

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Université Kasdi Merbah – Ouargla

جامعة قاصدي مرباح – ورقلة

**Faculté des hydrocarbures, énergies renouvelable et science de la terre et
l'univers**

Département des sciences de la terre et de l'univers



Thèse

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat 3^{ème} Cycle en Géologie

Domaine : Sciences de la Terre et de l'Univers

Filière : Géologie

Spécialité : Hydrogéologie

THEME

**Caractérisation hydrogéochimiques et pollution nitrique de
l'aquifère de Continental intercalaire d'Adrar**

Présenté Par :

LAKHDARI ALIA SARA

Le 28/04/ 2025

Devant le jury :

Président :	HAMMAD Nabila	M.C. "A"	Univ. Ouargla
Directeur de thèse:	BOUSELSAL Boualem	Professeur	Univ. Ouargla
Examineur:	HACHANA Salim	Professeur	Univ. Ouargla
Examineur:	BOUSSAADA Nawel	M.C. "A"	Univ. Ouargla
Examineur :	BELEKSIER Med Salah	Professeur	Univ. Ouargla
Examineur :	LAYACHI Gouaidia	Professeur	Univ Tébessa

Année universitaire : 2024-2025

DEDICACE

C'est avec toute mon affection que j'ai dédié ce modeste travail

à :

À la mémoire de mon père

À ma mère bien aimée, Votre amour et vos sacrifices ont été toujours

une source inestimable de motivation.

À mes sœurs Imane et Yasmine, qui m'ont toujours soutenu dans mes choix académiques et personnels.

À mes neveux Isra et Nizzar.

À mon professeur, Je lui suis profondément reconnaissante pour avoir cru en moi et pour m'avoir inspiré à donner le meilleur de moi-même.

À toute ma famille et tous mes amis ! Chacun avec son nom.

Lakhdari Alia Sara

REMERCIEMENT

Avant tout, mes remerciements les plus profonds s'adressent à Allah Tout-Puissant, qui m'a guidé, soutenu dans les moments difficiles, et accordé la force, le courage, et la patience nécessaires pour mener à bien ce travail.

Je tiens à exprimer ma gratitude infinie à Monsieur le Professeur BOUSELSAL Boualem, mon directeur de thèse, pour m'avoir proposé ce sujet de recherche et pour son précieux encadrement. Ses critiques constructives, ses connaissances approfondies et ses conseils avisés ont été d'une aide inestimable dans l'amélioration et l'achèvement de ce travail au fil des années. Je suis particulièrement reconnaissant pour la générosité dont il a fait preuve en consacrant une grande partie de son temps à ce projet.

Je remercie chaleureusement le président du jury ainsi que les membres du jury, qui ont accepté d'évaluer cette thèse et de contribuer, par leurs observations, à l'enrichissement de mes travaux.

Je tiens également à exprimer ma reconnaissance aux enseignants du Département des Sciences de la Terre et de l'Univers pour leur assistance précieuse et leurs conseils éclairés tout au long de ma formation.

Mes remerciements vont également à l'équipe technique du Centre de Recherche et au personnel du laboratoire des réservoirs souterrains pétroliers, gaziers et aquifères, dont le soutien a été essentiel à l'accomplissement de cette recherche.

Enfin, je souhaite adresser mes sincères remerciements à mes chers collègues, ainsi qu'à toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail tout au long de mes années de doctorat. Leur soutien, leur encouragement et leur présence ont été pour moi une source de motivation inestimable.

Résumé :

La zone d'étude se situe dans la wilaya d'Adrar, au sud-ouest de l'Algérie. Elle s'étend sur une superficie de 540 km² et compte une population estimée à 88 000 habitants en 2022. Cette région est caractérisée par un climat aride, avec des précipitations annuelles moyennes de seulement 7,3 mm, ce qui la rend totalement dépendante des eaux souterraines de l'aquifère Continental Intercalaire (CI) pour son approvisionnement en eau. L'objectif de cette étude est de déterminer les caractéristiques hydrogéologiques et hydrochimiques des eaux du CI, en s'appuyant sur les données hydrogéologiques existantes et l'analyse d'échantillons prélevés dans cet aquifère. Les résultats montrent que l'aquifère du Continental Intercalaire (CI), composé principalement de sables, grès, argiles et graviers, daté du Crétacé inférieur. L'épaisseur de l'aquifère varie entre 120 et 200 mètres, diminuant progressivement en direction du nord-est vers le sud-ouest. Le niveau d'eau statique dans la zone d'étude varie entre 8 et 23 mètres. L'analyse piézométrique révèle que l'écoulement suit un sens nord-est – sud-ouest, avec une baisse continue du niveau piézométrique due à une exploitation intensive. La qualité des eaux a été évaluée à l'aide de plusieurs indices, notamment l'Indice de Qualité de l'Eau (DWQI) pour la potabilité, l'Indice de Pollution des Eaux Souterraines (GPI), l'Indice de Pollution par les Nitrates (NPI), et l'Indice de Qualité de l'Eau d'Irrigation (IWQI) pour l'adéquation à l'agriculture. Le potentiel de corrosion et d'entartrage a été examiné au moyen des indices de Langelier (LI), Ryznar (RI), Larson-Skold (LSI), Puckorius (PI) et de l'Indice d'Agressivité (AI). Les résultats indiquent que 44,44 % de l'eau est adaptée à la consommation, 50 % sont de qualité moyenne et 5,56 % sont impropres à la consommation. Les valeurs du GPI montrent un spectre de pollution allant de niveaux insignifiants (28 %), faibles (48 %), à élevés (24 %). Concernant le NPI, 24 % des échantillons présentent une pollution insignifiante, 44 % une pollution légère et 32 % une pollution modérée. Pour l'irrigation, 31,25 % des puits fournissent une eau de bonne qualité, tandis que 68,75 % sont classés comme douteux. La plupart des eaux analysées présentent un caractère corrosif, avec une tendance à l'entartrage et à la précipitation de CaCO₃. L'analyse de diagramme de Piper a identifié deux types dominants d'eau : Ca-Mg-Cl (50 %) et Ca-Cl (50 %). Selon le diagramme de Gibbs, les graphiques bivariés, l'analyse statistique multivariée et les indices de saturation, la minéralisation des eaux souterraines est principalement attribuée aux interactions eau-roche, telles que la dissolution des roches silicatées, de l'halite et du gypse, ainsi qu'à des échanges cationiques. Par ailleurs, les activités humaines influencent de manière significative la chimie de l'eau. L'évaluation des risques pour la santé (HRA) a mis en évidence des risques non cancérogènes importants liés à l'exposition aux nitrates : 80 % des échantillons pour les nourrissons, 76 % pour les enfants et 64 % pour les adultes présentent des valeurs de quotient de danger supérieures à 1, indiquant des risques sanitaires élevés. Cette recherche fournit des bases scientifiques essentielles pour une gestion durable des ressources en eaux souterraines à Adrar, en abordant les défis liés à leur qualité et à leur exploitation. Elle éclaire les stratégies de préservation, d'utilisation rationnelle et de traitement, afin de garantir un accès durable à l'eau pour les besoins domestiques, agricoles et industriels.

Mots-clés : Continental Intercalaire ; Adrar ; potabilité ; irrigation ; évaluation des risques.

