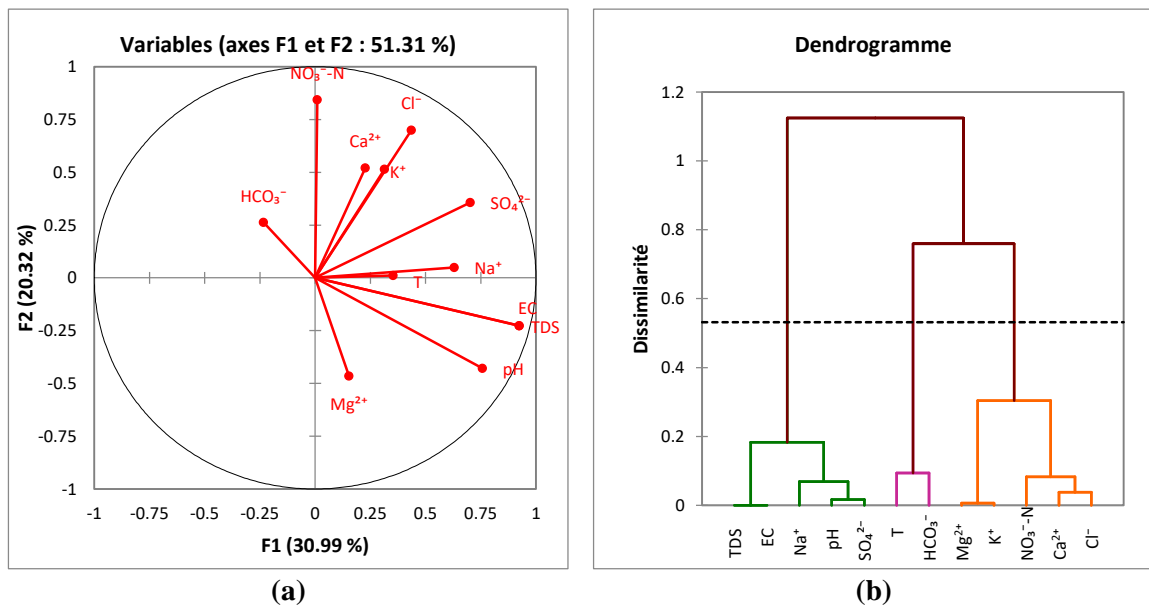


Figure 4.6. Diagrammes ACP et CAH des variables des eaux souterraines de l'aquifère, en saison humide. (a) Projections des variables sur axes factoriels CP1-CP2, (b) Dendrogrammes des classes des variables

1.2.2. Projection des individus sur plan factoriel CP1-CP2 et CAH

La projection des individus sur le plan factoriel CP1-CP2 durant la période sèche montre une structure hydrochimique complexe. L'axe F1 (Figure 4.7a), principal facteur de discrimination, met en évidence des variations significatives entre différents points d'échantillonnage. Les points Ain Ouahab, Ain Boukoura, p11 et p3 se distinguent par leurs contributions élevées, suggérant des processus géochimiques locaux potentiellement différenciés.

Ces variations peuvent résulter de multiples facteurs environnementaux, tels que la nature géologique des formations superficielles, les interactions eau-roche, ou l'influence des activités anthropiques. La distribution des contributions indique une hétérogénéité spatiale marquée des processus hydrochimiques durant la période de faible hydraulicité.

L'axe F2 apporte une dimension complémentaire à l'analyse (Figure 4.7a), avec des

contributions variables notamment pour le point p17. Ces variations secondaires suggèrent des mécanismes de différenciation chimique plus subtils, potentiellement liés aux processus d'infiltration agricole localisés.

La période humide se caractérise par une réorganisation significative des projections individuelles. Les sites Ain Ouahab et Ain Boukoura présentent des contributions élevées sur l'axe F1, révélant des modifications profondes des processus hydrochimiques sous l'effet des précipitations (Figure 4.8a).

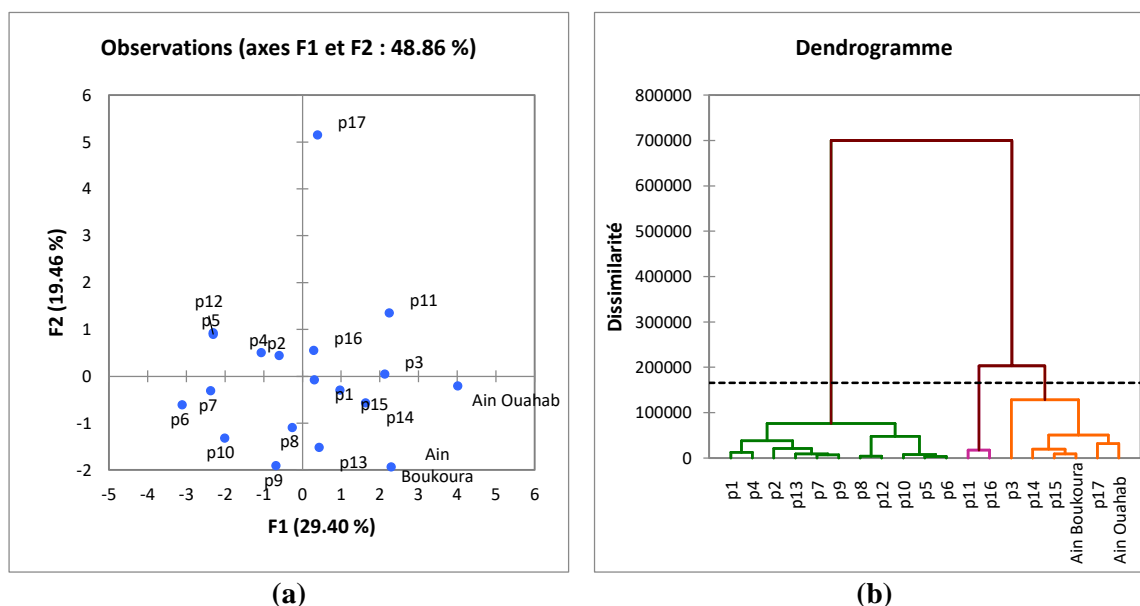


Figure 4.7. Diagrammes ACP et CAH des individus des eaux souterraines de l'aquifère, en saison sèche. (a) Projections des individus sur axes factoriels CP1-CP2, (b) Dendrogrammes des classes des individus

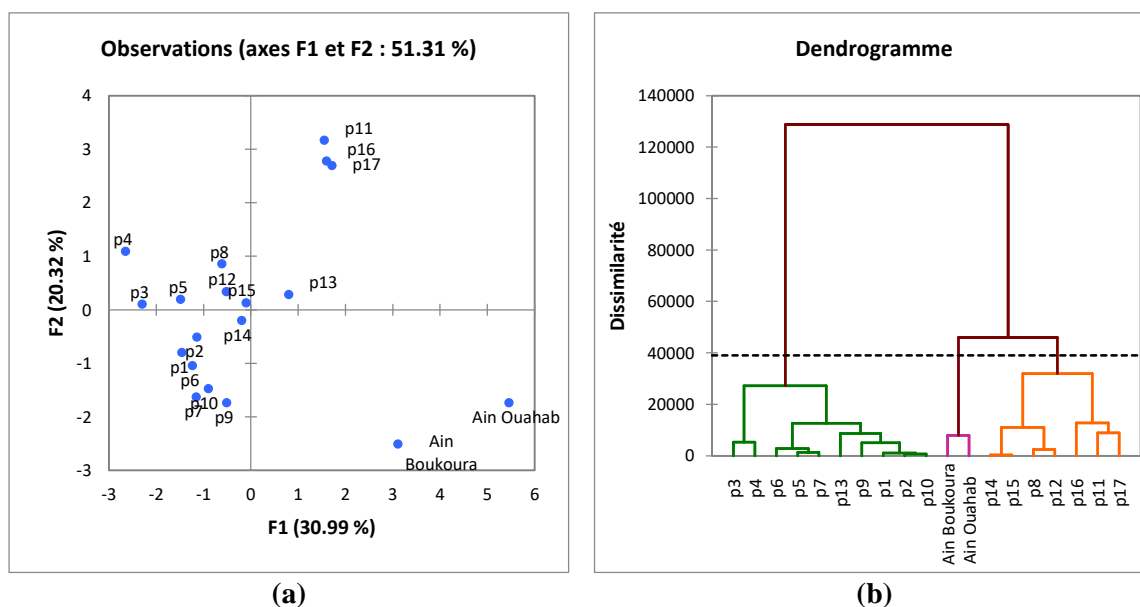


Figure 4.8. Diagrammes ACP et CAH des individus des eaux souterraines de l'aquifère, en saison humide. (a) Projections des individus sur axes factoriels CP1-CP2, (b) Dendrogrammes des classes des individus

Cette reconfiguration traduit probablement des mécanismes de lessivage, de dilution et de remobilisation des éléments chimiques. L'augmentation du volume d'eau modifie les interactions entre les différents compartiments du système hydrologique, générant une nouvelle dynamique de distribution des éléments.

L'axe F2 de la période humide présente une structure différente (Figure 4.8a), avec des contributions significatives pour les points p11, p16 et p17. Ces variations suggèrent des processus secondaires de la mobilité chimique spécifiques aux conditions hydrologiques humides.

La diversité des contributions illustre la plasticité du système géochimique, capable de réorganiser ses interactions en fonction des conditions environnementales changeantes.

Le dendrogramme de la période sèche montre une organisation hiérarchique complexe des points d'échantillonnage (Figure 4.7b). On observe principalement trois grands clusters principaux, indiquant une organisation spatiale significative du système hydrochimique. Le cluster C1 comprend majoritairement les points du site méridional, illustrant une homogénéité géochimique caractéristique de cette zone géographique.

Le cluster C3 se concentre sur la partie centrale de la zone d'étude, regroupant des points présentant des similitudes hydrochimiques distinctes de la région méridionale.

Le cluster C2, localisé vers le nord, représente un ensemble géochimique, potentiellement influencé par des conditions environnementales distinctes des deux autres groupes.

La saison humide permet une expression plus nette de cette organisation spatiale (Figure 4.8b). Les précipitations semblent révéler et accentuer les structures géochimiques sous-jacentes, avec une différenciation plus marquée entre les clusters.

L'augmentation du volume d'eau modifie les processus de transport et de transformation chimique, tout en maintenant une structure spatiale fondamentale. Les interactions entre eau de pluie, formations géologiques et systèmes hydrologiques locaux génèrent une reconfiguration des clusters qui conserve néanmoins la signature géographique initiale.

2. Diagramme de Gibbs

Les processus hydrogéochimiques responsables de l'évolution de la qualité des eaux souterraines dans la plaine d'Hennaya ont été étudiés à l'aide du diagramme de Gibbs (1970). Cet outil graphique, basé sur les rapports ioniques et la salinité des eaux, permet d'identifier les processus géochimiques dominants : interactions eau-roche, évaporation ou influence des précipitations (Figure 4.9).

En période sèche, les échantillons d'eau souterraine montrent un positionnement à l'interface entre le domaine de la dominance rocheuse et celui de l'évaporation. Les valeurs de TDS atteignent des niveaux élevés entre 1093.56 et 1443 mg/L (moyenne : 1235.56 mg/L). Cette position intermédiaire s'explique par :

- Des concentrations importantes en chlorures ;
- L'influence marquée des flux d'irrigation sur le système souterrain ;
- L'intensification des processus d'évaporation caractéristique de cette saison.

En période humide, on observe un déplacement des points d'échantillonnage vers le domaine de la dominance rocheuse, indiquant une prédominance des interactions eau-roche. Les TDS diminuent, variant entre 1060.02 et 1271.4 mg/L (moyenne : 1146.11 mg/L). Cette évolution témoigne de l'effet de dilution par les précipitations et d'une atténuation des processus évaporatoires.

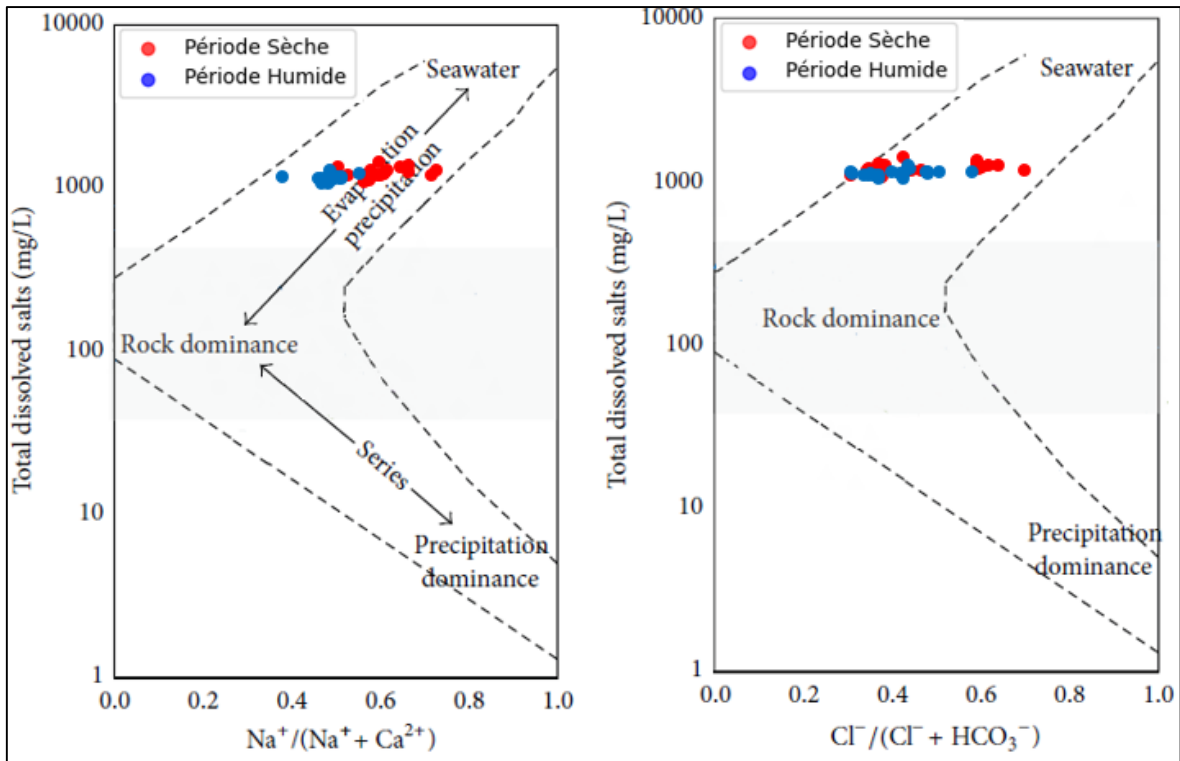


Figure 4.9. Diagrammes de Gibbs indiquant les processus chimiques dominants.

Cette dynamique saisonnière de la signature géochimique suggère une qualité des eaux initialement de type géogénique influencée par les activités anthropiques en période sèche, qui s'améliore relativement en période humide grâce à la recharge. Le passage d'une influence mixte (roche-évaporation) vers une dominance plus marquée des interactions eau-roche illustre l'importance des conditions hydroclimatiques dans l'évolution géochimique de l'aquifère.

3. Indices chloro-alcalins

Les indices chloro-alcalins (CAI-1 et CAI-2) constituent des indicateurs géochimiques permettant de caractériser les processus d'échange ionique dans les systèmes aquifères. Leur interprétation repose sur des principes fondamentaux qui révèlent les interactions complexes entre les ions présents dans les eaux souterraines. L'analyse des (CAI-1 et CAI-2) offre une lecture nuancée des processus géochimiques :

- Des valeurs négatives indiquent un échange où Ca^{2+} et Mg^{2+} de l'eau souterraine sont remplacés par Na^+ et K^+ des formations aquifères ;
- Une valeur nulle ($\text{CAI} = 0$) signifie l'absence d'échange ionique ;
- Des valeurs positives traduisent un phénomène d'échange ionique inverse.

Dans l'aquifère d'Hennaya, les valeurs du CAI-1 sont systématiquement négatives, avec des valeurs respectivement en période sèche et en période humide (Figure 4.10) allant de -1.37 à -0.05 et de -1.57 à -0.55, témoignant d'un échange cationique significatif.

Le CAI-2, qui intègre différemment les concentrations ioniques, offre des informations complémentaires sur les mécanismes d'échange. Les valeurs négatives observées suggèrent des processus de lessivage et d'altération des minéraux, avec des variations marquées entre les saisons sèche et humide (Figure 4.10).

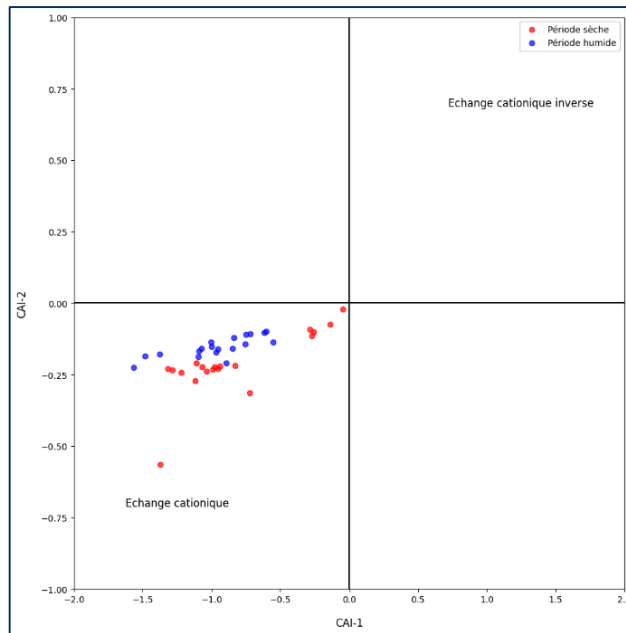


Figure 4.10. Analyse corrélative CAI-1 vs. CAI-2.

La relation entre $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) - \text{Cl}^-$ et $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - (\text{HCO}_3^- - \text{SO}_4^{2-})$ présente une tendance linéaire avec une pente proche de -1, confirmant l'importance de l'échange cationique comme processus géochimique majeur dans l'équilibre de la composition des eaux souterraines (Figure 4.11). L'amplitude des valeurs absolues des indices CAI suggère une intensité variable des processus d'échange selon les zones de l'aquifère, reflétant probablement l'hétérogénéité des formations géologiques.

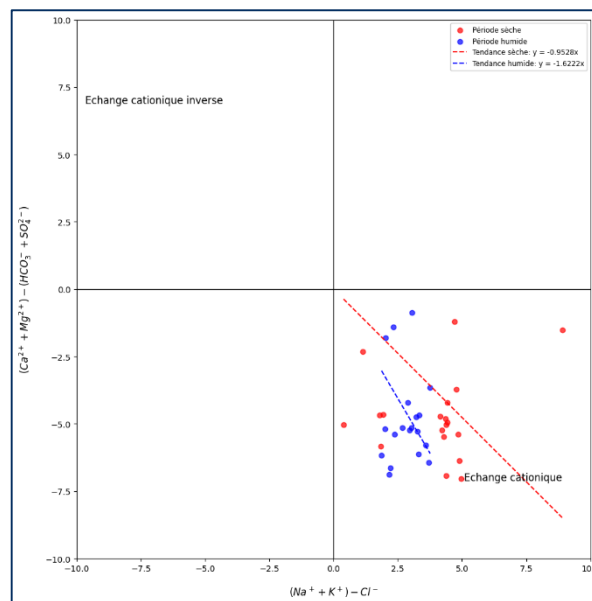


Figure 4.11. Analyse corrélative $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) - \text{Cl}^-$ vs. $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - (\text{HCO}_3^- - \text{SO}_4^{2-})$.

4. Indices d'échange IEB et IGM

Les indices d'échange IEB (Indice d'échange de base) et IGM (Indice de genèse météorique) représentent des outils sophistiqués pour caractériser la dynamique géochimique des eaux souterraines. Ces indices permettent d'évaluer quantitativement les interactions ioniques et les modifications chimiques subies par les eaux au cours de leur parcours.

L'IEB met en évidence des variations significatives entre les périodes sèche et humide (Figure

4.12). Dans la période sèche, les valeurs oscillent entre 0.03 et 1.02, tandis que pendant la saison humide, la gamme se resserre entre 0.18 et 0.40. Ces fluctuations reflètent probablement des processus complexes d'interaction eau-roche de type $\text{Na}^+\text{-HCO}_3^-$, de lessivage et de recharge des nappes phréatiques.

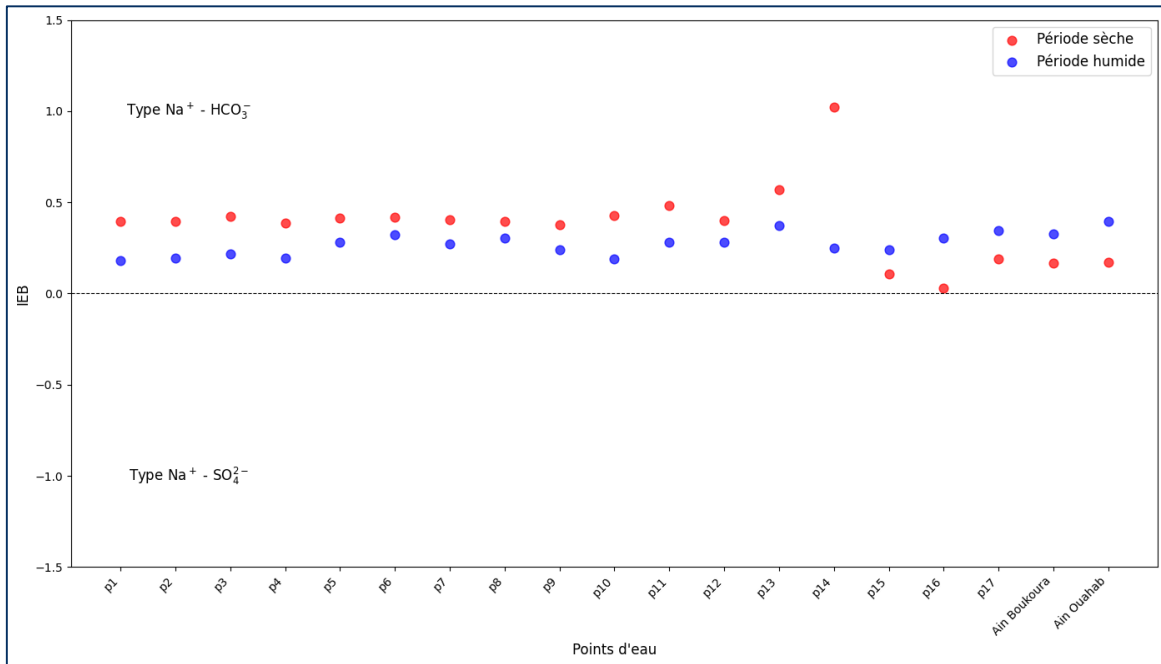


Figure 4.12. Indice d'échange de base (IEB).

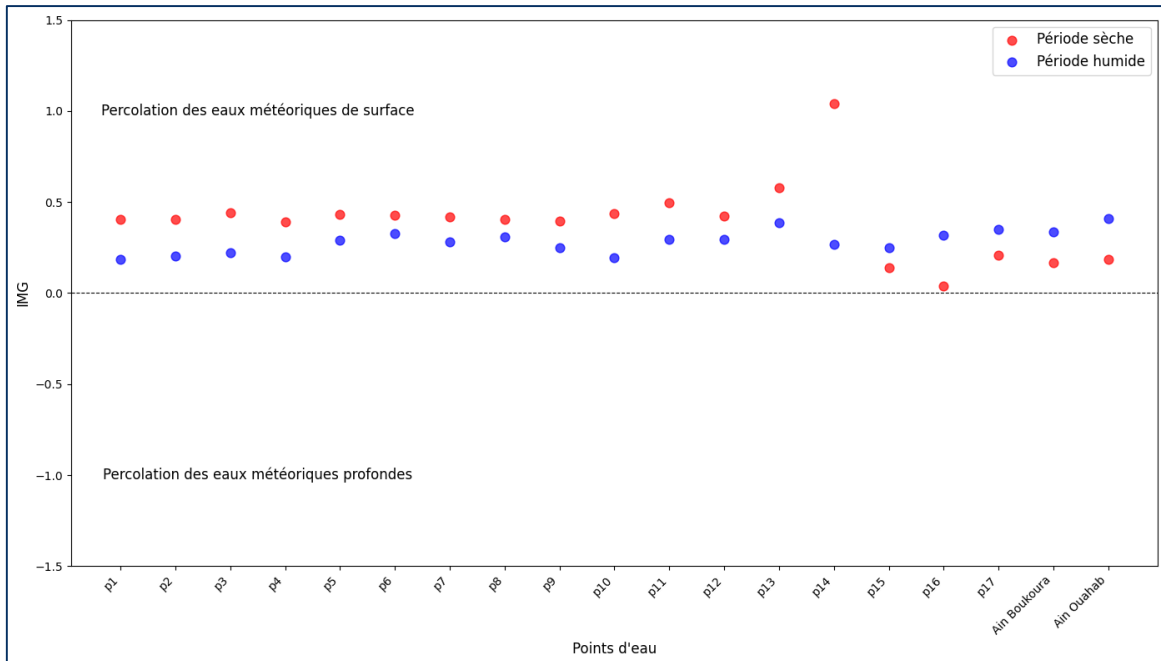


Figure 4.13. Indice de genèse météorique (IGM).

L'IGM, intimement lié à l'IEB, présente des tendances similaires mais avec des nuances intéressantes. Les valeurs en période sèche varient de 0.04 à 1.04, contre 0.18 à 0.41 en période humide (Figure 4.13). Ces variations suggèrent des modifications significatives dans la composition chimique des eaux souterraines en fonction des conditions hydrologiques de surface.

L'analyse combinée des indices IEB et IGM dans la plaine d'Hennaya montre une dominance du faciès Na-HCO_3 , caractéristique d'une alimentation par des eaux météoriques peu profondes (Figure

4.14). Cette signature géochimique confirme l'importance des processus de recharge récente dans le fonctionnement hydrogéologique du système aquifère.

Les valeurs des indices IEB et IMG corroborent les observations des indices chloro-alcalins, soulignant la prédominance des processus d'échange ionique dans l'acquisition de la minéralisation des eaux. Ces résultats suggèrent une interaction significative entre les eaux souterraines et la matrice aquifère, principalement contrôlée par des processus de surface et des échanges avec les formations peu profondes.

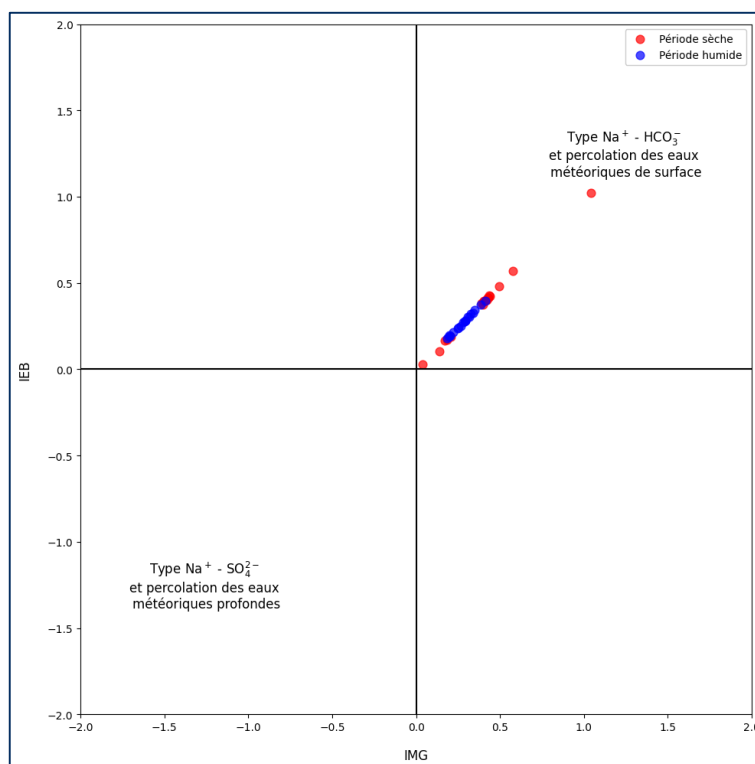


Figure 4.14. Analyse corrélative IMG vs. IEB.

5. Indices de saturation minérale (SI)

L'analyse des indices de saturation (SI) des minéraux montre une dynamique géochimique complexe. Les résultats mettent en évidence des comportements distincts pour chaque minéral, reflétant les processus d'altération et de transformation dans le système hydrogéologique étudié (Figure 4.15).

L'Anhydrite et le Halite présentent systématiquement des indices de saturation négatifs, indiquant une forte propension à la dissolution. Ces minéraux sont constamment sous-saturés, suggérant des conditions chimiques favorisant leur décomposition et leur mobilisation dans les systèmes aqueux. Cette caractéristique témoigne d'une instabilité minérale prononcée, où les processus de lessivage dominent les interactions géochimiques.

En contraste, l'Aragonite et la Calcite montrent un comportement plus nuancé, avec des indices de saturation oscillant autour de zéro. Cette proximité de l'équilibre chimique indique une dynamique complexe de précipitation et de dissolution, fortement influencée par les variations saisonnières. La période sèche se distingue par des valeurs de saturation légèrement plus élevées, suggérant des conditions plus propices à la cristallisation carbonatée.

La Dolomite révèle les variations les plus significatives entre les périodes sèche et humide. Durant la saison sèche, ses indices de saturation atteignent des valeurs positives comprises entre 0.5 et 2.1, traduisant un potentiel de précipitation et de transformation minérale. À l'inverse, la période

humide se caractérise par une réduction marquée de ces indices, illustrant l'impact des conditions hydrologiques sur la stabilité minérale.

Le Gypse maintient un comportement similaire à l'Anhydrite, avec des indices de saturation constamment négatifs. Cette sous-saturation persistante suggère des conditions de dissolution continue, bien que des variations subtiles soient observables entre les différentes périodes. Ces observations soulignent la sensibilité des processus géochimiques aux fluctuations environnementales.

L'analyse met en lumière l'importance cruciale des variations saisonnières dans la dynamique géochimique. La période sèche se distingue par une minéralisation plus prononcée et des conditions favorables à la concentration minérale. À l'opposé, la période humide se caractérise par un processus de dilution et de lessivage, réduisant globalement les indices de saturation et modifiant les équilibres chimiques.

Les sites d'Ain Boukoura et Ain Ouahab présentent des particularités intéressantes, notamment une saturation en Dolomite plus élevée et des variations saisonnières plus marquées. Ces observations suggèrent des conditions géologiques et hydrologiques uniques, nécessitant une investigation approfondie pour comprendre les mécanismes spécifiques de transformation minérale.

Ces résultats offrent des perspectives significatives sur les processus d'altération, de dissolution et de précipitation dans les systèmes hydrogéologiques. Ils soulignent la complexité des interactions géochimiques et l'influence déterminante des conditions environnementales sur la stabilité et la transformation des minéraux.

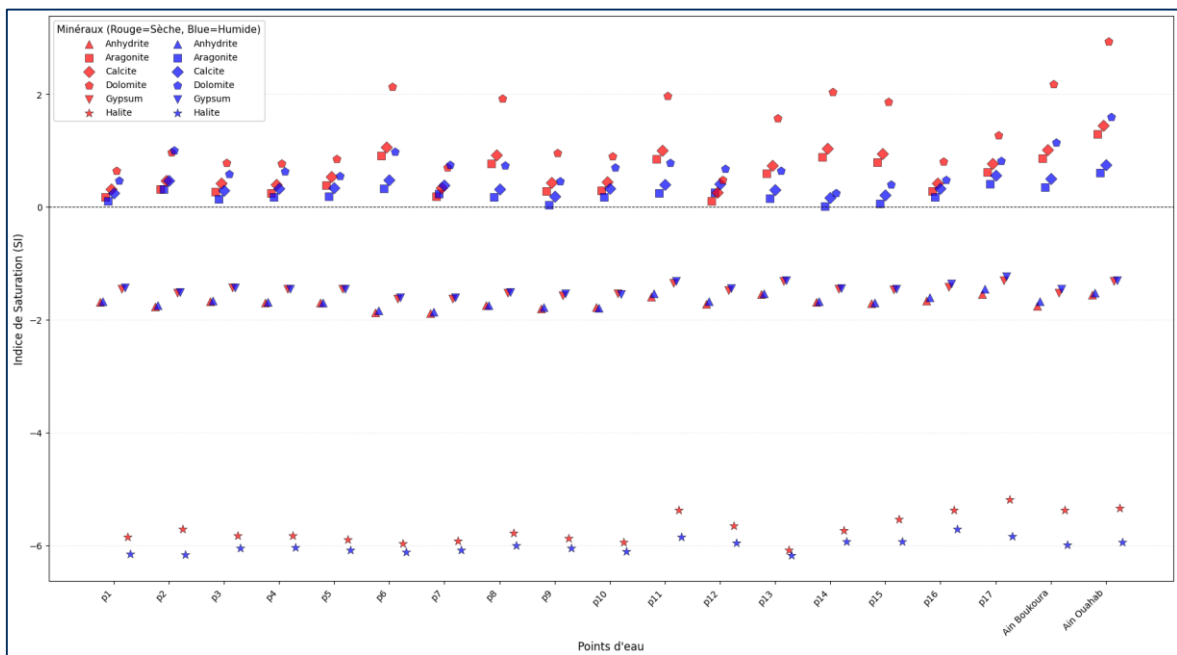


Figure 4.15. Indices de saturation.

Sur le graphique comparant les indices de saturation de la calcite et de la dolomite, la totalité des points se situe dans le quadrant supérieur droit (Figure 4.16). Cette distribution uniforme indique une saturation systématique en calcite et en dolomite. Les valeurs positives suggèrent un environnement géochimique favorable à la précipitation de ces minéraux carbonatés, avec une forte probabilité de formation de dépôts minéraux.

En contraste, le graphique du gypse et de l'halite montre tous les points concentrés dans le quadrant inférieur gauche (Figure 4.17). Les indices de saturation négatifs révèlent une tendance marquée à la dissolution du gypse et de l'halite. Cette configuration indique un environnement où ces minéraux évaporitiques sont constamment dissous dans les eaux souterraines.

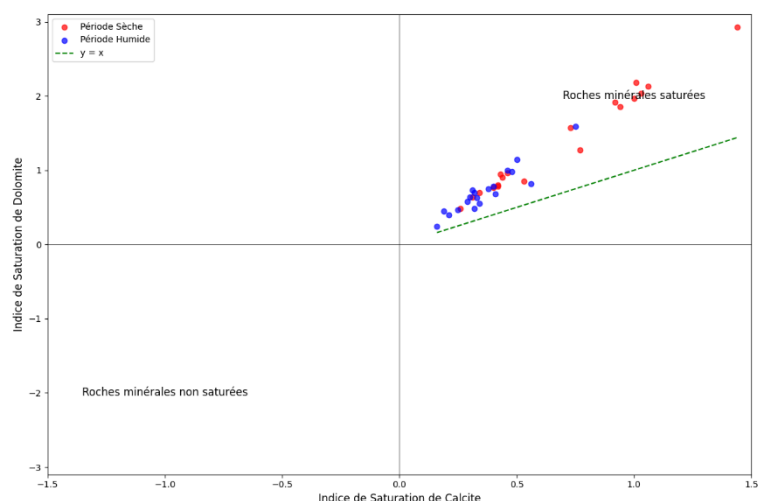


Figure 4.16. Analyse corrélative IS de Calcite vs. IS de Dolomite.

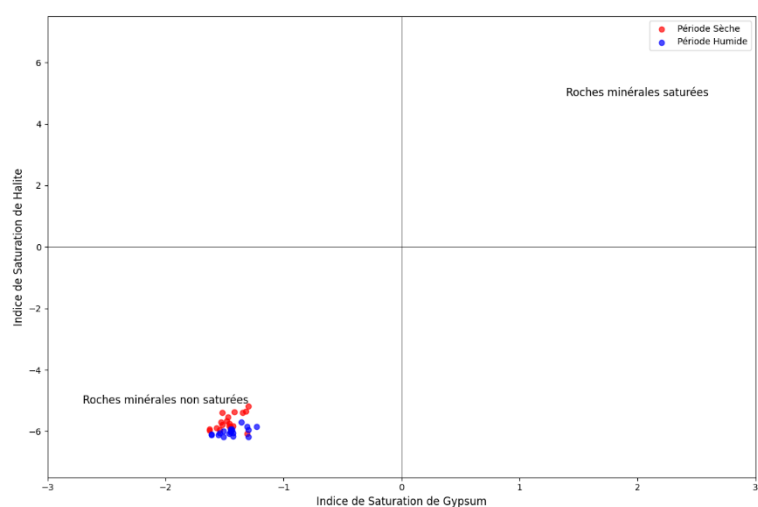


Figure 4.17. Analyse corrélative IS de Gypse vs. IS d'Halite.

IV. QUALITE DES EAUX A DES FINS D'IRRIGATION

A. Evaluation des paramètres selon les normes FAO

L'évaluation de la qualité des eaux souterraines pour l'irrigation dans la plaine d'Hennaya repose sur une analyse approfondie des paramètres physico-chimiques selon les normes de la FAO.

Le pH des eaux montre une variation saisonnière minimale, avec des valeurs moyennes de 7.61 en période sèche et 7.27 en période pluvieuse, restant conformes aux recommandations de la FAO pour l'irrigation (Figure 4.18a).

La conductivité électrique (CE) (Figure 4.18b) et les solides totaux dissous (TDS) (Figure 4.18c) suivent des tendances similaires, avec des valeurs de CE de 1584.05 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et de TDS de 1235.56 mg/L en période sèche, diminuant respectivement à 1469.37 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 1146.11 mg/L pendant la saison des pluies. Cette diminution saisonnière reflète une amélioration naturelle de la qualité des eaux durant la période pluvieuse.

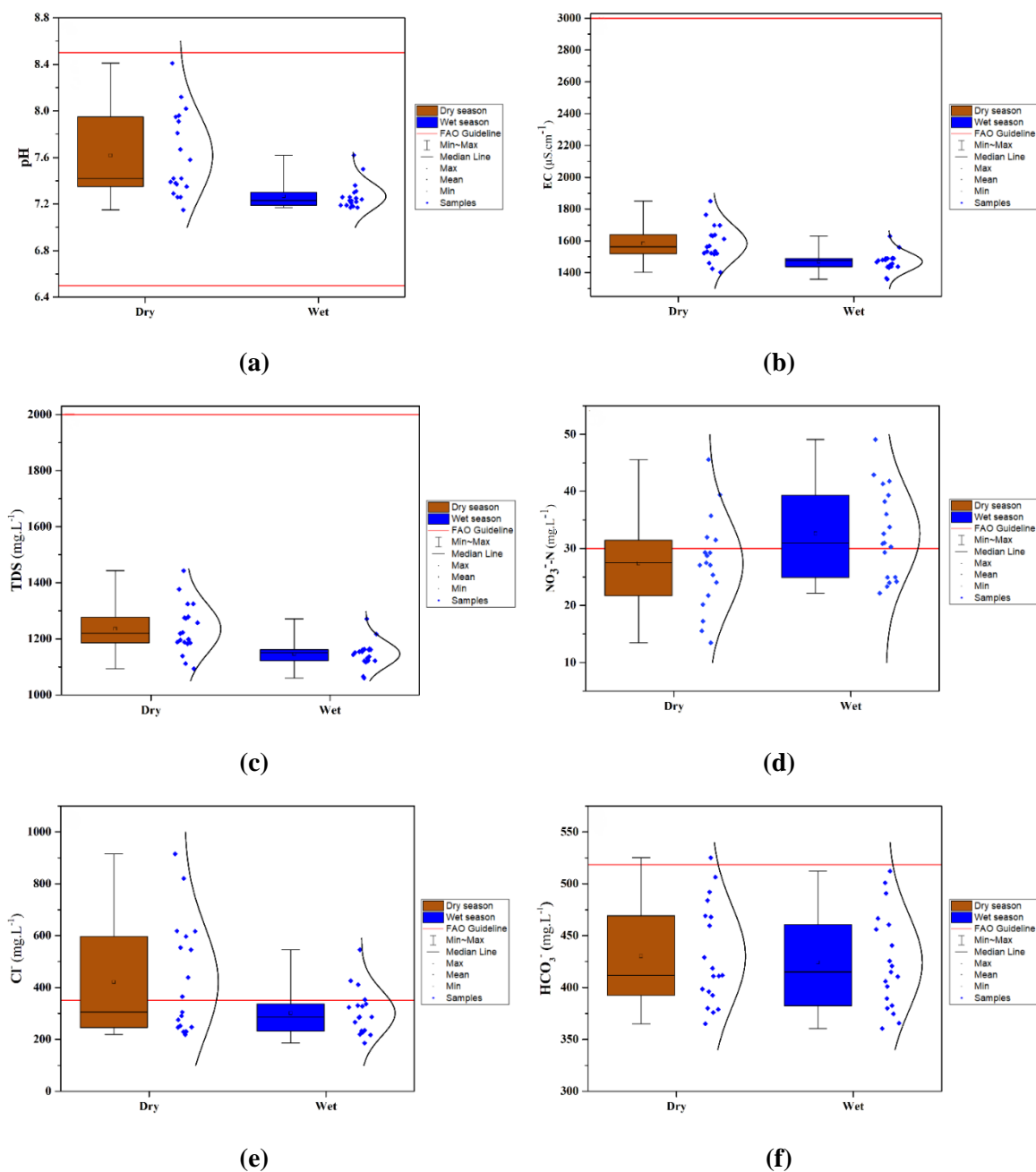
Les concentrations en nitrate-azote (NO_3^--N) présentent des variations significatives, avec des moyennes de 27.35 mg/L en saison sèche augmentant à 32.61 mg/L en période humide (Figure 4.18d). Un aspect préoccupant est le dépassement des normes FAO par 31.57% des échantillons en période sèche, proportion qui s'élève drastiquement à 68.42% durant la saison des pluies.

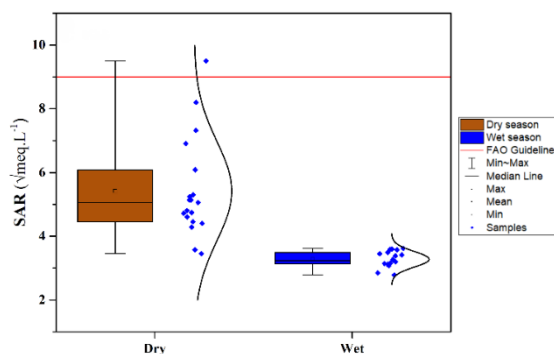
Les chlorures (Cl^-) montrent également des variations saisonnières importantes, avec des

concentrations moyennes passant de 420.77 mg/L en période sèche à 301.44 mg/L en période pluvieuse (Figure 4.18e). Les dépassements des seuils recommandés concernent 52.63% des échantillons en saison sèche, se réduisant à 36.84% en saison des pluies.

Les niveaux de bicarbonate (HCO_3^-) sont restés relativement constants entre les saisons, avec des concentrations moyennes de 430.14 mg/L et 424.17 mg/L pendant les périodes sèches et pluvieuses, respectivement. Tous les échantillons étaient conformes aux normes de la FAO, sauf le point (p6) pendant la période sèche (Figure 4.18f).

Les valeurs du rapport d'adsorption du sodium (SAR) varient de 3.45 à 9.49 pendant la saison sèche et se réduisent à 2.78-3.62 pendant la période des pluies (Figure 4.18g). Alors que la plupart des échantillons respectent les normes de la FAO, un échantillon (p17) s'écarte de manière significative des lignes directrices recommandées, mettant en évidence des problèmes localisés de qualité de l'eau potentiellement liés à des pratiques spécifiques d'utilisation des terres ou à des facteurs géologiques.





(g)

Figure 4.18. Boîtes à moustaches montrant la distribution et le dépassement des éléments physicochimiques de la qualité de l'eau d'irrigation dans les échantillons d'eau souterraine. (a) pH, (b) EC, (c) TDS, (d) NO_3^- -N, (e) Cl⁻, (f) HCO_3^- , (g) SAR

B. Dynamique spatio-temporelle des caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines

L'investigation des caractéristiques hydrochimiques de la plaine d'Hennaya indique des variations spatiotemporelles complexes, analysées à l'aide de techniques géospatiales avancées via le logiciel QGIS. Cette analyse comprend l'étude de plusieurs paramètres clés.

1. Conductivité électrique (CE)

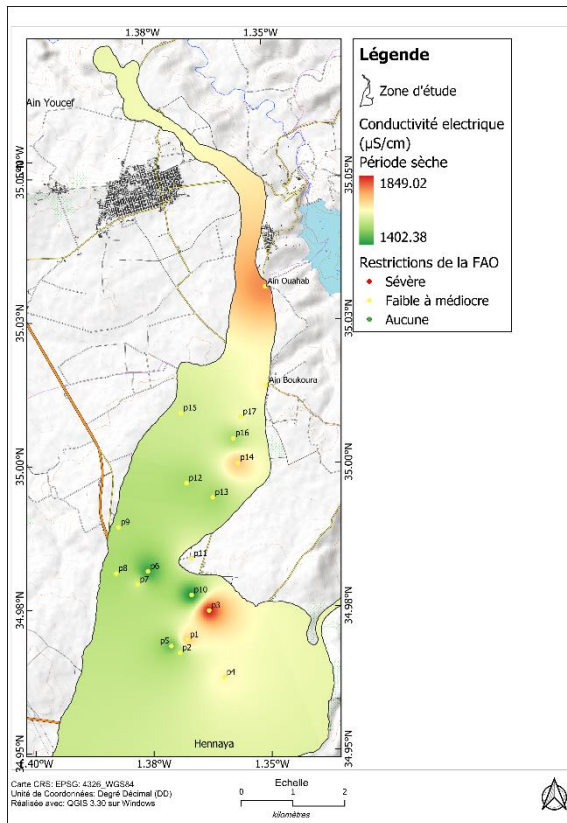
La conductivité électrique présente des fluctuations saisonnières marquées. En période sèche, les valeurs s'étendent de 1402.38 à 1849.02 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec des concentrations maximales dans les zones nord et sud de la plaine (Figure 4.19a). Cette distribution s'explique par l'intensification de l'évaporation et la concentration des sels durant cette période. Durant la saison des pluies, on observe une atténuation générale avec des valeurs comprises entre 1359.23 et 1630 $\mu\text{S}/\text{cm}$, témoignant d'un effet de dilution par les précipitations (Figure 4.19b). Cette hétérogénéité suggère des influences multiples, notamment des interactions entre les conditions climatiques saisonnières, la nature du substrat géologique et les interventions anthropiques par les pratiques agricoles intensives.

2. Dynamique du ratio d'adsorption du sodium (SAR)

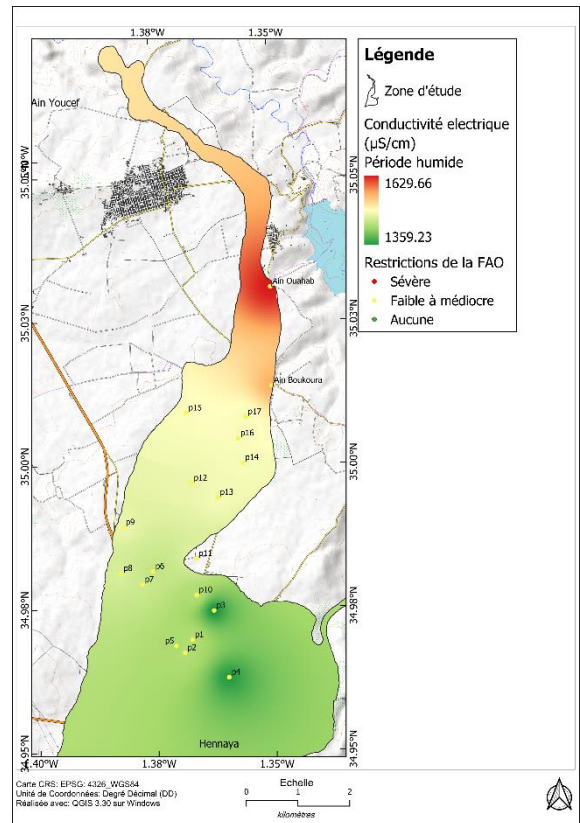
Le Ratio d'Adsorption du Sodium présente des variations temporelles significatives, reflétant les interactions ioniques complexes au sein du système aquifère. Les valeurs du SAR ont été calculé par l'équation suivante (Equation (51)) (Meireles & al., 2010) :

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2}} \quad (51)$$

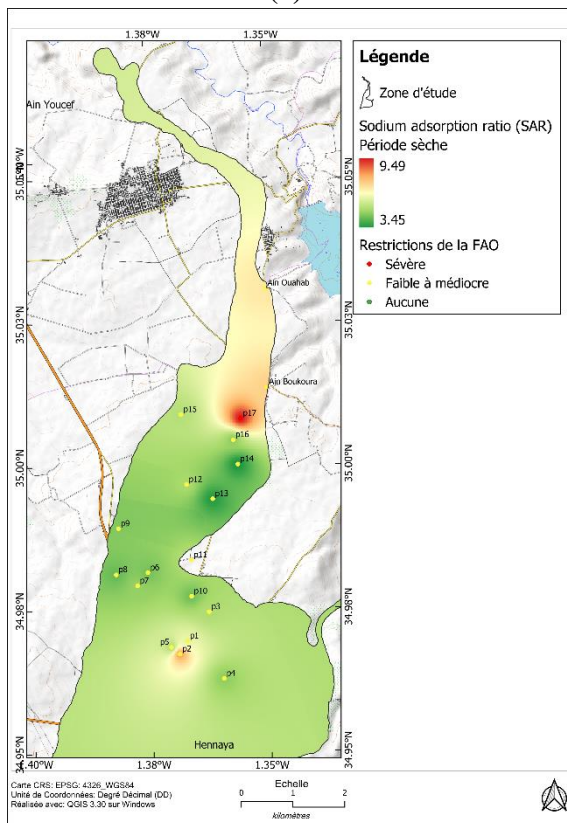
La période sèche enregistre des valeurs de SAR s'étendant de 3.45 à 9.5 (Figure 4.19c), transitant drastiquement vers une gamme de 2.78 à 3.62 pendant la saison humide (Figure 4.19d). Cette réduction substantielle suggère des modifications saisonnières nuancées dans la concentration en sodium et des mécanismes potentiels d'échange ionique. La teneur modérée à élevée en sodium, constante tout au long du cycle annuel, indique des implications potentielles pour la structure du sol, l'efficacité de l'irrigation et la durabilité agricole à long terme.



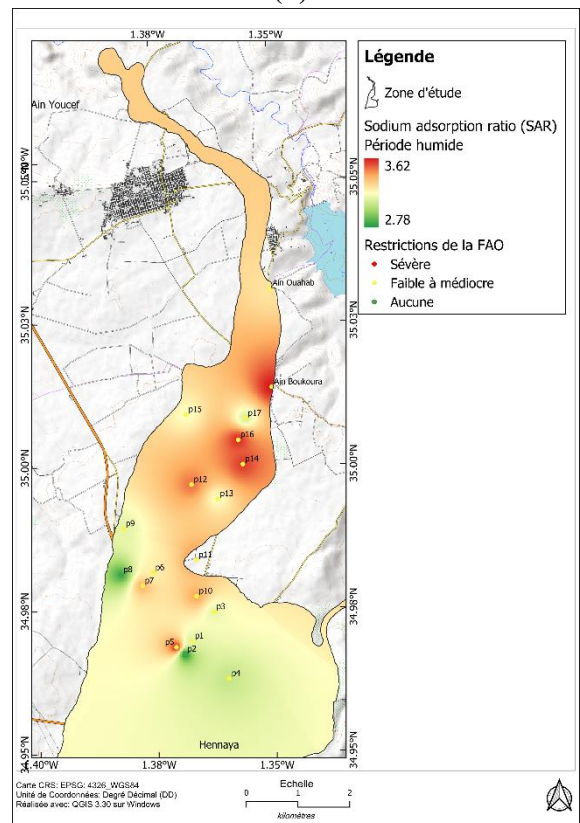
(a)



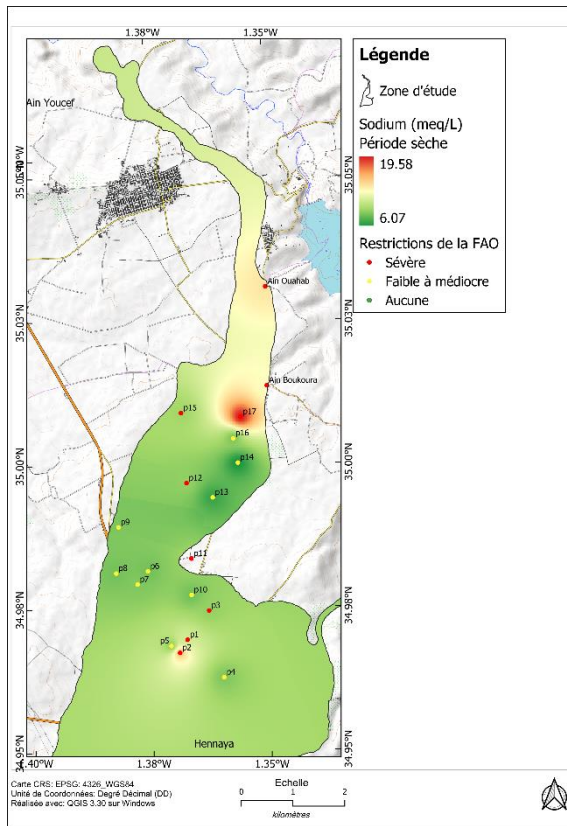
(b)



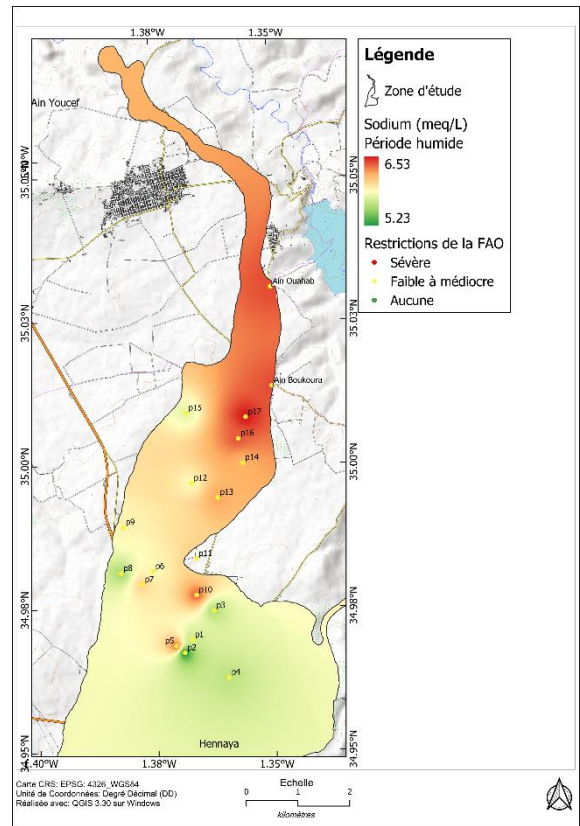
(c)



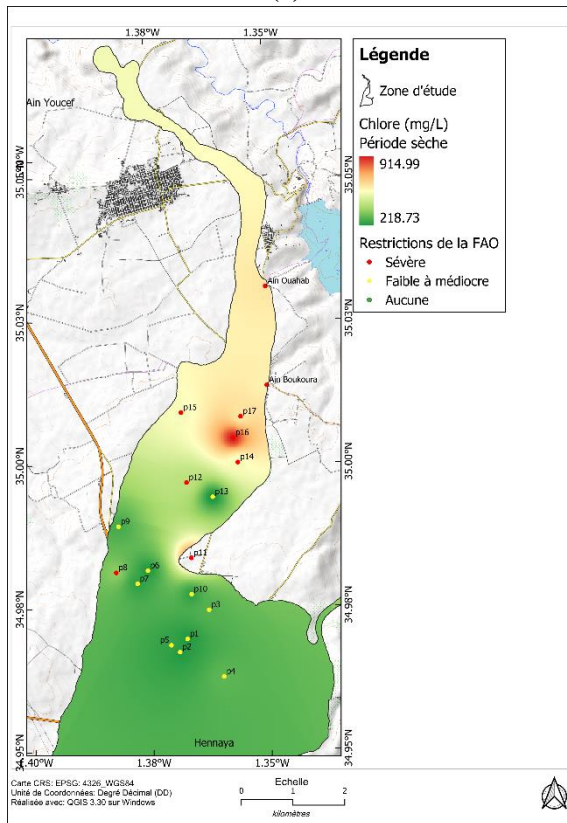
(d)



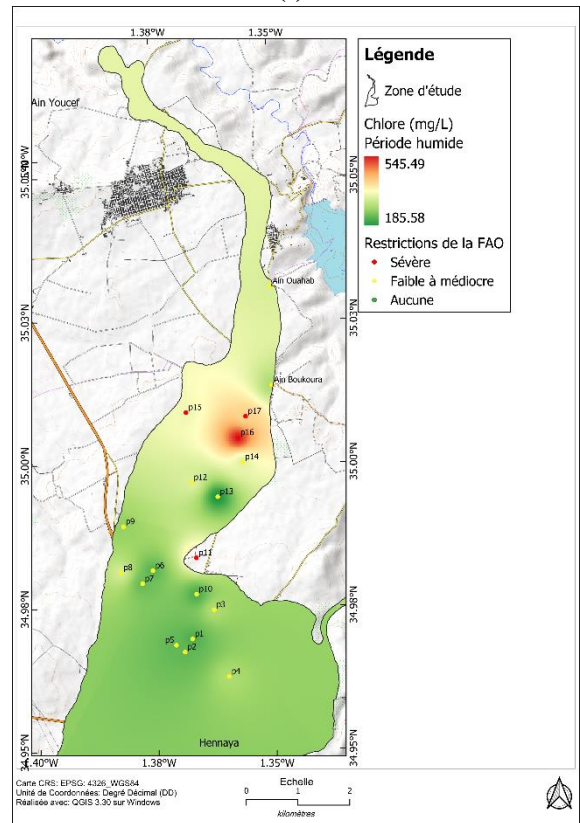
(e)



(f)



(g)



(h)

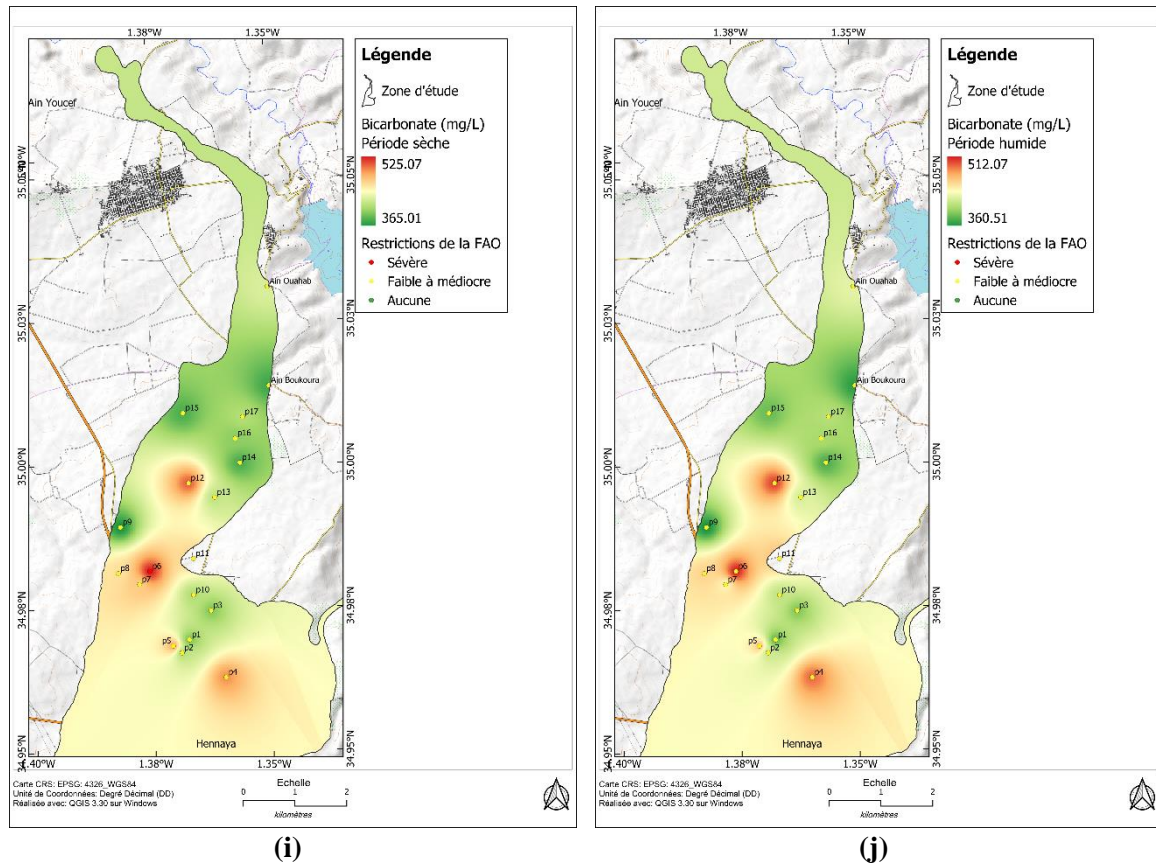


Figure 4.19. Distribution spatiale des paramètres de qualité des eaux souterraines pour l'irrigation. (a, b) Conductivité électrique (CE) en périodes sèche et pluvieuse, (c, d) Rapport d'adsorption du sodium (SAR) en périodes sèche et pluvieuse, (e, f) Sodium (Na^+) en périodes sèche et pluvieuse, (g, h) Chlorure (Cl^-) en périodes sèche et pluvieuse, (i, j) Bicarbonate (HCO_3^-) en périodes sèche et pluvieuse

3. Distribution des concentrations en sodium

Les concentrations en sodium montrent des caractéristiques saisonnières et géographiques distinctes. Durant la période sèche, les niveaux de sodium varient de 6.07 à 19.58 (meq/L), avec des concentrations particulièrement élevées observées dans les parties centrales de la plaine (Figure 4.19e). La saison humide présente un schéma différent, avec des valeurs de sodium comprises entre 5.23 et 6.53 (meq/L), exhibant un gradient géographique qui augmente progressivement des régions méridionales vers les régions septentrionales (Figure 4.19f). La distribution spatiale dévoile un gradient de concentration net, avec des niveaux de sodium augmentant progressivement des territoires sud vers les zones nord. Cette hétérogénéité spatiale reflète potentiellement les variations géologiques sous-jacentes, la dynamique des écoulements souterrains et les processus hydrogéochimiques localisés.

4. Distribution des chlorures

La répartition des chlorures maintient une stabilité spatiale remarquable à travers les saisons, avec trois zones de concentration distinctes : un pic oriental (600 mg/L), une concentration occidentale (550 mg/L), et une zone centrale atteignant 915 mg/L (Figure 4.19g,h). Cette distribution spatiale constante indique une origine géologique profonde plutôt qu'une influence des facteurs climatiques saisonniers. Les zones de forte concentration correspondent potentiellement à des points de remontée d'eaux profondes ou des zones d'activité agricole intensive.

5. Répartition des bicarbonates

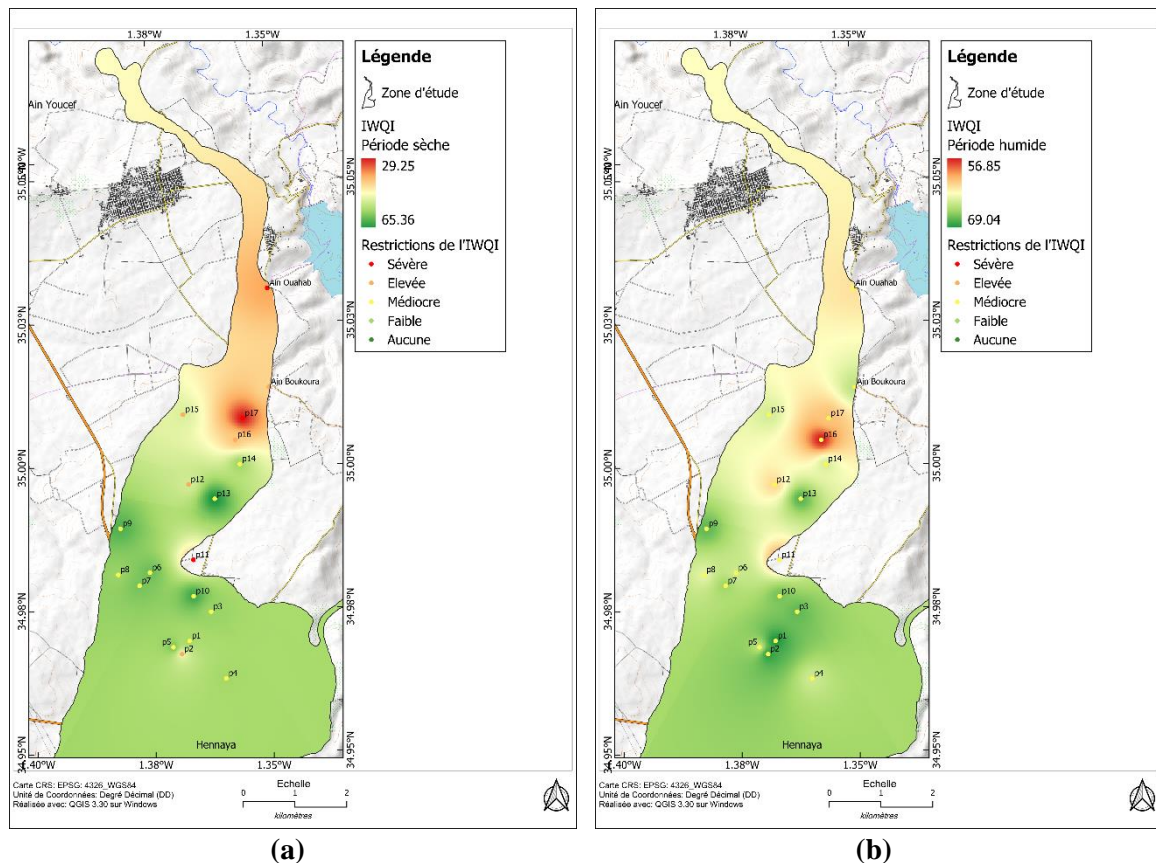
La distribution des bicarbonates présente un schéma spatial unique, avec des teneurs variant globalement 360.5 et 525.07 mg/L (Figure 4.19i,j). Les teneurs les plus élevées se situent dans la partie

méridionale, près de la ville d'Hennaya. Cette distribution correspond à la présence des formations carbonatées jurassiques des monts de Tlemcen, source principale de bicarbonates par dissolution. La stabilité des concentrations entre les saisons indique un contrôle lithologique dominant sur ce paramètre.

C. Indice de Qualité des Eaux d'Irrigation (IWQI)

L'évaluation selon l'Indice de Qualité des Eaux d'Irrigation (IWQI) démontre des variations spatiales et temporelles marquées. Durant la période sèche, les valeurs IWQI oscillent entre 29.25 et 65.36, conduisant à une classification où 76.92% des échantillons présentent une pollution modérée, 15.38% une pollution élevée, et 7.69% sont considérés comme sévèrement pollués (Figure 4.20a,c). Cette distribution suggère que pendant la saison sèche, les eaux sont marginalement adaptées à l'irrigation, convenant principalement aux cultures tolérantes aux sels sur des sols à haute perméabilité (Meireles & al., 2010).

La période pluvieuse apporte une amélioration significative de la qualité des eaux, avec l'ensemble des échantillons se classant dans la catégorie de pollution modérée (Figure 4.20 b,d). Cette amélioration généralisée indique une meilleure aptitude des eaux pour l'irrigation des plantes moyennement tolérantes aux sels dans des sols de perméabilité modérée (Meireles & al., 2010). L'analyse spatiale réalisée par SIG confirme cette amélioration saisonnière, montrant une distribution plus homogène de la qualité des eaux durant la période pluvieuse, contrastant avec les zones de pollution sévère localisées observées en période sèche.



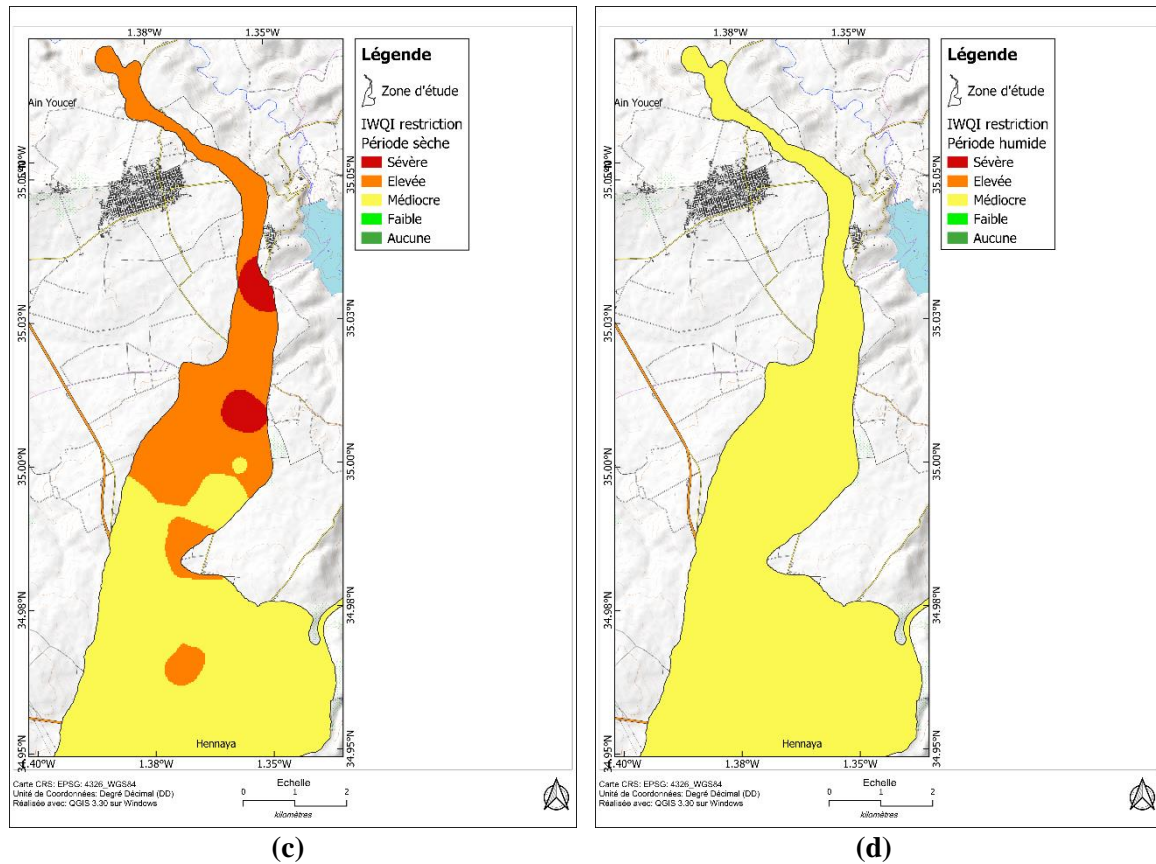


Figure 4.20. Indice de Qualité des Eaux d'Irrigation (IWQI). (a, b) Distribution spatiale de la qualité des eaux d'irrigation selon l'IWQI en saisons sèche et humide, (c, d) Catégories de qualité des eaux souterraines pour l'irrigation basées sur les restrictions de l'IWQI en périodes sèche et pluvieuse

Ces résultats soulignent l'importance d'une gestion adaptative des pratiques d'irrigation en fonction des variations saisonnières de la qualité des eaux. Les zones centrales de la plaine, caractérisées par une activité agricole intensive, nécessitent une attention particulière, notamment durant la période sèche où la qualité des eaux est la plus dégradée. Cette situation appelle à la mise en place de stratégies de gestion différenciées selon les zones et les saisons, incluant un suivi régulier des paramètres de qualité et une adaptation des pratiques culturales aux conditions hydrochimiques locales.

D. Contamination par nitrates

La contamination des eaux souterraines par les nitrates représente un enjeu environnemental majeur dans les zones agricoles intensives. Dans la plaine d'Hennaya, cette problématique revêt une importance particulière, reflétant l'interaction complexe entre les pratiques agricoles, les caractéristiques hydrogéologiques et les dynamiques environnementales saisonnières. Cette section explore en profondeur les mécanismes de contamination, leurs origines, leurs distributions spatiales et temporelles, ainsi que leurs implications potentielles pour la gestion des ressources en eau et les écosystèmes agricoles.

1. Géochimie et origine des nitrates

Dans les eaux souterraines de la plaine d'Hennaya, l'origine des nitrates peut être attribuée à deux sources principales : naturelle (formations géologiques riches en azote) ou anthropique (contamination par des déchets riches en azote, apports d'azote organique, engrais inorganiques azotés) (Hammer, 1986 ; Barnes & Smith, 1992 ; Hamza & al., 2007 ; Patel & al., 2016 ; Rezaei & al., 2017 ; Singh & al., 2020). La détermination de ces origines nécessite une analyse approfondie des relations entre différents paramètres hydrogéochimiques.

L'analyse des niveaux piézométriques montre que les concentrations les plus élevées en nitrates se localisent dans les points d'eau caractérisés par des niveaux statiques inférieurs à 7m (Figure 4.21). Cette distribution verticale constitue un premier indicateur de l'origine des nitrates, suggérant une infiltration depuis la surface (El Tabach, 2005 ; Boufekane & Saighi, 2013), préalablement confirmées par les faibles corrélations entre nitrates et TDS observées (Figure 4.22).

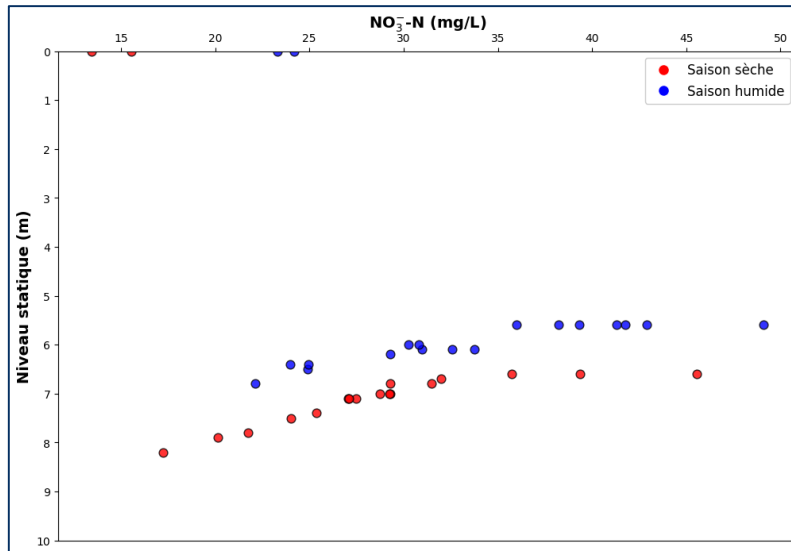


Figure 4.21. Analyse corrélative NO_3^- -N vs. Niveau statique.

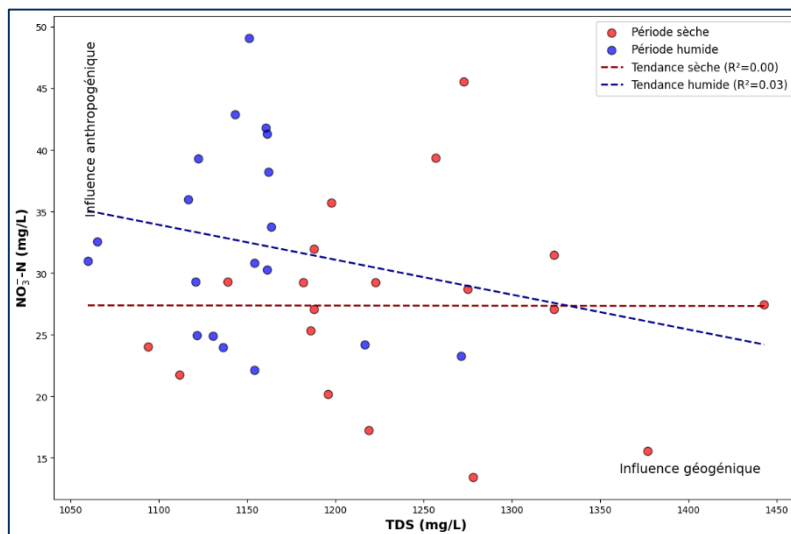


Figure 4.22. Analyse corrélative NO_3^- -N vs. TDS.

Les corrélations établies entre les nitrates et les sulfates dans l'aquifère d'Hennaya apportent des informations complémentaires sur leur source (Figure 4.23). Ces deux ions proviennent principalement de l'utilisation d'engrais agricoles, notamment l'urée [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] et le sulfate d'ammonium [$(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)$] (Böhlke, 2002 ; Jalali, 2005 ; Gallardo & Tase, 2007 ; Scanlon & *al.*, 2008 ; Otero & *al.*, 2009). La mobilité de ces composés dans le sol, due à leur faible rétention par les colloïdes, facilite leur migration vers la nappe phréatique (Song & Elimelech, 1994 ; Johnson & *al.*, 2007 ; Bradford & *al.*, 2011).

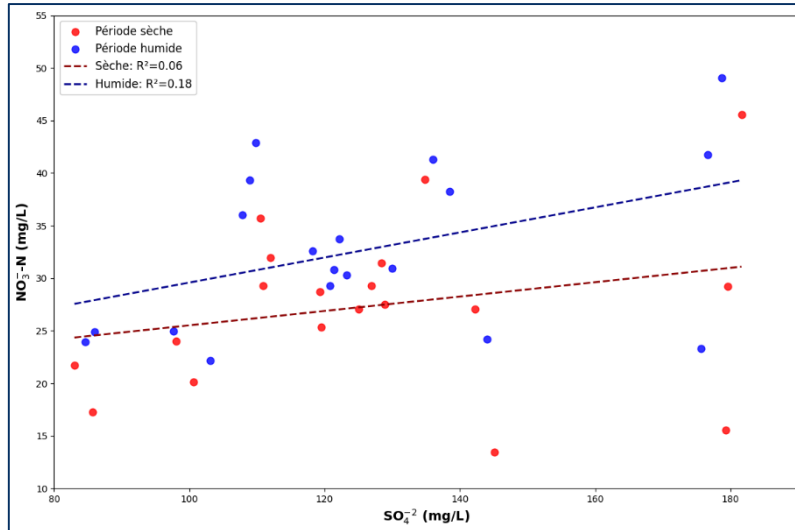


Figure 4.23. Analyse corrélative $\text{NO}_3^- \text{-N}$ vs. SO_4^{2-} .