Abstract:

The study area is located in the Adrar province, in the southwest of Algeria. It covers an area of 540 km² and had an estimated population of 88,000 in 2022. This region is characterized by an arid climate, with an average annual rainfall of only 7.3 mm, making it entirely dependent on groundwater from the Continental Intercalaire (CI) aquifer for its water supply. The objective of this study is to determine the hydrogeological and hydrochemical characteristics of the CI groundwater, based on existing hydrological data and the analysis of samples collected from the aquifer. The results show that the Continental Intercalaire aquifer, composed mainly of sands, sandstones, clays, and gravels, dates back to the Lower Cretaceous. The aquifer thickness ranges between 120 and 200 meters, progressively decreasing from the northeast to the southwest. The static water level in the study area varies between 8 and 23 meters. Piezometric analysis reveals that the groundwater flow direction is from the northeast to the southwest, with a continuous decline in piezometric levels due to intensive exploitation. Water quality was assessed using several indices, including the Drinking Water Quality Index (DWQI) for potability, the Groundwater Pollution Index (GPI), the Nitrate Pollution Index (NPI), and the Irrigation Water Quality Index (IWQI) for agricultural suitability. Corrosion and scaling potentials were evaluated using the Langelier Index (LI), Ryznar Index (RI), Larson-Skold Index (LSI), Puckorius Index (PI), and the Aggressiveness Index (AI). The results indicate that 44.44% of the water is suitable for drinking, 50% is of moderate quality, and 5.56% is unsuitable for consumption. GPI values revealed a pollution spectrum ranging from insignificant levels (28%) to low (48%) and high (24%) pollution. Regarding NPI, 24% of the samples showed insignificant pollution, 44% exhibited slight pollution, and 32% moderate pollution. For irrigation purposes, 31.25% of wells provide good-quality water, while 68.75% are classified as doubtful. Most analyzed waters exhibit corrosive characteristics, with a tendency for scaling and CaCO₃ precipitation. Piper diagram analysis identified two dominant water types: Ca–Mg–Cl (50%) and Ca–Cl (50%). Based on the Gibbs diagram, bivariate plots, multivariate statistical analysis, and saturation indices, groundwater mineralization is primarily attributed to water-rock interactions, such as the dissolution of silicate rocks, halite, and gypsum, along with cation exchange. Additionally, human activities significantly influence water chemistry. The Health Risk Assessment (HRA) highlighted significant non-carcinogenic risks associated with nitrate exposure: 80% of the samples for infants, 76% for children, and 64% for adults showed hazard quotient values exceeding 1, indicating high health risks. This research provides essential scientific foundations for the sustainable management of groundwater resources in Adrar by addressing challenges related to water quality and exploitation. It informs strategies for preservation, rational use, and treatment, ensuring sustainable access to water for domestic, agricultural, and industrial needs.

Keywords: Continental Intercalaire; Adrar; potability; irrigation; risk assessment.

الملخص:

تقع منطقة الدراسة في ولاية أدرار، جنوب غرب الجزائر. تمتد على مساحة 540 كيلومترًا مربعًا، ويُقدر عدد سكانها بـ 88,000 نسمة في عام 2022. تتميز هذه المنطقة بمناخها الجاف، مع معدل هطول أمطار سنوي لا يتجاوز 7.3 ملم، مما يجعلها تعتمد بشكل كامل على المياه الجوفية من الطبقة المائية القارية (CI - Continental Intercalaire) لتلبية احتياجاتها المائية. تهدف هذه الدراسة إلى تحديد الخصائص الهيدروجيولوجية والهيدروكيميائية للمياه الجوفية في هذه الطبقة، اعتمادًا على البيانات الهيدروجيولوجية المتوفرة وتحليل العينات المأخوذة من الطبقة المائية. أظهرت النتائج أن الطبقة المائية القارية، التي تتكون أساسًا من الرمال، الحجر الرملي، الطين، والحصى، تعود إلى العصر الطباشيري السفلي. يتراوح سمك الطبقة المائية بين 120 و 200 متر، مع انخفاض تدريجي في السمك من الشمال الشرقي نحو الجنوب الغربي. يتراوح مستوى المياه الساكنة في منطقة الدراسة بين 8 أمتار و 23 مترًا. وكشفت التحليلات البيزومترية أن اتجاه تدفق المياه الجوفية هو من الشمال الشرقي إلى الجنوب الغربي، مع انخفاض مستمر في مستويات المياه نتيجة الاستغلال المكثف. تم تقييم جودة المياه باستخدام عدة مؤشرات، بما في ذلك مؤشر جودة مياه الشرب (DWQI)، مؤشر تلوث المياه الجوفية (GPI)، مؤشر التلوث بالنترات (NPI)، ومؤشر جودة مياه الري (IWQI) لتحديد مدى ملاءمتها للأغراض الزراعية. كما تم تقييم احتمالية التآكل والترسب باستخدام مؤشر لانجليه (LI)، مؤشر ريزنر (RI)، مؤشر لارسن-سكول (LSI)، مؤشر بوكوريوس (PI)، ومؤشر العدوانية (AI). أظهرت النتائج أن 44.44% من المياه صالحة للشرب، و 50% ذات جودة متوسطة، و 5.56% غير صالحة للاستهلاك. أظهرت قيم مؤشر GPI نطاقًا للتلوث يتراوح بين مستويات غير مهمة (28%)، منخفضة (48%)، ومرتفعة (24%). فيما يتعلق بمؤشر NPI، أظهرت 24% من العينات تلوثًا غير ملحوظ، و 44% تلوثًا طفيفًا، و 32% تلوثًا متوسطًا. أما بالنسبة للري، فإن 31.25% من الآبار توفر مياهًا ذات جودة جيدة، بينما تم تصنيف 68.75% على أنها مشكوك في جودتها. تظهر معظم المياه التي تم تحليلها خصائص تآكلية، مع ميل لتكوين الترسبات الكلسية وترسيب CaCO_3 . وكشف تحليل مخطط بايير عن نوعين مهيمنين من المياه (50% Ca-Mg-Cl) و (50% Ca-Cl) استنادًا إلى مخطط جيبس، الرسومات الثنائية المتغيرة، التحليل الإحصائي متعدد المتغيرات، ومؤشرات التشبع، فإن تمعدن المياه الجوفية يُعزى بشكل رئيسي إلى تفاعلات الماء-الصخر، مثل ذوبان الصخور السيليكاتية، الهاليت، والجبس، بالإضافة إلى التبادل الكاتيوني. علاوة على ذلك، تؤثر الأنشطة البشرية بشكل كبير على كيمياء المياه. كشفت تقييمات المخاطر الصحية (HRA) عن وجود مخاطر غير سرطانية كبيرة مرتبطة بالتعرض للنترات؛ حيث أظهرت 80% من العينات المأخوذة للرضع، و 76% للأطفال، و 64% للبالغين قيمًا لمعامل الخطر تتجاوز 1، مما يشير إلى مخاطر صحية مرتفعة. توفر هذه الدراسة أساسًا علمية ضرورية للإدارة المستدامة للموارد المائية الجوفية في أدرار، من خلال معالجة التحديات المتعلقة بجودة المياه واستغلالها. وتساهم في توجيه استراتيجيات الحفظ، والاستخدام العقلاني، والمعالجة لضمان الوصول المستدام إلى المياه لتلبية الاحتياجات المنزلية والزراعية والصناعية.

الكلمات المفتاحية: القارية؛ أدرار؛ جودة مياه الشرب؛ الري؛ تقييم المخاطر.

Liste des figures		
N° Figure	Titre	Page
01	Situation géographique de la zone d'étude	4
02	Carte d'occupation du sol de la zone d'étude	5
03	Carte géomorphologique de la région d'Adrar	11
04	Carte des sous bassins versants du Sahara algérien	14
05	Histogramme des précipitations moyennes mensuelles (2000-2022)	15
06	Variations moyennes annuelles des températures	16
07	Histogramme des températures moyennes mensuelles (2000-2022)	17
08	Histogramme de l'humidité relative dans la région d'Adrar.	18
09	Histogramme des Moyennes mensuelles d'insolation	19
10	Histogramme de la vitesse du vent	20
11	Histogramme de l'évaporation dans la région d'Adrar	21
12	Courbe Ombrothermique d'Adrar (2020-2022)	22
13	Abaque de l'Indice d'aridité annuel De Martone	23
14	Position de la région de Touat dans le diagramme d'Emberger	24
15	Situation géographique des bassins sédimentaires de l'Algérie	28
16	Coupe lithostratigraphie de bassin occidental	34
17	Unités stratigraphiques dans les régions du Gourara, du Méguidène, du Touat et du Tidikelt	37
18	Log de forage dans la région d'Ain-Ech-Cheikh	38
19	Répartition géographique des nappes d'eau de SASS	39
20	Les formations géologiques aquifères du Sahara Algérien	41
21	Extension des aquifères de SASS dans l'Algérie	42
22	Coupe hydrogéologique synthétique des aquifère de SASS	45
23	Carte piézoélectrique de l'aquifère de Continental Intercalaire	46
24	Extension géographique des nappes de complexe terminal	48
25	Carte piézoélectrique de l'aquifère de complexe terminal	49
26	Coupe géologique dans la zone d'étude	50
27	Carte de l'épaisseur de Continental Intercalaire (CI)	51
28	Coupe litho-stratigraphique dans la zone d'étude	52
29	Coupe lithologique représentant la lithologie du CI dans la région d'Adrar	52
30	Carte piézométrique du Continental Intercalaire dans la région d'Adrar en 1971	54
31	Carte piézométrique du Continental Intercalaire dans la région d'Adrar en 2010	56
32	Carte piézométrique du Continental Intercalaire dans la région d'Adrar	57
33	Schéma d'une coupe longitudinale d'une foggara de l'Albien	59
34	Réseau d'eau potable détourné pour l'irrigation des jardins à Tiloulina	60
35	Organigramme montrant la méthode adoptée	63
36	Boîte de moustache montre les paramètres physicochimiques des eaux de CI	77
37	Répartition spatiale de la qualité des eaux vis-à-vis à la potabilité	79
38	L'indice de qualité des eaux (DWQI) des eaux de la CI d'Adrar	80
39	Carte de variation de l'indice de qualité de l'eau (DWQI).	81
40	Carte de variation de conductivité électrique dans les eaux de CI d'Adrar	82
41	Carte de variation de SAR dans les eaux de CI d'Adrar	83
42	positionnement des échantillons d'eau analysées sur le diagramme de Riverside	84
43	Carte de variation de SSP dans les eaux de CI d'Adrar.	85
44	Carte de variation de RK dans les eaux de CI d'Adrar	86
45	Carte de variation de PS dans les eaux de CI d'Adrar	87
46	Carte de variation de RAM dans les eaux de CI d'Adrar	88
47	Carte de variation de l'indice de qualité de l'eau d'irrigation (IWQI).	89
48	Carte de variation de LI dans les eaux de CI d'Adrar	91
49	Carte de variation de RI dans les eaux de CI d'Adrar	92
50	Carte de variation de LSI dans les eaux de CI d'Adrar	93

51	Carte de variation de PI dans les eaux de CI d'Adrar	94
52	Carte de variation d'IA dans les eaux de CI d'Adrar	95
53	Schéma Piper du CI Adrar	96
54	(a) diagramme du Gibbs (cations). (b) diagramme du Gibbs (anions)	97
55	Diagrammes bivarié Ca/Na vs HCO ₃ /Na and Ca/Na vs Mg/Na	98
56	Diagrammes indiquant divers processus de minéralisation dans la zone d'étude: (a) Na vs. Cl ; (b) Ca vs. SO ₄ ; (c) cation total vs. Na +K (d) cation total vs. Ca+Mg.	100
57	Diagramme binaires indiquant divers processus de minéralisation dans la zone d'étude: (a) Ca+Mg vs. SO ₄ +HCO ₃ ; (b) CAI-1 vs. CAI-2	102
58	Variation des indices de saturation dans la nappe CI	103
59	Organigramme méthodologique de chapitre 4.	108
60	Situation des points d'eau échantillonnés.	109
61	Diagramme binaire de TH vs. TDS.	115
62	Diagramme de Schoeller illustre la variation de concentrations des éléments chimiques dans les eaux de CI Adrar.	117
63	Diagramme de Chadha des eaux de CI d'Adrar.	118
64	Diagramme binaire de Cl ⁻ /Na ⁺ vs. NO ₃ ⁻ /Na ⁺ .	120
65	Diagramme binaire de Cl ⁻ vs. NO ₃ ⁻ / Cl ⁻ .	121
66	Analyse des composants principaux des eaux de CI	123
67	Analyse de cluster hiérarchique des eaux de CI	124
68	Répartition spatiale des valeurs de l'indice PIG.	126
69	Répartition spatiale des valeurs de l'indice NPI	127
70	Variation du quotient de risque (HQ) pour les adultes, les enfants et les nourrissons	128
71	Spatial distribution maps of HQ for infants.	129
72	Cartes de répartition spatiale du HQ pour les enfants	130
73	Cartes de répartition spatiale du HQ pour adultes	131

Liste des tableaux		
N° Tableau	Titre	Page
01	Valeurs de précipitations moyennes mensuelles (2000 – 2020)	15
02	Température moyenne annuelle station Adrar (2000-2022).	16
03	Valeurs des températures moyennes mensuelles (2010 – 2020)	17
04	Humidité relative moyenne mensuelle (2000 – 2022).	18
05	Moyennes mensuelles d'ensoleillement (2000-2022).	19
06	Vitesse du vent de la zone d'étude	20
07	Evaporation dans la région d'Adrar (2000 – 2022)	21
08	Les valeurs des précipitations et températures annuelles (2000-2022)	22
09	Bilan hydrologique de Thornthwaite de la station d'Adrar (2000- 2020).	25
10	Résumé des méthodes analytiques utilisées	64
11	Poids des paramètres utilisés dans le calcul du DWQI.	65
12	Paramètres nécessaires pour calculer l'IWQI.	66
13	Résumé sur les statistiques de l'hydrochimie de l'aquifère CI.	68
14	Aptitude des eaux souterraines à la consommation.	78
15	Classification des échantillons d'eau souterraine pour l'irrigation.	90
16	Variations des indices de qualité de l'eau pour l'industrie.	95
17	Paramètres utilisés pour le calcul de l'Indice de Pollution des Eaux Souterraines(PIG)	112
18	Parameters used for sensitivity analysis to assess health risks.	113
19	Données sur les paramètres affectant la qualité des eaux souterraines de CI.	116
20	Matrices de corrélation des paramètres hydrogéochimiques des eaux de CI.	122
21	Résultats de calcul des différents paramètres : NPI, PIG et HQ	125

Sommaire	
Dédicace	
Remerciement	
Résumé	
Abstract	
المخلص	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Sommaire	
Introduction générale	01
Chapitre 01 : Cadre physique de la zone d'étude	
1. Situation géographique	04
2. Aperçu socio-économique sur la région d'Adrar	04
2.1 Evolution de la population	04
2.2 Agriculture	04
2.3 L'Élevage	06
2.4 L'industrie à Adrar	08
2.5 Le commerce	08
2.6. L'artisanat et le tourisme	09
3. Contexte géomorphologique d'Adrar	10
4. Pédologie	10
5. Hydrologie de la région d'Adrar	11
6. Contexte climatique de la région d'Adrar	12
6.1 Les précipitations	14
6.2. Température	14
6.3 L'humidité relative de l'air	15
6.4 L'ensoleillement	17
6.5 Le vent	18
6.6 L'évaporation	19
6.7 Diagramme Ombrothermique de Gaussen	21
6.8 Indices climatiques d'Adrar	22
6.9 Bilan hydrologique de Thornthwaite	24
7. Conclusion partielle	25
Chapitre 02 : Contexte géologique et hydrogéologique	
1. Contexte Géologique	26
1.1 Cadre géologique régional	26
1. 2. Contexte litho-stratigraphique .	29
1.3 Tectonique	33
1.4. Cadre géologique local	35
2. Contexte Hydrogéologique	38
2.1 Système Aquifere Sahara Septentrional (SASS)	39
2.2 Les nappes de SASS en Algérie	39
2.3 Hydrogéologie de la région d'Adrar	53
3. Conclusion	60