L'étude des processus de transformation des nitrates dans l'aquifère s'appuie sur l'analyse du rapport $\text{Cl}^-/\text{NO}_3^- \text{-N}$ (Altman & Parizek, 1995 ; Mengis & *al.*, 1999 ; Rezaei & *al.*, 2017). Dans la plaine d'Hennaya, ce rapport montre des valeurs élevées pendant la saison sèche (Figure 4.24), tandis que les concentrations en nitrates diminuent à faibles valeurs de pH (Figure 4.25) (Van Beek & *al.*, 2007). Cette relation exclut le processus de dénitrification selon l'équation (Equation (52)) :

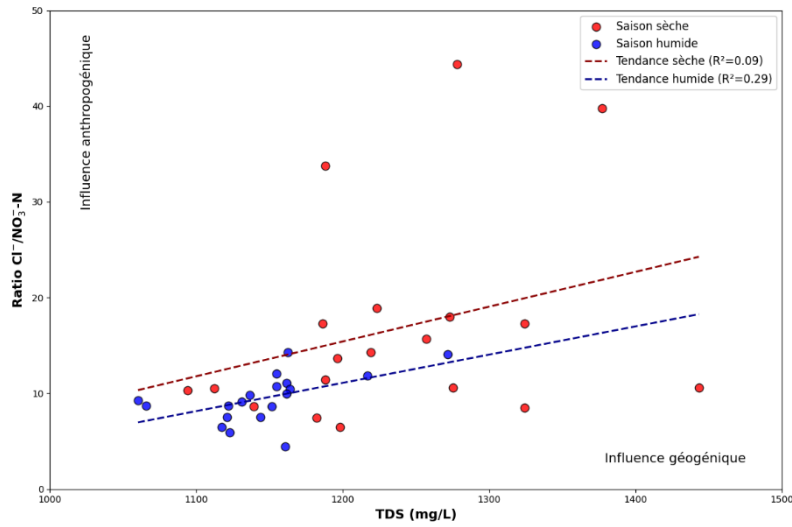
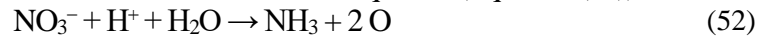


Figure 4.24. Analyse corrélative Ratio $\text{Cl}^-/\text{NO}_3^- \text{-N}$ vs. TDS.

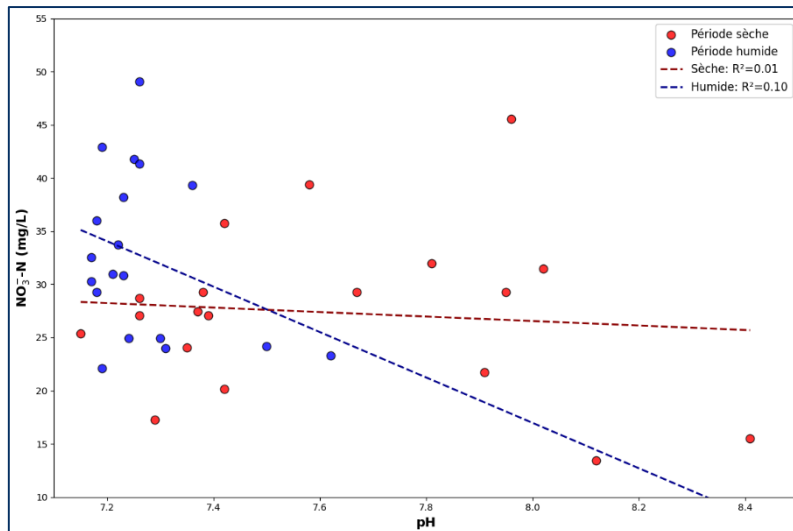


Figure 4.25. Analyse corrélative NO_3^- -N vs. pH.

Cependant, l'existence d'une corrélation faible entre les bicarbonates et les nitrates (Figure 4.26) indique l'occurrence d'une dénitrification microbienne selon l'équation (Equation (53)) (Birkinshaw & Ewen, 2000 ; Chkirbene & *al.*, 2009):

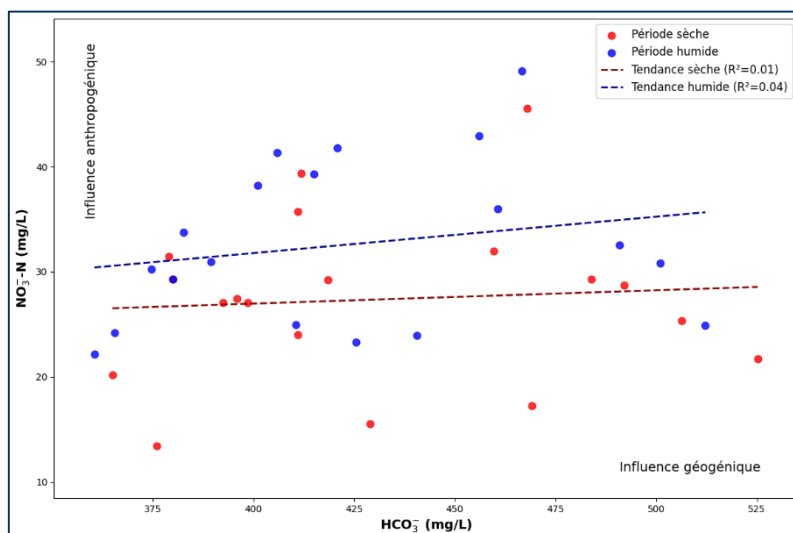
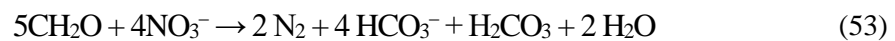


Figure 4.26. Analyse corrélative NO_3^- -N vs. HCO_3^- .

Ces caractérisations hydrogéochimiques, basées sur l'analyse des relations ioniques et des processus de transformation, montrent que les sources d'origine anthropique des nitrates sont dominantes dans l'aquifère d'Hennaya. Les activités agricoles intenses constituent la principale source de contamination à travers l'utilisation d'engrais azotés, comme le confirment la distribution verticale des nitrates et leur corrélation avec les sulfates, indiquant une contamination depuis la surface. La faible rétention de ces composés par les colloïdes du sol facilite leur migration vers la nappe phréatique (Birkinshaw & Ewen, 2000 ; Chkirbene & *al.*, 2009), engendrant ainsi une vulnérabilité accrue de l'aquifère face aux pratiques agricoles intenses.

2. Distribution spatiale et évolution temporelle

L'analyse des eaux souterraines de la plaine d'Hennaya démontre des variations saisonnières complexes des concentrations en nitrate-azote (NO_3^- -N), offrant des perspectives critiques sur les dynamiques environnementales et agricoles régionales. Durant la période sèche, les niveaux de nitrates

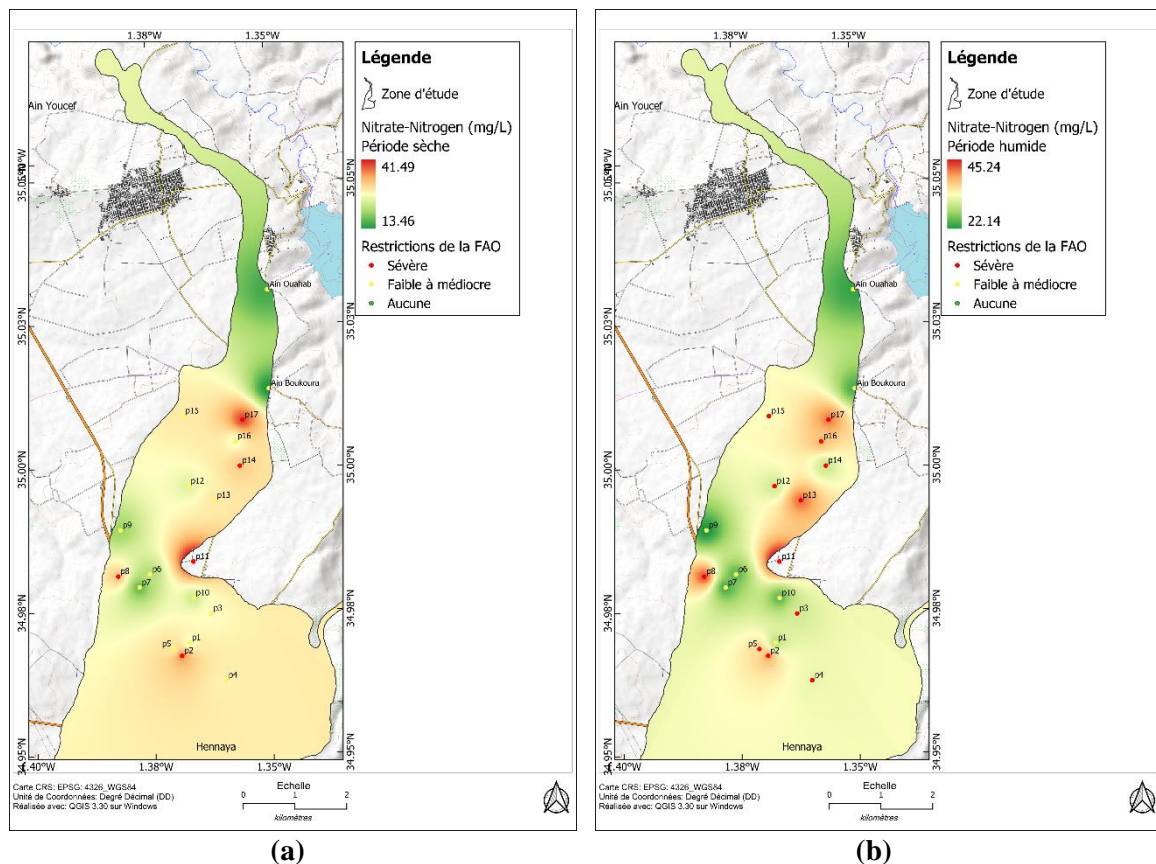
oscillent entre 13.46 et 41.49 mg/L, indiquant un potentiel de contamination modéré à sévère, avec une pollution particulièrement prononcée concentrée dans les zones centrales agricoles intensives de la plaine (Figure 4.27a,c).

La saison des pluies démontre une transformation notable dans la distribution spatiale et les schémas de concentration. Les niveaux de nitrate-azote augmentent, fluctuant entre 22.14 et 45.24 mg/L, avec une expansion des zones de contamination couvrant des portions plus larges de la région d'étude (Figure 4.27b,d). Cette expansion suggère l'existence de sources de contamination multiples et des interactions hydrologiques complexes.

L'augmentation observée des concentrations en nitrates durant la saison humide résulte vraisemblablement de mécanismes de mobilisation induits par les précipitations (Ayers & Westcot, 1999 ; Mao & al., 2024 ; Yang & al., 2024 ; Wang & al., 2025). Les pluies semblent faciliter le chargement des polluants organiques des couches superficielles vers l'aquifère, un phénomène cohérent avec la compréhension hydrogéologique établie du transport des contaminants.

L'analyse géospatiale, réalisée à l'aide de techniques d'interpolation, met en lumière la nature dynamique de la distribution des nitrates. Les cartes de la saison sèche indiquent des points chauds de pollution localisés, tandis que les représentations de la saison humide montrent un schéma de contamination plus largement réparti, soulignant l'impact significatif des conditions environnementales saisonnières sur la chimie des eaux souterraines.

L'analyse spatiale différenciée montre des disparités significatives. En période sèche, les zones centrales, caractérisées par une agriculture intensive, concentrent les plus hauts niveaux de contamination. La saison humide se distingue par une expansion et une homogénéisation relative de la contamination, traduisant des mécanismes complexes de mobilisation et de transport des nitrates.



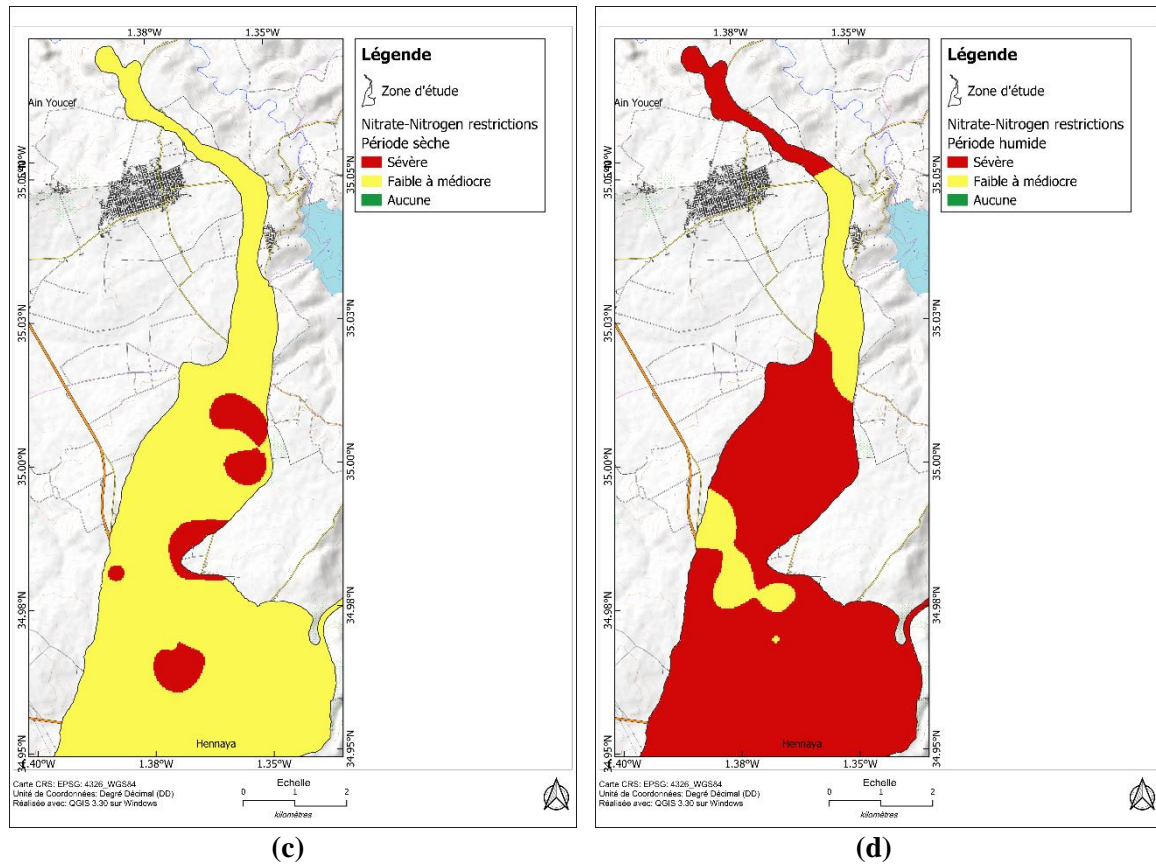


Figure 4.27. Evaluation de la qualité des eaux d'irrigation par les nitrates. (a, b) Distribution spatiale de la qualité des eaux d'irrigation selon $\text{NO}_3\text{-N}$ en saisons sèche et humide, (c, d) Catégories de qualité des eaux souterraines pour l'irrigation basées sur les normes FAO en périodes sèche et pluvieuse

Ces résultats soulignent la nécessité d'un suivi exhaustif et d'interventions ciblées pour atténuer les risques agricoles et environnementaux associés à la contamination par les nitrates. La recherche suggère que les variations saisonnières jouent un rôle crucial dans la mobilité et la distribution des nitrates, mettant en évidence l'importance de stratégies de gestion adaptatives pour la protection des eaux souterraines.

La compréhension de ces dynamiques de contamination implique de considérer plusieurs facteurs interconnectés : les pratiques agricoles, les caractéristiques hydrologiques, la composition des sols, et les variations climatiques saisonnières. Ces éléments interagissent de manière complexe pour influencer le transport et l'accumulation des nitrates dans l'aquifère.

Ces observations appellent à une approche intégrée de gestion des ressources en eau, combinant des stratégies de réduction des intrants agricoles, une optimisation des pratiques de fertilisation, et un suivi régulier et précis de la qualité des eaux souterraines. La mise en place de telles stratégies est cruciale pour préserver la qualité des ressources en eau et garantir la durabilité des écosystèmes agricoles de la plaine d'Hennaya.

E. Intégration de l'IWQI avec la distribution des nitrates

L'intégration de l'Indice de Qualité des Eaux d'Irrigation (IWQI) avec la distribution des nitrates représente une approche novatrice pour évaluer de manière exhaustive la chimie des eaux d'irrigation dans cette région agricole intensive. Cette analyse met en évidence un paysage complexe de la qualité des eaux souterraines qui transcende les évaluations traditionnelles à paramètre unique, montrant des dynamiques spatiales et temporelles qui ont des implications significatives pour la durabilité agricole.

Les résultats montrent un schéma nuancé de variation de la qualité de l'eau selon les différents contextes saisonniers. Pendant la saison sèche, les catégories de qualité de l'eau présentent une distribution hétérogène, avec une qualité médiocre dominant les secteurs centraux et une qualité modérée caractérisant les régions nord et sud (Figure 4.28a). Cette variabilité spatiale suggère des interactions complexes entre les conditions hydrogéologiques et les influences anthropiques qui façonnent la composition chimique des eaux souterraines.

La saison humide introduit une transformation plus prononcée des caractéristiques de la qualité de l'eau. Une détérioration notable émerge, avec une eau de qualité médiocre occupant principalement la majeure partie du système aquifère alluvial (Figure 4.28b). Ce changement saisonnier souligne la nature dynamique de la chimie des eaux souterraines, démontrant comment les cycles hydrologiques et les facteurs environnementaux peuvent rapidement modifier les paramètres de qualité de l'eau.

L'analyse IWQI a montré des indicateurs critiques de la qualité des eaux souterraines, notamment des défis importants tels que des niveaux élevés de salinité, une alcalinité élevée et une toxicité prononcée des eaux souterraines. Ces résultats indiquent des conséquences potentiellement graves pour la santé des sols et la productivité agricole. La composition chimique suggère une interaction complexe entre les processus hydrogéologiques naturels et les modifications environnementales d'origine anthropique.

Les processus hydrologiques influencent significativement la dynamique de la chimie des eaux souterraines. Pendant les périodes sèches, la recharge limitée de l'aquifère concentre les sels dissous et les carbonates, créant une signature chimique distincte. À l'inverse, la saison humide introduit une recharge accrue de l'aquifère, diluant temporairement ces concentrations chimiques et créant un environnement hydrochimique plus complexe.

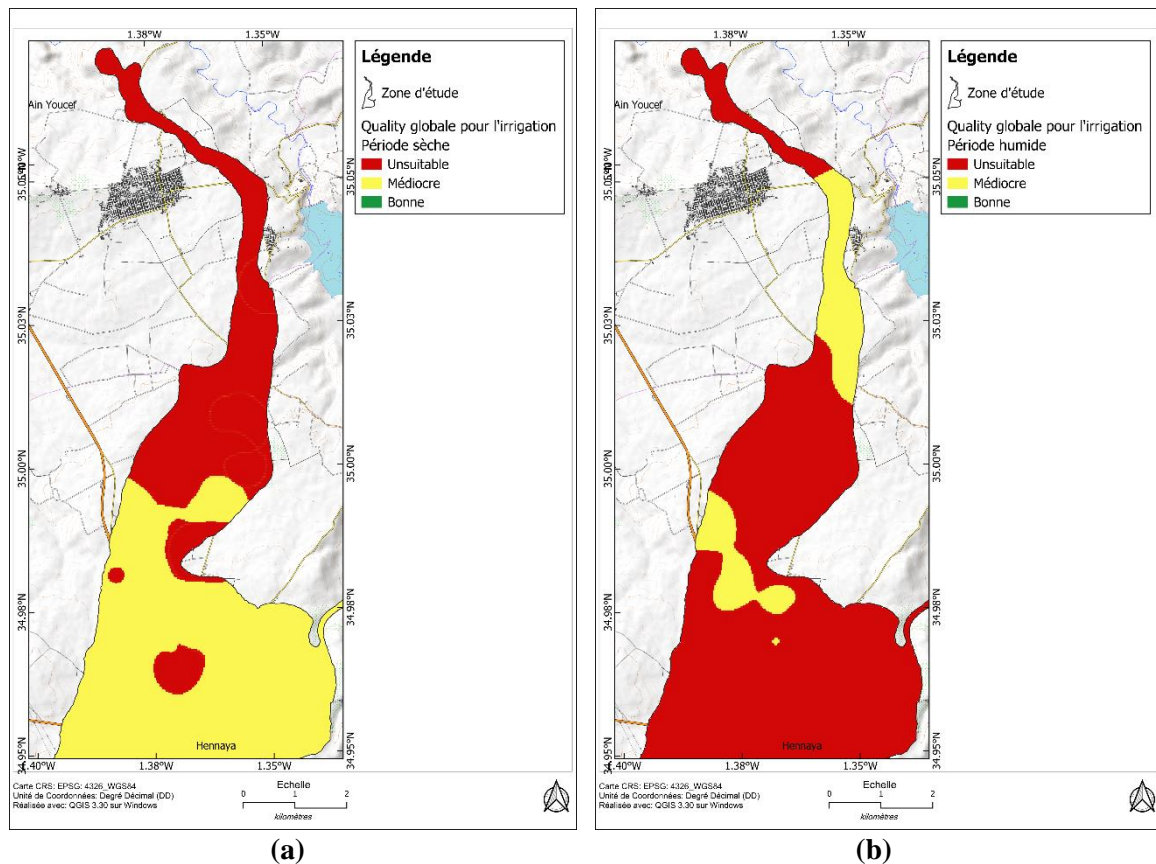


Figure 4.28. Aptitude globale des eaux souterraines à l'irrigation. (a) Saison sèche, (b) Saison humide

La pollution par les nitrates est apparue comme une composante critique de l'évaluation

intégrée. Les pratiques agricoles, en particulier l'utilisation intensive d'engrais riches en azote, semblent être un facteur principal de la contamination des eaux souterraines par les NO_3^- -N. L'étude démontre comment les processus de lessivage des sols, particulièrement pendant les périodes de fortes précipitations, facilitent le transport rapide des composés azotés à travers le système aquifère. La saison humide amplifie le potentiel de mobilisation des nitrates, les taux de précipitation accrus renforçant les mécanismes de lessivage des sols. Ce processus favorise la migration verticale et latérale des composés azotés, créant un système dynamique de transport des nutriments qui dépasse la compréhension traditionnelle de la chimie des eaux souterraines.

Cette approche intégrée fournit des aperçus sans précédent sur la dynamique complexe des ressources en eau d'irrigation. En examinant simultanément plusieurs paramètres de qualité de l'eau et leurs variations saisonnières, l'étude offre une compréhension plus complète des systèmes d'eaux souterraines que les évaluations traditionnelles à paramètre unique. La détérioration observée de la qualité de l'eau, particulièrement pendant la saison humide, présente des défis importants pour les pratiques agricoles durables. Ces conclusions soulignent le besoin urgent de stratégies agricoles affinées, notamment des techniques de fertilisation plus précises, des approches améliorées de gestion des sols et des programmes complets de surveillance des eaux souterraines.

V. CONCLUSION

L'étude hydrogéochimique approfondie des eaux souterraines de la plaine d'Hennaya met en lumière un système aquifère aux multiples facettes, caractérisé par d'importantes fluctuations spatiales et temporelles. Les analyses démontrent une dynamique hydrogéochimique fortement conditionnée par l'alternance des saisons, la structure géologique locale, et l'intensité des activités humaines, notamment agricoles. La dominance du faciès chloruré-calcique, conjuguée aux variations de minéralisation et aux concentrations élevées en nitrates, traduit la sensibilité de l'aquifère aux pressions environnementales. L'analyse de l'aptitude des eaux à l'irrigation souligne des restrictions d'usage variables selon les saisons, impliquant une adaptation constante des pratiques agricoles. L'augmentation des concentrations en nitrates, particulièrement marquée en période humide, souligne l'importance d'instaurer des stratégies de gestion intégrée pour maintenir la qualité des ressources en eau. Ces observations justifient l'établissement d'un programme de surveillance continu et l'adoption de méthodes agricoles respectueuses de l'environnement pour garantir la pérennité des ressources hydriques de la plaine d'Hennaya.

Cinquième chapitre : **Modélisation des écoulements et du transport**

I. INTRODUCTION

La modélisation des écoulements souterrains et du transport de contaminants représente une approche fondamentale pour comprendre et prédire le comportement des systèmes hydrogéologiques complexes. Dans ce chapitre, nous présentons le développement, le calage et la validation d'un modèle numérique intégré permettant de simuler à la fois les écoulements souterrains et le transport des nitrates dans l'aquifère alluvial de la plaine d'Hennaya. Cette approche de modélisation vise à caractériser les mécanismes d'écoulement et de transport des nitrates, à évaluer l'état actuel de contamination, et à fournir un outil prédictif pour la gestion durable des ressources en eau souterraine de la région.

II. ELABORATION DU MODELE CONCEPTUEL ET NUMERIQUE

L'élaboration d'un modèle hydrogéologique robuste nécessite une approche méthodique permettant de représenter fidèlement les processus physiques qui régissent le système étudié. Cette section présente les étapes successives de développement du modèle conceptuel et numérique de la plaine d'Hennaya, depuis la conceptualisation du système hydrogéologique jusqu'à sa transcription en un modèle mathématique opérationnel. Nous y détaillons la structure du modèle, sa discrétisation spatiale, les conditions aux limites appliquées ainsi que les paramètres initiaux utilisés pour simuler le comportement de l'aquifère alluvial.

A. Conceptualisation du système

La conceptualisation du système hydrogéologique de la plaine d'Hennaya s'appuie sur une synthèse des données géologiques, hydrogéologiques et hydrogéochimiques collectées. Le système est caractérisé par un aquifère alluvial libre, principalement constitué de dépôts hétérogènes allant des graviers grossiers aux sables limoneux et argiles. Cette hétérogénéité se traduit par des variations spatiales importantes des propriétés hydrauliques, notamment de la conductivité hydraulique et des paramètres d'emmagasinement.

Le modèle conceptuel intègre les principales caractéristiques du système, incluant la géométrie tridimensionnelle de l'aquifère avec la topographie de la surface et la morphologie du substratum, les limites hydrogéologiques naturelles du système, les processus de recharge par précipitations et infiltration des eaux de surface, les exutoires naturels et artificiels constitués par le drainage et les pompages, ainsi que les sources potentielles de contamination en nitrates, principalement liées aux activités agricoles intensives qui caractérisent la région d'étude (Wang & *al.*, 2013 ; Laoufi & *al.*, 2024).

B. Discrétisation spatiale

La discrétisation spatiale du modèle a été réalisée en tenant compte de la géométrie du système, des gradients hydrauliques observés et de la distribution spatiale des données disponibles. Le domaine d'étude a été discrétisé en un maillage rectangulaire régulier couvrant l'ensemble de l'aquifère. Cette discrétisation permet de représenter adéquatement les variations spatiales des propriétés du système tout en assurant une résolution numérique efficace (Anderson & *al.*, 2015 ; Abesh & *al.*, 2024).

Le domaine d'étude a été méticuleusement discrétisé en une grille d'un maillage tridimensionnel structuré composé de 40 rangées, 20 colonnes et 2 couches distinctes, avec des dimensions de cellules uniformes de 300 m par 300 m dans le plan horizontal et des épaisseurs de couches variables pour représenter fidèlement la géométrie hétérogène de l'aquifère (Figure 5.1). La couche supérieure modélise l'aquifère libre alluvial, tandis que la couche inférieure représente le substratum marneux imperméable sous-jacent qui constitue la base du système aquifère. Cette structure

de discrétisation permet de représenter adéquatement les variations spatiales des propriétés hydrauliques du système tout en optimisant l'efficacité du processus de résolution numérique.

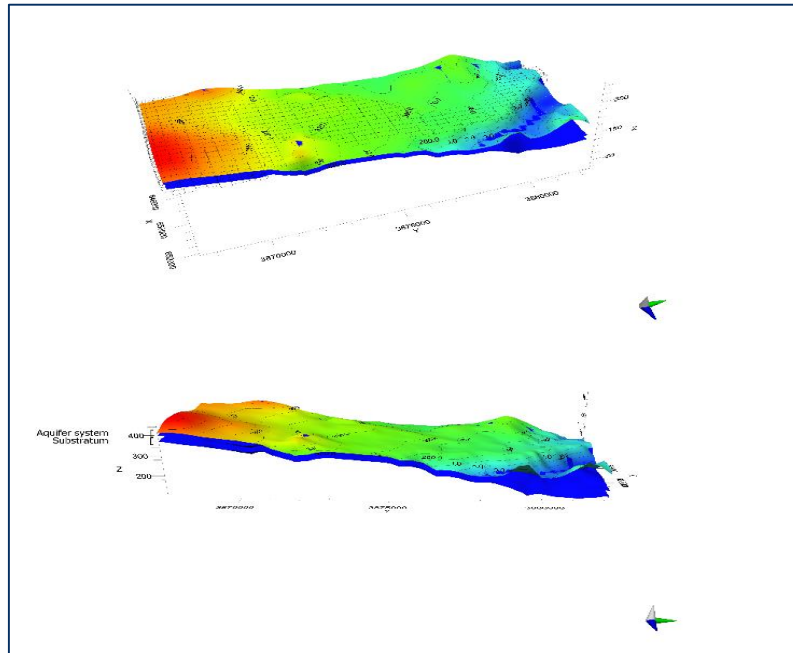


Figure 5.1. Discretisation tridimensionnel du modèle de la nappe alluviale de la plaine d'Hennaya.

C. Conditions aux limites

Les conditions aux limites du modèle ont été définies avec précision en fonction des caractéristiques physiques du système, des observations piézométriques disponibles, des conditions géologiques régionales, des cartes de contour hydrogéologiques, des données hydrochimiques, ainsi que des informations ponctuelles recueillies sur le terrain. Selon les études hydrogéologiques antérieures, l'aquifère alluvial de la plaine d'Hennaya présente des limites à flux nul (condition de Neumann) au niveau des affleurements du substratum situés à l'est et à l'ouest, une limite à charge hydraulique imposée (condition de Dirichlet) pour représenter l'afflux d'eau souterraine en provenance de l'amont hydraulique, et des exutoires naturels constitués par les sources d'Ain Boukoura et d'Ain Ouahab qui représentent les principaux points de décharge du système aquifère (Figure 5.2) (Baba Hamed & *al.*, 2005).

La recharge de l'aquifère, considérée comme un facteur de stress majeur dans le fonctionnement du système, a été estimée à partir de l'analyse détaillée des données météorologiques de précipitations et d'évapotranspiration collectées sur la période d'étude. Une recharge verticale annuelle moyenne de 21.78 mm/an a été appliquée au modèle, avec des variations spatiales significatives basées sur la topographie locale et les caractéristiques de la géologie de surface qui influencent l'infiltration effective (Laoufi & *al.*, 2024). Les prélèvements par pompage, représentant une pression anthropique considérable sur la ressource, ont été intégrés au modèle avec des taux d'extraction variables pouvant atteindre 86.4 m³/jour selon les saisons, reflétant ainsi la fluctuation temporelle des besoins en eau dans cette région à forte vocation agricole (Laoufi & *al.*, 2024).

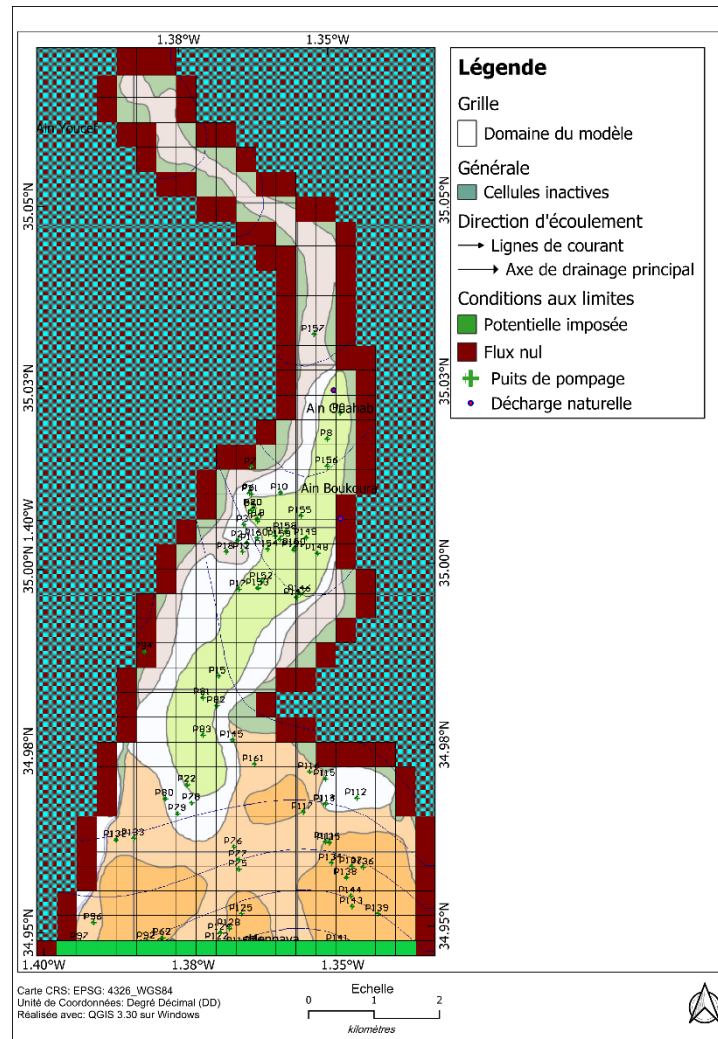


Figure 5.2. Conditions aux limites régissant l'écoulement des eaux souterraines.

Les conditions aux limites du modèle ont été répertoriées selon le programme MODFLOW comme suit :

- La limite sud, principale zone d'alimentation de l'aquifère, a été modélisée comme une limite à charge hydraulique imposée (GHB - General Head Boundary) ;
- La limite nord, correspondant à la zone de décharge de l'aquifère, également modélisée comme une limite à charge hydraulique imposée ;
- Les limites latérales ont été définies comme des limites à flux nul, conformément à la configuration hydrogéologique du système ;
- La recharge par les précipitations a été appliquée comme une condition de flux imposé à la surface du modèle, avec des variations temporelles pour le régime transitoire ;
- Les puits de pompage ont été intégrés comme des conditions de flux sortant ponctuelles.

D. Paramètres initiaux

Les paramètres initiaux du modèle ont été estimés à partir d'une combinaison de données de terrain et de valeurs typiques établies pour les matériaux alluviaux similaires. Les données d'entrée pour le modèle d'écoulement des eaux souterraines représentent les propriétés hydrogéologiques les plus importantes, notamment la conductivité hydraulique et les paramètres d'emménagement dérivés. Pour les niveaux piézométriques initiaux ont été interpolés à partir des mesures piézométriques

disponibles.

III. MODELISATION DES ECOULEMENTS SOUTERRAINS

L'application du modèle conceptuel et numérique à la simulation des écoulements souterrains constitue l'étape cruciale de notre étude hydrogéologique de la plaine d'Hennaya. Cette section présente les résultats obtenus lors des différentes phases de modélisation, incluant le calage rigoureux du modèle en régimes permanent et transitoire, sa validation par confrontation avec des données indépendantes, ainsi que l'analyse détaillée des bilans hydriques qui en découlent. Ces étapes successives permettent d'évaluer la fiabilité du modèle et sa capacité à reproduire fidèlement le comportement complexe de l'aquifère alluvial étudié, tout en fournissant des éléments quantitatifs essentiels pour la compréhension du fonctionnement hydrogéologique global du système.

A. Calage en régime permanent

Le calage en régime permanent a été réalisé en ajustant méticuleusement les valeurs de conductivité hydraulique dans des limites plausibles, en utilisant une approche par essais et erreurs pour obtenir la meilleure concordance possible entre les niveaux piézométriques simulés et observés (Figure 5.3a). Les données piézométriques de la campagne de 1981 ont constitué un ensemble de données complet pour cette analyse initiale. Après une vingtaine d'itérations d'ajustement, nous avons obtenu un calage remarquablement satisfaisant, démontrant une très bonne corrélation entre les charges hydrauliques simulées et mesurées, avec un coefficient de corrélation exceptionnellement élevé ($R^2 = 0.99$) et une erreur quadratique moyenne tout à fait acceptable ($RMS = 2.38$ m) (Figure 5.3b).

La carte piézométrique résultant de cette simulation reproduit fidèlement les principales caractéristiques de l'écoulement observé sur le terrain, notamment le gradient hydraulique général orienté du sud-ouest vers le nord-est, cohérent avec la topographie régionale, et les cônes de rabattement localisés autour des principaux champs captants qui influencent significativement la dynamique locale des écoulements souterrains.

Les valeurs finales de conductivité hydraulique obtenues après ce processus de calage rigoureux sont parfaitement cohérentes avec les gammes de valeurs issues des essais de pompage, avec quelques ajustements locaux nécessaires pour représenter l'hétérogénéité du milieu. Ces valeurs présentent une distribution spatiale très hétérogène, variant de 10^{-1} à 10^{-11} m/s, ce qui reflète la complexité lithologique de ce système aquifère alluvial (Figure 5.4). La distribution spatiale de la perméabilité montre clairement que les valeurs maximales se situent dans la partie centrale (10^{-1} m/s) et sur la bordure orientale de l'aquifère, reflétant la forte perméabilité des dépôts alluviaux grossiers qui dominent ces zones. En revanche, les valeurs de conductivité significativement plus faibles caractérisent les parties nord et sud du domaine d'étude, ce qui coïncide parfaitement avec des degrés plus élevés d'argilosité et une épaisseur plus faible des formations aquifères dans ces secteurs.

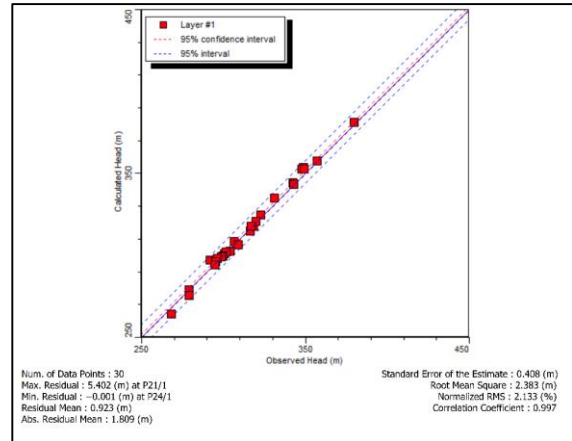
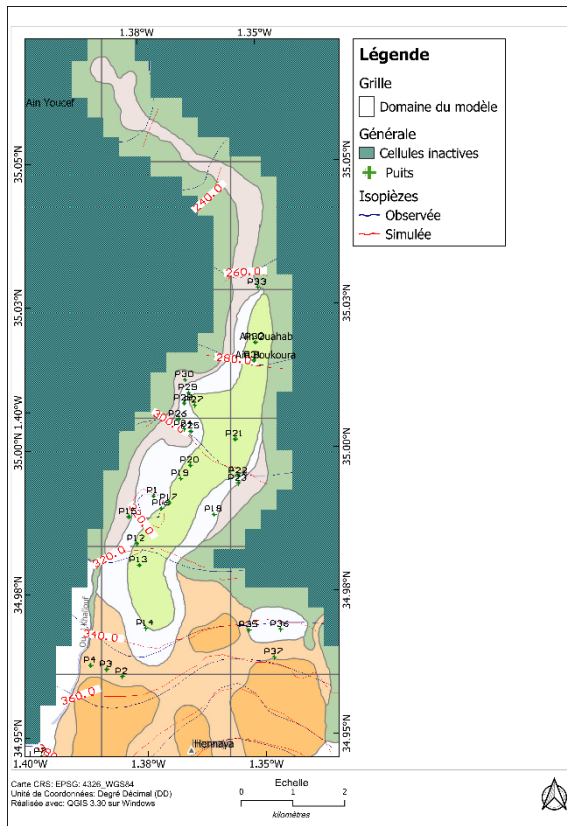


Figure 5.3. Modèle des écoulements souterrains calibré en régime permanent (a) Calibration en régime permanent, (b) Diagramme de dispersion des niveaux observés par rapport aux niveaux simulés

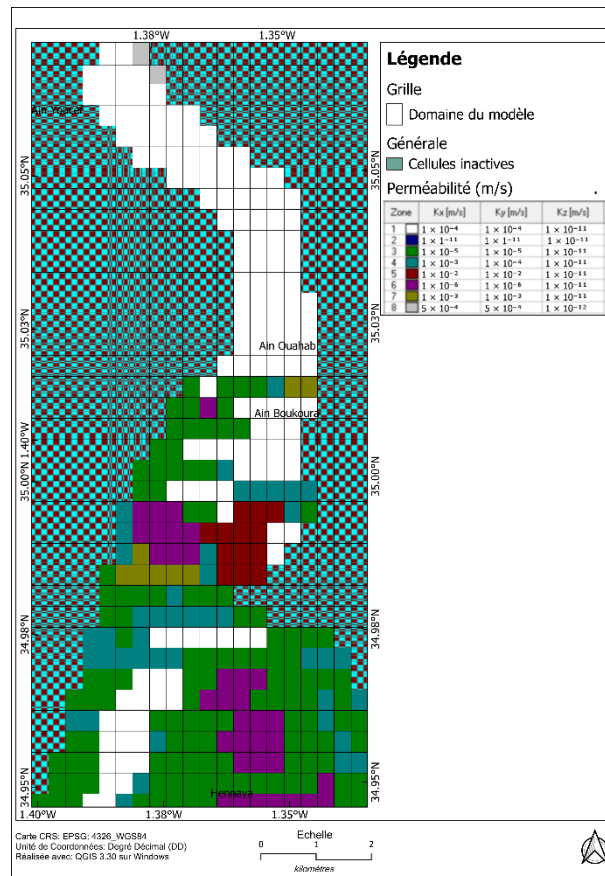


Figure 5.4. Distribution spatiale de la conductivité hydraulique.