Chapitre 03: Caractérisation hydrogéochimique et qualité des eaux de CI Adrar	
1. Introduction	62
2. Matériels et méthodes	63
2.1 Échantillonnage et méthode d'analyse	63
2.2 Qualité de l'eau pour différents usages	64
2.3 Géochimie de l'eau	67
3. Résultats et discussions	68
3.1. Chimie des eaux souterraines	68
3.2 Qualité de l'eau par rapport à la potabilité	77
3.3 Adéquation de l'eau à un usage agricole	81
3.4 Paramètres de qualité de l'eau à un usage industriel	81
3.5 Facies hydrogéochimique	96
3.6 Origine de la chimie des eaux souterraines dans les régions arides	96
3.7. Problème de la qualité des eaux souterraines dans les régions arides	103
4. Conclusion partielle	104
Chapitre 04: Évaluation de la pollution et des risques liés à la consommation des eaux de CI	
1. Introduction	106
2. Matériel et méthode	108
2.1 Inventaire des points d'eau utilisés	108
2.2 hydrochimie des eaux souterraines	109
2.3 Analyse statistique multivariée	110
2.4 Evaluation de la pollution de l'eau de CI	111
2.5 Evaluation des risques pour la santé humaine	112
3. Résultats et discussion	114
3.1 Paramètres physico-chimiques et potabilité	114
3.2 Hydrochimie des eaux souterraines	117
3.3 L'indice de pollution des eaux souterraines (PIG)	124
3.4 Pollution par les nitrates et évaluation des risques (NPI)	126
2. Conclusion partielle	132
Conclusion générale et implication de la recherche	133
Bibliographie	137

LISTE DES ABREVIATIONS

- 1 **ADE** : Algérienne des eaux
- 2 **AI** : Indice d'agressivité
- 3 **ANRH** : Agence Nationale des Ressources Hydrauliques
- 4 **CAI** : Indice chloro-alcalin
- 5 **CI** : Continental Intercalaire
- 6 **CT**: Complexe terminal
- 7 **HQ** : Le quotient de risque
- 8 **IWQI** : L'indice de qualité de l'eau d'irrigation
- 9 **KR** : Le rapport de Kelly
- 10 **LI** : Indice de Langelier
- 11 **LSI** : Indice de Larson-Skold
- 12 **MAR** : Le rapport d'adsorption de magnésium
- 13 **NPI** : Indice de Pollution par les Nitrates
- 14 **OMS** : Organisation mondiale de la santé
- 15 **PI** : Indice de Puckorius
- 16 **PIG**: Indice de pollution des eaux souterraines
- 17 **PS** : La salinité potentielle
- 18 **RI** : Indice de Ryznar
- 19 **SAAS** : Système aquifère du Sahara septentrional
- 20 **SAR** : Le rapport d'adsorption de sodium
- 21 **SI** : Indice de saturation
- 22 **SSP** : Le pourcentage de sodium soluble

« L'eau est la matrice de la vie. »
Albert Szent-Györgyi (Prix Nobel de médecine, 1937)



Introduction générale

Introduction générale

L'eau a toujours été une ressource vitale pour l'humanité, jouant un rôle clé dans le développement des civilisations en soutenant l'agriculture, l'industrie et le commerce. Les premières villes se sont établies près des cours d'eau, et les systèmes d'irrigation ont permis la culture des terres arides ([Zaman et al., 2018](#)). Cependant, l'accès à l'eau devient de plus en plus difficile, notamment dans les régions arides où les ressources sont limitées et vulnérables aux pressions humaines et climatiques.

À l'échelle mondiale, la qualité des eaux souterraines constitue un enjeu majeur. Environ 2,5 milliards de personnes en dépendent, avec 60 % des volumes destinés à l'irrigation. Cependant, la contamination par les nitrates, les métaux lourds et les pesticides menace la sécurité hydrique. Selon les Nations Unies, près de 4,8 milliards de personnes pourraient être gravement touchées en termes de santé et de survie si les efforts de surveillance de la qualité de l'eau ne sont pas intensifiés d'ici 2030 ([UNESCO, 2021](#) ; [Massuel et al., 2013](#)).

Dans les régions arides, l'accès à l'eau est particulièrement complexe en raison des précipitations rares, des taux élevés d'évaporation et de la surexploitation des ressources. Les rivières et les lacs, souvent saisonniers, connaissent des fluctuations importantes, tandis que les aquifères présentent des taux de recharge faibles ou inexistants. Ces défis sont amplifiés par le changement climatique et la croissance démographique, qui augmentent la demande et réduisent les ressources disponibles. La salinisation des sols dans la région d'Adrar, caractérisée par des sols à dominance sablo-limoneuse, est un problème croissant lié à l'utilisation d'eaux fortement minéralisées pour l'irrigation. Après seulement quelques campagnes d'irrigation, la salinité des sols peut augmenter de manière significative, passant de niveaux initialement faibles à des valeurs très élevées, ce qui entraîne une chute importante des rendements agricoles et entraîner des problèmes environnementaux graves.

De nombreuses études sur les eaux souterraines du Sahara algérien révèlent des problèmes de salinité ainsi que des contaminations par les nitrates et le fluor ([Kharroubi et al., 2024](#) ; [Ouarekh et al., 2024](#) ; [Hammad et al., 2023](#) ; [Boualem et Egbueri, 2024](#) ; [Bouselsal et al., 2024](#) ; [Bouselsal et Saibi, 2022](#)). Ces facteurs réduisent l'aptitude de l'eau à des usages variés tels que la consommation, l'irrigation et l'industrie. Cette situation présente des risques significatifs pour la santé publique, dégrade les infrastructures et équipements industriels, et cause l'appauvrissement des sols. Le prétraitement de l'eau devient donc indispensable avant utilisation, entraînant des coûts supplémentaires. Par ailleurs, ces défis devraient s'aggraver à

l'avenir en raison des conditions climatiques extrêmes, telles que l'augmentation des températures et la diminution des précipitations, ainsi que de la pression croissante sur les ressources en eau pour répondre aux besoins de la population, de l'agriculture et de l'industrie. Une gestion proactive et durable des ressources en eau est donc cruciale pour atténuer ces impacts et garantir leur disponibilité à long terme.

La zone d'étude se situe à Adrar, au sud du système aquifère saharien septentrional. Cette région abrite une réserve importante d'eau souterraine dans les aquifères du Continental Intercalaire (CI) ([Lakhdari et Bouselsal, 2024](#) ; [Bendida et al., 2021](#) ; [Khelfaoui et al., 2020](#)), qui représentent la seule source d'eau dans cet environnement désertique aride. Ces dernières décennies, une exploitation intensive des ressources en eau a été nécessaire pour répondre à la demande croissante liée au développement industriel, à l'expansion des zones irriguées et à la croissance démographique. Les responsables du secteur de l'eau estiment que près de 250 millions de mètres cubes d'eau sont extraits chaque année de l'aquifère CI ([Benhamida, 2020](#) ; [ANRH, 2016](#)). Cependant, cette ressource n'est pas renouvelée à un rythme suffisant en raison du climat extrêmement aride. La surexploitation a entraîné des conséquences négatives, notamment l'assèchement de plusieurs foggaras ([Remini et al., 2010](#)). En outre, la qualité de l'eau de l'aquifère CI s'est détériorée, principalement en raison des activités humaines et des effets du changement climatique. Par conséquent, l'approvisionnement en eau est devenu un enjeu crucial pour les populations locales et les décideurs, jouant désormais un rôle central dans la quête d'un développement durable pour cette région du Sahara central algérien.

Plusieurs études ont analysé les caractéristiques hydrogéochimiques de la région d'Adrar ([Bendida et al., 2021](#) ; [Khelfaoui et al., 2020](#) ; [Cherchali et al., 2021](#) ; [Darling et al., 2018](#) ; [Edmunds et al., 2003](#)) et exploré l'origine de la minéralisation des eaux souterraines. Cette minéralisation est principalement attribuée à l'interaction de l'eau avec les roches hôtes et à l'évaporation intense sous le climat aride. L'augmentation du nombre de puits et le pompage excessif dans l'aquifère CI ont également contribué à la dégradation progressive de la qualité de l'eau. D'autres recherches se sont concentrées sur la datation des eaux souterraines et les mécanismes de recharge de l'aquifère CI. Les résultats ont montré que ces eaux sont fossiles, avec des âges dépassant 20 000 ans ([Moulla et al., 2012](#) ; [Cherchali et al., 2021](#) ; [Darling et al., 2018](#)), confirmant leur non-renouvelabilité. Par conséquent, une gestion stricte et planifiée de leur utilisation est essentielle pour assurer leur durabilité.

Cependant, un manque important dans les études précédentes réside dans l'absence d'évaluations qualitatives basées sur des indices conventionnels et des normes internationales. Ces outils permettent non seulement de comparer la qualité de l'eau d'Adrar à celle d'autres régions du monde, mais aussi de fournir des valeurs de référence pour surveiller son évolution à l'avenir. Ils offrent également des orientations scientifiques cruciales pour choisir des méthodes de traitement adaptées à divers usages. L'adoption d'indices conventionnels et de normes internationales facilite la communication des résultats aux décideurs locaux, aux responsables du secteur de l'eau et au public. Cela sensibilise aux conséquences sanitaires et environnementales liées à l'utilisation de ressources non conformes et aide à guider les stratégies de gestion et de préservation de ces eaux vitales.

L'objectif de cette étude s'articule autour des points suivants : (i) étudier les caractéristiques hydrogéologiques de l'aquifère de continental intercalaire (CI) ; (ii) analyser les propriétés physicochimiques des eaux souterraines de l'aquifère Continental Intercalaire (CI) pour évaluer leur potabilité ; (iii) examiner l'aptitude de cette eau à l'usage agricole, en tenant compte de la salinité et des paramètres d'irrigation ; (iv) évaluer son aptitude à l'usage industriel en étudiant son potentiel d'entartrage et de corrosion ; (v) et identifier les processus hydrochimiques responsables de la minéralisation des eaux souterraines et analyser l'influence des facteurs anthropiques sur leur qualité.

Cette thèse est structurée en quatre chapitres principaux :

Chapitre 1 : Présentation du cadre physique de la zone d'étude, abordant les caractéristiques géographiques et climatiques de la région d'Adrar.

Chapitre 2 : Analyse de la géologie et de l'hydrogéologie des systèmes aquifères de la région d'Adrar, incluant la définition de leur géométrie, leur piézométrie et leurs paramètres hydrodynamiques.

Chapitre 3 : Identification des principaux processus contrôlant la chimie des eaux souterraines et évaluation de leur qualité pour différents usages : consommation humaine, irrigation et industrie.

Chapitre 4 : Évaluation des niveaux de contamination, estimation du degré de pollution par les nitrates et analyse des risques sanitaires associés.

Enfin, la thèse se conclut par une synthèse des principaux résultats obtenus et des recommandations pour une gestion durable des ressources en eaux souterraines dans la région d'Adrar.

Chapitre 01 :

Cadre physique de la zone d'étude

1. Situation géographique

La zone d'étude (Fig.1) est située dans la région du Sahara au sud-ouest de l'Algérie et englobe la capitale de la wilaya d'Adrar et ses environs. Elle s'étend sur une superficie de 540 km² et est délimitée par les coordonnées géographiques suivantes : 0°09' O et 0°28' O en longitude, et 27°44' et 28°02' Nord en latitude. Elle est limitée par :

- A l'Est par le plateau de Tademaït
- A l'ouest par Bonrj Badji Mokhtar
- Au sud par Reggane
- Et au nord par Timimoun

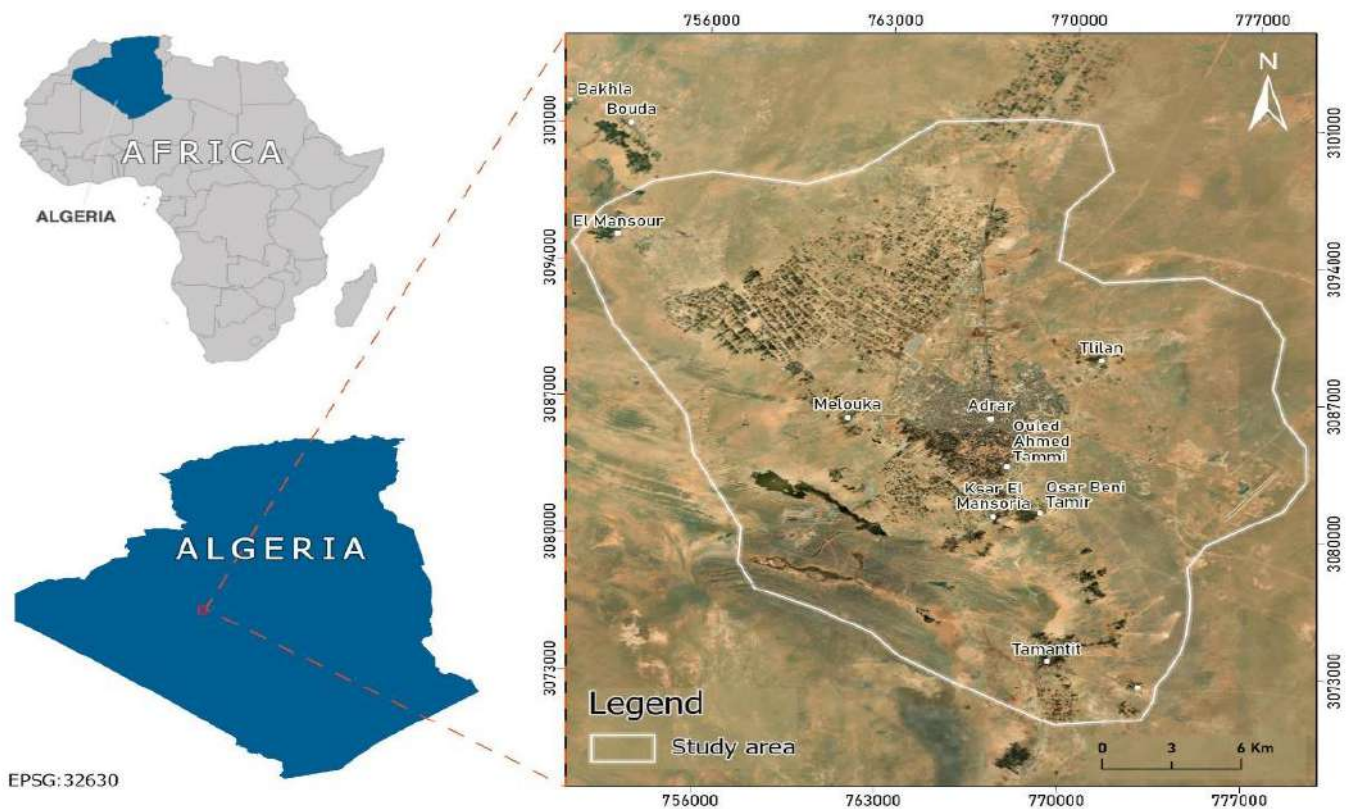


Figure 01: Situation géographique de la zone d'étude

2. Aperçu socio-économique sur la région d'Adrar

2.1 Evolution de la population

La ville d'Adrar, située au sud-ouest de l'Algérie, à environ 1300 km d'Alger, occupe une position stratégique en tant que centre saharien. Son nom, issu du berbère "Adghagh", signifie montagne ou rocaïlle. Historiquement, elle a été un refuge grâce à ses oasis, devenant un carrefour commercial entre le nord et le sud, notamment avec l'arrivée des Arabes au 10^e siècle et les transformations induites par la colonisation française (Faradj 1977). Ces