B. Calage en régime transitoire

Le calage en régime transitoire a nécessité, au-delà des paramètres déjà optimisés en régime permanent, un ajustement minutieux de la distribution spatiale des paramètres d'emménagement (porosité efficace, coefficient d'emménagement, rendement spécifique et porosité totale), ainsi que des variations temporelles de la recharge et des débits de prélèvement qui constituent les principales sollicitations du système aquifère.

Ce processus complexe a été méthodiquement effectué en deux étapes complémentaires : d'abord un ajustement global des paramètres pour reproduire les tendances générales d'évolution piézométrique observées sur la période d'étude, suivi d'une optimisation locale permettant d'améliorer la reproduction des fluctuations saisonnières caractéristiques de ce type d'aquifère soumis à des des forçages variables.

Le calage final en régime transitoire, réalisé sur une période exceptionnellement longue de 41 ans (1981-2022) à travers l'analyse méticuleuse des relevés annuels de l'ensemble des puits de surveillance, a permis d'obtenir une excellente superposition entre les niveaux piézométriques simulés et observés (Figure 5.5a), avec un coefficient de corrélation remarquable ($R^2 = 0.987$) (Figure 5.5b). Ce résultat extrêmement satisfaisant confirme la capacité du modèle à reproduire avec précision l'évolution temporelle des charges hydrauliques en fonction des variations des paramètres d'emménagement et des perturbations externes. Le modèle ainsi calibré a permis d'estimer une répartition de porosité totale comprise entre 0.29 et 0.38, valeurs parfaitement cohérentes avec la nature alluviale du système aquifère libre étudié (Figure 5.6).

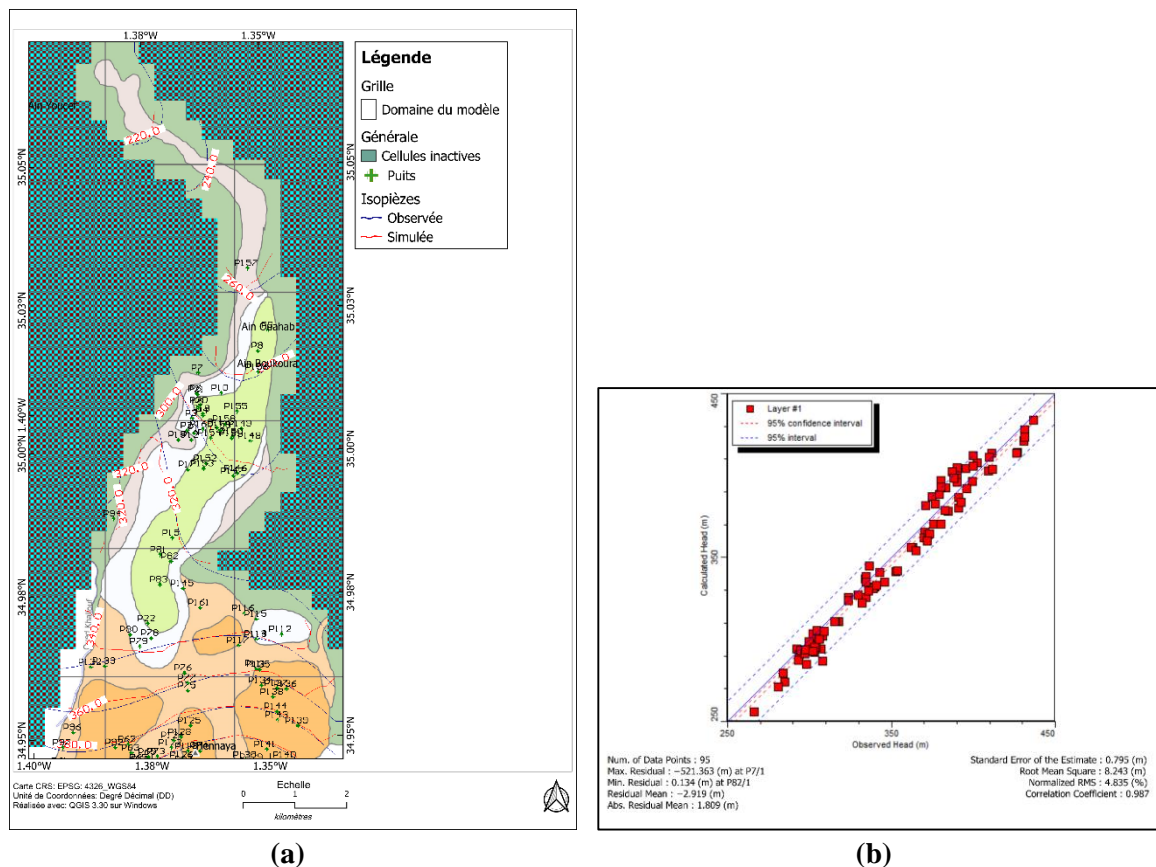


Figure 5.5. Modèle des écoulements souterrains calibré en régime transitoire (a) Calibration en régime transitoire, (b) Diagramme de dispersion des niveaux observés par rapport aux niveaux simulés

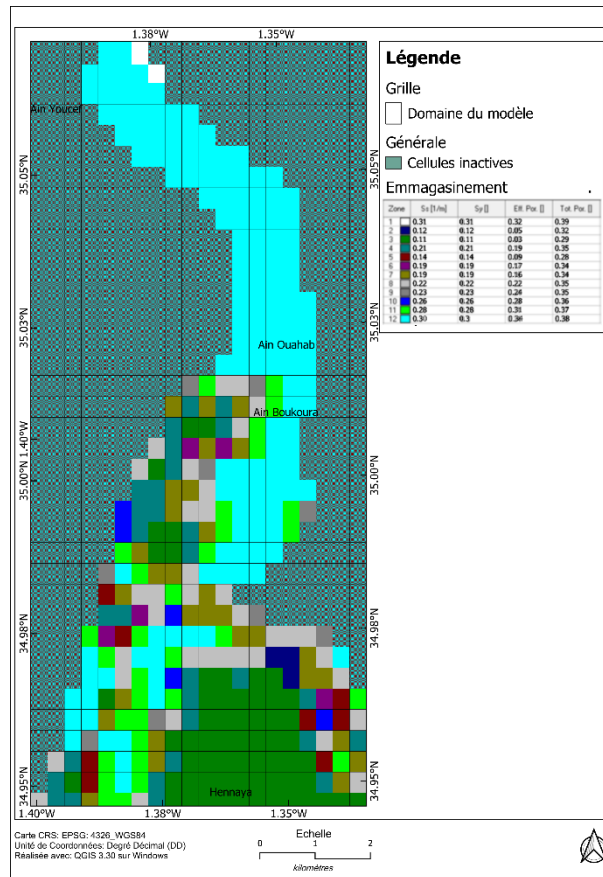


Figure 5.6. Distribution spatiale des paramètres d’emmagasinement.

C. Validation du modèle

La validation rigoureuse du modèle a été réalisée en exploitant des données piézométriques d’une période intermédiaire qui n’avait délibérément pas été utilisée pour le calage, garantissant ainsi l’indépendance de ce jeu de données de validation. Cette étape cruciale vise à évaluer objectivement la capacité prédictive du modèle et sa robustesse face à des conditions hydrologiques potentiellement différentes de celles de la période de calage, tout en maintenant l’intégrité des paramètres hydrodynamiques préalablement calibrés.

En testant le modèle par rapport à l’ensemble des données piézométriques de la campagne de 2012, celui-ci a démontré de manière convaincante sa fiabilité dans la simulation du système hydrogéologique complexe de la plaine d’Hennaya, présentant un accord très satisfaisant entre les charges hydrauliques simulées et observées (Figure 5.7a), avec un coefficient de corrélation remarquablement élevé ($R^2 = 0.978$) (Figure 5.7b). Cette performance exceptionnelle, obtenue sur un jeu de données indépendant, renforce considérablement la confiance dans la capacité du modèle à simuler des scénarios futurs plausibles et à évaluer différentes stratégies de gestion des ressources en eau souterraine de cette région.

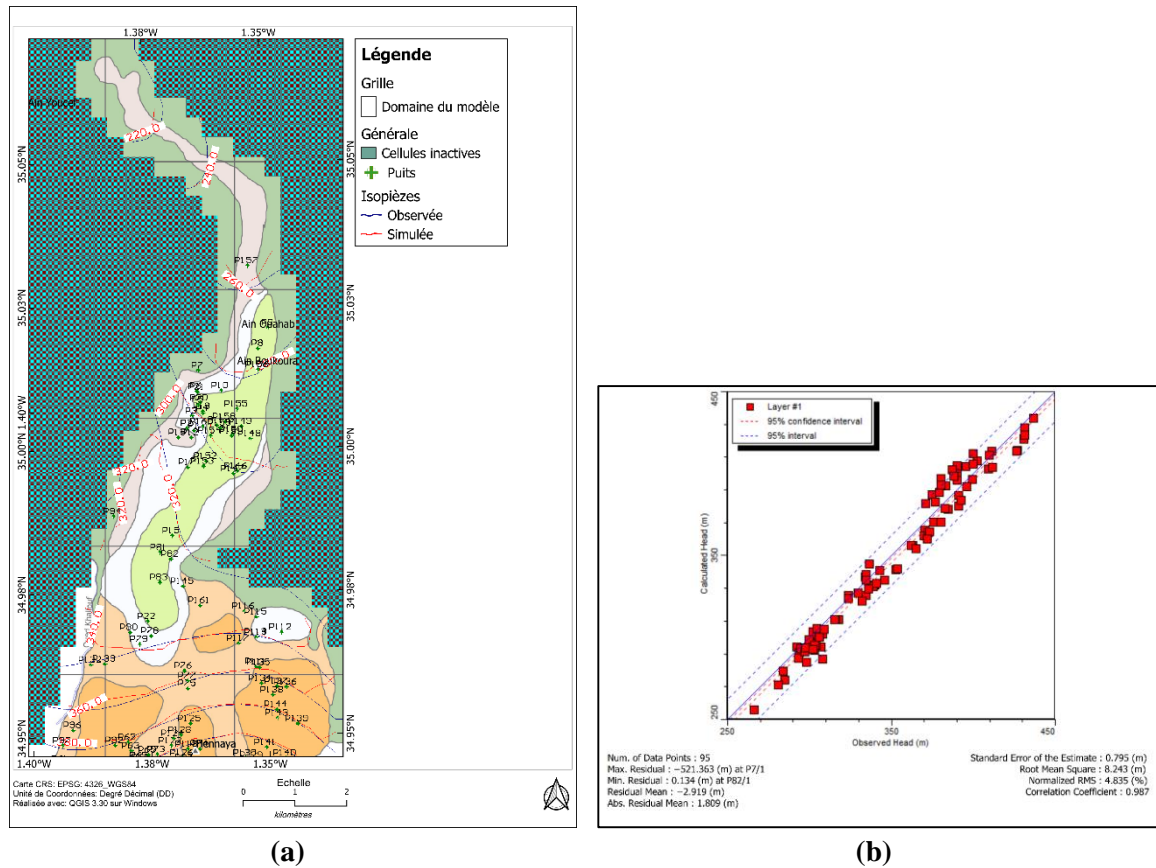


Figure 5.7. Validation du modèle des écoulements souterrains (a) Calibration du modèle de validation, (b) Diagramme de dispersion des niveaux observés par rapport aux niveaux simulés

D. Bilans hydriques

Le bilan hydrogéologique global dérivé du modèle (Tableau 5.1) suggère un système relativement équilibré entre les entrées et les sorties d'eau, avec des flux totaux d'approximativement 62700 m³/jour. La limite sud de la zone d'étude représente la principale source d'apport, contribuant à environ 59.58% du bilan total des entrées. Cet important apport méridional résulte probablement des schémas régionaux d'écoulement des eaux souterraines et des caractéristiques hydrogéologiques particulières du système aquifère de la plaine d'Hennaya. Les 40.42% d'apports restants sont spécifiquement répartis entre la recharge par les précipitations et la mobilisation du stockage interne de l'aquifère.

Ce bilan hydrique détaillé met en évidence non seulement l'importance fondamentale des flux souterrains régionaux dans l'alimentation de l'aquifère (partie sud), mais surtout la pression anthropique considérable exercée sur le système, avec les pompages représentant désormais plus de 80% des sorties totales, signalant ainsi un état de surexploitation avancé de l'aquifère. Cette situation alarmante nécessite des mesures de gestion urgentes pour rétablir l'équilibre hydrique et assurer la durabilité de cette ressource stratégique (Laoufi & *al.*, 2024).

Tableau 5.1. Bilan hydrologique pour des conditions du régime transitoire.

Entrées	Débit (m ³ /j)	Sorties	Débit (m ³ /j)
Partie sud	37400.62	Partie nord	10922.14
Stockage	24052.68	Décharge (exploitation)	51862.05
Recharge verticale	1322.27	-	-
Total	62775.57	Total	62784.19

IV. MODELISATION DU TRANSPORT DES NITRATES

Après avoir analysé les écoulements souterrains, il est maintenant essentiel d'étudier comment les nitrates se propagent dans l'aquifère de la plaine d'Hennaya. Cette section expose la méthodologie et les résultats de la modélisation du transport des nitrates, incluant la paramétrisation des processus physiques gouvernant le déplacement des contaminants, la définition des conditions initiales et aux limites spécifiques à ce polluant, le calage rigoureux du modèle de transport, ainsi que sa validation par comparaison avec les concentrations mesurées aux points d'observation stratégiques. Ces analyses permettent d'évaluer l'état actuel de contamination de l'aquifère et fournissent un outil robuste pour prédire l'évolution future de la qualité des eaux souterraines de la région.

A. Paramètres de transport

La modélisation du transport des nitrates dans la nappe alluviale d'Hennaya nécessite la prise en compte de plusieurs processus physiques fondamentaux qui gouvernent le déplacement des contaminants en milieu poreux saturé. Le modèle MT3D a été développé pour simuler le mouvement des nitrates dans le système aquifère, en utilisant les champs d'écoulement créés par les modèles MODFLOW calibrés pour simuler le transport advectif-dispersif des nitrates (Zheng & Wang, 1999 ; Zheng & *al.*, 2012 ; Correa-González & *al.*, 2023).

Le transport advectif, qui constitue le principal mécanisme de déplacement des solutés, est directement lié aux vitesses d'écoulement calculées par le modèle hydrodynamique précédemment calibré. La dispersion hydrodynamique, quant à elle, joue un rôle significatif dans l'étalement spatial des panaches de pollution dans le contexte des alluvions hétérogènes qui caractérisent la plaine d'Hennaya. Pour notre cas, la migration du nitrate dans ce milieu poreux, caractérisée par sa concentration dans le temps et l'espace sans considération des réactions chimiques, est gouvernée par l'équation (Equation (54)) :

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j}) - \frac{\partial(q_i C)}{\partial x_i} (\theta v_i C_s) \quad (54)$$

où θ représente la porosité efficace, C est la concentration du nitrate dissout, t est le temps, D_{ij} est le coefficient de dispersion hydrodynamique, v_i est la vitesse de filtration ou vitesse linéaire de l'eau interstitielle, q_i est le débit volumique par unité de volume d'aquifère représentant les sources (valeur positive) et les puits (valeur négative), et C_s est la concentration du nitrate pour les flux entrants/sortants.

En l'absence de données de test de traçage spécifiques au site d'étude, la dispersivité longitudinale (α_L) a été estimée en utilisant la relation empirique de Neuman (1990) (Equation (55)) :

$$\alpha_L = 0.0175L^{1.46} \quad (55)$$

où L représente la longueur maximale du panache de polluant (nitrate).

Pour cette zone d'étude, avec une longueur maximale de panache de 2000 m, cette équation a donné une valeur de dispersivité longitudinale (α_L) de 1155 m. Cette approche a été sélectionnée parce qu'elle repose sur une analyse statistique complète d'observations de terrain en milieux alluviaux et a été validée pour des distances de panache allant jusqu'à 3500 m le long de l'axe d'écoulement (Bougherira & *al.*, 2017), ce qui la rend particulièrement adaptée comme paramètre initial pour la modélisation du transport dans notre contexte.

Conformément aux pratiques standard en modélisation du transport, les dispersivités transversale (α_T) et verticale (α_V) ont été fixées respectivement à 10% et 1% de la dispersivité longitudinale, soit 115.5 m et 11.55 m. Ces valeurs de dispersivité ont été appliquées uniformément à tous les nœuds du modèle pour représenter les caractéristiques dispersives moyennes de l'aquifère (Laoufi & *al.*, 2024).

Le calage par essais successifs des paramètres de migration des nitrates a confirmé la pertinence de ces estimations initiales, tout en observant que les variations de la porosité effective ont un effet plus significatif sur le déplacement des nitrates que les changements de dispersivité longitudinale, ce qui confirme la dominance du processus advectif dans le transport des nitrates dans ce système aquifère particulier.

B. Conditions initiales et aux limites

Les conditions initiales pour le modèle de transport ont été établies à partir des données de concentration en nitrates disponibles. Les concentrations initiales ont été interpolées à partir des données de la campagne d'échantillonnage de 2023, qui a couvert 19 points de mesure stratégiquement répartis sur l'ensemble de la plaine d'Hennaya. Cette distribution spatiale initiale des concentrations constitue le point de départ robuste des simulations de transport dans notre modèle (Figure 5.8).

Les limites à flux nul pour MODFLOW ont été traitées comme des limites à flux massique nul dans MT3D, empêchant tout mouvement de soluté à travers ces frontières. L'identification et la quantification précises des sources de nitrates constituent un aspect crucial du modèle. Dans la plaine d'Hennaya, les principales sources sont d'origine agricole, avec une prédominance des cultures maraîchères intensives (tomates, pommes de terre) et des arboricoles qui caractérisent l'occupation des sols de cette région à forte vocation agricole. Les apports en nitrates ont été estimés à partir des enquêtes auprès des agriculteurs et des statistiques agricoles régionales.

Ces sources de nitrates, comprenant le ruissellement agricole et les contaminations ponctuelles, ont été simulées comme des conditions de flux massique spécifié variant dans le temps. La variabilité temporelle des apports a été rigoureusement prise en compte à travers un cycle saisonnier calé sur le calendrier détaillé des pratiques agricoles locales, reflétant ainsi les périodes d'application des fertilisants azotés. Les zones sources ont été spatialisées avec précision en fonction de l'occupation des sols et des pratiques culturales identifiées sur le territoire à travers des enquêtes de terrain et l'analyse d'images satellitaires.

Pour ce modèle, les conditions aux limites sont définies numériquement par le code MT3D comme suit :

- Les limites à flux nul ne permettent aucun transport de soluté ;
- Les limites à potentiel imposé sont associées à des concentrations imposées lorsqu'elles constituent des entrées d'eau dans le domaine ;
- Les limites de type drain ou rivière peuvent recevoir les flux de solutés sortants.

Le modèle a été exécuté en mode transitoire pour une période de simulation de 40 ans, avec des périodes de stress définies par pas de temps de 10 ans pour capturer les variations saisonnières de la recharge et de la charge en nitrates, et pour évaluer l'évolution et la migration à long terme du panache de nitrates dans la zone d'étude.

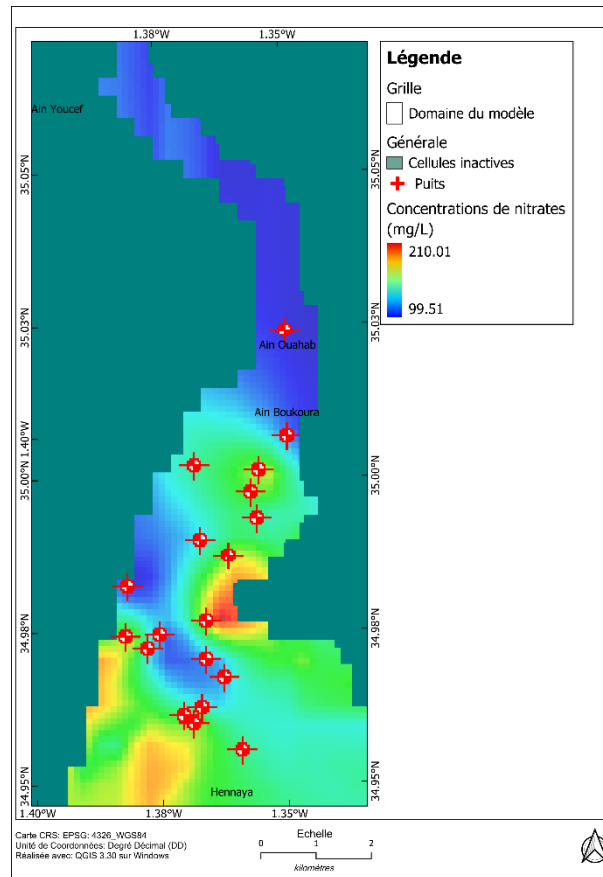


Figure 5.8. Concentrations de nitrates initiales dans la zone d'étude en 2023.

C. Calage du modèle

Le processus de calage du modèle de transport s'est appuyé sur les paramètres clés (conductivité hydraulique, paramètres d'emmagasinement) obtenus lors du calage du modèle d'écoulement souterrain. La stratégie de calage s'est concentrée sur l'ajustement méthodique des coefficients de dispersion pour obtenir la meilleure correspondance possible entre les concentrations en nitrates observées et simulées aux différents points d'observation.

Le modèle de transport des nitrates a été calibré avec un succès en utilisant les données historiques couvrant la période de 1983 à 2023, montrant une excellente concordance avec les données observées sur l'ensemble des points de contrôle (Figure 5.9a). Les critères statistiques obtenus témoignent de la qualité exceptionnelle du calage, avec un coefficient de corrélation (R^2) de 0.965 et une erreur quadratique moyenne (RMSE) de 8.99 mg/L (Figure 5.9b). Cette performance remarquable du modèle renforce considérablement sa fiabilité pour la simulation du transport des nitrates dans l'aquifère alluvial d'Hennaya et pour l'analyse des scénarios futurs de contamination.

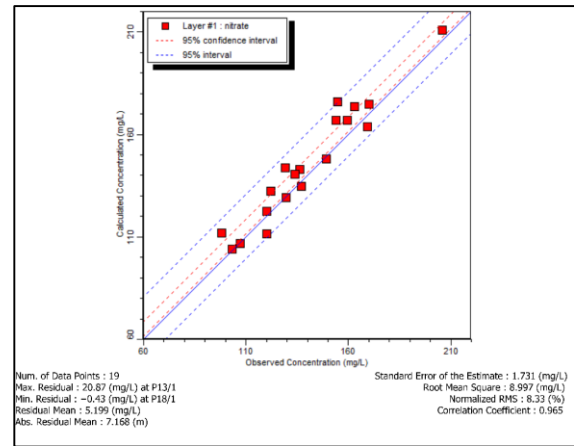
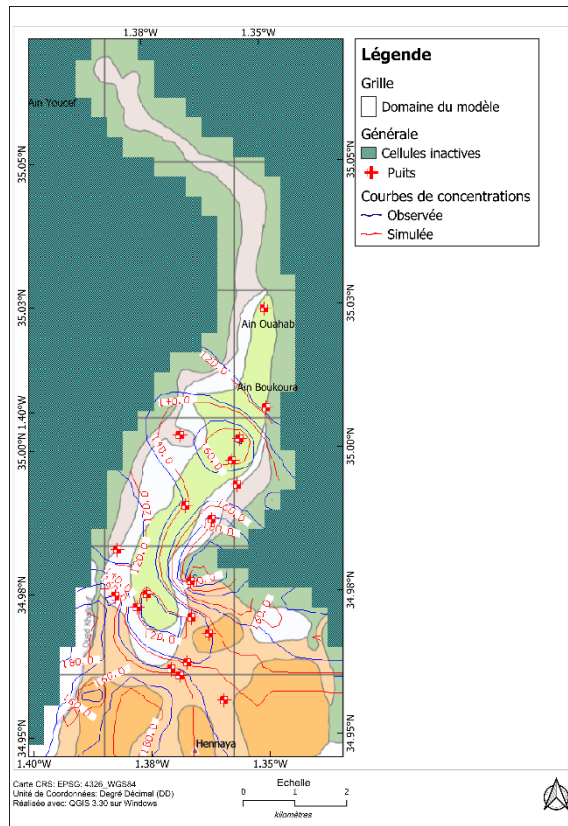


Figure 5.9. Modèle du transport de nitrates (a) Calibration de la distribution des nitrates dans la zone d'étude en 2023, (b) Diagramme de dispersion des concentrations de nitrates observées par rapport aux concentrations simulées

D. Validation du modèle

La validation du modèle de transport a été effectuée en comparant les concentrations simulées avec les mesures de terrain aux points d'observation représentatifs, notamment les sources d'Ain Boukoura et d'Ain Ouahab qui constituent des exutoires naturels majeurs du système aquifère. L'analyse détaillée des concentrations en nitrates dans ces sources a montré des tendances alarmantes de contamination persistante et croissante des eaux souterraines tout au long de la période d'étude.

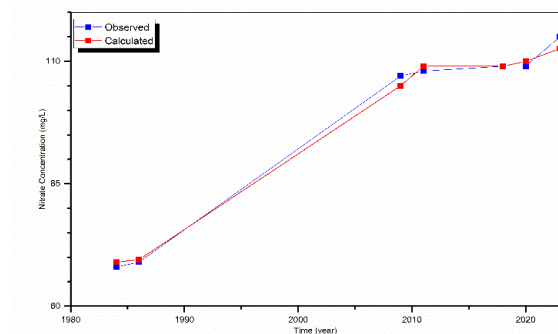
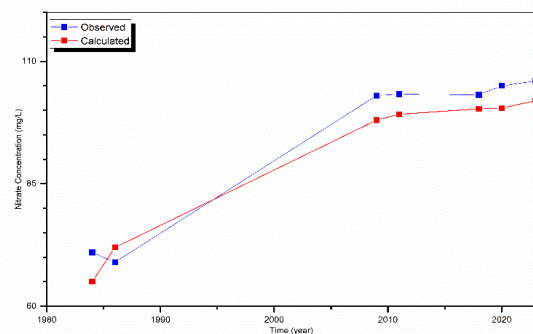


Figure 5.10. Concentrations de nitrates observées par rapport aux concentrations simulées dans les points d'observation. (a) Ain Boukoura (b) Ain Ouahab

Dans la source d'Ain Boukoura (Figure 5.10a), les concentrations moyennes mesurées en nitrates ont montré une augmentation dramatique de 69 mg/L à 106 mg/L au cours de la période

d'observation, reflétant une détérioration significative de la qualité de cette ressource en eau précieuse. De manière encore plus préoccupante, la source d'Ain Ouahab a présenté une augmentation encore plus sévère, avec des concentrations moyennes en nitrates passant de 68 mg/L à 115 mg/L sur la même période (Figure 5.10b). Ces concentrations observées dépassent constamment et significativement la limite maximale de contamination (MCL) de 50 mg/L fixée pour les nitrates dans l'eau potable par les normes internationales (WHO, 2022) et les normes algériennes (JORA, 2011) de qualité de l'eau.

Les valeurs simulées des concentrations en nitrates par notre modèle reflètent étroitement ces tendances mesurées, validant de manière convaincante la capacité du modèle à représenter avec précision la dynamique complexe des nitrates dans l'aquifère. Cette concordance entre les valeurs simulées et observées constitue une validation solide du modèle de transport et confirme sa pertinence et sa fiabilité pour l'analyse des scénarios futurs de contamination et l'évaluation des stratégies de gestion et de remédiation.

V. ANALYSE DE SENSIBILITE

Les résultats de la modélisation de la migration des nitrates dans cet aquifère ont démontré une corrélation significative entre la distribution spatiale des nitrates et les caractéristiques hydrogéologiques de l'aquifère. Les périodes de stress illustrent clairement que le déploiement du panache de nitrates suit la même direction que l'écoulement des eaux souterraines, s'étendant du sud vers le nord conformément au gradient hydraulique régional. Cette observation fondamentale indique que le processus d'advection gouverne principalement la migration des nitrates dans ce système aquifère (Almasri & *al.*, 2004).

L'analyse spatiale approfondie a révélé une corrélation significative entre les concentrations en nitrates et la conductivité hydraulique, les niveaux les plus élevés de nitrates étant systématiquement observés dans les zones caractérisées par une conductivité plus élevée. Cette corrélation suggère que les zones à conductivité hydraulique accrue facilitent un transport plus rapide et plus étendu des contaminants, créant potentiellement des voies préférentielles pour la migration des nitrates à travers l'aquifère. Cette relation souligne le rôle critique de l'hétérogénéité de l'aquifère dans les mécanismes de distribution et de transport des polluants, et met en évidence l'importance d'une caractérisation précise des propriétés hydrauliques pour la prédiction de la contamination.

Les résultats ont également révélé que les concentrations en nitrates restent élevées au niveau de pratiquement toutes les sources de pollution, particulièrement dans les zones agricoles intensives, et diminuent graduellement le long du parcours du panache, ce qui est cohérent avec les processus naturels de dispersion, de dilution et d'atténuation qui se produisent dans les eaux souterraines. Ces observations confirment l'impact significatif des activités humaines sur la contamination des eaux souterraines par les nitrates dans cette région à forte vocation agricole. Cependant, l'ampleur de cette réduction dépend de plusieurs facteurs, tels que la perméabilité de l'aquifère, la vitesse d'écoulement des eaux souterraines et la géométrie du système aquifère, qui influencent collectivement les processus de transport et d'atténuation des contaminants.

L'analyse de sensibilité a permis d'évaluer l'influence relative des différents paramètres du modèle sur les résultats de simulation, tant pour l'écoulement que pour le transport des nitrates. Cette analyse a révélé que :

- Pour le modèle d'écoulement, la conductivité hydraulique est le paramètre le plus sensible, suivi par les conditions aux limites et les paramètres d'emmagasinement ;
- Pour le modèle de transport, la porosité efficace a un impact plus significatif sur les résultats que la dispersivité, confirmant la prédominance des processus advectifs dans le transport des nitrates ;
- Les variations des taux de recharge ont un effet modéré sur les niveaux piézométriques

simulés, mais peuvent influencer significativement les concentrations en nitrates dans certaines zones.

VI. CONCLUSION

Cette étude hydrogéologique de la plaine d'Hennaya a permis de développer un modèle numérique performant simulant à la fois les écoulements souterrains et le transport des nitrates dans l'aquifère alluvial. Les excellents résultats de calage et validation ($R^2 > 0.97$) confirment la robustesse de l'approche méthodologique adoptée. Le bilan hydrique indique un système équilibré, dominé par les flux souterrains régionaux, tandis que l'analyse du transport des nitrates met en évidence une contamination préoccupante, particulièrement aux exutoires naturels. L'analyse de sensibilité souligne l'importance de la conductivité hydraulique et de la porosité efficace dans la migration des polluants, confirmant le rôle déterminant de l'hétérogénéité du milieu. Ce modèle constitue désormais un outil d'aide à la décision précieux pour la gestion durable de cette ressource en eau stratégique.

Sixième chapitre : **Applications et perspectives**

I. INTRODUCTION

L'aquifère de la plaine d'Hennaya représente une ressource hydrique stratégique dont la gestion durable constitue un enjeu majeur pour le développement régional. Les analyses et modélisations présentées dans les chapitres précédents ont permis de caractériser sa vulnérabilité intrinsèque et d'évaluer les risques de contamination auxquels il est exposé. Ce chapitre vise à traduire ces connaissances scientifiques en applications concrètes et à explorer les perspectives d'action pour la préservation de cette ressource. À travers une approche intégrative et prospective, nous proposons des stratégies d'intervention adaptées aux spécificités hydrogéologiques et aux contraintes socio-économiques locales. Les mesures préventives et correctives développées s'articulent autour de quatre axes principaux : la protection des ressources en eau, la réhabilitation des zones dégradées, la mise en place d'un système de suivi continu, et l'élaboration d'un cadre réglementaire et de gouvernance approprié. Cette démarche s'inscrit dans une vision holistique de la gestion des ressources hydriques souterraines, reconnaissant les interconnexions entre les dimensions environnementales, économiques et sociales du développement durable. Au-delà des applications immédiates, ce chapitre ouvre également des perspectives de recherche qui permettront d'affiner notre compréhension des dynamiques hydrogéologiques complexes et d'optimiser les stratégies de gestion à long terme.

II. EVALUATION DE LA VULNERABILITE DE LA NAPPE

L'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère d'Hennaya constitue une étape essentielle dans la compréhension des risques de contamination et la définition des stratégies de protection de la ressource en eau. Cette évaluation s'appuie sur une approche méthodologique rigoureuse, combinant différentes méthodes d'analyse spatiale et de cartographie pour caractériser la sensibilité intrinsèque de l'aquifère aux pollutions de surface. La démarche adoptée intègre la préparation minutieuse des données cartographiques, l'application de modèles de classification reconnus (DRASTIC et SINTACS), leur validation, et une analyse approfondie de leur sensibilité. Cette approche multi-méthodes permet d'obtenir une vision complète et nuancée de la vulnérabilité du système aquifère, tenant compte de ses spécificités hydrogéologiques et des contraintes environnementales locales.

A. Préparation des cartes thématiques

La cartographie de la vulnérabilité de l'aquifère d'Hennaya représente une étape fondamentale dans l'évaluation des risques de contamination. Cette phase initiale nécessite une préparation minutieuse des données spatiales et leur intégration dans un Système d'Information Géographique (SIG). Le processus commence par la collecte exhaustive des données hydrogéologiques, topographiques et géologiques existantes, suivie de leur numérisation et de leur validation. Une attention particulière est portée à la création de bases de données géoréférencées précises et cohérentes.

Le traitement des données spatiales suit un protocole rigoureux impliquant plusieurs étapes. L'interpolation des données ponctuelles permet d'obtenir une couverture continue du territoire étudié. La reclassification des valeurs s'effectue selon les critères spécifiques des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité. L'analyse spatiale et la superposition des différentes couches d'information aboutissent à la création de cartes thématiques synthétiques.

1. Profondeur de la nappe (D)

La profondeur de la nappe représente la distance verticale entre la surface du sol et le niveau de l'aquifère (Aller & *al.*, 1987 ; Lakshminarayanan & *al.*, 2022 ; Saranya & Saravanan, 2022). Ce

paramètre est crucial car il détermine la distance que les polluants doivent parcourir pour atteindre la nappe. Dans notre zone d'étude, les mesures piézométriques ont été effectuées sur un ensemble des puits d'observation pendant la période humide (mars 2022). L'interpolation des données par la méthode de krigeage ordinaire a montré des profondeurs variant de 0 à 26.5 mètres, avec une moyenne de 9.4 m (Figure 6.1a). Les zones les plus vulnérables se situent dans les plaines centrales et septentrionales, caractérisées par des profondeurs de nappe faibles.

2. Recharge nette (R)

La recharge nette quantifie le volume d'eau qui s'infiltré jusqu'à l'aquifère après déduction de l'évapotranspiration et autres pertes (Kirlas & *al.*, 2022). Dans la plaine d'Hennaya, elle combine la recharge par les précipitations et les retours d'irrigation. Les valeurs varient de 5 à 247 mm/an, les zones d'agriculture intensive présentant les taux les plus élevés (Figure 6.1b). Une recharge importante favorise le transport des contaminants vers la nappe, augmentant ainsi la vulnérabilité.

3. Milieu aquifère (A)

Le milieu aquifère décrit les formations géologiques capables de stocker l'eau. L'aquifère de la plaine d'Hennaya se compose principalement de grès et de dépôts alluviaux d'âge Mio-Plio-Quaternaire, répartis en deux horizons majeurs : l'horizon Tortonien constitué de grès friable au sud, et un horizon alluvial au centre et au nord (Figure 6.1c). Les caractéristiques lithologiques influencent directement la capacité de l'aquifère à transmettre les contaminants (Bemoussat, 2012 ; Bemoussat & *al.*, 2014).

4. Type de sol (S)

La composition et la texture du sol contrôlent la vitesse de migration des polluants vers la nappe. La plaine d'Hennaya est dominée par des sols argilo-limoneux et limoneux. Les sols argileux ralentissent la progression des polluants, tandis que les sols sableux facilitent leur infiltration (Figure 6.1d) (Bemoussat, 2012).

5. Topographie (T)

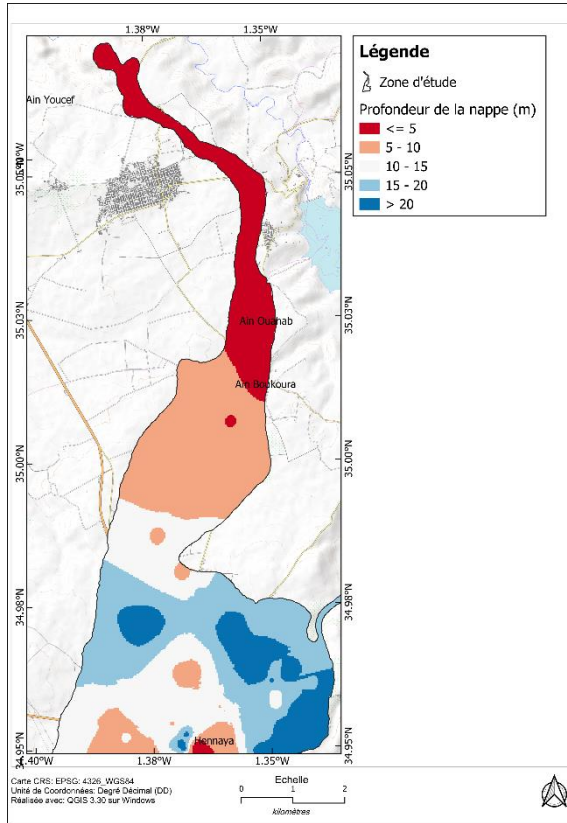
La topographie, particulièrement la pente, influence l'infiltration et le ruissellement des contaminants. Les pentes douces favorisent l'infiltration tandis que les pentes fortes privilégient le ruissellement. Les valeurs de pente, dérivées du modèle numérique de terrain ASTER, varient de 0 à 28.85% dans la zone d'étude (Figure 6.1e).