évolutions ont marqué le passage d'une vocation agricole traditionnelle à une urbanisation accélérée. En 1974, Adrar est promue chef-lieu de wilaya, ce qui entraîne une forte dynamique de développement urbain avec l'implantation de nouvelles infrastructures administratives, économiques et sociales, telles que des hôpitaux, écoles, banques et lotissements modernes. Cette transformation a également affecté les ksour traditionnels, dont le rôle central a décliné au profit des extensions modernes.

Sur le plan démographique, la population d'Adrar est passée de 4468 habitants en 1966 à 63 039 en 2008, avec des taux de croissance particulièrement élevés entre 1977 et 1987. Cette évolution a été favorisée par des mouvements migratoires, attirés par les opportunités économiques et les politiques publiques de soutien. Cependant, après 1998, une tendance à l'émigration s'est manifestée, accentuée par la diminution des opportunités locales d'emploi. En supposant une croissance moyenne de 1,72 % par an entre 1998 et 2008, la population estimée d'Adrar en 2022 serait d'environ 88 000 habitants. Cette évolution démographique témoigne des profondes mutations économiques, sociales et spatiales d'Adrar (Fig. 2), qui, tout en gagnant un statut de centre urbain moderne, fait face à des défis comme l'émigration et la gestion de son expansion urbaine.

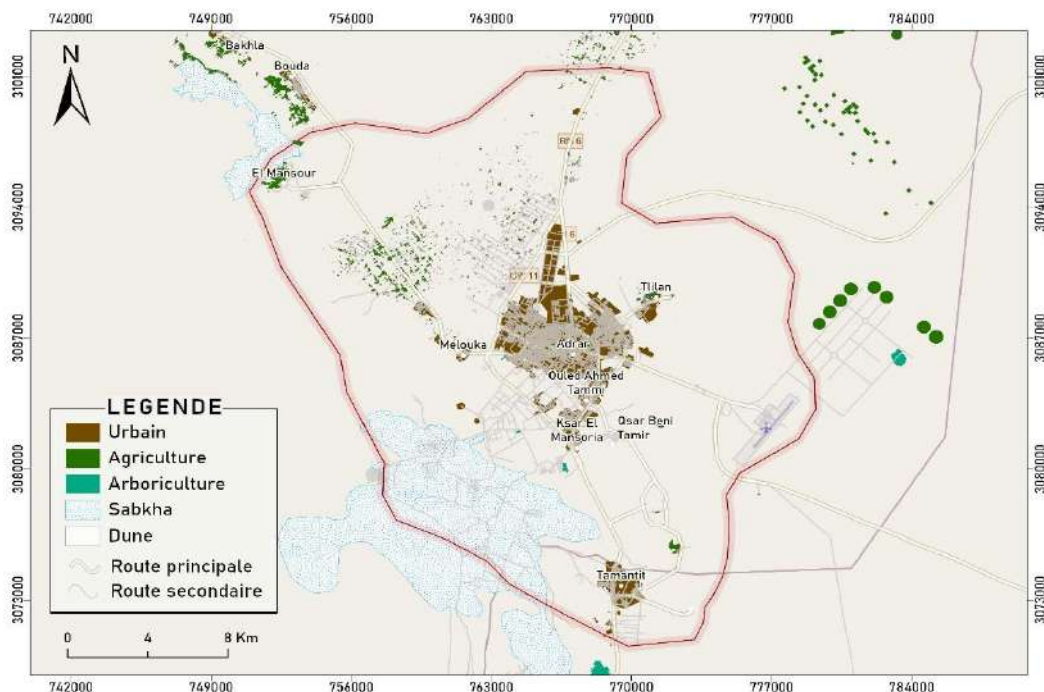


Figure 02. Carte d'occupation du sol de la zone d'étude.

2.2 Agriculture

La wilaya d'Adrar a une vocation agricole grâce aux disponibilités hydriques très importantes en eaux souterraines, une vocation commerciale en raison de sa position géostratégique vis à vis de l'Afrique et une vocation touristique grâce à l'existence de sites et oasis de renommée mondiale, d'un artisanat traditionnel et d'un patrimoine culturel varié. Les dernières découvertes en matière de pétrole et de gaz dans cette région lui ouvrent par ailleurs de nouvelles perspectives.

L'agriculture saharienne, particulièrement dans le sud-ouest algérien et à Adrar, illustre une évolution marquée par des transformations profondes et des défis persistants. Traditionnellement centrée sur les foggaras et la phœniciculture, elle a longtemps structuré les écosystèmes sahariens, assurant la subsistance des populations locales et le soutien du commerce caravanier. Cependant, les politiques agricoles introduites après l'indépendance, notamment la révolution agraire des années 1970 et la loi APFA de 1983, ont bouleversé les structures sociales et économiques traditionnelles, favorisant une agriculture moderne tournée vers la céréaliculture et les cultures spéculatives. Ces initiatives, soutenues par des investissements publics massifs, ont permis l'introduction de techniques modernes d'irrigation et d'exploitation agricole, mais leurs résultats ont été mitigés, avec seulement une partie des terres réellement mises en culture.

À Adrar, les périmètres modernes coexistent désormais avec les oasis traditionnelles, créant un paysage agricole hybride. L'arrivée d'investisseurs du nord de l'Algérie et l'intégration de nouvelles technologies ont dynamisé le secteur, notamment à travers le développement des cultures maraîchères sous serre. Toutefois, cette modernisation pose des défis environnementaux majeurs, tels que l'épuisement des nappes fossiles, la salinisation des sols et l'usage excessif de fertilisants. En parallèle, les bénéfices de ces dynamiques agricoles profitent davantage aux investisseurs externes qu'aux populations locales, et l'agriculture saharienne reste confrontée à une faible attractivité pour la main-d'œuvre locale, remplacée par des travailleurs migrants, principalement subsahariens.

Malgré les limites de ces politiques, l'agriculture saharienne connaît un renouveau, avec une diversification des pratiques et une adoption progressive des innovations. Cependant, le développement agricole dans cette région dépendra de la capacité à concilier modernisation et préservation des ressources naturelles, tout en répondant aux attentes socio-économiques des populations locales. À Adrar, l'équilibre entre les systèmes traditionnels et modernes demeure essentiel pour garantir un développement agricole durable et inclusif.

Dans les oasis de la région d'Adrar, une nouvelle dynamique agricole prend forme, marquée par l'essor des cultures spéculatives qui transforment l'utilisation des terres. En plus des productions maraîchères telles que la pomme de terre, l'oignon, la betterave et la salade, la tomate industrielle s'impose progressivement, appuyée par la relance de l'usine de Reggane, qui collabore directement avec les agriculteurs grâce à des contrats d'achat. Par ailleurs, la culture du tabac s'est fortement développée dans certaines palmeraies, notamment à Tiloulina et Tittaf, où elle occupe près d'un tiers des surfaces cultivées. Alimentée par une demande croissante à la fois locale et régionale, cette activité contribue de manière significative aux revenus agricoles, bien que les techniques de récolte et de traitement restent artisanales. La commercialisation du tabac est principalement assurée par les Touaregs, qui l'acheminent vers des marchés comme Tamanrasset, à proximité des frontières sahéliennes. Ces transformations agricoles illustrent une diversification des activités locales, tout en posant des questions sur la durabilité et les implications sociales de ces nouvelles pratiques.