6. Zone vadose (I)

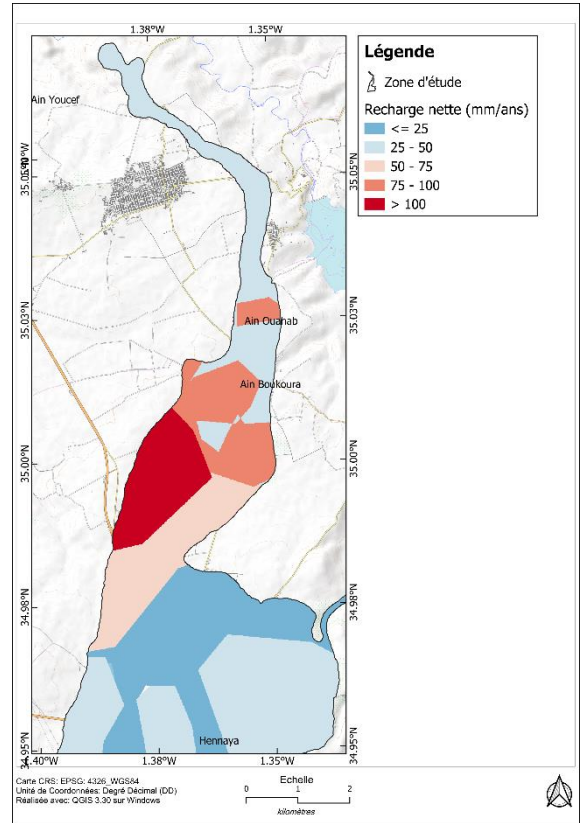
La zone vadose, ou zone non saturée, représente l'épaisseur entre la surface du sol et la nappe. Dans la plaine d'Hennaya, elle est constituée de grès, d'argile et de graviers argileux (Figure 6.1f) (Bemoussat, 2012). Sa composition influence les processus physico-chimiques de pollution des eaux souterraines.

7. Conductivité hydraulique (C)

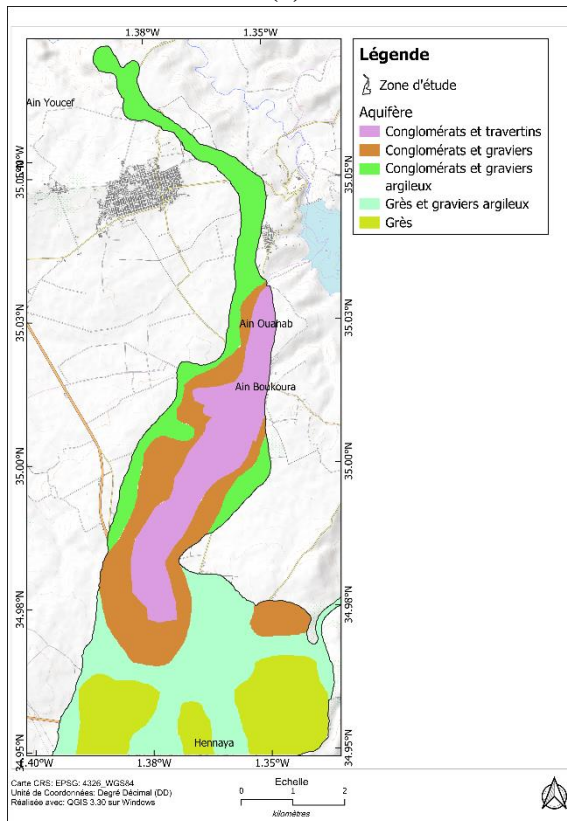
La conductivité hydraulique représente la capacité des matériaux de l'aquifère à transmettre l'eau et influence directement la vitesse de transport des contaminants. La répartition spatiale de ce paramètre a été obtenue à partir du modèle d'écoulement MODFLOW précédemment calibré (chapitre 5). Les valeurs de conductivité hydraulique, issues du calage du modèle, varient de 0.08 à 864 m/j dans la zone d'étude (Figure 6.1g). Cette forte hétérogénéité reflète la complexité de la structure de l'aquifère. Les zones à forte conductivité (>100 m/j) correspondent aux dépôts alluviaux grossiers dans la partie centrale de la plaine, tandis que les valeurs plus faibles (<1 m/j) caractérisent les dépôts fins des zones marginales (Laoufi & *al.*, 2025). Cette distribution spatiale de la conductivité hydraulique joue un rôle déterminant dans l'évaluation de la vulnérabilité, car elle contrôle directement la vitesse potentielle de propagation des contaminants dans l'aquifère.



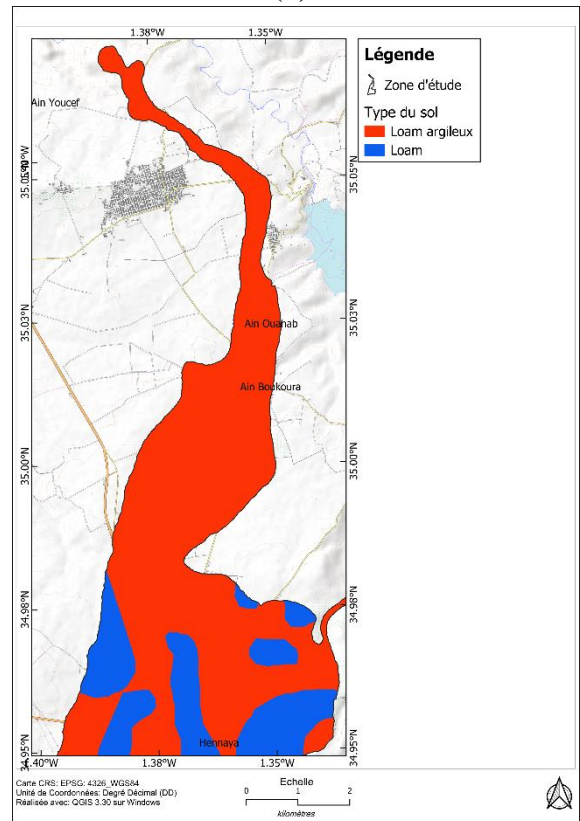
(a)



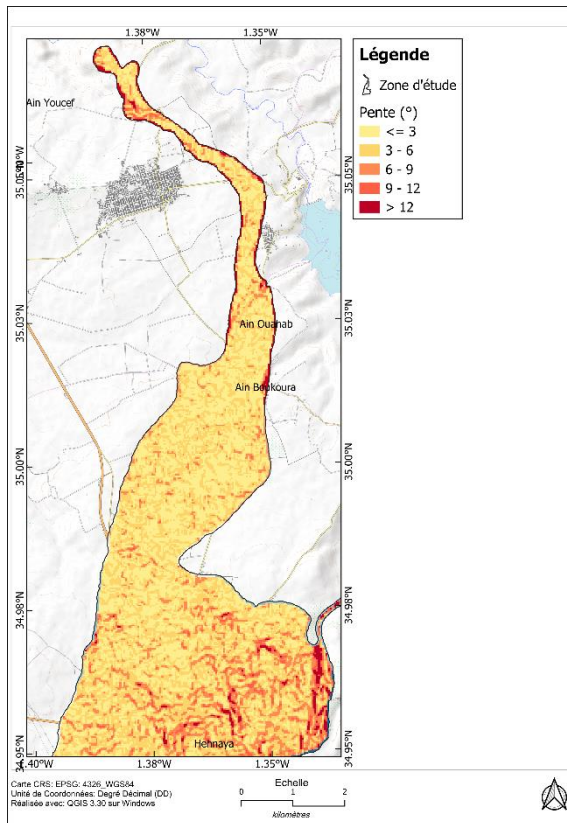
(b)



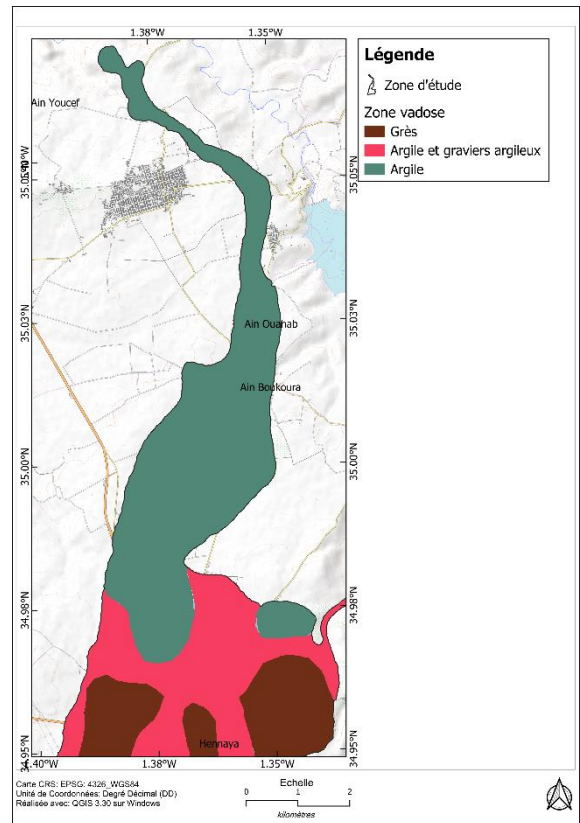
(c)



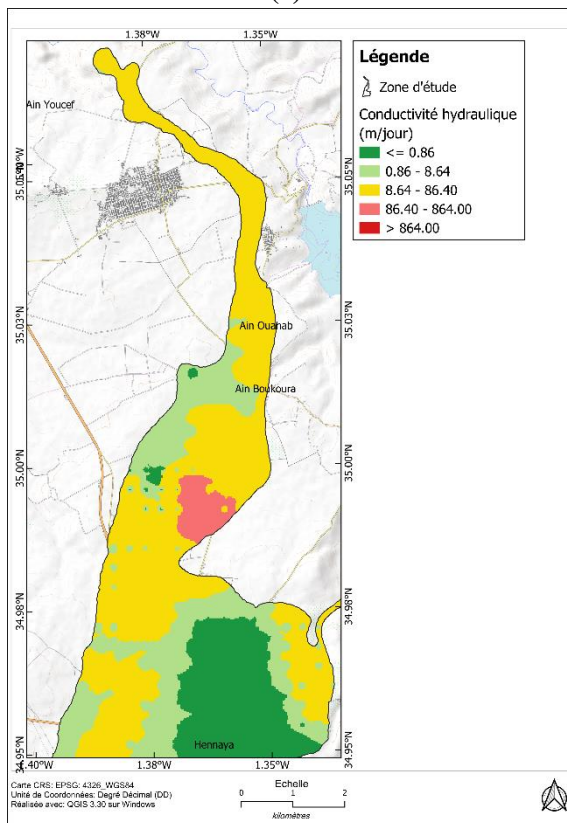
(d)



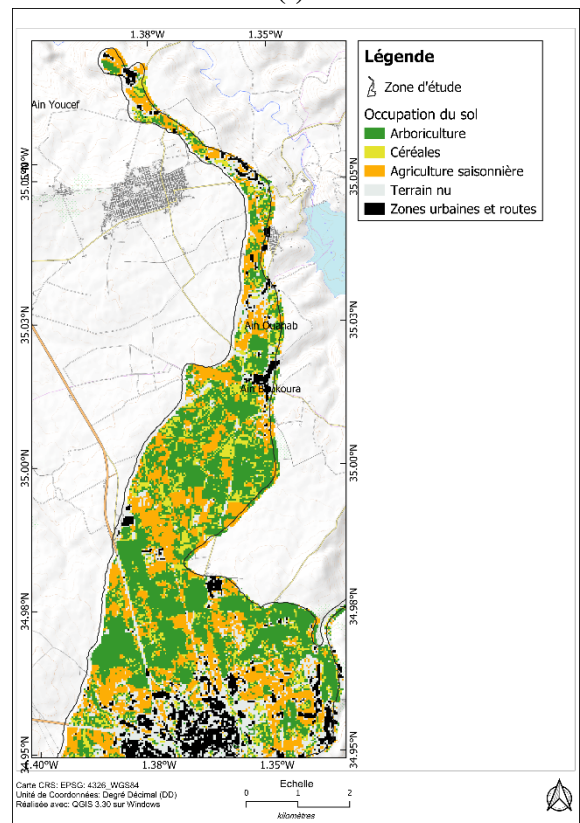
(e)



(f)



(g)



(h)

Figure 6.1. Paramètres du modèle de vulnérabilité des eaux souterraines. (a) Profondeur de la nappe phréatique, (b) Recharge nette, (c) Milieu aquifère, (d) Milieu pédologique, (e) Topographie, (f) Zone vadose, (g) Conductivité hydraulique, (h) Utilisation (occupation) des sols

8. Occupation des sols (LU)

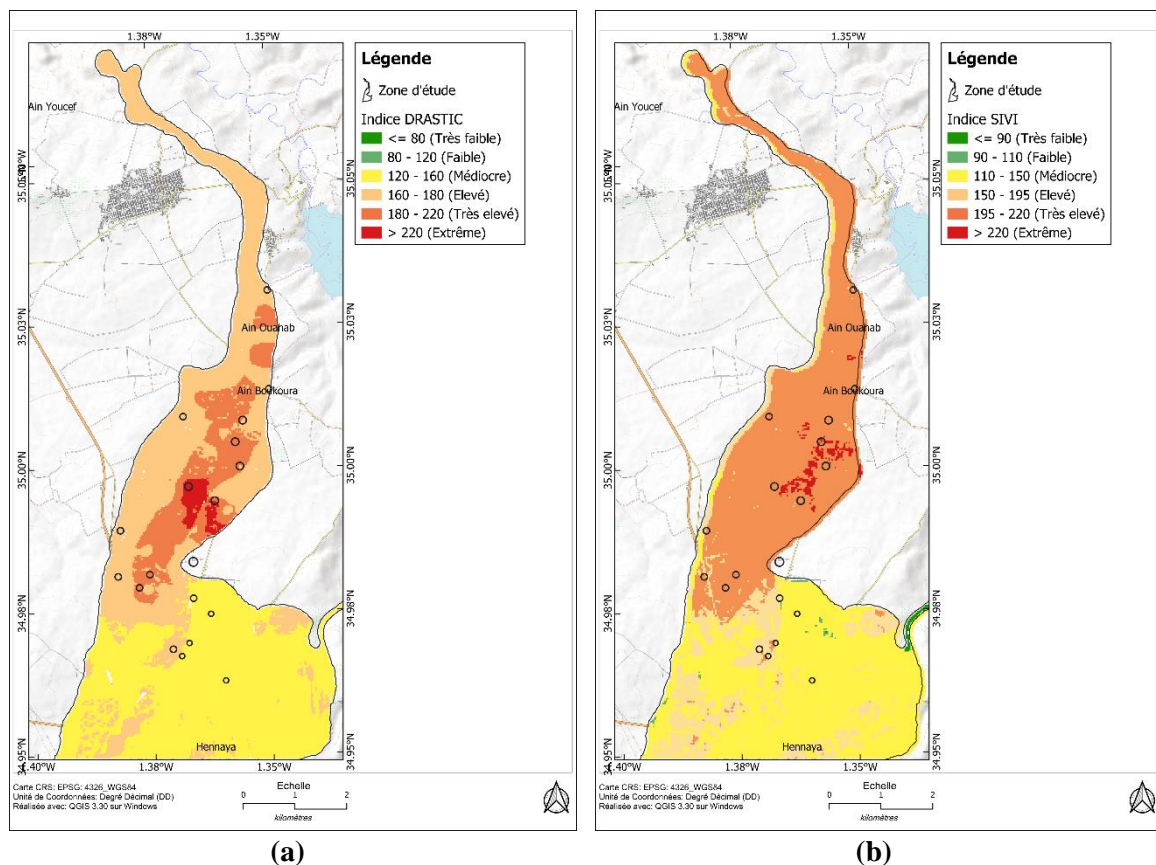
L'occupation des sols constitue un paramètre complémentaire crucial pour l'identification des zones vulnérables. L'analyse d'images Landsat 8 a permis d'identifier cinq catégories principales : arboriculture, céréales, cultures saisonnières, sol nu et zones urbaines (Figure 6.1h). Ce paramètre est particulièrement important dans la méthode SINTACS (SSVI).

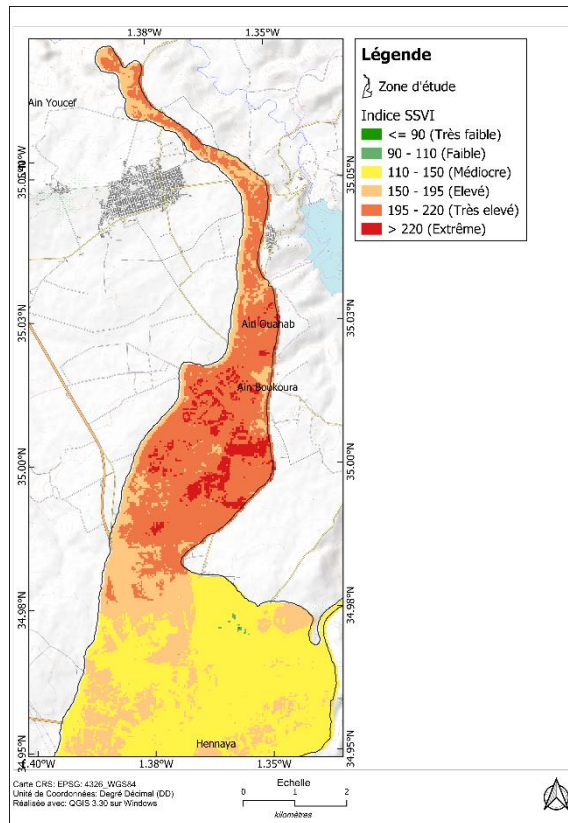
B. Modèles de classification de la vulnérabilité

La cartographie de la vulnérabilité de l'aquifère d'Hennaya, réalisée à l'aide du calculateur raster dans QGIS, a permis de générer des cartes de distribution des indices de vulnérabilité selon les méthodes DRASTIC, SIVI et SSVI. Les résultats obtenus par ces différentes approches montrent des variations significatives dans la classification de la vulnérabilité, allant de modérée à extrême pour le modèle DRASTIC, et de faible à extrême pour les méthodes SINTACS (SIVI et SSVI).

1. Méthode DRASTIC

La distribution spatiale des indices de vulnérabilité selon le modèle DRASTIC révèle une prédominance des classes de vulnérabilité moyenne à élevée (Figure 6.2a). L'analyse quantitative montre qu'environ 45% de la superficie totale présente une vulnérabilité moyenne, tandis que 40% correspond à une vulnérabilité élevée. Les zones de très haute vulnérabilité occupent 13% de la surface, et les secteurs extrêmement vulnérables représentent 2% du territoire étudié. Cette répartition met en évidence une sensibilité générale importante de l'aquifère aux contaminations potentielles.





(c)

Figure 6.2. Carte de l'indice de vulnérabilité des eaux souterraines. (a) Modèle DRASTIC, (b) Modèle SINTACS-SIVI, (c) Modèle SINTACS-SSVI

2. Méthode SINTACS

2.1. Indice SIVI

L'application de la méthode SIVI a permis d'identifier une organisation spatiale particulière de la vulnérabilité (Figure 6.2b). Les résultats indiquent qu'environ 11.33 km² (42%) de la région présente une très haute susceptibilité à la contamination, principalement localisée dans les parties centrale et septentrionale de la plaine. Les zones de vulnérabilité modérée couvrent approximativement 10.16 km² (38%), tandis que les secteurs hautement vulnérables occupent 4.94 km² (19%), essentiellement dans la partie méridionale de la zone d'étude.

2.2. Indice SSVI

L'analyse selon la méthode SSVI révèle une distribution plus équilibrée des classes de vulnérabilité (Figure 6.2c). Les zones de vulnérabilité modérée, haute et très haute occupent la majeure partie du territoire, couvrant respectivement 7.38 km² (28%), 9.39 km² (35%) et 8.72 km² (33%) (Tableau 6.1). Les secteurs présentant une vulnérabilité faible ou extrême se répartissent sur le reste de la zone d'étude, représentant une proportion mineure du territoire.

Une analyse comparative des trois méthodes met en évidence une tendance convergente vers les classes de vulnérabilité modérée, haute et très haute. Un constat particulièrement significatif est la concentration des zones de vulnérabilité extrême dans la partie centrale de la plaine, caractérisée par une intense activité agricole. Cette situation s'explique par la combinaison de plusieurs facteurs hydrogéologiques et anthropiques. La forte infiltration nette, résultant des pratiques d'irrigation intensives, se conjugue avec la présence de formations lithologiques à haute perméabilité hydraulique pour créer des conditions particulièrement favorables à la contamination de l'aquifère. Cette convergence des résultats entre les différentes approches méthodologiques renforce la fiabilité de

l'évaluation et souligne l'importance d'une gestion adaptée de ces zones particulièrement sensibles.

Tableau 6.1. Statistiques de surface des classes de vulnérabilité dans les trois modèles.

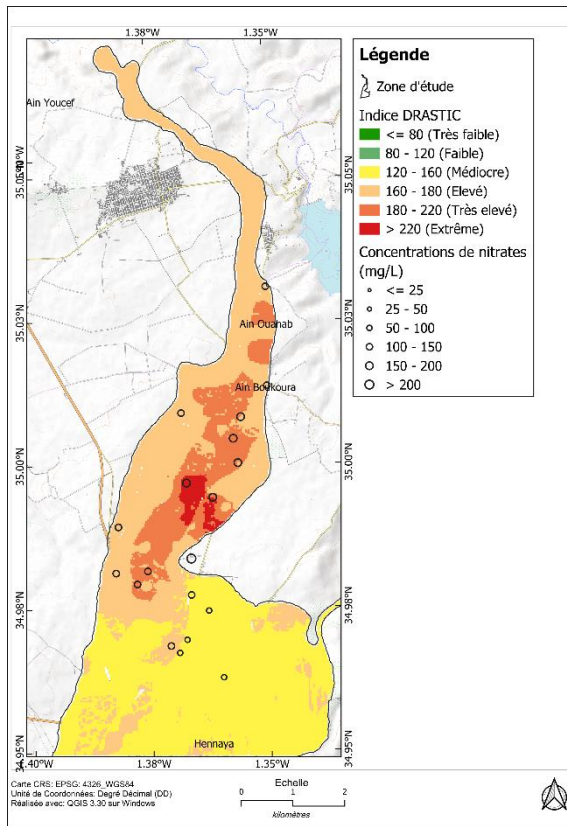
Plage de l'indice de vulnérabilité	Catégorie	Surface (km ²)	% Surface
Modèle DRASTIC			
120 – 160	Médiocre	12.09	45.26
160 – 180	Elevé	10.71	40.11
180 – 220	Très élevé	3.45	12.91
> 220	Extrême	0.46	1.72
Modèle SINTACS-SIVI			
90 – 110	Faible	0.08	0.29
110 – 150	Médiocre	10.16	38.03
150 – 195	Elevé	4.94	18.51
195 – 220	Très élevé	11.33	42.40
> 220	Extrême	0.21	0.78
Modèle SINTACS-SSVI			
90 – 110	Faible	0.02	0.09
110 – 150	Médiocre	7.38	27.63
150 – 195	Elevé	9.39	35.16
195 – 220	Très élevé	8.72	32.64
> 220	Extrême	1.20	4.49

C. Validation des modèles

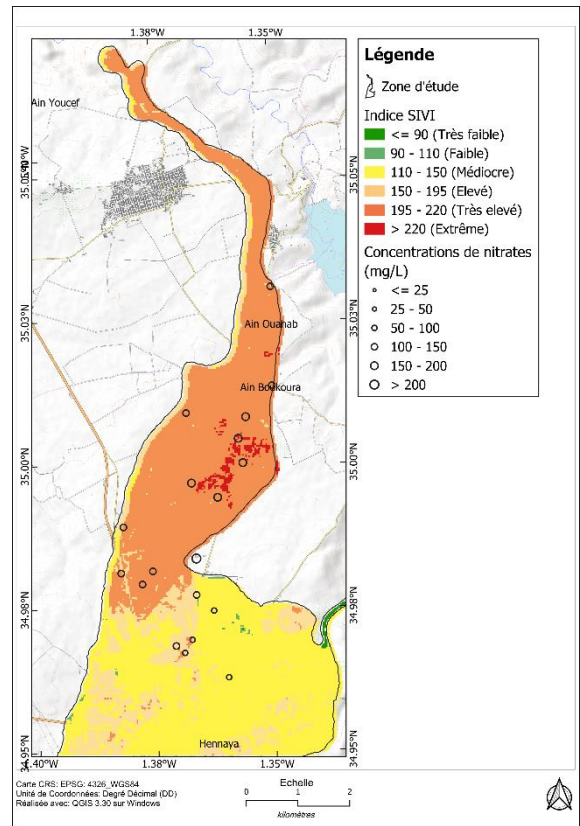
La validation des modèles de vulnérabilité s'est appuyée sur une analyse comparative approfondie entre les cartes de vulnérabilité générées et la distribution spatiale des concentrations en nitrates dans l'aquifère d'Hennaya. La superposition de ces différentes couches d'information révèle une excellente correspondance entre les zones présentant de fortes concentrations en nitrates et celles caractérisées par des indices de vulnérabilité élevés, particulièrement dans les parties centrale et méridionale de la zone d'étude (Figure 6.3a,b,c).

Pour quantifier la fiabilité des modèles, une analyse statistique approfondie a été réalisée, combinant plusieurs approches complémentaires. Les diagrammes de dispersion ont mis en évidence des corrélations positives significatives entre les indices de vulnérabilité et les concentrations en nitrates mesurées. Le modèle DRASTIC présente la corrélation la plus forte avec un coefficient de 0.89, suivi du modèle SSVI avec 0.87, et du SIVI avec 0.81 (Figure 6.4a,c,e). Ces corrélations élevées confirment la capacité des modèles à prédire efficacement les zones susceptibles d'être affectées par la contamination.

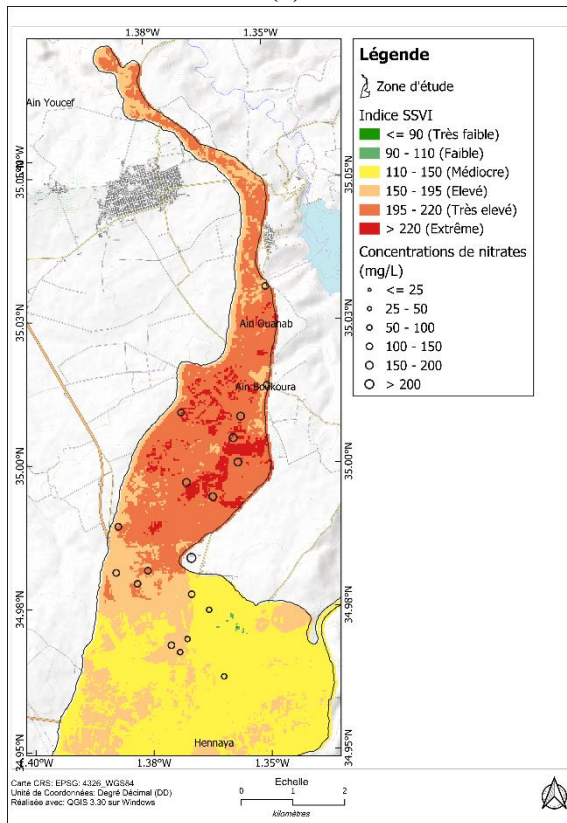
L'analyse des courbes ROC (Receiver Operating Characteristic) a fourni des résultats particulièrement probants (Figure 6.4b,d,f), avec des valeurs d'AUC (Area Under Curve) très élevées. Les modèles DRASTIC et SSVI se distinguent avec des valeurs d'AUC de 0.92, tandis que le modèle SIVI atteint 0.87. Ces résultats démontrent l'excellente capacité discriminante des modèles dans l'identification des zones vulnérables.



(a)



(b)



(c)

Figure 6.3. Validation de la carte de l'indice de susceptibilité des eaux souterraines à l'aide des concentrations de NO_3^- : (a) Modèle DRASTIC, (b) Modèle SINTACS-SIVI, (c) Modèle SINTACS-SSVI

Les coefficients de corrélation de rang de Spearman (ρ) viennent confirmer ces observations,

avec des valeurs de 0.90 pour DRASTIC, 0.89 pour SSVI et 0.82 pour SIVI. Cette cohérence entre les différents indicateurs statistiques renforce la confiance dans la capacité prédictive des modèles. Le modèle DRASTIC et la méthode SSVI se révèlent particulièrement performants dans l'identification des zones vulnérables à la pollution, démontrant une précision prédictive remarquable.

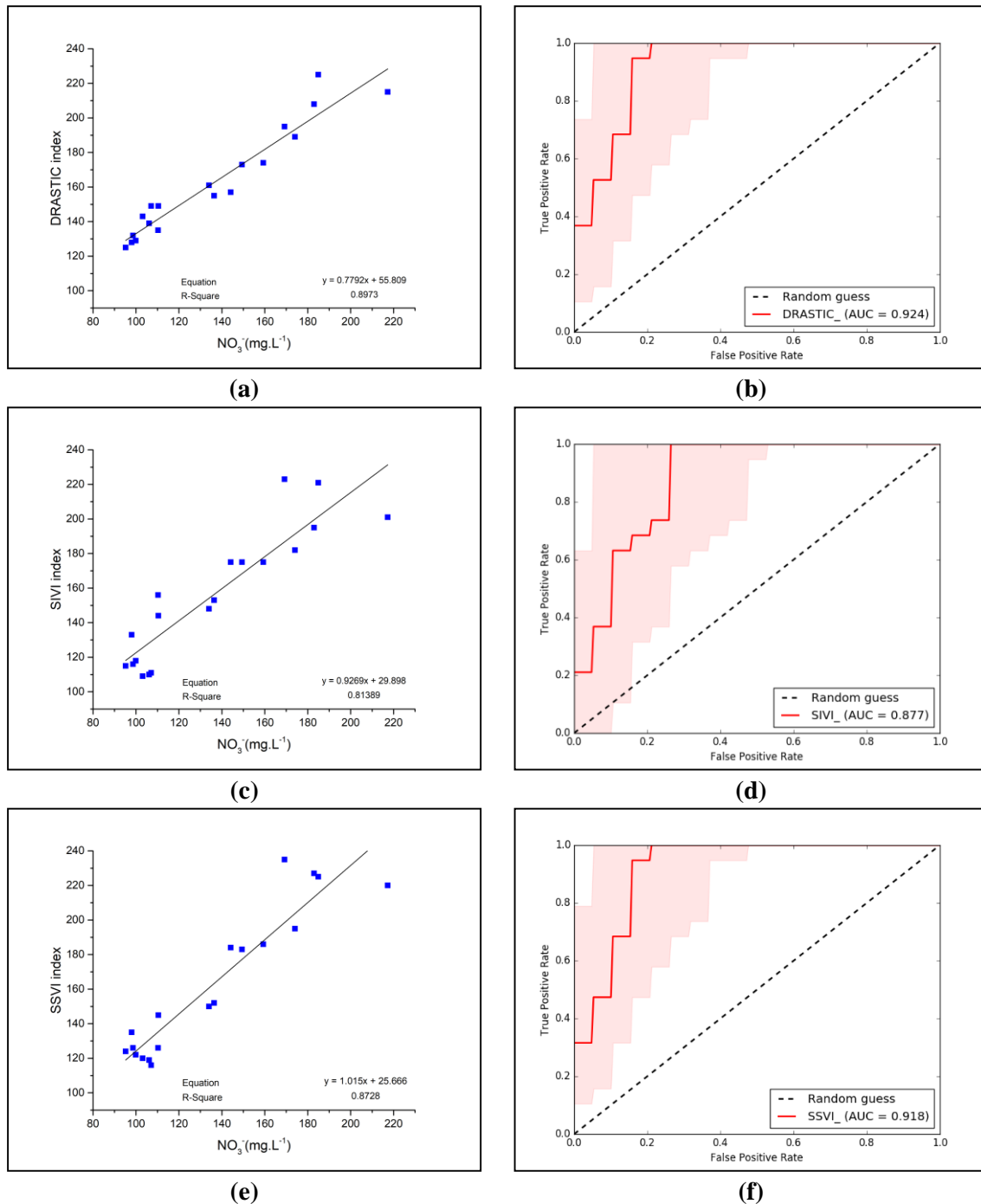


Figure 6.4. Diagramme de dispersion et courbe ROC montrant la relation entre la concentration en nitrates et l'indice de vulnérabilité normalisé. **(a, b)** Modèle DRASTIC, **(c, d)** Modèle SINTACS-SIVI, **(e, f)** Modèle SINTACS-SSVI

L'ensemble de ces analyses statistiques confirme la robustesse des trois approches méthodologiques pour l'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère d'Hennaya. Les fortes corrélations obtenues entre les indices de vulnérabilité et les concentrations en nitrates observées valident la pertinence des modèles pour la cartographie des zones sensibles à la contamination, fournissant ainsi

des outils fiables pour la gestion et la protection de la ressource en eau.

D. Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité s'est concentrée sur les modèles DRASTIC et SSVI, qui ont démontré les meilleures performances dans l'identification des zones vulnérables (Tableau 6.2). L'étude de la contribution moyenne des différents paramètres révèle, pour le modèle DRASTIC, une hiérarchie d'influence : le milieu aquifère (7), la topographie (6.75), la zone non saturée (6), la profondeur de l'aquifère (5.29), la conductivité hydraulique (5.17), la recharge nette (4.75) et le type de sol (4.5). Pour le modèle SSVI, l'ordre d'influence s'établit comme suit : l'occupation des sols (8), la topographie (7), la conductivité hydraulique (6.8), le milieu aquifère (6.5), la profondeur de la nappe (6), l'infiltration (5), la zone non saturée (5) et le type de sol (3.5).

Tableau 6.2. Résumé statistique des cartes à indices variables.

Paramètres	Min.	Max.	Moy.	Ecart type	CV %
Indice DRASTIC					
D	1	10	5.29	3.50	66.18
R	1	8	4.75	3.30	69.56
A	6	8	7	1.41	20.20
S	3	6	4.50	2.12	47.14
T	3	10	6.75	3.30	48.95
I	5	7	6	1	16.67
C	1	10	5.17	3.49	67.71
Indice SSVI					
S	2	10	6	2.74	45.64
I	1	9	5	2.74	54.77
N	2	7	5	2.65	52.92
T	3	4	3.50	0.71	20.20
A	4	9	6.50	3.54	54.39
C	3	10	6.80	2.86	42.11
S	4	10	7	2.16	30.86
LU	7	9	8	1	12.50

La sensibilité par suppression de paramètres, réalisée à l'aide du calculateur raster de QGIS, a permis d'évaluer l'impact de chaque paramètre sur l'indice de vulnérabilité final. Pour le modèle DRASTIC, la séquence de variation de l'indice suit l'ordre $D > I > C > R > T > A > S$, qui diffère de l'ordre des poids initialement attribués ($D=I > R > A=C > S > T$). La suppression de la profondeur de la nappe et de la zone vadose génère les variations les plus significatives, avec des moyennes respectives de 2.91% et 2.88%, ce qui s'explique par leurs poids élevés dans le modèle. Pour le SSVI, l'ordre de variation est : occupation des sols > profondeur > milieu aquifère > conductivité > infiltration > topographie > sol > zone non saturée. L'impact majeur de l'occupation des sols et de la profondeur s'explique par leurs poids théoriques élevés (Tableau 6.3).

L'analyse de sensibilité par suppression successive des paramètres (Tableau 6.4), en commençant par ceux ayant le moins d'effet, montre une augmentation progressive de l'indice moyen de sensibilité. Cette observation confirme l'importance de maintenir l'ensemble des paramètres dans les deux modèles. Dans le modèle DRASTIC, la zone non saturée et la profondeur de la nappe exercent l'influence la plus significative sur l'indice de variation. Pour le modèle SSVI, la suppression de la couche de profondeur de la nappe produit l'impact le plus important.

Tableau 6.3. Résultats de l'analyse de sensibilité effectuée sur les modèles DRASTIC et SSVI.

Indice de variation	Min.	Max.	Moy.	Ecart type
Indice DRASTIC				
D	0.80	5.83	2.91	2.06
R	0	2.12	1.20	0.91
A	0.30	3.65	0.98	0.95
S	0	1.23	0.62	0.87
T	0.20	1.59	1.04	0.62
I	0	5.63	2.88	2.11
C	0.42	3.06	1.53	1.01
Indice SSVI				
S	0	4.18	2.21	1.56
I	0.01	2.62	1.25	1.03
N	0	1.63	0.77	0.82
T	0	1.85	0.93	1.31
A	0.20	3.92	2.06	2.63
C	0.14	2.98	1.72	1.16
S	0	1.31	0.79	0.51
LU	0.02	5.05	2.63	1.93

Tableau 6.4. Statistiques de l'analyse de sensibilité pour les modèles DRASTIC et SSVI après suppression des cartes.

Indice de variation	Min.	Max.	Moy.	Ecart type
Indice DRASTIC				
DRATIC	0	1.23	0.62	0.87
DRTIC	0	4.36	2.45	1.76
DRIC	0.20	5.67	2.85	2.01
DIC	0.20	7.59	4.51	2.83
DI	0.53	12.65	6.59	4.60
D	0.82	19.26	10.66	6.09
Indice SSVI				
SITACS-LU	0	1.63	0.77	0.82
SITAC-LU	0.02	2.81	1.24	1.03
SIAC-LU	0.10	4.94	2.53	1.86
SAC-LU	0.15	8.15	4.11	3.17
SA-LU	0	10.42	5.15	4.16
S-LU	0.42	13.05	7.41	4.82
LU	0.46	18.13	9.51	5.28

L'analyse de sensibilité individuelle a permis d'identifier les paramètres les plus influents sur l'indice de vulnérabilité (Tableau 6.5). Pour le modèle DRASTIC, la profondeur de l'aquifère et la zone vadose se révèlent être les paramètres les plus efficaces, avec des poids effectifs moyens respectifs de 22.46% et 22.10%, cohérents avec leur poids théorique initial (21.74%). Le milieu aquifère (14.36%) et la conductivité hydraulique (14.58%) montrent également des poids effectifs supérieurs à leurs poids théoriques (13.04%). Dans le modèle SSVI, la vulnérabilité est principalement déterminée par la profondeur de l'aquifère et l'occupation des sols, avec des poids effectifs moyens de 16.70% et 22.27%, dépassant leur poids théorique initial (16.13%).

Tableau 6.5. Statistiques d'analyse de sensibilité pour des paramètres individuels dans les modèles DRASIC et SSVI.

Paramètres	Pondération théorique (Pt)	Pondération théorique (%)	Pondération effective (%)			
			Min.	Max.	Moy.	Ecart type
Indice DRASIC						
D	5	21.74	4.32	43.19	22.46	15.09
R	4	17.39	8.23	24.70	16.47	7.09
A	3	13.04	11.05	17.68	14.36	4.69
S	2	8.70	6.86	9.61	8.23	1.94
T	1	4.35	3.11	5.60	4.35	0.98
I	5	21.74	18.42	25.78	22.10	3.68
C	3	13.04	8.84	19.89	14.58	4.58
Indice SSVI						
S	5	16.13	5.57	27.84	16.70	7.62
I	5	16.13	2.78	25.06	13.92	7.62
N	4	12.90	4.45	15.59	11.14	5.89
T	5	16.13	8.35	11.14	9.74	1.97
A	3	9.68	6.68	15.03	10.86	5.91
C	2	6.45	3.34	11.14	7.57	3.19
S	2	6.45	4.45	11.14	7.80	2.41
LU	5	16.13	19.49	25.06	22.27	2.78

III. SIMULATION DES SCENARIOS PREDICTIFS

L'élaboration d'un modèle hydrodynamique et hydrodispersif calibré et validé offre l'opportunité d'explorer le comportement futur de l'aquifère de la plaine d'Hennaya sous différentes contraintes. Cette démarche prédictive constitue un outil précieux d'aide à la décision pour la gestion durable des ressources en eau souterraine dans un contexte de pression anthropique croissante et de changement climatique.

Dans cette section, nous présentons plusieurs scénarios prospectifs visant à évaluer la sensibilité du système aquifère à diverses modifications des conditions d'exploitation et environnementales. Ces simulations permettent non seulement d'anticiper les risques potentiels, mais également d'identifier les mesures préventives susceptibles de maintenir l'équilibre hydrogéologique de la nappe.

Les scénarios développés s'articulent autour de trois axes principaux : l'intensification des prélèvements, les impacts de la pollution, et une analyse comparative des différentes simulations. Pour chaque scénario, nous avons modifié les conditions aux limites et les paramètres d'entrée du modèle afin de refléter les hypothèses formulées, tout en conservant les propriétés hydrodynamiques calibrées lors des phases précédentes de l'étude.

L'interprétation des résultats permet d'évaluer quantitativement les réponses de l'aquifère aux sollicitations simulées et d'identifier les zones particulièrement vulnérables nécessitant une attention spécifique dans le cadre des stratégies de gestion intégrée des ressources hydriques de la région.

A. Scénarios d'exploitation

Pour cette première partie de notre analyse prédictive, nous présentons différents scénarios d'exploitation afin d'évaluer l'impact des activités anthropiques et des variations climatiques sur les ressources en eau souterraine de la plaine d'Hennaya. Ces simulations nous permettent d'anticiper l'évolution quantitative de la nappe face à différentes contraintes.

1. Scénario I : Intensification des prélèvements

Ce scénario examine les conséquences d'une augmentation significative des prélèvements d'eau souterraine dans la plaine d'Hennaya (Figure 6.5a). Nous avons modélisé une multiplication du nombre d'ouvrages de captage ainsi qu'une intensification des débits d'extraction, estimés à deux fois les valeurs actuellement observées.

La simulation hydrodynamique réalisée montre des modifications substantielles de la surface piézométrique. Bien que l'écoulement général conserve sa direction principale Sud-Nord, on observe l'apparition de dépressions localisées formant des cônes de rabattement autour des principaux champs captants. La zone nord-ouest de l'aquifère présente une sensibilité particulière à cette surexploitation, notamment en raison de la faible épaisseur des formations aquifères constituées principalement de conglomérats.

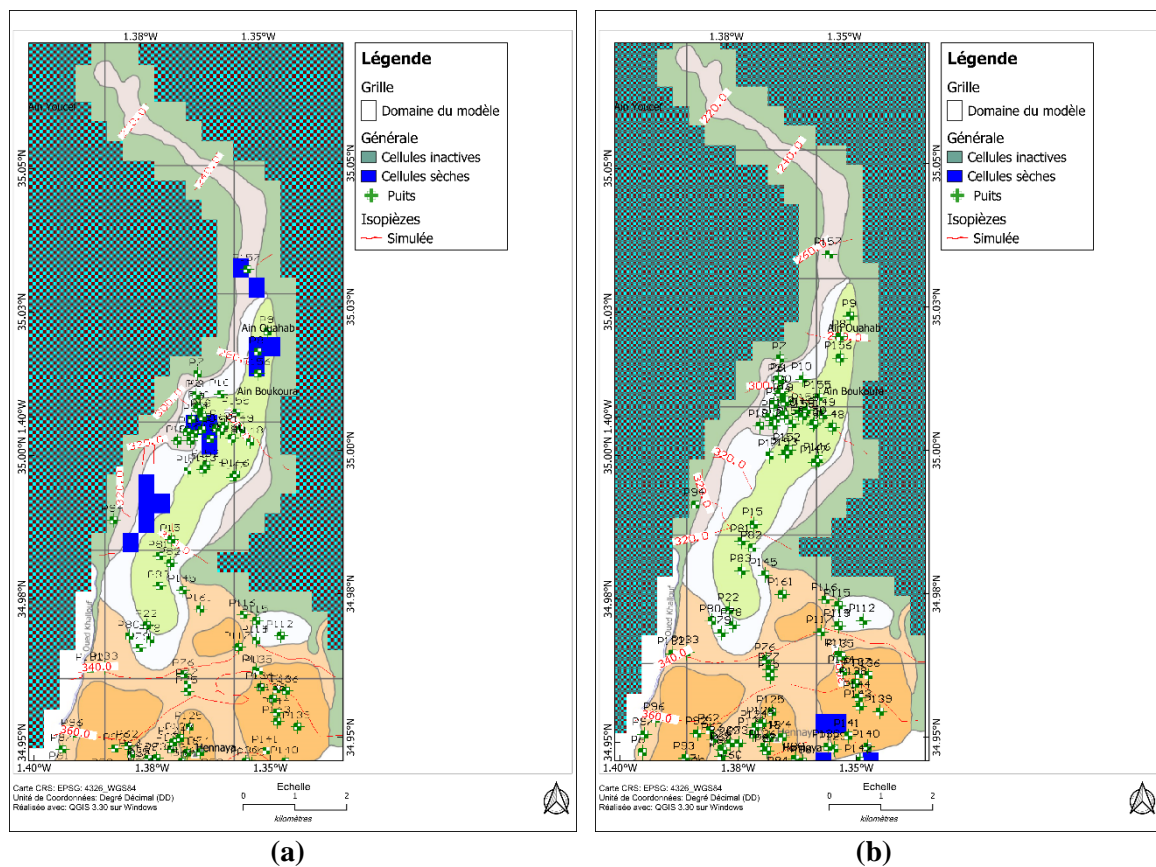


Figure 6.5. Niveaux piézométriques prévus dans l'aquifère dans le cadre de deux scénarios d'exploitation. (a) Intensification des prélèvements, (b) Conditions de sécheresse prolongée

Un résultat préoccupant est la diminution significative du débit de la source d'Ain Boukoura, qui constitue l'exutoire naturel principal de la nappe. Les calculs indiquent une réduction de débit de l'ordre de 45% par rapport à la situation actuelle, menaçant ainsi la pérennité de cette résurgence qui joue un rôle écologique et socio-économique important dans la région.

Le bilan hydrique établi pour ce scénario révèle un déséquilibre manifeste entre les entrées et les sorties du système aquifère, avec un déficit annuel estimé à 1.2 million de m³. Cette situation n'est pas soutenable à long terme et conduirait à un épuisement progressif de la ressource.

2. Scénario II : Conditions de sécheresse prolongée

Le second scénario simule l'impact d'une période de sécheresse prolongée sur l'aquifère d'Hennaya (Figure 6.5b). Pour modéliser ces conditions, nous avons diminué les paramètres de recharge par les précipitations ainsi que les apports latéraux provenant de la limite sud, identifiée

comme une zone d'alimentation majeure du système.

La carte piézométrique résultante montre un abaissement généralisé du niveau de la nappe, particulièrement prononcé dans la partie méridionale de la plaine. Les zones proches de la limite sud, où la nappe se dénoie habituellement, présentent les rabattements les plus importants, atteignant localement 7 mètres par rapport à l'état de référence.

L'analyse des résultats met en évidence une modification de la distribution spatiale des perméabilités effectives. Les mailles situées dans les zones de forte perméabilité montrent des variations plus importantes du niveau piézométrique, traduisant leur plus grande réactivité aux fluctuations des conditions d'alimentation.

Le bilan global établi dans le cadre de ce scénario indique une réduction du volume dynamique de la nappe d'environ 0.28 m³/s, confirmant ainsi notre hypothèse initiale selon laquelle l'alimentation de l'aquifère s'effectue principalement par sa limite méridionale. Cette dépendance vis-à-vis d'une source d'alimentation géographiquement localisée rend le système particulièrement vulnérable aux variations climatiques régionales.

Les résultats de ces simulations soulignent l'importance cruciale d'une gestion raisonnée des prélèvements, particulièrement en période de déficit pluviométrique, afin de préserver l'équilibre du système hydrogéologique de la plaine d'Hennaya et d'assurer la durabilité de cette ressource stratégique pour le développement régional.

B. Scénarios de pollution

Au cours de cette analyse, nous présentons les résultats de simulations hydrodispersives visant à évaluer l'évolution potentielle de la contamination par les nitrates dans l'aquifère de la plaine d'Hennaya sur une période de quarante ans (2023-2063). Ces projections nous permettent d'anticiper les conséquences à long terme des différentes stratégies de gestion des sources de pollution et d'identifier les mesures les plus efficaces pour préserver la qualité de la ressource en eau souterraine.

Les paramètres d'entrée du modèle ont été soigneusement définis en prenant en compte plusieurs facteurs clés : l'infiltration effective des précipitations, la répartition spatiale des différentes classes d'utilisation des terres, et les taux d'apport en nitrates associés à chaque type d'occupation du sol (Annexe 3, 4). Une attention particulière a été portée à la quantification des sources d'azote, révélant une prédominance marquée des apports d'origine agricole dans tous les scénarios. En effet, l'agriculture représente 95.46% des apports totaux en nitrates dans le premier scénario, 100% dans le deuxième scénario (après élimination des eaux usées), et 94.96% dans le troisième scénario (Tableau 6.6).

1. Scénario I : Maintien des pratiques actuelles

Ce premier scénario simule la continuation des conditions actuelles sans modification des taux d'apport en azote (Figure 6.6a). Les paramètres d'entrée du modèle intègrent l'infiltration effective des précipitations, la distribution spatiale des différentes classes d'utilisation des terres et les taux d'apport en nitrates associés à chaque type d'occupation du sol.

Les résultats de la modélisation montrent une détérioration progressive mais significative de la qualité des eaux souterraines. Les concentrations maximales en nitrates augmentent de manière alarmante, passant de 211.01 mg/L en 2023 à 249.1 mg/L en 2063, soit une augmentation de 18% sur la période considérée. Cette tendance à la hausse reflète l'accumulation continue des nitrates dans le système aquifère.

L'analyse des deux sources de surveillance, Ain Boukoura et Ain Ouahab, révèle des trajectoires similaires et préoccupantes, avec des concentrations projetées atteignant respectivement 177 mg/L et 178 mg/L d'ici 2063. La quantification des sources d'azote indique une prédominance marquée des

apports d'origine agricole, représentant 95.46% des apports totaux en nitrates dans ce scénario.

Tableau 6.6. Estimation de l'apport annuel d'azote dans les eaux souterraines pour chaque scénario.

Occupation du sol classe	Agriculture			Eaux usées
	Cultures saisonnières	Arboriculture	Céréales	Zones urbaines
Surface (ha)	828.8	725.2	518	420
Scenario 1				
kg N/ha/an	160	180	30	17.6
kg N/an	132.608	130.536	15.540	7392
Total t N/an	278.684			7.392
Scenario 2				
kg N/ha/an	160	180	30	-
kg N/an	132.608	130.536	15.540	-
Total t N/an	278.684			-
Scenario 3				
kg N/ha/an	80	90	15	17.6
kg N/an	66.304	65.268	7770	7392
Total t N/an	139.342			7.392

La migration du panache principal de contamination vers le nord illustre la complexité des processus hydrogéologiques en jeu, influencée principalement par la direction de l'écoulement souterrain, la distribution des zones de recharge et les caractéristiques hydrodispersives de l'aquifère.

2. Scénario II : Elimination des apports issus des eaux usées

Le deuxième scénario explore l'impact de l'élimination complète des apports en azote provenant des eaux usées, tout en maintenant les autres sources de pollution à leur niveau actuel (Figure 6.6b). Cette intervention simule la mise en place d'un système efficace de collecte et de traitement des eaux usées à l'échelle de la plaine.

Bien que cette mesure représente une amélioration par rapport au scénario de référence, son effet demeure limité. Les concentrations en nitrates projetées atteignent 238.95 mg/L en 2063, ne représentant qu'une réduction de 4.07% par rapport au premier scénario. Cette faible amélioration s'explique par la contribution relativement mineure des eaux usées au bilan global des nitrates dans l'aquifère, les sources agricoles constituant 100% des apports après élimination des eaux usées.

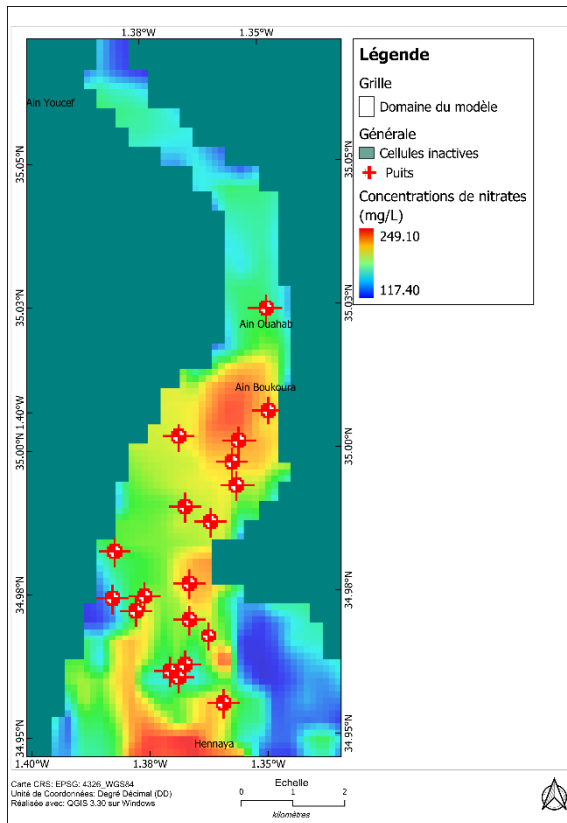
L'analyse détaillée des deux sources de surveillance révèle une disparité intéressante. Ain Boukoura connaît une augmentation plus marquée, passant de 102 mg/L à 156 mg/L (augmentation de 52.94%), tandis qu'Ain Ouahab montre une progression plus modérée de 112.6 mg/L à 134 mg/L (augmentation de 19%). Cette différence s'explique principalement par la localisation d'Ain Boukoura à proximité immédiate des zones d'agriculture intensive.

Ces résultats confirment que les efforts de gestion doivent principalement se concentrer sur les sources agricoles pour obtenir une amélioration significative de la qualité des eaux souterraines.

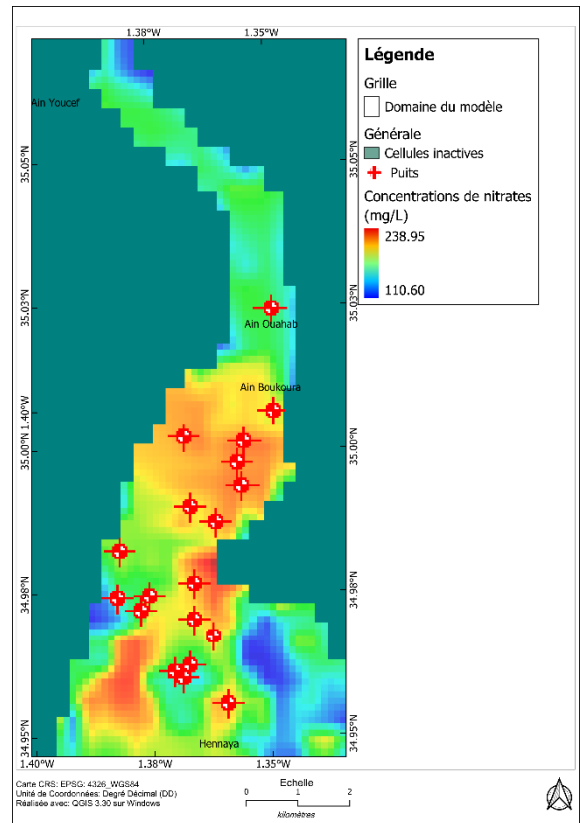
3. Scénario III : Réduction de 50% des apports agricoles en azote

Le troisième scénario examine l'effet d'une réduction de 50% des apports agricoles en azote, simulant l'adoption de pratiques agricoles plus durables, telles que l'optimisation de la fertilisation, l'introduction de cultures de couverture et l'amélioration des systèmes d'irrigation (Figure 6.6c).

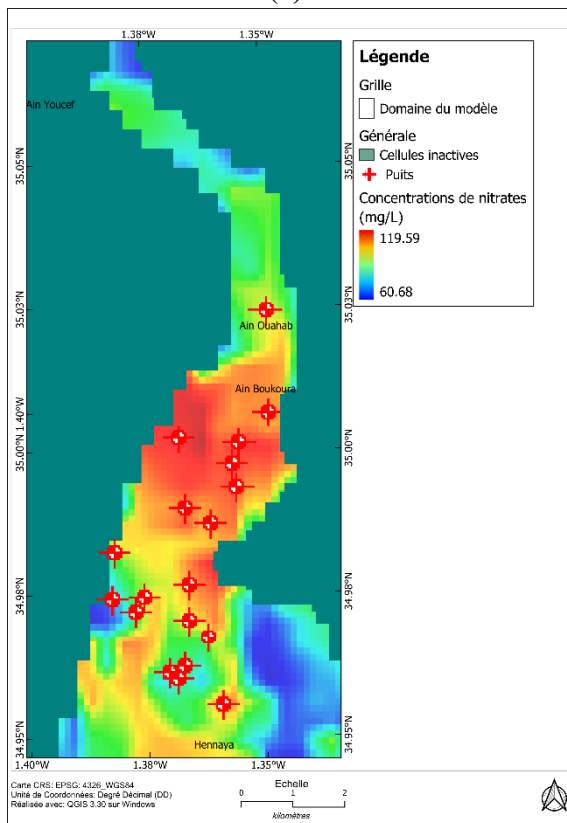
La modélisation prédit une diminution substantielle des concentrations maximales en nitrates, passant de 211.01 mg/L à 119.59 mg/L sur la période de 40 ans, soit une réduction remarquable de 43.3%. Cette amélioration significative démontre l'efficacité potentielle des mesures de contrôle des pratiques agricoles dans la réduction de la contamination par les nitrates.



(a)



(b)



(c)

Figure 6.6. Concentrations de nitrates prévues dans l'aquifère pour l'année 2063 selon trois scénarios d'apport d'azote dans le sol. (a) Maintien des taux actuels d'apport d'azote, (b) Elimination des apports d'azote provenant des eaux usées, (c) Réduction de 50% des apports d'azote provenant de l'agriculture

Pour les deux sources de surveillance, ce scénario offre une perspective plus optimiste. Les concentrations en nitrates diminuent progressivement pour atteindre 83 mg/L à Ain Boukoura (réduction de 18.62%) (Figure 6.7a) et 80 mg/L à Ain Ouahab (réduction de 28.95%) d'ici 2063 (Figure 6.7b). Cette amélioration généralisée confirme l'efficacité potentielle d'une réduction des apports agricoles en azote sur l'ensemble de l'aquifère.

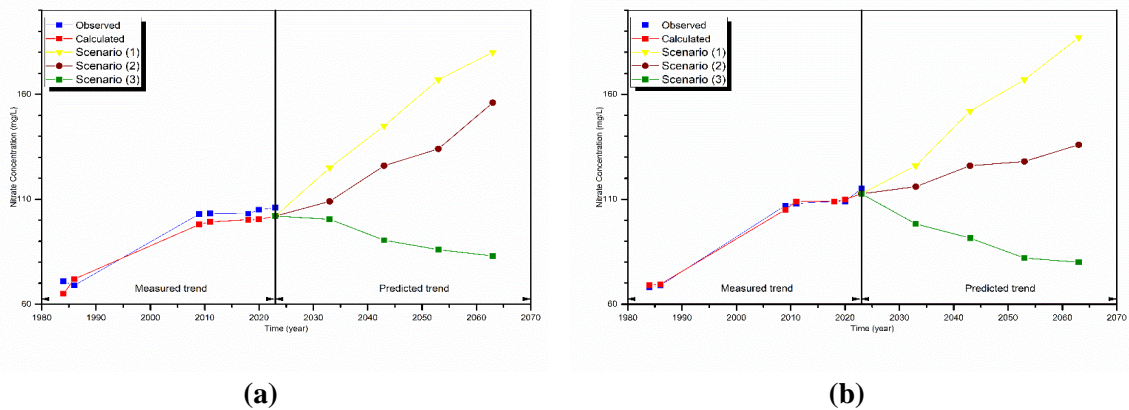


Figure 6.7. Concentrations prévues de nitrates dans les points d'observation. (a) Ain Boukoura (b) Ain Ouahab

Il est important de noter que malgré cette amélioration significative, les concentrations en nitrates projetées (119.59 mg/L) demeurent supérieures à la norme de potabilité de 50 mg/L. Cette observation souligne les défis importants auxquels fait face la gestion de la qualité des eaux souterraines dans la région et suggère la nécessité de mesures complémentaires pour atteindre les standards de qualité pour l'eau potable.

Les résultats de nos simulations mettent en évidence l'importance d'une approche intégrée de la gestion des nitrates, combinant des interventions ciblées sur les pratiques agricoles avec d'autres mesures de protection des ressources en eau. La persistance des concentrations élevées en nitrates, même après des interventions significatives, souligne également l'importance d'une planification à long terme et d'un suivi continu de la qualité des eaux souterraines.

C. Analyse comparative

L'analyse comparative des différents scénarios simulés nous permet d'établir une hiérarchisation des stratégies de gestion en fonction de leur efficacité à préserver l'état quantitatif et qualitatif de l'aquifère de la plaine d'Hennaya. Cette synthèse intégrative constitue un outil précieux pour orienter les politiques de gestion durable des ressources en eau souterraine dans la région.

La comparaison des scénarios d'exploitation révèle une sensibilité marquée du système aquifère à l'intensification des prélèvements. Le scénario de surexploitation entraîne non seulement un déséquilibre significatif du bilan hydrique, mais également une modification substantielle de la géométrie de la surface piézométrique. Les rabattements les plus importants, observés dans les zones de pompage intensif, atteignent localement plus de 15 mètres par rapport à l'état actuel (Figure 6.8). Cette situation compromet la pérennité des ouvrages de captage et menace l'équilibre hydraulique de l'écosystème dépendant de la source de Ain Boukoura, dont le débit est réduit de près de 45% dans ce scénario.

En comparaison, le scénario de sécheresse produit des effets moins localisés mais plus étendus sur l'ensemble de l'aquifère. La diminution généralisée du niveau piézométrique, particulièrement prononcée dans la partie méridionale (rabattement moyen de 5 à 7 mètres), reflète la vulnérabilité du système aux variations climatiques. Toutefois, l'analyse des bilans hydriques indique que l'impact d'une sécheresse prolongée, bien que préoccupant, demeure moins critique que celui d'une

surexploitation intense. Cette observation souligne l'importance primordiale du contrôle des prélèvements anthropiques dans la gestion durable de la ressource.

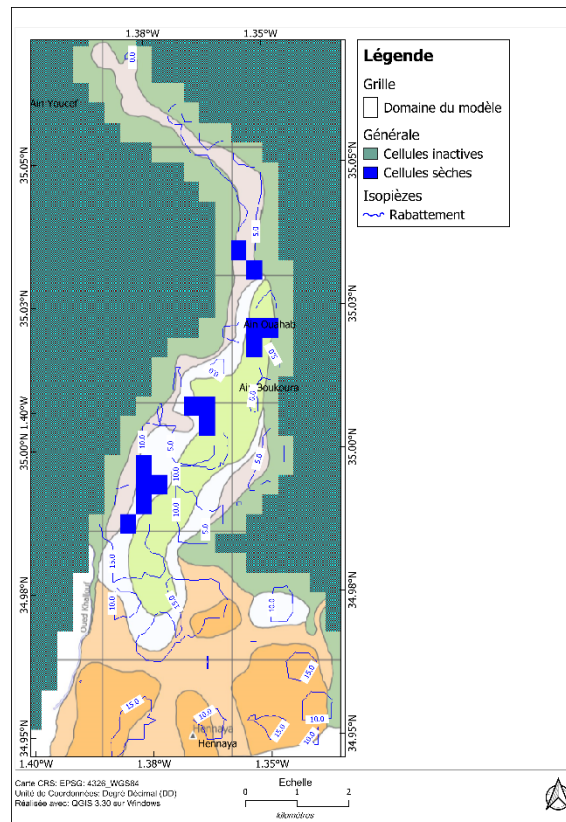


Figure 6.8. Carte de rabattement après l'intensification des prélèvements (scénario d'exploitation 1).

L'examen croisé des scénarios de pollution nous conduit à des conclusions particulièrement instructives concernant les priorités d'intervention pour la protection qualitative de la nappe. La comparaison des résultats met en évidence l'efficacité limitée des mesures visant uniquement l'élimination des apports issus des eaux usées (scénario II). La réduction de seulement 4.07% des concentrations maximales en nitrates par rapport au scénario de référence démontre clairement que cette stratégie, bien que nécessaire d'un point de vue sanitaire et environnemental, ne suffit pas à restaurer la qualité des eaux souterraines.

En revanche, la réduction de 50% des apports agricoles en azote (scénario III) produit des effets nettement plus significatifs, avec une diminution de 43.3% des concentrations maximales en nitrates sur la période de simulation. Cette différence d'efficacité s'explique par la prédominance des sources agricoles dans le bilan global des apports en nitrates, représentant plus de 95% des intrants dans tous les scénarios. La cartographie comparative des panaches de contamination confirme cette tendance, montrant une réduction substantielle de l'étendue spatiale des zones fortement contaminées dans le scénario III.

L'analyse temporelle des concentrations aux points de surveillance révèle également des différences notables dans la cinétique de réponse du système aux interventions simulées. Alors que l'élimination des eaux usées (scénario II) n'induit qu'une légère inflexion des courbes d'évolution, la réduction des apports agricoles (scénario III) provoque une inversion rapide de la tendance, avec une diminution progressive et soutenue des concentrations en nitrates. Cette observation témoigne de la capacité de résilience de l'aquifère lorsque les pressions dominantes sont significativement réduites.

La superposition des résultats des scénarios d'exploitation et de pollution nous permet d'identifier des interactions complexes entre l'état quantitatif et qualitatif de la nappe. En particulier,

nos simulations montrent que la surexploitation peut exacerber les problèmes de contamination en modifiant les gradients hydrauliques et en accélérant la migration des polluants vers les zones de captage. Inversement, les périodes de sécheresse peuvent entraîner une concentration des contaminants due à la réduction des volumes d'eau disponibles pour la dilution.

L'analyse économique préliminaire des différentes stratégies de gestion suggère que la réduction des apports agricoles en azote, bien que plus efficace d'un point de vue environnemental, représente également un défi socio-économique majeur. La modernisation des pratiques agricoles nécessite des investissements substantiels et un accompagnement technique des exploitants, tandis que l'amélioration des systèmes d'assainissement peut être mise en œuvre de manière plus centralisée et progressive.

Il est également important de souligner que même le scénario le plus optimiste (réduction de 50% des apports agricoles) ne permet pas d'atteindre les normes de potabilité pour les nitrates (50 mg/L) dans l'ensemble de l'aquifère à l'horizon 2063. Cette observation met en évidence la nécessité d'envisager des mesures encore plus ambitieuses ou des approches combinées pour restaurer pleinement la qualité des eaux souterraines à long terme.

En conclusion, notre analyse comparative démontre que la gestion durable de l'aquifère de la plaine d'Hennaya requiert une approche intégrée, combinant un contrôle rigoureux des prélèvements avec une réduction significative des intrants agricoles. Cette double stratégie permettrait non seulement de préserver l'équilibre hydrogéologique du système, mais également d'amorcer une amélioration progressive de la qualité des eaux souterraines. La persistance des effets de la contamination historique souligne néanmoins l'importance d'une vision à long terme et la nécessité d'un suivi continu pour adapter les stratégies de gestion à l'évolution du système.

IV. PROPOSITIONS POUR LA GESTION ET LA PROTECTION

A. Mesures préventives de protection des ressources en eau

La préservation de l'aquifère d'Hennaya nécessite une approche stratégique globale centrée sur la transformation des pratiques agricoles. Les résultats de notre étude ont mis en évidence le rôle prépondérant de l'agriculture dans la contamination par les nitrates, appelant à une révolution dans les méthodes de production agricole. Il devient crucial de développer des stratégies qui concilient impératifs économiques et préservation environnementale. La gestion durable des ressources en eau souterraine implique une transformation profonde des pratiques agricoles. L'optimisation de la fertilisation constitue un axe prioritaire, nécessitant l'adoption de technologies de précision permettant un dosage intelligent et localisé des intrants. L'introduction de cultures de couverture représente une solution prometteuse pour limiter le lessivage des nitrates, tandis que la promotion de l'agriculture biologique offre une alternative structurelle aux méthodes conventionnelles de fertilisation. La création de zones tampons végétalisées entre les parcelles agricoles et les zones de captage apparaît comme une solution ingénieuse de protection naturelle. Ces espaces filtrants permettront de réduire significativement la migration des polluants tout en créant des corridors écologiques bénéfiques à la biodiversité locale. Parallèlement, un observatoire régional des ressources en eau devra être mis en place pour assurer un suivi continu et une gestion intégrée des prélèvements.

B. Actions correctives et réhabilitation

Les actions correctives devront s'attaquer frontalement aux sources de contamination identifiées. La modernisation des systèmes d'assainissement représente un chantier prioritaire, bien que notre analyse ait démontré les limites d'une approche uniquement centrée sur le traitement des eaux usées. Des investissements ciblés dans des technologies de dénitrification avancées et la création de stations de traitement innovantes seront essentiels. La restauration écologique constitue un volet

complémentaire indispensable. La revégétalisation des berges et des zones de recharge aquifère permettra de reconstituer des écosystèmes tampons naturels. La création de zones humides artificielles offrira des mécanismes de filtration naturelle, contribuant à épurer progressivement les eaux souterraines tout en restaurant des habitats écologiques riches et diversifiés.

C. Suivi et surveillance continue

Un dispositif de monitoring environnemental sophistiqué et permanent devra être déployé pour garantir une veille sanitaire et écologique de l'aquifère. Un réseau dense de piézomètres instrumentés, couplé à des campagnes régulières d'analyses hydrochimiques complètes, permettra de suivre en temps réel l'évolution de la ressource. L'intégration de technologies de télémessure et de systèmes d'alerte précoce constituera un outil précieux de gestion préventive. L'utilisation de techniques avancées comme la télédétection satellitaire et l'intelligence artificielle représente l'avenir de la surveillance environnementale. Ces technologies permettront de développer des modèles prédictifs toujours plus précis, capables d'anticiper les évolutions complexes du système hydrogéologique et de proposer des stratégies d'intervention adaptatives.

D. Cadre réglementaire et gouvernance

La protection effective de l'aquifère nécessitera un cadre réglementaire renforcé et des mécanismes incitatifs innovants. La révision des normes existantes devra s'accompagner de la création de zones de protection strictes autour des captages, avec des réglementations précises sur l'utilisation des fertilisants et des mécanismes de sanctions progressives en cas de non-respect. Des instruments économiques incitatifs seront essentiels pour accompagner cette transformation. Des mécanismes de compensation pour les agriculteurs adoptant des pratiques durables, des subventions pour l'équipement en technologies de précision et une fiscalité environnementale incitative permettront d'orienter positivement les pratiques agricoles.

V. LIMITES ET PERSPECTIVES DE RECHERCHE

A. Limites méthodologiques

La validation des modèles hydrodynamiques et hydro-dispersifs exige une approche méthodologique rigoureuse qui examine de façon critique les capacités prédictives du modèle et les incertitudes inhérentes. Notre étude propose une stratégie de validation complète fondée sur trois approches techniques complémentaires. La complexité intrinsèque des systèmes hydrogéologiques constitue un défi majeur pour notre étude scientifique. Malgré la rigueur de notre approche méthodologique, la représentation exhaustive des hétérogénéités spatiales et temporelles demeure un objectif difficile à atteindre. Les incertitudes émergent principalement de la variabilité naturelle des paramètres hydrologiques et des limitations inhérentes aux instruments de mesure actuels. La conductivité hydraulique, par exemple, présente des variations significatives allant de 10^{-1} à 10^{-11} m/s, avec une porosité effective oscillant entre 0.03 et 0.34, illustrant la complexité intrinsèque du système aquifère étudié.

Une difficulté majeure de la modélisation MT3D concerne la prise en compte des processus de dégradation des nitrates, notamment la dénitrification biologique en conditions anaérobies. Les réactions d'oxydoréduction impliquant les nitrates nécessitent la caractérisation précise des conditions redox de l'aquifère, la quantification des teneurs en matière organique et en donneurs d'électrons (carbone organique dissous, fer ferreux Fe^{2+} , pyrite FeS_2 , etc.), ainsi que la connaissance des populations bactériennes dénitrifiantes actives. L'absence de données suffisantes sur ces paramètres biogéochimiques, notamment les concentrations en fer dissous (Fe^{2+}) et les teneurs en minéraux ferrugineux réactifs, couplée à l'hétérogénéité spatiale des conditions d'oxydoréduction dans l'aquifère, limite considérablement notre capacité à intégrer de manière robuste les processus de

dégradation dans le modèle de transport réactif. Cette simplification, qui considère les nitrates comme un traceur conservatif, peut conduire à une surestimation des concentrations futures et des temps de persistance de la contamination, particulièrement dans les zones à faible potentiel redox où la dénitrification couplée à l'oxydation du fer pourrait jouer un rôle significatif.

Ces variations soulignent la nécessité de développer des approches méthodologiques plus sophistiquées, capables de capturer la richesse et la dynamique des systèmes hydrogéologiques.

B. Analyse des incertitudes

Les sources d'incertitudes dans l'étude des systèmes souterrains sont multiples et profondément intriquées. La variabilité intrinsèque de ces systèmes, combinée aux limites inhérentes des modèles prédictifs et à la nature fondamentalement non linéaire des processus hydrogéologiques, impose le développement de méthodes statistiques avancées et d'approches probabilistes de plus en plus sophistiquées. Des essais de pompage supplémentaires sont essentiels pour approfondir notre compréhension des caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère. Ces tests fournissent des données empiriques cruciales qui peuvent aider à affiner les paramètres du modèle et à réduire les incertitudes dans les estimations de conductivité hydraulique et de transmissivité. La mise en œuvre d'un suivi systématique et régulier des analyses de concentration en nitrates permet une évaluation temporelle et spatiale de la dynamique des contaminants. Ce suivi longitudinal nous permet d'évaluer la précision du modèle dans la prédiction des mécanismes de transport des solutés et d'identifier les écarts potentiels entre les prédictions théoriques et les observations réelles sur le terrain. Ces incertitudes ne sont pas simplement des obstacles méthodologiques, mais représentent des opportunités de raffiner notre compréhension des dynamiques souterraines complexes. L'intégration de techniques géostatistiques avancées, d'algorithmes d'intelligence artificielle et de modèles probabilistes multi-échelles devient ainsi cruciale pour réduire les marges d'erreur et améliorer la précision de nos prédictions.

C. Axes de recherche futurs

Les perspectives de recherche s'articulent autour d'une vision résolument innovante et interdisciplinaire. Une étude de traçage hydrogéologique utilisant des traceurs chimiques est proposée pour suivre méticuleusement la propagation des polluants et les comportements d'écoulement souterrain. En introduisant des traceurs chimiques spécifiques, nous pouvons obtenir des informations haute résolution sur la dynamique du transport souterrain, essentielles pour valider les performances prédictives du modèle. Ces méthodes combinées servent un objectif crucial : confronter systématiquement les prédictions théoriques du modèle avec des observations empiriques concrètes.

Pour pallier les limitations identifiées concernant les processus biogéochimiques, des investigations futures devraient intégrer une caractérisation détaillée des conditions redox de l'aquifère par la mesure systématique du potentiel d'oxydoréduction (Eh), de l'oxygène dissous, des espèces azotées intermédiaires (NO_2^- , NH_4^+ , N_2O), et des accepteurs/donneurs d'électrons. L'utilisation de traceurs isotopiques de l'azote ($\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3^-$) et de l'oxygène ($\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3^-$) permettrait d'identifier les processus de dénitrification active et de distinguer les sources de nitrates. L'application de modèles de transport réactif couplés (par exemple PHREEQC couplé avec MODFLOW/MT3D) intégrant explicitement les réactions d'oxydoréduction et les cinétiques de biodégradation apporterait une représentation plus réaliste du devenir des nitrates dans l'aquifère.

L'avenir de la recherche sur les systèmes aquifères repose sur la convergence de technologies de pointe et d'approches scientifiques intégratives. L'approche de validation complète permet de calibrer les paramètres du modèle avec plus de précision, d'identifier les sources potentielles d'incertitude, de quantifier la fiabilité prédictive du modèle et d'établir des intervalles de confiance pour les paramètres hydrologiques clés. Le développement de traceurs isotopiques avancés, l'utilisation de techniques géophysiques de haute précision et l'intégration de l'intelligence artificielle ouvrent des horizons prometteurs pour une compréhension toujours plus fine des mécanismes hydrologiques

souterrains.

D. Recommandations finales

La gestion durable des ressources en eau souterraine nécessite une approche holistique et profondément collaborative. Les limitations inhérentes à notre modèle actuel comprennent des incertitudes potentielles résultant de l'hétérogénéité spatiale des formations géologiques, de la variabilité de la conductivité hydraulique, des simplifications dans les représentations des conditions aux limites, des erreurs potentielles de mesure dans la collecte des données sur le terrain, et de l'absence de prise en compte explicite des processus biogéochimiques de dégradation des nitrates par dénitrification.

Les recherches futures devraient se concentrer sur l'affinement de ces techniques de validation, en intégrant potentiellement des méthodes géostatistiques avancées et des technologies de détection à haute résolution pour réduire les incertitudes prédictives. Il est particulièrement recommandé de développer un programme de caractérisation géochimique approfondie incluant le suivi spatial et temporel des conditions redox, l'analyse isotopique multi-éléments ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^{13}\text{C}$), et la mise en œuvre de modèles de transport réactif intégrant les cinétiques de transformation biogéochimique. Cette approche permettrait d'affiner significativement les prédictions de l'évolution des concentrations en nitrates et d'évaluer avec plus de réalisme les délais nécessaires pour l'atteinte des objectifs de qualité.

Le renforcement des partenariats scientifiques internationaux, la mise en place de plateformes de recherche véritablement interdisciplinaires et l'adoption d'une vision stratégique à long terme constituent les clés de réussite pour relever les défis environnementaux contemporains. En adoptant cette approche de validation multifacette, nous renforçons la rigueur scientifique de notre modèle hydrodynamique et fournissons une évaluation transparente de ses capacités et de ses limites. Cette démarche nécessite de dépasser les frontières traditionnelles entre disciplines, en favorisant un dialogue permanent entre hydrogéologues, agronomes, environnementalistes et décideurs politiques, pour construire des solutions intégrées et durables.