En se basant sur les chiffres publiés pour l'ensemble de la Wilaya d'Adrar en 2022, la wilaya connaît une dynamique agricole soutenue, illustrée par des performances significatives dans plusieurs filières. En matière de céréales, la production de blé dur a atteint 500 000 quintaux sur une superficie de 10 000 hectares sous pivot, tandis que le blé tendre a enregistré une récolte de 2 000 quintaux sur 65 hectares. La production de maïs s'élève à 88 000 quintaux sur 1 746 hectares, avec un rendement moyen de 50 quintaux/hectare, tandis que la maïsiculture fourragère a dépassé 600 000 quintaux sur 6 000 hectares, avec un rendement impressionnant de 360 quintaux/hectare.

Dans le secteur maraîcher, la production de tomate est également notable. Les cultures destinées à la consommation fraîche occupent 700 hectares, tandis que celles réservées à la transformation industrielle s'étendent sur 1 330 hectares. Ces filières bénéficient d'un soutien logistique, notamment en matière de semences, engrais, et équipements, via des structures comme la Coopérative des céréales et des légumes secs (CCLS).

L'agriculture sous pivot s'est développée de manière significative, avec une surface cultivée qui est passée de 1 000 hectares et 60 pivots dans les années 1980 à plus de 15 000 hectares et 500 pivots en 2022. Ce progrès est soutenu par des projets d'électrification couvrant 168 périmètres agricoles, représentant un réseau de 564 km pour une enveloppe de 1,6 milliard DA.

Malgré ces chiffres encourageants, des professionnels locaux soulignent l'importance de renforcer les infrastructures, comme les pistes agricoles et les capacités de stockage, ainsi que

de réviser les prix des intrants pour garantir la durabilité et la compétitivité de l'agriculture saharienne.

2.3 L'Élevage

L'élevage à Adrar va bien au-delà d'une simple activité économique, constituant un élément essentiel de la culture et des traditions locales. Transmises de génération en génération, les pratiques pastorales jouent un rôle central dans la vie sociale et culturelle de la région. En raison de l'aridité du climat et de la quasi-absence de précipitations, les pâturages naturels font défaut, ce qui représente un défi majeur pour le développement de l'élevage. La faune animale de la région se compose principalement d'espèces sahariennes adaptées aux conditions désertiques, telles que les camelins, les caprins, les ovins, et quelques centaines de bovins, sélectionnées pour leur résilience face aux contraintes climatiques.

Les éleveurs, souvent nomades, parcourent de vastes étendus à la recherche de zones propices pour nourrir leurs troupeaux. Cette mobilité, profondément enracinée dans les traditions locales et parfois associée aux "Berbères", est cruciale pour la survie du bétail dans cet environnement aride et exigeant.

Les autorités algériennes collaborent avec les investisseurs pour développer des solutions agricoles ambitieuses, notamment grâce à un partenariat avec la société qatarienne Baladna. Ce projet, doté d'un investissement de 3,5 milliards de dollars, vise à répondre à 50 % des besoins nationaux en produits laitiers en produisant 194 000 tonnes de lait en poudre par an. Implanté à Adrar sur une superficie de 117 000 hectares, il comprendra trois pôles : une ferme de céréales et de fourrage, une ferme d'élevage de 270 000 vaches, et une usine de production de lait en poudre. Ce projet, dix fois plus grand que celui réalisé au Qatar, prévoit une production quotidienne de 2 millions de litres de lait.

Le choix de la région d'Adrar, riche en ressources naturelles et adaptée à l'élevage bovin, permet d'optimiser ce projet colossal. Les travaux débiteront fin 2024, faisant d'Adrar l'une des plus grandes fermes laitières au monde, dans le cadre des efforts de l'Algérie pour atteindre l'autosuffisance en produits laitiers.

2.4 L'industrie à Adrar

L'industrie dans la région d'Adrar, située au cœur du Sahara algérien, se distingue par des spécificités liées à son emplacement géographique et à ses ressources naturelles. Voici un aperçu des principaux secteurs industriels de la région :

***Industrie minière :** La région est dotée de ressources minérales précieuses, notamment l'uranium. L'exploitation des sites miniers a favorisé l'émergence d'une industrie minière

locale qui contribue significativement à l'économie nationale. En plus de générer des opportunités d'emploi pour les habitants, cette industrie stimule les échanges internationaux en exportant les minéraux extraits vers des marchés mondiaux, renforçant ainsi les relations commerciales de l'Algérie.

***Agriculture et agro-industrie :** Malgré les conditions climatiques difficiles, l'agriculture occupe une place importante à Adrar. Les cultures de dattes, céréales et légumes constituent des produits phares, soutenus par une agro-industrie locale qui les transforme en produits finis ou conserves. Ces activités valorisent les ressources agricoles de la région tout en créant de la valeur ajoutée.

***Énergie renouvelable :** Grâce à son ensoleillement exceptionnel, Adrar s'impose comme un lieu stratégique pour le développement de l'énergie solaire. Plusieurs projets ont été initiés pour exploiter cette ressource abondante, contribuant ainsi à la production d'énergie propre et à la réduction de la dépendance aux combustibles fossiles.

***Industrie pétrolière et gazière :** La découverte de gisements de pétrole et de gaz dans les années 1980 a transformé Adrar en un pôle industriel. La première découverte pétrolière, réalisée dans la région de Sbaa (bassin de Timimoun) en 1980, a été suivie deux décennies plus tard par la découverte d'un gisement de gaz naturel contenant environ 170 milliards de mètres cubes de réserves. Ces découvertes ont stimulé l'économie nationale et conduit à la création d'infrastructures majeures, telles que la raffinerie de Sbaa, ainsi que de nombreuses petites industries locales, notamment des briqueteries et minoteries.

2.5 Le commerce

Le commerce dans la région d'Adrar, située au cœur du Sahara algérien, constitue un pilier essentiel de l'économie locale, influencé par les défis géographiques et climatiques propres à la région. Historiquement, Adrar était un carrefour commercial où les nomades et les caravaniers échangeaient des marchandises telles que le sel, les dattes, le bétail et les produits artisanaux, contribuant ainsi à la richesse culturelle locale. Aujourd'hui, le commerce moderne repose principalement sur l'agriculture, l'élevage et les ressources minières. La région exporte des produits agricoles comme les dattes, les céréales, et les légumes vers d'autres zones, tandis que le commerce de transit avec les pays d'Afrique subsaharienne reste actif, avec des échanges de dattes, de tabac et de sel contre des produits d'élevage tels que les chameaux. Par ailleurs, les richesses minérales, notamment les hydrocarbures, renforcent les échanges internationaux et favorisent le développement de l'industrie minière, consolidant ainsi le rôle d'Adrar dans le commerce régional et national.

2.6. L'artisanat et le tourisme

L'artisanat occupe une place centrale dans l'économie locale d'Adrar, constituant une source de revenus essentielle pour de nombreuses familles et un attrait majeur pour les touristes. Parmi les métiers traditionnels les plus emblématiques figurent la poterie, le textile, le travail du cuir, la fabrication de bijoux touaregs, la confection de paniers et les costumes traditionnels, témoins de la richesse culturelle de la région.