VI. CONCLUSION

L'analyse approfondie de l'aquifère d'Hennaya et les stratégies proposées dans ce chapitre mettent en évidence la nécessité d'une approche multidimensionnelle pour assurer la durabilité de cette ressource vitale. La transformation des pratiques agricoles, principal vecteur de la contamination par les nitrates, constitue le levier majeur d'intervention, comme l'ont démontré nos simulations prédictives. Toutefois, l'efficacité de ces mesures repose sur une synergie entre actions préventives, interventions correctives et dispositifs de surveillance continue, encadrée par une gouvernance adaptative et participative. Les limites méthodologiques et les incertitudes identifiées, loin d'être des obstacles insurmontables, représentent des opportunités d'approfondissement scientifique et d'innovation technologique. Le développement de méthodes de traçage avancées, l'intégration de techniques géophysiques de haute résolution et l'exploitation de l'intelligence artificielle ouvrent des perspectives prometteuses pour affiner notre compréhension des processus hydrogéologiques et optimiser les stratégies de gestion. La protection durable de l'aquifère d'Hennaya nécessite ultimement une vision holistique qui transcende les frontières disciplinaires traditionnelles et favorise la collaboration entre scientifiques, acteurs économiques, communautés locales et décideurs politiques. C'est à travers cette approche intégrative, ancrée dans une connaissance scientifique rigoureuse et orientée vers l'action concertée, que pourra émerger un modèle de gestion équilibré, garantissant la pérennité de cette ressource pour les générations futures tout en soutenant le développement socio-économique régional.

Conclusion générale

Conclusion générale

Cette thèse a permis d'établir une compréhension approfondie de l'hydrogéologie, de l'hydrochimie et de la dynamique des nitrates dans l'aquifère alluvial de la plaine d'Hennaya. Grâce à une approche méthodologique multidisciplinaire combinant investigations de terrain, spécificités du contexte hydroclimatique local, analyses hydrochimiques détaillées et modélisation numérique, nous avons pu caractériser de manière exhaustive ce système aquifère stratégique pour le développement socio-économique régional.

Contexte hydroclimatique et bilan hydrique

La plaine d'Hennaya se situe dans une zone climatique semi-aride caractérisée par une pluviométrie moyenne annuelle modérée (425.36 mm) et une évapotranspiration potentielle élevée (902.07 mm/an), créant un déficit hydrique structurel. L'analyse détaillée du bilan hydrique montre que près de 90% des précipitations sont consommées par l'évapotranspiration réelle, ne laissant qu'une faible part pour l'infiltration (~ 6%) et le ruissellement (~ 4%). Cette situation est exacerbée par la variabilité interannuelle marquée des précipitations et des températures, avec des épisodes de sécheresse récurrents qui impactent directement la recharge de l'aquifère. L'étude hydrométrique de l'Oued Sikkak confirme cette irrégularité, avec des débits variant de 0.12 à 3.40 m³/s et un coefficient d'écart à la constance de 138%, reflétant une forte sensibilité aux fluctuations climatiques.

Caractérisation hydrogéologique et dynamique des écoulements

L'étude hydrogéologique a indiqué que l'aquifère alluvial de la plaine d'Hennaya présente une structure hétérogène avec des variations significatives de ses propriétés hydrauliques. Les valeurs de transmissivité (2.81×10^{-4} à 9×10^{-3} m²/s) et de conductivité hydraulique (0.08 à 864 m/j) confirment sa bonne productivité, mais avec des variations spatiales importantes liées à la nature des formations. L'écoulement souterrain, globalement orienté sud-ouest/nord-est, est contrôlé par les limites géologiques et les exutoires naturels représentés par les sources d'Ain Boukoura et d'Ain Ouahab.

L'établissement du bilan hydrique de l'aquifère montre un déséquilibre apparent entre les entrées quantifiées par infiltration directe des précipitations (5.26×10^5 m³/an) et les sorties totales estimées à environ 2.0×10^7 m³/an (pompages et drainage naturel). Ce déficit d'environ 1.95×10^7 m³/an confirme l'existence d'apports souterrains latéraux significatifs, provenant vraisemblablement des formations carbonatées jurassiques bordières au sud de la plaine. Cette contribution latérale, bien que non directement quantifiée, s'avère essentielle au soutien du système aquifère et explique sa capacité à maintenir des débits d'exploitation élevés malgré une recharge pluviométrique directe limitée en contexte semi-aride.

Les investigations ont mis en évidence des zones de perméabilité élevée qui constituent des voies préférentielles d'écoulement, facilitant la migration rapide des contaminants, notamment les nitrates. Les mesures piézométriques régulières ont permis d'établir une carte des écoulements souterrains et d'identifier les zones de recharge et de décharge naturelles. Les fluctuations temporelles observées dans les niveaux piézométriques reflètent non seulement la variabilité climatique saisonnière mais aussi l'impact croissant des prélèvements anthropiques, notamment pour l'irrigation agricole.

Qualité des eaux et contamination par les nitrates

L'étude hydrochimique révèle un faciès dominant chloruré et sulfaté calcique/magnésien,

résultant principalement de l'altération des formations géologiques et des processus d'échange ionique. La contamination par les nitrates apparaît comme une problématique majeure, avec des concentrations dépassant fréquemment les 50 mg/L, notamment dans les zones agricoles intensives. L'augmentation des teneurs en période humide traduit un lessivage accru des fertilisants, mettant en évidence la vulnérabilité de l'aquifère aux pressions agricoles. L'évaluation de la qualité des eaux pour l'irrigation (IWQI) montre une dégradation marquée en saison sèche, nécessitant des mesures correctives pour préserver la durabilité des sols et des cultures.

Modélisation et scénarios de gestion

La modélisation numérique (MODFLOW/MT3D) a permis de simuler les écoulements souterrains et la migration des nitrates avec une bonne adéquation aux données observées ($R^2 > 0.97$). Les scénarios prospectifs illustrent la sensibilité du système aux pressions anthropiques et climatiques : une surexploitation entraînerait un rabattement prononcé (jusqu'à 15 m) et une réduction drastique des débits des sources (-45%), tandis qu'une réduction de 50% des apports agricoles en nitrates permettrait une baisse significative des concentrations (43.3%), sans toutefois atteindre les normes de potabilité. Ces résultats soulignent la nécessité de mesures plus ambitieuses pour restaurer la qualité des eaux.

Vulnérabilité et recommandations

L'évaluation de la vulnérabilité (DRASTIC, SINTACS) identifie les zones centrales et méridionales comme les plus sensibles, en raison de la faible profondeur de la nappe et de la perméabilité élevée. La validation statistique ($AUC > 0.9$) confirme la pertinence de ces modèles pour la cartographie des risques. Pour une gestion durable, il est essentiel d'optimiser les pratiques agricoles (réduction des intrants, cultures de couverture), de renforcer le suivi piézométrique et hydrochimique, et de mettre en place des zones de protection autour des captages. La modélisation constitue un outil précieux pour anticiper l'impact des changements climatiques et guider les décisions politiques.

Perspectives

Les limites méthodologiques, notamment liées à l'hétérogénéité du milieu et aux incertitudes des paramètres, ouvrent des pistes de recherche futures, comme l'utilisation de traceurs isotopiques ou l'intégration de l'intelligence artificielle pour affiner les modèles. Cette étude fournit ainsi une base solide pour une gestion intégrée et adaptative des ressources en eau de la plaine d'Hennaya, dans un contexte de changement climatique et de pression anthropique croissante.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

A

- Abd, A. S. & Abushaikha, A. S. (2021). Reactive transport in porous media: A review of recent mathematical efforts in modeling geochemical reactions in petroleum subsurface reservoirs. *SN Applied Sciences*, 3, 401. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04396-9>
- Abesh, B. F., Anderson, J. T. & Hubbard, J. A. (2024). Using MODFLOW to model riparian wetland shallow groundwater and nutrient dynamics in an Appalachian watershed. *Water*, 16, 1772. <https://doi.org/10.3390/w16131772>
- Abesh, B. F., Anderson, J. T. & Hubbard, J. A. (2024). Using MODFLOW to model riparian wetland shallow groundwater and nutrient dynamics in an Appalachian watershed. *Water*, 16(13), 1772. <https://doi.org/10.3390/w16131772>
- Agoubi, B., Kharroubi, A., Abichou, T., Abida, H. & Ajmi, M. (2013). Hydrochemical and geoelectrical investigation of Marine Jeffara Aquifer, southeastern Tunisia. *Applied Water Science*, 3, 415-429. <https://doi.org/10.1007/s13201-013-0091-4>
- Ait Naceur, H., Igmoullan, B. & Namous, M. (2025). Machine learning-based optimization of flood susceptibility mapping in semi-arid zone. *DYSONA-Applied Science*, 6, 145–159. <https://doi.org/10.30493/das.2024.483211>
- Aller, L., Lehr, J. H., Petty, R. & Bennett, T. (1987). DRASTIC—A standardized system to evaluate groundwater pollution potential using hydrogeologic setting. *Journal of the Geological Society of India*, 29, 23-37.
- Almasri, M. N. & Kaluarachchi, J. J. (2004). Assessment and management of long-term nitrate pollution of ground water in agriculture-dominated watersheds. *Journal of Hydrology*, 295, 225–245. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.03.013>
- Alshahrani, A. M., Ahmad, M., Laiq, M., Khan, F., Al-Zahrani, A., Alabdulaaly, A., Mahmood, K. & Alsugair, A. (2025). Geostatistical analysis and multivariate assessment of groundwater quality. *Scientific Reports*, 15, 7435. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-91055-3>
- Altman, S. J. & Parizek, R. R. (1995). Dilution of nonpoint-source nitrate in groundwater. *Journal of Environmental Quality*, 24, 707-718. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400040023x>
- Anderson, M. P. & Cherry, J. A. (1979). Using models to simulate the movement of contaminants through groundwater flow systems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 9(2), 97-156. <https://doi.org/10.1080/10643387909381669>
- Anderson, M. P., Woessner, W. W. & Hunt, R. J. (2015). *Applied groundwater modeling: Simulation of flow and advective transport* (2nd ed.). Academic Press.
- Appelo, C.A.J. & Postma, D. (2005). *Geochemistry, groundwater and pollution* (2nd ed.). A.A. Balkema Publishers, Leiden.
- Awawdeh, M., Al-Kharabsheh, N., Obeidat, M. & Awawdeh, M. (2020). Groundwater vulnerability assessment using modified SINTACS model in Wadi Shueib, Jordan. *Annals of GIS*, 26(4), 377-394. <https://doi.org/10.1080/19475683.2020.1773535>

Ayers, R. & Westcot, D. (1999). *The water quality for agriculture* (2nd ed.). Studies FAO irrigation and drainage, Paper No. 29. Food and Agriculture Organization (FAO), Rome.

B

Baba Hamed, K., Bouanani, A., Abdelali, T. & Bekkouche, A. (2005). Modèle transitoire de la nappe des alluvions de la plaine d'hennaya (Tlemcen, NW–Algérie). *Journal de l'Eau et de l'Environnement*, 4, 7–17.

Bagherzadeh, S., Nobandegani, A. F., Rahimi, Z., Derakhshan, Z., Rajabi, S., Shirgahi, F. & Mohammadpour, A. (2023). Predicting the alleviation of nitrate contamination in aquifers by conducting management scenarios using the PMWIN software: Application in the Andimeshk plain, Iran. *Groundwater for Sustainable Development*, 20, 100883. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100883>

Bagnouls, F. & Gaussen, H. (1953). Saison sèche et indice xéothermique. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*, 8, 193-240.

Barnes, C. J. & Smith, G. D. (1992). The origin of high-nitrate ground waters in the Australian arid zone. *Journal of Hydrology*, 137, 181-197. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(92\)90055-Z](https://doi.org/10.1016/0022-1694(92)90055-Z)

Bear, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*. Dover Publications.

Belkebir, L., Bessedik, M., Ameur-Chehbeur, A. & Anglada R. (1996). Le Miocène des bassins Nord-occidentaux d'Algérie : Biostratigraphie et Eustatisme. *Géol. de l'Afrique et de l'Atlantique Sud : Actes Colloques Angers 1994, Edition Elf Aquitaine*, Univ. Pau, pp. 553-561.

Belkhiri, L., Boudoukha, A. & Mouni, L. (2011). A multivariate statistical analysis of groundwater chemistry data. *International Journal of Environmental Research*, 5(2), 537-544. <https://doi.org/10.22059/ijer.2011.338>

Bemoussat, A. (2012). *Impact de l'activité agricole sur la qualité des eaux souterraines à travers le bassin de la Tafna*. Thèse de Magister, Université de Tlemcen.

Bemoussat, A., Adjim, M. & Bensaoula, F. (2014). Etude des eaux souterraines de la plaine d'Henaya (bassin de la Tafna-NW Algerien). *LARHYSS Journal*, 18, 36–76.

Bemoussat, A., Adjim, M. & Bensaoula, F. (2019). Irrigation with treated wastewaters and the protection of Hennaya groundwater–Tlemcen, Algeria. *Journal of Water and Land Development*, 43, 19–27. <https://doi.org/10.2478/jwld-2019-0059>

Benest, M. (1985). *Evolution de la plate forme de l'Ouest algérien et du Nord-Est marocain au cours du jurassique supérieur et du début du Crétacé. Stratigraphie milieu de dépôt et dynamique sédimentaire*. Documents des Laboratoires de Géologie de Lyon, n°95, 581 p.

Benest, M., Bensalah, M., Bouabdellah, H. & Ouardas, T. (1999). La couverture Mésozoïques et Cénozoïque du domaine Tlemcenien (Avant-pays Tellien d'Algérie Occidentale): Stratigraphie, paléoenvironnement, dynamique sédimentaire et tectogenèse Alpine. *Bulletin du Service Géologique de l'Algérie*, 10(2), 127-157.

Bian, Z., Wang, Y., Zhang, X., Li, T., Grundy, S., Yang, Q. & Cheng, R. (2020). A review of environment effects on nitrate accumulation in leafy vegetables grown in controlled environments. *Foods*, 9, 732. <https://doi.org/10.3390/foods9060732>

Birkinshaw, S. J. & Ewen, J. (2000). Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. *Journal of Hydrology*, 230, 1-17. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00174-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00174-8)

- Bocianowski, J., Wrońska-Pilarek, D., Krysztofiak-Kaniewska, A., Matusiak, K. & Wiatrowska, B. (2024). Comparison of Pearson's and Spearman's correlation coefficients for selected traits of *Pinus sylvestris* L.. *Biometrical Letters, Sciendo*, 61 (2), 115-135. <https://doi.org/10.2478/bile-2024-0008>
- Böhlke, J. K. (2002). Groundwater recharge and agricultural contamination. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 153-179. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0183-3>
- Bouarfa, S., Derdour, A., Okkacha, Y., Almaliki, A. H., Jodar-Abellan, A. & Hussein, E. E. (2022). Sedimentological investigation of the potential origin and provenance of sand deposits in an arid area: A case study of the Ksour Mountains Region in Algeria. *Arabian Journal of Geosciences*, 15, 1460. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10697-z>
- Boudjema, A. (2015). *Hydrogéologie, vulnérabilité et modélisation de la nappe du Mio-Pliocène d'El Outaya, Biskra, Sud-Est algérien*. Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Université de Tlemcen, 143 p.
- Boudjema, A., Hacini, M., Guettaia, S., Zahrouna, A., Baba Sy, M. & Brinis, N. (2014). Modeling groundwater flow of the Mio-Pliocene aquifer in the El-Outaya Plain, Biskra (Algeria). *International Journal of Sciences: Basic and Applied Research*, 17(2), 1-14.
- Boufekane, A. & Saighi, O. (2013). Effect of recharge and irrigation on the variation of nitrate in the groundwater of Wadi Djendjen (Jijel—North-East Algeria). *Journal of Water Resource and Protection*, 5, 972-977. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2013.510100>
- Bougherira, N., Hani, A., Toumi, F., Haied, N. & Djabri, L. (2017). Impact des rejets urbains et industriels sur la qualité des eaux de la plaine de la Meboudja (Algérie). *Hydrological Sciences Journal*, 62, 1290–1300. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1052451>
- Bradford, S. A., Torkzaban, S. & Simunek, J. (2011). Modeling colloid transport and retention in saturated porous media under unfavorable attachment conditions. *Water Resources Research*, 47, W10503. <https://doi.org/10.1029/2011WR010812>
- Bravais, A. (1846). Analyse mathématique sur les probabilités des erreurs de situation d'un point. *Mémoires présentés par divers savants à l'Académie Royale des Sciences de l'Institut de France*, 9, 255-332.
- Burri, N. M., Weatherl, R., Moeck, C. & Schirmer, M. (2019). A review of threats to groundwater quality in the anthropocene. *Science of the Total Environment*, 684, 136–154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.236>

C

- Carman, P. C. (1937). Fluid flow through granular beds. *Transactions of the Institution of Chemical Engineers*, 15.
- Carrard, N., Foster, T. & Willetts, J. (2019). Groundwater as a source of drinking water in southeast Asia and the Pacific: A multi-country review of current reliance and resource concerns. *Water*, 11, 1605. <https://doi.org/10.3390/w11081605>
- Castany, G. (1982). *Hydrogéologie principes et méthodes*. Dunod.
- Castany, G. (1991). Origine et évolution des concepts des eaux souterraines. *Travaux du comité français d'histoire de la géologie*, 3(5), 1-7.
- Cauchy, A.-L. (1823). Recherches sur l'équilibre et le mouvement intérieur des corps solides ou fluides, élastiques ou non élastiques. *Bulletin de la Société Philomathique*, 9-13.

- Chadha, D. (1999). A proposed new diagram for geochemical classification of natural waters and interpretation of chemical data. *Hydrogeology Journal*, 7, 431-439. <https://doi.org/10.1007/s100400050216>
- Chapuis, R. P. & Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 616-628. <https://doi.org/10.1139/t03-013>
- Chen, J., Li, M. & Wang, W. (2012). Statistical uncertainty estimation using random forests and its application to drought forecast. *Mathematical Problems in Engineering*, 915053. <https://doi.org/10.1155/2012/915053>
- Chkirkbene, A., Tsujimura, M., Charef, A. & Tanaka, T. (2009). Hydrogeochemical evolution of groundwater in an alluvial aquifer: Case of Kurokawa aquifer, Tochigi Prefecture, Japan. *Desalination*, 264, 485-495. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.04.057>
- Chong-Xi, C., Li-Tang, H. & Xu-Sheng, W. (2006). Analysis of steady ground water flow toward wells in a confined-unconfined aquifer. *Ground Water*, 44(4), 609-612. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2006.00170.x>
- Civita, M. & De Maio, M. (2004). Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination: The Italian combined approach. *Geofísica Internacional*, 43(4), 513-532.
- Cloutier, V., Lefebvre, R., Therrien, R. & Savard, M. M. (2008). Multivariate statistical analysis of geochemical data as indicative of the hydrogeochemical evolution of groundwater in a sedimentary rock aquifer system. *Journal of Hydrology*, 353(3-4), 294-313. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.02.015>
- Collignon, B. (1986). *Hydrogéologie appliquée des aquifères karstiques des monts de Tlemcen (Algérie)*. Thèse de Doctorat, Université d'Avignon, 282 p.
- Correa-González, A., Hernández-Bedolla, J., Martínez-Cinco, M. A., Sánchez-Quispe, S. T. & Hernández-Hernández, M. A. (2023). Assessment of nitrate in groundwater from diffuse sources considering spatiotemporal patterns of hydrological systems using a coupled SWAT/MODFLOW/MT3DMS model. *Hydrology*, 10(11), 209. <https://doi.org/10.3390/hydrology10110209>
- Costa, A. (2006). Permeability-porosity relationship: A reexamination of the Kozeny-Carman equation based on a fractal pore-space geometry assumption. *Geophysical Research Letters*, 33, L02318. <https://doi.org/10.1029/2005GL025134>
- Courant, R., Friedrichs, K. & Lewy, H. (1928). On the partial difference equations of mathematical physics. *Mathematische Annalen*, 100, 32-74.
- Coutagne, A. (1935). Le déficit d'écoulement et l'évaporation dans la région lyonnaise. *Les Études Rhodaniennes*, 11, 359-366.

D

- Dagan, G. (1988). Time-dependent macrodispersion for solute transport in anisotropic heterogeneous aquifers. *Water Resources Research*, 24(9), 1491-1500. <https://doi.org/10.1029/WR024i009p01491>
- Darcy, H. (1856). *Les fontaines publiques de la ville de Dijon: exposition et application des principes à suivre et des formules à employer dans les questions de distribution d'eau*. Victor Dalmont.
- De Marsily, G. (1986). *Quantitative hydrogeology: Groundwater hydrology for engineers* (No. 551.49 M3).

- De Martonne, E. (1923). Aridité et indices d'aridité. *Comptes Rendus, Académie des Sciences*, 182(23), 1935-1938.
- De Martonne, E. (1926). Aréisme et Indice d'aridité. *Comptes Rendus de L'Academy of Science*, 1395-1398.
- De Moura, C. A. & Kubrusly, C. S. (2013). *The Courant-Friedrichs-Lewy (CFL) condition: 80 years after its discovery*. Birkhäuser. <https://doi.org/10.1007/978-0-8176-8394-8>
- Delleur, J. W. (Ed.). (2006). *The handbook of groundwater engineering* (2nd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420006001>
- Detmann, B. (2021). Modeling chemical reactions in porous media: A review. *Continuum Mechanics and Thermodynamics*, 33, 2279–2300. <https://doi.org/10.1007/s00161-021-01049-5>
- Deutsch, W.J. (1997). *Groundwater geochemistry: Fundamentals and applications to contamination*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Dirichlet, P. G. L. (1850). Über einen neuen Ausdruck zur Bestimmung der Dichtigkeit einer unendlich dünnen Kugelschale, wenn der Werth des Potentials derselben in jedem Punkte ihrer Oberfläche gegeben ist. *Abhandlungen der Königlich Preussischen Akademie der Wissenschaften*, 99-116.
- Domenico, P. A. & Schwartz, F. W. (1997). *Physical and chemical hydrogeology*. John Wiley & Sons.
- Domenico, P. A. & Schwartz, F. W. (1998). *Physical and chemical hydrogeology* (2nd ed.). John Wiley & Sons.
- Dou, C. & Sun, Y. (2024). Effect of different nitrogen levels on water and nitrate distribution in aeolian sandy soil under drip irrigation. *Agronomy*, 14, 798. <https://doi.org/10.3390/agronomy14040798>
- Doumergue, M. M. (1926). Carte géologique détaillée de l'Algérie au 1/50.000. Feuille de Tlemcen, n°270. *Service géologique de l'Algérie*, Alger.
- Dragon, K., Kasztelan, D., Gorski, J. & Dąbrowski, S. (2016). Influence of subsurface drainage systems on nitrate pollution of water supply aquifer (Tursko well-field, Poland). *Environmental Earth Sciences*, 75, 100. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4910-9>
- Drechsel, P., Marjani Zadeh, S. & Salcedo, F. P. (2023). *Water quality in agriculture: Risks and risk mitigation*. FAO; International Water Management Institute (IWMI). <https://doi.org/10.4060/cc7340en>
- Drever, J.I. (1997). *The geochemistry of natural waters: Surface and groundwater environments* (3rd ed.). Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Dullien, F. A. L. (1991). Structure of porous media. In J. Bear & M. Y. Corapcioglu (Eds.), *Transport processes in porous media* (NATO ASI Series, Vol. 202). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-011-3628-0_1
- Dupuit, J. (1863). *Études théoriques et pratiques sur le mouvement des eaux dans les canaux découverts et à travers les terrains perméables* (2e éd.). Dunod.
- Durov, S.A. (1948). Natural waters and graphical representation of their composition. *Doklady Akademii Nauk SSSR*, 59(3), 87-90.

E

- Edmunds, W.M. & Shand, P. (2008). *Natural groundwater quality*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Edwards, D. C. & McKee, T. B. (1997). *Characteristics of 20th century drought in the United States at multiple time scales*. Climatology Report 97-2. Department of Atmospheric Science, Colorado State University.
- El Osta, M., Masoud, M., Alqarawy, A., Elsayed, S. & Gad, M. (2022). Groundwater suitability for drinking and irrigation using water quality indices and multivariate modeling in Makkah Al-Mukarramah province, Saudi Arabia. *Water*, 14(3), 483. <https://doi.org/10.3390/w14030483>
- El Tabach, E. (2005). *Study of the impact of accidental pollution and agricultural pollution of groundwater resources*. Thèse de Doctorat, University of Science and Technology of Lille, 240 p.
- Emberger, L. (1942). Un projet de classification des climats du point de vue phytogéographique. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*, 77, 97-124.
- Emberger, L. (1955). Une classification biogéographique des climats. *Recueil des Travaux du Laboratoire de Géologie Zoologique de la Faculté des Sciences de Montpellier*, 3-43.
- Emberger, L. (1971). *Travaux de botanique et d'écologie*. Masson.

F

- Famiglietti, J. S. (2014). The global groundwater crisis. *Nature Climate Change*, 4, 945–948. <https://doi.org/10.1038/nclimate2425>
- Faybishenko, B., Witherspoon, P. A. & Benson, S. M. (2000). *Dynamics of fluids in fractured rock*. American Geophysical Union.
- Fetter, C. W. (1994). *Applied hydrogeology* (3rd ed.). Macmillan College Publishing Company.
- Fetter, C. W., Boving, T. & Kremer, D. (2017). *Contaminant hydrogeology*. Waveland Press.
- Fick, A. E. (1855). Über Diffusion. *Annalen der Physik und Chemie*, 94, 59-86.
- Fienen, M. N. & Arshad, M. (2016). The international scale of the groundwater issue. In A. J. Jakeman, O. Barreteau, R. J. Hunt, J.-D. Rinaudo & A. Ross (Eds.), *Integrated groundwater management: Concepts, approaches and challenges* (pp. 21–48). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9_2
- Fleurant, C. (2016). Transfert d'une pollution soluble dans un aquifère par une approche multi-agents. *Cybergeog: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeog.27475>
- Forchheimer, P. (1886). Über die Ergiebigkeit von Brunnen-Anlagen und Sickerschlitzten. *Zeitschrift des Architekten- und Ingenieur-Vereins zu Hannover*, 32, 539-564.
- Forchheimer, P. H. (1901). Wasserbewegung durch Boden [Movement of water through soil]. *Zeitschrift für Acker und Pflanzenbau*, 49, 1736-1749.
- Freeze, R. A. (1979). Three dimensional transient saturated-unsaturated flow in a groundwater basin. *Water Resources Research*, 347-366.
- Freeze, R. A. & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater* (Vol. 7632). Prentice-Hall Inc.
- Frind, E. O. & Verge, M. J. (1978). Three dimensional modeling of groundwater flow systems. *Water Resources Research*, 14(5), 844-856.

G

- Gallardo, A. H. & Tase, N. (2007). Hydrogeology and geochemical characterization of groundwater in a typical small-scale agricultural area of Japan. *Journal of Asian Earth Sciences*, 29, 18-28. <https://doi.org/10.1016/j.jseaes.2005.12.005>
- Gelhar, L. W., Welty, C. & Rehfeldt, K. R. (1992). A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research*, 28, 1955-1974. <https://doi.org/10.1029/92WR00607>
- Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, 170, 1088-1090. <https://doi.org/10.1126/science.170.3962.1088>
- Gray, W. J. & Hoffman, J. L. (1983). A numerical model study of ground-water contamination from Price's Landfill, New Jersey-I. Data base and flow simulation. *Groundwater*, 21(1), 7-14. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1983.tb00699.x>
- Guardia, P. (1975). *Géodynamique de la marge alpine du continent africain d'après l'étude de l'Oranie nord-occidentale*. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Nice, 289 p.
- Guiguer, N. & Franz, T. (1996). *Visual MODFLOW, user's manual*. Waterloo Hydrogeologic Inc.
- Güler, C., Kurt, M. A., Alpaslan, M. & Akbulut, C. (2012). Assessment of the impact of anthropogenic activities on the groundwater hydrology and chemistry in Tarsus coastal plain (Mersin, SE Turkey) using fuzzy clustering, multivariate statistics and GIS techniques. *Journal of Hydrology*, 414-415, 435–451. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.021>
- Güler, C., Thyne, G. D., McCray, J. E. & Turner, A. K. (2002). Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology Journal*, 10, 455–474. <https://doi.org/10.1007/s10040-002-0196-6>
- Guo, Y. F., Mi, G. H., Chen, F. J. & Zhang, F. S. (2005). Effect of NO₃–N supply on lateral root growth in maize plants. *Journal of Plant Physiology and Molecular Biology*, 31, 90–96.
- Gurtin, M. E. & Martins, L. C. (1976). Cauchy's theorem in classical physics. *Archive for Rational Mechanics and Analysis*, 60, 305-324. <https://doi.org/10.1007/BF00248882>

H

- Hammer, M. J. (1986). *Water and waste water technology*. John Wiley.
- Hamza, M. H., Added, A., Frances, A. & Rodríguez, R. (2007). Validité de l'application des méthodes de vulnérabilité DRASTIC, SINTACS et SI à l'étude de la pollution par les nitrates dans la nappe phréatique de Metline-Ras Jebel-Raf Raf (Nord-Est tunisien). *Comptes Rendus Geoscience*, (339), 493-505. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2007.05.003>
- Han, D., Tong, X., Currell, M. J., Cao, G., Jin, M. & Tong, C. (2014). Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 136, 24–39. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.09.008>
- Harbaugh, A. W. & McDonald, M. G. (1996). *Programmer's documentation for MODFLOW-96. an update to the US Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model*. US Geological Survey, Branch of Information Services.
- Hayane, S. M. (1983). *Contribution à l'étude géologique et hydrogéologique du bassin versant de l'Oued Sikkak (région de Tlemcen)*. Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Université d'Oran, 215 p.
- Hem, J.D. (1985). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water* (3rd ed.). U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254.

Hong, B., Li, X. A., Wang, L., Li, L., Xue, Q. & Meng, J. (2019). Using the effective void ratio and specific surface area in the Kozeny–Carman equation to predict the hydraulic conductivity of loess. *Water*, 12(1), 24. <https://doi.org/10.3390/w12010024>

Hounslow, A.W. (1995). *Water quality data: Analysis and interpretation*. CRC Press, Boca Raton.

Huang, G., Sun, J., Zhang, Y., Chen, Z. & Liu, F. (2013). Impact of anthropogenic and natural processes on the evolution of groundwater chemistry in a rapidly urbanized coastal area, South China. *Science of the Total Environment*, 463-464, 209-221. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.078>

Huang, P. W., Flemisch, B., Qin, C. Z., Grab, M. & Helmig, R. (2022). Relating Darcy-scale chemical reaction order to pore-scale spatial heterogeneity. *Transport in Porous Media*, 144, 507-543. <https://doi.org/10.1007/s11242-022-01817-0>

Hubbert, M. K. (1956). Darcy's law and field equations of flow of underground fluids transaction. *American Institute of Mining and Metallurgical Engineers*, 22-239. <https://doi.org/10.2118/749-G>

Hunt, A. G. & Sahimi, M. (2017). Flow, transport and reaction in porous media: Percolation scaling, critical-path analysis, and effective-medium approximation. *Reviews of Geophysics*. <https://doi.org/10.1002/2017RG000558>

I

Iammarino, M., Berardi, G., Vita, V., Elia, A., Conversa, G. & Di Taranto, A. (2022). Determination of nitrate and nitrite in Swiss chard (*Beta vulgaris* L. subsp. *vulgaris*) and wild rocket (*Diplotaxis tenuifolia* (L.) DC.) and food safety evaluations. *Foods*, 11, 2571. <https://doi.org/10.3390/foods11172571>

Ibrahim, K. O., Gomo, M. & Oke, S. A. (2019). Groundwater quality assessment of shallow aquifer hand dug wells in rural localities of Ilorin Northcentral Nigeria: Implications for domestic and irrigation uses. *Groundwater for Sustainable Development*, 9, 100226. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100226>

Igboekwe, M. & Achi, N. (2011). Finite difference method of modelling groundwater flow. *Journal of Water Resource and Protection*, 3, 192-198. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2011.33025>

J

Jacob, C. E. (1946). Drawdown test to determine effective radius of artesian well. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 112, 1047-1070.

Jalali, M. (2005). Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 110(3-4), 210-218. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.011>

Jiang, Y., Wu, Y., Groves, C., Yuan, D. & Kambesis, P. (2009). Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in the Nandong karst underground river system in Yunan, China. *Journal of Contaminant Hydrology*, 109, 49–61. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2009.08.001>

Jiménez-Espinosa, R., Molina-Sánchez, L., Pulido-Bosch, A. & Navarrete, F. (1997). Geostatistical study of nitrate contents in the aquifers of Campo de Dalías (SE Spain). In A. Soares, J. Gómez-Hernandez & R. Froidevaux (Eds.), *geoENVI — Geostatistics for environmental applications* (pp. 139-151). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1675-8_12

Jin, Z., Qin, X., Chen, L., Jin, M. & Li, F. (2015). Using dual isotopes to evaluate sources and transformations of nitrate in the West Lake watershed, eastern China. *Journal of Contaminant Hydrology*, 177, 64–75. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2015.02.008>

Johnson, W. P., Li, X. & Assemi, S. (2007). Deposition and re-entrainment dynamics of microbes and non-biological colloids during non-perturbed transport in porous media in the presence of an energy barrier to deposition. *Advances in Water Resources*, 30, 1432–1454. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2006.05.020>

Journal Officiel de la République Algérienne (J.O.R.A.). (2011). Décret exécutif n° 11-125 du 22 mars 2011 relatif à la qualité de l'eau de consommation humaine.

K

Kasem, A. M., Xu, Z., Jiang, H., Liu, W., Zhang, J. & Nosair, A. M. (2024). Nitrate source and transformation in groundwater under urban and agricultural arid environment in the Southeastern Nile Delta, Egypt. *Water*, 16, 22. <https://doi.org/10.3390/w16010022>

Kirlas, M. C., Karpouzos, D. K., Georgiou, P. E., Zotos, A., Vasiliadis, I. & Tziritis, E. (2022). A comparative study of groundwater vulnerability methods in a porous aquifer in Greece. *Applied Water Science*, 12, 123. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01651-1>

Klinkenberg, L. J. (1957). Pore size distribution of porous media and displacement experiments with miscible liquids. *Petroleum Transactions, AIME*, 210, 366. <https://doi.org/10.2118/747-G>

Kozeny, J. (1927). Ueber kapillare Leitung des Wassers im Boden. *Sitzungsberichte der Akademie der Wissenschaften in Wien*, 136(2a), 271-306.

Kruseman, G. P. & de Ridder, N. A. (2000). *Analysis and evaluation of pumping test data* (2nd ed.). International Institute for Land Reclamation and Improvement.

L

Lakshminarayanan, B., Ramasamy, S., Anuthaman, S. N. & Karuppanan, S. (2022). New DRASTIC framework for groundwater vulnerability assessment: Bivariate and multi-criteria decision-making approach coupled with metaheuristic algorithm. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(3), 4474-4496. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15966-0>

Langmuir, D. (1997). *Aqueous environmental geochemistry*. Prentice Hall, Upper Saddle River.

Laoufi, A., Boudjema, A., Guettaia, S. & Derdour, A. (2025). Integrated GIS-based assessment of groundwater vulnerability in the Hennaya plain: A comparative study of DRASTIC, SIVI, and SSVI models. *Euro-Mediterranean Journal of Environmental Integration*. <https://doi.org/10.1007/s41207-025-00744-y>

Laoufi, A., Boudjema, A., Guettaia, S., Derdour, A. & Almaliki, A. H. (2024). Integrated simulation of groundwater flow and nitrate transport in an alluvial aquifer using MODFLOW and MT3D: Insights into pollution dynamics and management strategies. *Sustainability*, 16, 10777. <https://doi.org/10.3390/su162310777>

Li, P., Karunanidhi, D., Subramani, T. & Srinivasamoorthy, K. (2021). Sources and consequences of groundwater contamination. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 80, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00805-z>

Li, P., Qian, H., Wu, J., Zhang, Y. & Zhang, H. (2013). Major ion chemistry of shallow groundwater in the Dongsheng Coalfield, Ordos Basin, China. *Mine Water and Environment*, 32, 195-206. <https://doi.org/10.1007/s10230-013-0234-8>

Lloyd, J. W. & Heathcoat, J. A. (1985). *Natural inorganic hydrochemistry in relation to groundwater: An introduction*. Oxford University Press.

Lloyd-Hughes, B. & Saunders, M. A. (2002). A drought climatology for Europe. *International Journal of Climatology*. <https://doi.org/10.1002/joc.846>

Lorenzo-Lacruz, J., Vicente-Serrano, S. M., López-Moreno, J. I., Beguería, S., García-Ruiz, J. M. & Cuadrat, J. M. (2010). The impact of droughts and water management on various hydrological systems in the headwaters of the Tagus River (central Spain). *Journal of Hydrology*, 386(1-4), 13-26. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.001>

M

Mandelbrot, B. (1983). *The fractal geometry of nature* (3rd ed.). W. H. Freeman.

Mao, H., Wang, G., Liao, F., Shi, Z., Rao, Z., Zhang, H., Zhang, Z., Chen, X., Li, X., Chen, D., Jin, J. & Hu, F. (2024). Spatiotemporal variation of groundwater nitrate concentration controlled by groundwater flow in a large basin: Evidence from multi-isotopes (¹⁵N, ¹¹B, ¹⁸O, and ²H). *Water Resources Research*, 60. e2023WR035299. <https://doi.org/10.1029/2023WR035299>

Matthess, G. (1982). *The properties of groundwater*. John Wiley and Sons.

McDonald, M. G. & Harbaugh, A. W. (1988). *A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model*. U.S. Geological Survey Publication.

McDonald, M. G. & Harbaugh, A. W. (1988). *A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model, techniques of water-resources investigations, Book 6. Modeling techniques*. U.S. Geological Survey.

McKee, T. B., Doesken, N. J. & Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration of time scales. In *Proceedings of the Eighth Conference on Applied Climatology* (pp. 179-186). American Meteorological Society.

McKee, T. B., Doesken, N. J. & Kleist, J. (1995). Drought monitoring with multiple time scales. In *Proceedings of the Ninth Conference on Applied Climatology* (pp. 233-236). American Meteorological Society.

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

Mengis, M., Schiff, S. F., Harris, M., English, M. C., Aravena, R., Elgood, R. J. & Maclean, A. (1999). Multiple geochemical and isotopic approaches for assessing ground water NO₃-elimination in a riparian zone. *Ground Water*, 37, 448-457. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1999.tb01124.x>

Merkel, B.J. & Planer-Friedrich, B. (2008). *Groundwater geochemistry: A practical guide to modeling of natural and contaminated aquatic systems* (2nd ed.). Springer, Berlin.

Modarres, R. (2007). Streamflow drought time series forecasting. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 21, 223-233. <https://doi.org/10.1007/s00477-006-0058-1>

Moges, S. S. & Dinka, M. O. (2022). Assessment of groundwater vulnerability mapping methods for sustainable water resource management: An overview. *Journal of Water and Land Development*, 52, 186-198. <https://doi.org/10.24425/jwld.2022.140389>

Morway, E. D., Feinstein, D. T., Hunt, R. J. & Healy, R. W. (2023). New capabilities in MT3D-USGS for simulating unsaturated-zone heat transport. *Groundwater*, 61, 330-345. <https://doi.org/10.1111/gwat.13256>

Musy, A. & Higy, C. (2004). *Hydrologie (1. Une science de la nature)*. Presses polytechniques et universitaires romandes.

Musy, A., Higy, C. & Reynard, E. (2014). *Hydrologie 1 - Une science de la nature, une gestion sociétale*. Presses polytechniques et universitaires romandes.

N

Nalbantis, I. & Tsakiris, G. (2009). Assessment of hydrological drought revisited. *Water Resources Management*, 23, 881–897. <https://doi.org/10.1007/s11269-008-9305-1>

Napolitano, P. & Fabbri, A. (1996). Single-parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS. *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences*, 235(235), 559-566.

Narasimhan, T. N. (1978). A perspective on numerical analysis of the diffusion equation. *Advances in Water Resources*, 1(3), 147-155. [https://doi.org/10.1016/0309-1708\(78\)90025-8](https://doi.org/10.1016/0309-1708(78)90025-8)

Narasimhan, T. N. & Witherspoon, P. A. (1982). Overview of the finite element method in groundwater hydrology. In K. P. Holz, U. Meissner, W. Zielke, C. A. Brebbia, G. Pinder & W. Gray (Eds.), *Finite elements in water resources*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-662-02348-8_2

Neuman, S. P. (1990). Universal scaling of hydraulic conductivities and dispersivities in geologic media. *Water Resources Research*, 26(8), 1749–1758. <https://doi.org/10.1029/WR026i008p01749>

Neuman, S. P. & Witherspoon, P. A. (1970). Finite element method of analyzing steady flow with a free surface. *Water Resources Research*, 6, 889-897. <https://doi.org/10.1029/WR006i003p00889>

Neuman, S. P., Feddes, R. A. & Bresler, E. (1975). Finite element analysis of two dimensional flow in soils considering water uptake by roots: I Theory. *Proceedings of the Soil Science Society of America*, 39(2), 224-230. <https://doi.org/10.2136/sssaj1975.03615995003900020007x>

Neumann, C. (1878). Untersuchungen über das Logarithmische und Newton'sche Potential. *Mathematische Annalen*, 13, 255-300. <https://doi.org/10.1007/BF01446535>

Nield, D. A. & Bejan, A. (2017). *Convection in porous media* (5th ed.). Springer.

O

Otero, N., Torrentó, C., Soler, A., Menció, A. & Mas-Pla, J. (2009). Monitoring groundwater nitrate attenuation in a regional system coupling hydrogeology with multi-isotopic methods: The case of Plana de Vic (Osona, Spain). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133(1-2), 103-113. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.007>

Ozgunus, T., Mobedi, M. & Ozkol, U. (2014). Determination of Kozeny constant based on porosity and pore to throat size ratio in porous medium with rectangular rods. *Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics*, 8(2), 308–318. <https://doi.org/10.1080/19942060.2014.11015516>

P

Parizi, E., Hosseini, S. M., Ataie-Ashtiani, B. & Simmons, C. T. (2019). Vulnerability mapping of coastal aquifers to seawater intrusion: Review, development and application. *Journal of Hydrology*, 570, 555-573. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.12.021>

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

Patel, P., Raju, N. J., Reddy, B. C. S. R., Suresh, U., Gossel, W. & Wycisk, P. (2016). Geochemical processes and multivariate statistical analysis for the assessment of groundwater quality in the

Swarnamukhi River basin, Andhra Pradesh, India. *Environmental Earth Sciences*, 75, 611. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-5108-x>

Pearson, K. (1896). Mathematical contributions to the theory of evolution. III. Regression, heredity, and panmixia. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A*, 187, 253-318. <https://doi.org/10.1098/rsta.1896.0007>

Pearson, K. (1900). On the criterion that a given system of deviations from the probable in the case of a correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling. In S. Kotz & N. L. Johnson (Eds.), *Breakthroughs in statistics*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4380-9_2

Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Transactions of the American Geophysical Union*, 25(6), 914-923. <http://dx.doi.org/10.1029/TR025i006p00914>

Pouye, A., Faye, S. C., Diédhiou, M., Gaye, C. B. & Taylor, R. G. (2022). An evaluation of groundwater vulnerability assessment methods in a rapidly urbanizing city: Evidence from Dakar, Senegal. *Environmental Earth Sciences*, 81(16), 410. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10531-5>

Probst, J. I. & Tardy, Y. (1985). Fluctuations hydroclimatiques du bassin d'Aquitaine au cours des 70 dernières années. *Revue de Géographie Physique et de Géologie Dynamique*, 26(1), 59-76.

R

Razowska-Jaworek, L. & Sadurski A. (2004). *Nitrates in Groundwater*. IAH Selected Papers on Hydrogeology 5.

Reddy, T. N. & Rao, V. V. S. G. (1991). *Water balance model and groundwater flow model of Dulapally Basin, Granitic Terrain, A.P.* (Research Series No. 9).

Remenieras, G. (1986). *L'hydrologie de l'ingénieur*. Eyrolles.

Rezaei, M., Nikbakht, M. & Shakeri, A. (2017). Geochemistry and sources of fluoride and nitrate contamination of groundwater in Lar area, south Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 15471-15487. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9108-0>

Richards, L. A. (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. In *USDA Handbook No. 60*. USDA.

Richesson, S. & Sahimi, M. (2021). Flow and transport properties of deforming porous media. I. Permeability. *Transport in Porous Media*, 138, 577-609. <https://doi.org/10.1007/s11242-021-01633-y>

Ridder, W. E. & Oehme, F. W. (1974). Nitrates as an environmental, animal, and human hazard. *Clinical Toxicology*, 2, 145-159. <https://doi.org/10.3109/15563657408987991>

S

Sakram, G. & Adimalla, N. (2018). Hydrogeochemical characterization and assessment of water suitability for drinking and irrigation in crystalline rocks of Mothkur region, Telangana State, South India. *Applied Water Science*, 8, 143. <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0787-6>

Saporta, G. (2006). *Probabilités, analyse des données et statistique*. Technip.

Saranya, T. & Saravanan, S. (2022). A comparative analysis on groundwater vulnerability models—fuzzy DRASTIC and fuzzy DRASTIC-L. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 86005–86019. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16195-1>

- Scanlon, B. R., Reedy, R. C. & Bronson, K. F. (2008). Impacts of land use change on nitrogen cycling archived in semiarid unsaturated zone nitrate profiles, southern High Plains, Texas. *Environmental Science & Technology*, 42(20), 7566-7572. <https://doi.org/10.1021/es800792w>
- Schoeller, H. (1967). Qualitative evaluation of groundwater resources. In H. Schoeller (Ed.), *Methods and techniques of groundwater investigation and development; Water resource series No. 33* (pp. 44-52). UNESCO.
- Schoeller, H. (1977). Geochemistry of groundwater. In *Groundwater studies—An international guide for research and practice* (Ch. 15. pp. 1-18). UNESCO.
- Segol, G. (1976). *A three dimensional Galerkin finite element model of the analysis of contaminant transport in saturated-unsaturated porous media* [Proceedings of the International Conference on Finite Elements]. Princeton University.
- Shakeri, R., Nassery, H. R. & Ebadi, T. (2023). Numerical modeling of groundwater flow and nitrate transport using MODFLOW and MT3DMS in the Karaj alluvial aquifer, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 242. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10881-4>
- Sharma, T. C. & Panu, U. S. (2010). Analytical procedures for weekly hydrological droughts: A case of Canadian rivers. *Hydrological Sciences Journal*, 55(1), 79–92. <https://doi.org/10.1080/02626660903526318>
- Shen, Y., Oki, T., Utsumi, N., Kanae, S. & Hanasaki, N. (2008). Projection of future world water resources under SRES scenarios: water withdrawal / Projection des ressources en eau mondiales futures selon les scénarios du RSSE: prélèvement d'eau. *Hydrological Sciences Journal*, 53(1), 11–33. <https://doi.org/10.1623/hysj.53.1.11>
- Shortle, J., Ollikainen, M. & Iho, A. (2021). *Water quality and agriculture: Economics and policy for nonpoint source water pollution*. Springer International Publishing, Palgrave Macmillan.
- Siebert, S., Burke, J., Faures, J.-M., Frenken, K., Hoogeveen, J., Döll, P. & Portmann, F. T. (2010). Groundwater use for irrigation—A global inventory. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14, 1863–1880. <https://doi.org/10.5194/hess-14-1863-2010>
- Singh, G., Rishi, M. S., Herojeet, R., Kaur, L. & Sharma, K. (2020). Evaluation of groundwater quality and human health risks from fluoride and nitrate in semi-arid region of northern India. *Environmental Geochemistry and Health*, 42, 1833–1862. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00449-6>
- Song, L. & Elimelech, M. (1994). Transient deposition of colloidal particles in heterogeneous porous media. *Journal of Colloid and Interface Science*, 167, 301–313. <https://doi.org/10.1006/jcis.1994.1365>
- Sreenivasan, K. (1991). Fractals and multifractals in fluid turbulence. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 23, 539–600. <https://doi.org/10.1146/annurev.fl.23.010191.002543>
- Stolze, L. & Rolle, M. (2022). Surface complexation reactions in sandy porous media: Effects of incomplete mixing and mass-transfer limitations in flow-through systems. *Journal of Contaminant Hydrology*, 246. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2022.103965>
- Sutradhar, C., Poddar, D. & Das, J. (2024). Optimization of conditioning factors for groundwater potential zonation using GIS-based single parameter and map removal sensitivity analysis in Alipurduar district of West Bengal, India. *Modeling Earth Systems and Environment*, 10(2), 1671–1694. <https://doi.org/10.1007/s40808-023-01859-3>

T

Tallaksen, L. M. & Van Lanen, H. A. J. (2004). *Hydrological drought: Processes and estimation methods for streamflow and groundwater*. Elsevier Science.

Templ, M., Filzmoser, P. & Reimann, C. (2008). Cluster analysis applied to regional geochemical data: Problems and possibilities. *Applied Geochemistry*, 23(8), 2198-2213. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.03.004>

Theis, C. V. (1935). The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage. *Transactions of the American Geophysical Union*, 16, 519-524.

Thornthwaite, C. W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38, 55-94.

Thornthwaite, C. W. & Mather, J. R. (1955). The water balance. *Laboratory of Climatology, Publication in Climatology*, 8.

Tixeront, J. & Berkaloff, E. (1957). *Évaluation de l'érosion en Tunisie*. AIHS-UGGI.

Todd, D. K. (2001). *Groundwater hydrology* (2nd ed.). John Wiley and Sons.

Todd, D. K. & Mays, L. W. (2005). *Groundwater hydrology* (3rd ed.). John Wiley & Sons.

Trescott, P. C. & Larson, S. P. (1976). *Finite difference model for aquifer simulation in two-dimensions with results of numerical experiments* (U.S. Geological Survey Techniques at Water-Resources Investigations, Book 7. Chapter C1).

Turc, L. (1954). Le bilan d'eau des sols: Relations entre les précipitations, l'évaporation et l'écoulement. *Annales Agronomiques*, 5, 491-595 ; 6, 5-131.

V

Van Beek, C. L., Heinen, M. & Clevering, O. A. (2007). Reduced nitrate concentrations in shallow ground water under a non-fertilised grass buffer strip. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 79, 81-91. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9098-2>

Velis, M., Conti, K. I. & Biermann, F. (2017). Groundwater and human development: Synergies and trade-offs within the context of the sustainable development goals. *Sustainability Science*, 12, 1007–1017. <https://doi.org/10.1007/s11625-017-0490-9>

Verma, O., Kouser, B., Khosla, A. & Kumar, R. (2024). Evaluation of groundwater quality for drinking and irrigation purposes, ionic sources and land use/land cover impacts in the Kathua region of Jammu and Kashmir, India. *Groundwater for Sustainable Development*, 26, 101303. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101303>

Vicente-Serrano, S. M., López-Moreno, J. I., Beguería, S., Lorenzo-Lacruz, J., Azorin-Molina, C. & Morán-Tejeda, E. (2012). Accurate computation of a streamflow drought index. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(2), 318-332. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000433](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000433)

Vu Hung, V. & Estandiari, R. S. (1997). *Dynamic systems: Modelling and analysis*. McGraw-Hill.

W

Wan, Z., Dai, J., Pan, L., Han, J., Li, Z. & Dong, K. (2022). Simulation study on nitrogen pollution in shallow groundwater in small agricultural watersheds in the Huixian Wetland. *Water*, 14(22), 3657. <https://doi.org/10.3390/w14223657>

Wang, H. F. & Anderson, M. P. (1982). *Groundwater modelling with finite difference and finite element methods*. Elsevier Publishing.

Wang, H. F. & Anderson, M. P. (1983). *Introduction to groundwater modeling. Finite difference & finite element methods*. W.H. Freeman. <https://doi.org/10.1017/S0016756800025139>

Wang, H. F. & Anderson, M. P. (1995). *Introduction to groundwater modeling: Finite difference and finite element methods*. Academic Press.

Wang, H., Gao, J.-e., Zhang, S.-l., Zhang, M.-j. & Li, X.-h. (2013). Modeling the impact of soil and water conservation on surface and ground water based on the SCS and visual modflow. *PLoS ONE*, 8, e79103. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079103>

Wang, J., Hao, X., Liu, X., Ouyang, W., Li, T., Cui, X., Pei, J., Zhang, S., Zhu, W. & Jin, R. (2025). Groundwater–surface water exchange affects nitrate fate in a seasonal freeze–thaw watershed: Sources, migration and removal. *Journal of Hydrology*, 654, 132803. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.132803>

Ward, J. H. (1963). Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association*, 58(301), 236-244. <https://doi.org/10.1080/01621459.1963.10500845>

Ward, M. H., Jones, R. R., Brender, J. D., De Kok, T. M., Weyer, P. J., Nolan, B. T., Villanueva, C. M. & Van Breda, S. G. (2018). Drinking water nitrate and human health: An updated review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15, 1557. <https://doi.org/10.3390/ijerph15071557>

Woessner, W. W. & Poeter, E. P. (2020). *Hydrogeologic properties of earth materials and principles of groundwater flow*. The Groundwater Project.

World Health Organization (WHO). (2022). *Nitrate and nitrite in drinking-water*. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>

X

Xiang-wei, Z., Kuniyoshi, T. & Jing, C. (2007). Temporal and spatial discretization on quasi-3-D groundwater finite element modelling to avoid spurious oscillation. *Journal of Hydrodynamics, Ser. B*, 19(1), 68-77. [https://doi.org/10.1016/S1001-6058\(07\)60030-4](https://doi.org/10.1016/S1001-6058(07)60030-4)

Y

Yang, Y., Yuan, Y., Xiong, G., Yin, Z., Guo, Y., Song, J., Zhu, X., Wu, J., Wang, J. & Wu, J. (2024). Patterns of nitrate load variability under surface water-groundwater interactions in agriculturally intensive valley watersheds. *Water Research*, 267, 122474. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122474>

Yeh, H. F., Lee, C. H., Hsu, K. C. & Chang, P. H. (2009). GIS for the assessment of the groundwater recharge potential zone. *Environmental Geology*, 58, 185-195. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1504-9>

Z

Zaresefat, M., Hosseini, S. & Ahrari Roudi, M. (2023). Addressing nitrate contamination in groundwater: The importance of spatial and temporal understandings and interpolation methods. *Water*, 15, 4220. <https://doi.org/10.3390/w15244220>

- Zerner, M. (2011). Aux origines de la loi de Darcy (1856). *Documents pour l'histoire des techniques*, 20. <https://doi.org/10.4000/dht.1625>
- Zhang, H., Xu, W. L. & Hiscock, K. M. (2013). Application of MT3DMS and geographic information system to evaluation of groundwater contamination in the Sherwood Sandstone Aquifer, UK. *Water, Air & Soil Pollution*, 224, 1438. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1438-z>
- Zheng, C. & Wang, P. P. (1999). *MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems: Documentation and user's guide*. Alabama University.
- Zheng, C., Hill, M. C., Cao, G. & Ma, R. (2012). MT3DMS: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55, 1549-1559. <https://doi.org/10.13031/2013.42263>
- Zhu, C. & Anderson, G. (2002). *Environmental applications of geochemical modeling*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511606274>
- Zimmerman, R. W. & Bodvarsson, G. S. (1996). Hydraulic conductivity of rock fractures. *Transport in Porous Media*, 23, 1-30. <https://doi.org/10.1007/BF00145263>

Liste des figures

Liste des figures

	P.
Figure 1.1	Situation géographique de la zone d'étude 5
Figure 1.2	Esquisse du contexte structural du domaine tlemcenien au sens large 6
Figure 1.3	Coupe schématique structural de la zone d'étude 7
Figure 1.4	Coupe schématique montrant les dépôts conglomératiques au niveau d'Ain Halilifa (Hayane, 1983) 9
Figure 1.5	Carte géologique (extrait de la carte géologique de Tlemcen 1/50000) (Doumergue, 1926) 10
Figure 1.6	Précipitations mensuelles à la station météorologique de Zenata 11
Figure 1.7	Précipitations saisonnières à la station météorologique de Zenata 12
Figure 1.8	Précipitations interannuelles et annuelles à la station météorologique de Zenata 13
Figure 1.9	Précipitations annuelles à la station météorologique de Zenata 13
Figure 1.10	Températures minimales, moyennes et maximales à la station météorologique de Zenata ... 14
Figure 1.11	Diagramme ombrothermique de la station de Zenata 16
Figure 1.12	Diagramme d'Emberger de la station de Zenata 17
Figure 1.13	Evolution annuelle des indices SPI et PI de la station de Zenata 19
Figure 1.14	Estimation de l'ETR par l'abaque de Wundt 23
Figure 1.15	Variations interannuelles des débits aux stations hydrométriques 25
Figure 1.16	Variations mensuelles des débits aux stations hydrométriques 26
Figure 1.17	Irrégularité interannuelle des débits aux stations hydrométriques 27
Figure 1.18	Indice Standardisé des écoulements (SSFI) aux stations hydrométriques 28
Figure 1.19	Corrélation entre les précipitations et les débits 29
Figure 2.1	Organigramme général de la méthodologie 31
Figure 2.2	Schéma montrant l'interprétation de la corrélation 34
Figure 2.3	Diagramme de Piper 36
Figure 2.4	Diagramme de Durov 38
Figure 2.5	Diagramme de Gibbs 39
Figure 2.6	Variogramme expérimental (points) et modèle ajusté au variogramme expérimental (courbe) 42
Figure 2.7	Schéma explicatif de la loi de Darcy 43
Figure 2.8	Schéma montrant le mécanisme de l'écoulement dans un aquifère libre 46
Figure 2.9	Conditions aux limites de type Dirichlet 47
Figure 2.10	Conditions aux limites de type Neumann 47
Figure 2.11	Schéma explicatif de la porosité efficace 49
Figure 2.12	Schéma des composantes de l'emmagasinement (S) d'un aquifère libre 50
Figure 2.13	Mécanisme général d'advection-dispersion-réaction (ADR) 50
Figure 2.14	Mécanisme de la dispersion mécanique 52
Figure 2.15	Discrétisation d'un aquifère à l'aide d'un maillage 55
Figure 3.1	Log hydrogéologique de la plaine d'Hennaya 65
Figure 3.2	Formations conglomératiques de la plaine de Hennaya avec ses émergences 66
Figure 3.3	Carte hydrogéologique de l'aquifère de la plaine d'Hennaya 67
Figure 3.4	Coupes géologiques quelques sondages de l'aquifère de la plaine d'Hennaya 71
Figure 3.5	Corrélation entre les coupes géologiques (section A-B) 72
Figure 3.6	Corrélation entre les coupes géologiques (section A-C) 73
Figure 3.7	Corrélation entre les coupes géologiques (section D-E) 73
Figure 3.8	Corrélation entre les coupes géologiques (section F-G) 74
Figure 3.9	Carte piézométrique (mars, 1981) de la nappe d'Hennaya 78
Figure 3.10	Carte piézométrique (mars, 2012) de la nappe d'Hennaya 79
Figure 3.11	Carte piézométrique (mars, 2022) de la nappe d'Hennaya 80

Figure 4.1	Localisation des points d'échantillonnage des eaux souterraines	84
Figure 4.2	Diagramme de Piper montrant l'abondance des éléments chimiques communs dans les échantillons d'eau souterraine	87
Figure 4.3	Diagramme de Durov montrant la classification dans les échantillons d'eau souterraine	88
Figure 4.4	Diagramme de Chadha montrant la distribution des faciès hydrogéochimiques dans les échantillons d'eau souterraine	89
Figure 4.5	Diagrammes ACP et CAH des variables des eaux souterraines de l'aquifère, en saison sèche	93
Figure 4.6	Diagrammes ACP et CAH des variables des eaux souterraines de l'aquifère, en saison humide	93
Figure 4.7	Diagrammes ACP et CAH des individus des eaux souterraines de l'aquifère, en saison sèche	94
Figure 4.8	Diagrammes ACP et CAH des individus des eaux souterraines de l'aquifère, en saison humide	94
Figure 4.9	Diagrammes de Gibbs indiquant les processus chimiques dominants	96
Figure 4.10	Analyse corrélative CAI-1 vs. CAI-2	97
Figure 4.11	Analyse corrélative $(Na^+ + K^+) - Cl^-$ vs. $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) - (HCO_3^- - SO_4^{2-})$	97
Figure 4.12	Indice d'échange de base (IEB)	98
Figure 4.13	Indice de genèse météorique (IGM)	98
Figure 4.14	Analyse corrélative IMG vs. IEB	99
Figure 4.15	Indices de saturation	100
Figure 4.16	Analyse corrélative IS de Calcite vs. IS de Dolomite	101
Figure 4.17	Analyse corrélative IS de Gypse vs. IS d'Halite	101
Figure 4.18	Boîtes à moustaches montrant la distribution et le dépassement des éléments physicochimiques de la qualité de l'eau d'irrigation dans les échantillons d'eau souterraine	103
Figure 4.19	Distribution spatiale des paramètres de qualité des eaux souterraines pour l'irrigation	106
Figure 4.20	Indice de Qualité des Eaux d'Irrigation (IWQI)	108
Figure 4.21	Analyse corrélative $NO_3^- - N$ vs. Niveau statique	109
Figure 4.22	Analyse corrélative $NO_3^- - N$ vs. TDS	109
Figure 4.23	Analyse corrélative $NO_3^- - N$ vs. SO_4^{2-}	110
Figure 4.24	Analyse corrélative Ratio $(Cl^- / NO_3^- - N)$ vs. TDS	110
Figure 4.25	Analyse corrélative $NO_3^- - N$ vs. pH	111
Figure 4.26	Analyse corrélative $NO_3^- - N$ vs. HCO_3^-	111
Figure 4.27	Evaluation de la qualité des eaux d'irrigation par les nitrates	113
Figure 4.28	Aptitude globale des eaux souterraines à l'irrigation	114
Figure 5.1	Discretisation tridimensionnel du modèle de la nappe alluviale de la plaine d'Hennaya	117
Figure 5.2	Conditions aux limites régissant l'écoulement des eaux souterraines	118
Figure 5.3	Modèle des écoulements souterrains calibré en régime permanent	120
Figure 5.4	Distribution spatiale de la conductivité hydraulique	120
Figure 5.5	Modèle des écoulements souterrains calibré en régime transitoire	121
Figure 5.6	Distribution spatiale des paramètres d'emménagement	122
Figure 5.7	Validation du modèle des écoulements souterrains	123
Figure 5.8	Concentrations de nitrates initiales dans la zone d'étude en 2023	126
Figure 5.9	Modèle du transport de nitrates	127
Figure 5.10	Concentrations de nitrates observées par rapport aux concentrations simulées dans les points d'observation	127
Figure 6.1	Paramètres du modèle de vulnérabilité des eaux souterraines	133
Figure 6.2	Carte de l'indice de vulnérabilité des eaux souterraines	135
Figure 6.3	Validation de la carte de l'indice de susceptibilité des eaux souterraines à l'aide des concentrations de NO_3^-	137
Figure 6.4	Diagramme de dispersion et courbe ROC montrant la relation entre la concentration en nitrates et l'indice de vulnérabilité normalisé	138
Figure 6.5	Niveaux piézométriques prévues dans l'aquifère dans le cadre de deux scénarios d'exploitation	142

Figure 6.6	Concentrations de nitrates prévues dans l'aquifère pour l'année 2063 selon trois scénarios d'apport d'azote dans le sol	145
Figure 6.7	Concentrations prévues de nitrates dans les points d'observation	146
Figure 6.8	Carte de rabattement après l'intensification des prélèvements (scénario d'exploitation 1)	147

Liste des tableaux

Liste des tableaux

	P.
Tableau 1.1	Classification du climat (d'après De Martonne, 1923) 15
Tableau 1.2	Valeurs de l'indice mensuel de De Martonne de la station météorologique 15
Tableau 1.3	Classification des conditions climatiques humides ou sèches basée sur les valeurs SPI 18
Tableau 1.4	ETP annuelles et mensuelles calculées pour les stations considérées 21
Tableau 1.5	Bilans hydrologiques calculés par la méthode de Thornthwaite 21
Tableau 1.6	Valeurs moyennes de l'ETR estimées par les différentes méthodes 23
Tableau 1.7	Vitesses des vents maximales, minimales et moyennes à la station météorologique 24
Tableau 1.8	Coordonnées géographiques des stations hydrométriques 25
Tableau 2.1	Classification des eaux selon le diagramme de Durov 37
Tableau 2.2	Poids, notes et ranges attribués aux paramètres DRASTIC 58
Tableau 2.3	Critère d'évaluation de la vulnérabilité de la méthode DRASTIC 58
Tableau 2.4	Poids, notes et ranges attribués aux paramètres SINTACS 58
Tableau 2.5	Critère d'évaluation de la vulnérabilité de la méthode SINTACS 60
Tableau 2.6	Poids attribués (w_i) aux paramètres 62
Tableau 2.7	Valeurs des paramètres pour le calcul de la mesure du sous-indice (q_i) 63
Tableau 3.1	Coordonnées géographiques des exutoires principales de la nappe alluviale 66
Tableau 3.2	Caractéristiques hydrogéologiques typiques des matériaux alluviaux (d'après Domenico & Schwartz, 1997) 77
Tableau 4.1	Aperçu statistique des paramètres physicochimiques des eaux souterraines dans la plaine de Hennaya 83
Tableau 4.2	Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines 90
Tableau 4.3	Chargements factorielles des valeurs propres extraites dans l'ACP 91
Tableau 5.1	Bilan hydrologique pour des conditions du régime transitoire 123
Tableau 6.1	Statistiques de surface des classes de vulnérabilité dans les trois modèles 134
Tableau 6.2	Résumé statistique des cartes à indices variables 139
Tableau 6.3	Résultats de l'analyse de sensibilité effectuée sur les modèles DRASTIC et SSVI 140
Tableau 6.4	Statistiques de l'analyse de sensibilité pour les modèles DRASTIC et SSVI après suppression des cartes 140
Tableau 6.5	Statistiques d'analyse de sensibilité pour des paramètres individuels dans les modèles DRASIC et SSVI 141
Tableau 6.6	Estimation de l'apport annuel d'azote dans les eaux souterraines pour chaque scénario 144

Annexes

Annexes

Annexe 1 : Valeurs des indices SPI (12 mois), SPI (6 mois) et d'indice PI.

Station météorologique de Zenata									
Année	SPI12	SPI6 (Nov-Avr)	SPI (Mai-Oct)	PI	Année	SPI12	SPI6 (Nov-Avr)	SPI (Mai-Oct)	PI
1980/81	-1.52	-1.85	-0.95	0.44	2001/02	1.15	0.95	0.95	1.22
1981/82	-1.85	-1.65	-1.25	0.25	2002/03	0.85	1.25	-0.15	1.03
1982/83	0.45	0.85	-0.15	0.89	2003/04	1.25	1.15	0.85	1.29
1983/84	0.25	0.52	-0.45	0.87	2004/05	0.65	0.95	-0.25	0.93
1984/85	-0.15	0.32	-0.65	0.71	2005/06	-0.45	-0.25	-0.55	0.60
1985/86	0.95	1.25	-0.25	1.03	2006/07	0.52	0.65	0.15	0.75
1986/87	1.65	1.85	1.25	1.75	2007/08	0.25	0.45	-0.15	0.75
1987/88	0.52	0.45	0.95	0.94	2008/09	1.65	1.85	1.15	1.66
1988/89	0.85	1.15	0.45	0.94	2009/10	0.95	0.85	0.85	1.18
1989/90	0.65	0.85	0.25	0.90	2010/11	0.85	0.75	0.95	1.14
1990/91	0.95	1.25	0.35	1.03	2011/12	0.52	0.65	0.35	0.87
1991/92	0.75	0.65	0.85	0.98	2012/13	1.85	1.65	0.95	1.67
1992/93	1.45	0.52	1.65	1.52	2013/14	0.75	0.85	0.25	1.02
1993/94	0.85	1.15	0.25	1.09	2014/15	1.15	1.25	0.75	1.20
1994/95	0.75	1.05	-0.15	0.94	2015/16	0.95	1.15	0.65	1.17
1995/96	0.85	1.15	0.15	0.97	2016/17	1.25	1.45	0.85	1.36
1996/97	0.65	0.75	0.55	0.87	2017/18	0.85	1.28	0.18	1.28
1997/98	0.95	0.85	0.85	1.06	2018/19	-0.32	-0.58	0.12	1.10
1998/99	-1.85	-1.95	-1.45	0.40	2019/20	-0.22	0.08	-0.55	1.05
1999/00	-0.25	-0.15	-0.35	0.66	2020/21	-1.25	-0.92	-1.65	0.59
2000/01	0.75	0.85	0.45	0.95	2021/22	-0.48	0.65	-1.85	1.00

Annexe 2 : Valeurs des débits interannuelles et lame d'eau écoulée.

Année	Q (m³/s)	Lame d'eau écoulée (mm)	Année	Q (m³/s)	Lame d'eau écoulée (mm)
1973/74	2.41	300.97	1992/93	0.27	33.98
1974/75	1.77	220.87	1993/94	0.29	36.40
1975/76	0.99	123.79	1994/95	0.21	26.70
1976/77	0.70	87.38	1995/96	0.49	60.68
1977/78	0.50	63.10	1996/97	0.50	63.11
1978/79	0.43	53.40	1997/98	0.39	48.54
1979/80	0.62	77.67	1998/99	0.29	36.41
1980/81	0.70	87.38	1999/00	0.14	16.99
1981/82	0.35	43.69	2000/01	0.21	26.70
1982/83	0.27	33.98	2001/02	0.70	87.38
1983/84	0.14	16.99	2002/03	3.38	422.33
1984/85	0.19	24.27	2003/04	3.40	424.76
1985/86	0.41	50.97	2004/05	0.23	29.13
1986/87	0.64	80.09	2005/06	0.33	41.26
1987/88	0.31	38.83	2006/07	0.25	31.55
1988/89	0.17	21.84	2007/08	0.12	14.56
1989/90	0.21	26.70	2008/09	1.20	150.49
1990/91	0.27	33.98	2009/10	0.52	65.53
1991/92	0.47	58.25	2010/11	0.35	43.69

Annexe 3 : Documentation photographique des cultures, végétation et rejets d'eaux usées dans la plaine d'Hennaya. (a) Cultures saisonnières, (b) Arboricultures, (c) Cultures céréalières, (d) Rejets d'eaux usées



(a)



(b)



(c)



(d)

Annexe 4 : Inventaire photographique des engrais, fertilisants et pesticides agricoles. **(a)** Fongicide « Antracol », **(b)** Insecticide, **(c)** Fongicide « Manco C », **(d)** Engrais NPK 15-15-15, **(e)** Acaricide, **(f)** Fertilisant



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

ملخص

تقدم هذه الأطروحة دراسة هيدروجيولوجية وهيدروكيميائية شاملة لطبقة المياه الجوفية الميوليو-رباعية في سهل الحنابلة. يندرج هذا المورد الحيوي للري الزراعي ضمن سياق شبه جاف (معدل هطول الأمطار 425.36 ملم/سنة) مع تبليين زمني كبير، حيث يستهلك التبخر والنتح ما يصل إلى 90% من هطول الأمطار. تتبنى الدراسة نهجاً متكاملًا يجمع بين التوصيف الهيدروجيولوجي والتحليلات الهيدروكيميائية والنمذجة العددية لفهم ديناميكيات طبقة المياه الجوفية في هذا الإقليم، يحدد التحليل الهيدروجيولوجي بنية طبقة المياه الجوفية في قارة قديمة تظهر تغيرات كبيرة في السماكة من الشمال إلى الجنوب. علاوة على ذلك، فإن تقييم جودة المياه، الذي أجري خلال موسم الجفاف والرطوبة على 19 عينة، يجمع بشكل تآزري بين مؤشر جودة مياه الري (IWQI) وتحليل محتوى النترات كأدوات تشخيصية تكاملية. كشفت هذه المنهجية عن ديناميكيات موسمية متباينة، مع زيادة تلوث النترات NO_3^- بشكل كبير من موسم الجفاف إلى الموسم الرطب (نسبة العينات التي تتجاوز معيار منظمة الأغذية والزراعة ترتفع من 31.57% إلى 68.42%)، بينما ينخفض تلوث الكلوريد في الموسم الرطب (انخفاض التجاوزات من 52.63% إلى 36.84%). يشير تحليل IWQI إلى تحسن طفيف في الجودة العامة للمياه خلال الموسم الرطب، بالتناقص مع تصاعد متزامن لتلوث النترات، وبالتالي تصنيف جودة مياه الري من متوسطة إلى رديئة. على هذا الأسس، يظهر النموذج العددي المطور دقة ممتازة مع معاملات ارتباط (R^2) تبلغ 0.99 و0.987 على التوالي في الأنظمة الثابتة والعلوية، بينما حددت المعيرة النقلية الهيدروليكية بين 10^{-1} و 10^{-11} متر/ثانية، ومسامية فعلة من 0.03 إلى 0.34، ومسامية كلية من 0.29 إلى 0.38. علاوة على ذلك، تُظهر الموازنة المائية أن التغذية الرئيسية تأتي من الجنوب، مشكلة نظامًا متوازنًا بشكل عام تهيمن عليه تنقلات المياه الجوفية الإقليميه. بالإضافة إلى ذلك، تشير دراسة نقل النترات إلى أن الحمل يشكل العملية المهيمنة مع هجرة الملوثات متباعدة اتجاه الشرق من الجنوب إلى الشمال. تتخضع مستويات التلوث تدريجيًا مع المسافة من مصادر التلوث، مما يؤكد الأنشطة الزراعية وتصريف مياه الصرف الصحي كمصادر رئيسية للتلوث. في هذا الصدد، توضح السيناريوهات التنبؤية على مدى 40 عامًا أن تخفيض 50% من المخلفات الزراعية يمكن أن يحسن بشكل كبير جودة المياه الجوفية، رغم أن مستويات الصلاحية للشرب تظل صعبة التحقيق ضمن الإطار الزمني المحاكى. في النهاية، تؤسس هذه الدراسة قاعدة علمية لتتبع إدارة تكيفية لموارد المياه الجوفية في مواجهة تحديات تغير المناخ والضغط البشري المتزايد.

الكلمات المفتاحية: هيدروجيولوجيا، هيدروكيمياء، الطبقة المائية الميوليو-رباعية، النمذجة العددية، جودة مياه الري، نقل النترات، سهل حنابلة.

Résumé

Cette thèse présente une étude hydrogéologique et hydrochimique approfondie de la nappe Mio-Plio-Quaternaire de la plaine d'Hennaya. Cette ressource vitale pour l'irrigation agricole s'inscrit dans un contexte semi-aride (pluviométrie moyenne de 425,36 mm/an) avec une forte variabilité temporelle, où l'évapotranspiration consomme jusqu'à 90% des précipitations. L'étude adopte une approche intégrée combinant caractérisation hydrogéologique, analyses hydrochimiques et modélisation numérique pour comprendre les dynamiques de l'aquifère. Dans ce cadre, l'analyse hydrogéologique identifie une structure aquifère en paléochenal présentant d'importantes variations d'épaisseur nord-sud. Par ailleurs, l'évaluation de la qualité des eaux, réalisée durant les saisons sèche et humide sur 19 échantillons, combine de façon synergique l'Indice de Qualité des Eaux d'Irrigation (IWQI) et l'analyse des teneurs en nitrates comme outils diagnostiques complémentaires. Cette méthodologie a mis en évidence des dynamiques saisonnières contrastées, avec une contamination en NO_3^- augmentant significativement de la saison sèche à la saison humide (pourcentage d'échantillons dépassant les normes FAO passant de 31,57% à 68,42%), tandis que la contamination par les chlorures diminue en saison humide (excédents passant de 52,63% à 36,84%). L'analyse IWQI indique une légère amélioration de la qualité générale des eaux en saison humide, contrastant avec une escalade simultanée de la pollution par les nitrates, classant ainsi la qualité des eaux d'irrigation de modérée à médiocre. Sur cette base, le modèle numérique développé affiche une excellente précision avec des coefficients de corrélation (R^2) de 0,99 et 0,987 respectivement en régimes permanent et transitoire, tandis que la calibration a déterminé des conductivités hydrauliques entre 10^{-1} et 10^{-11} m/s, une porosité efficace de 0,03 à 0,34 et une porosité totale de 0,29 à 0,38. En outre, le bilan hydrique montre que la recharge principale provient du sud, formant ainsi un système globalement équilibré dominé par les flux souterrains régionaux. De manière complémentaire, l'étude du transport des nitrates indique que l'advection constitue le processus dominant avec une migration des contaminants suivant la direction d'écoulement sud-nord. Les niveaux de pollution diminuent progressivement en fonction de la distance par rapport aux sources de pollution, ce qui confirme les activités agricoles et les rejets d'eaux usées comme principales sources de pollution. À cet égard, les scénarios prédictifs sur 40 ans démontrent qu'une réduction de 50% des intrants agricoles pourrait améliorer significativement la qualité des eaux souterraines, bien que les niveaux de potabilité restent difficiles à atteindre dans l'horizon temporel simulé. En définitive, cette recherche établit un socle scientifique pour l'implémentation d'une gouvernance adaptative des ressources en eau souterraine face aux défis du changement climatique et des pressions anthropiques croissantes.

Mots-clés : Hydrogéologie, Hydrochimie, Nappe Mio-Plio-Quaternaire, Modélisation numérique, Qualité des eaux d'irrigation, Transport des nitrates, Plaine d'Hennaya.

Abstract

This thesis presents a comprehensive hydrogeological and hydrochemical study of the Mio-Plio-Quaternary aquifer in the Hennaya plain. This vital resource for agricultural irrigation exists within a semi-arid context (average rainfall of 425.36 mm/year) with high temporal variability, where evapotranspiration consumes up to 90% of precipitation. The study adopts an integrated approach combining hydrogeological characterization, hydrochemical analyses, and numerical modeling to understand the aquifer dynamics. In this framework, the hydrogeological analysis identifies an aquifer structure in a paleochannel presenting significant north-south thickness variations. Furthermore, the water quality assessment, conducted during both dry and wet seasons on 19 samples, synergistically combines the Irrigation Water Quality Index (IWQI) and nitrate content analysis as complementary diagnostic tools. This methodology revealed contrasting seasonal dynamics, with NO_3^- contamination significantly increasing from the dry season to the wet season (percentage of samples exceeding FAO standards rising from 31.57% to 68.42%), while chloride contamination decreases in the wet season (exceedances dropping from 52.63% to 36.84%). The IWQI analysis indicates a slight improvement in overall water quality during the wet season, contrasting with a simultaneous escalation of nitrate pollution, thus classifying irrigation water quality from moderate to poor. On this basis, the developed numerical model displays excellent accuracy with correlation coefficients (R^2) of 0.99 and 0.987 respectively in steady-state and transient regimes, while calibration determined hydraulic conductivities between 10^{-1} and 10^{-11} m/s, effective porosity of 0.03 to 0.34, and total porosity of 0.29 to 0.38. Furthermore, the water balance shows that the main recharge comes from the south, forming a globally balanced system dominated by regional groundwater flows. Additionally, the study of nitrate transport indicates that advection constitutes the dominant process with contaminant migration following the south-north flow direction. Pollution levels gradually decrease with distance from pollution sources, confirming agricultural activities and wastewater discharges as the main sources of contamination. In this regard, predictive scenarios over 40 years demonstrate that a 50% reduction in agricultural inputs could significantly improve groundwater quality, although potability levels remain difficult to achieve within the simulated time horizon. Ultimately, this research establishes a scientific foundation for implementing adaptive governance of groundwater resources in the face of climate change challenges and increasing anthropogenic pressures.

Keywords : Hydrogeology, Hydrochemistry, Mio-Plio-Quaternary aquifer, Numerical modeling, Irrigation water quality, Nitrate transport, Hennaya plain.