Le tourisme, quant à lui, joue un rôle clé dans le dynamisme économique d'Adrar, particulièrement lors des périodes festivières. Les visiteurs sont attirés par les paysages désertiques spectaculaires, les sites historiques et culturels, ainsi que les festivals locaux. Ces événements, qui incluent des danses folkloriques et d'autres manifestations culturelles, contribuent à promouvoir la région sur les plans national et international, renforçant son image de destination unique dans le grand Sud algérien.

3. Contexte géomorphologique d'Adrar

La région d'Adrar, située dans le Sahara occidental, s'étend principalement dans une direction nord-sud et présente diverses formes géomorphologiques caractéristiques. Ces divers éléments géomorphologiques illustrent la richesse et la complexité du paysage de la région d'Adrar, façonnée par des processus géologiques et climatiques spécifiques au Sahara. Les principaux géomorphologiques caractéristiques sont (Fig. 3) :

***La plaine** : Cette vaste étendue plane (plateau) est délimitée à l'est par le plateau de Tademaït et à l'ouest par la dépression de Touat. Elle atteint une altitude maximale d'environ 300 mètres au pied du plateau de Tademaït, avec une pente légère de 0,1 % à 0,2 %, orientée vers le sud-ouest et l'ouest.

***La dépression** : Située le long de la bordure ouest de la plaine, cette dépression présente une largeur moyenne comprise entre 5 et 10 kilomètres, comme illustré par la dépression de Touat.

***Les sebkhas** : Les sebkhas, telles que la sebkha de Tamentit, sont de petites dépressions isolées qui marquent l'extrémité ouest de la dépression. Elles jouent un rôle de déversoir naturel pour les eaux de la nappe aquifère.

***Les ergs** : Ces formations sableuses varient entre des voiles de sable légers et des dunes massives, comme l'immense Erg Chech situé à l'ouest de la région. Certains ergs, tels que

ceux d'Ikkis et de Tillouline, contiennent une végétation temporaire ou sont créés artificiellement par des obstacles naturels (affrègue) qui bloquent le déplacement du sable.

***Le reg :** Le reg de Tanezrouft est une vaste surface plane composée de roches et de graviers, souvent d'âge quaternaire, avec des traces de sables datant du Crétacé inférieur.

***Les terrasses d'apport éolien :** Ces formations, développées durant le Quaternaire, sont façonnées par la nature des roches et l'intensité des vents. Elles sont particulièrement visibles dans la région de Touat.

***Les hamadas :** Ces plateaux rocheux, se caractérisent par une topographie uniforme et monotone, souvent plate à perte de vue.

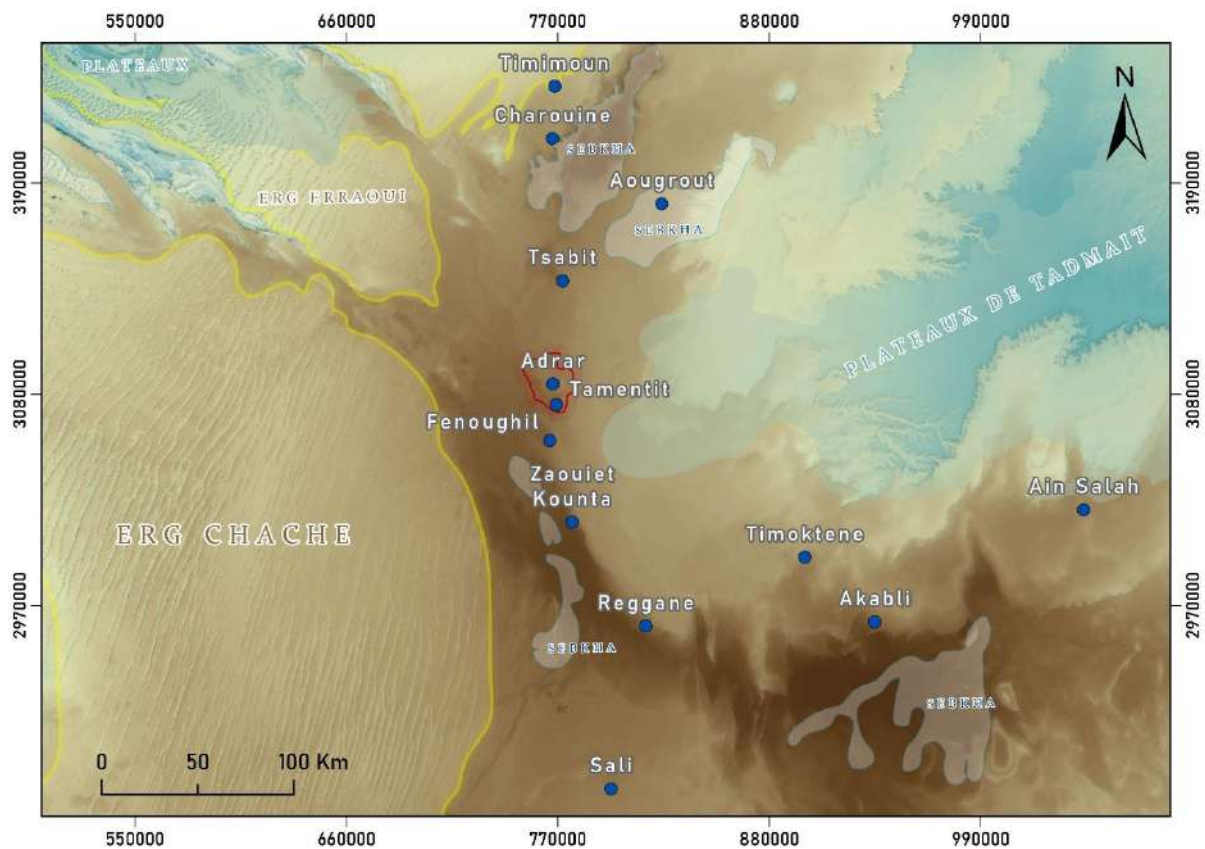


Figure 03. Carte géomorphologique de la région d'Adrar.

4. Pédologie

Les analyses des sols réalisées par l'Institut National des Recherches Agricoles d'Adrar (INRAA) en 2006 et l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) en 2003 ont révélé que les sols de la région d'Adrar sont principalement de nature squelettique, avec une faible production d'argile et une forte proportion de particules grossières. Ils se caractérisent par une texture sableuse ou sablo-limoneuse, une quasi-absence de matière organique, une

structure particulière, une salinité élevée, et une perméabilité très faible. Selon la classification française (CPCS, 1967), ces sols se répartissent en trois grandes classes :

***Sols Minéraux Bruts:** Ces sols n'ont subi que peu ou pas de transformations pédologiques. Ils conservent les propriétés des matériaux parentaux et ne présentent pas de profils pédologiques bien développés. Ils peuvent être constitués de matériaux meubles ou cohérents, sans altérations significatives.

***Sols Peu Évolus:** Ces sols montrent des signes d'altération et de modification des minéraux, mais les processus pédogénétiques restent limités. Les horizons pédologiques y sont peu différenciés, ce qui les rend moins développés que les sols plus matures.

***Sols Halomorphes:** Caractérisés par une accumulation importante de sels solubles, notamment le chlorure de sodium, ces sols se forment dans des zones de drainage insuffisant, entraînant une salinité élevée dans la zone racinaire. Cette salinité impacte fortement les cultures locales.

Certaines terres agricoles d'Adrar présentent des niveaux élevés de salinité. Par conséquent, les cultures halotolérantes, comme le palmier dattier (*Phoenix dactylifera*), sont privilégiées. Sous ces palmiers, des maraîchages adaptés, tels que l'ail et l'oignon, sont également cultivés avec succès. Ces sols reflètent les conditions environnementales rigoureuses de la région, mais offrent des opportunités agricoles spécifiques grâce à une adaptation locale judicieuse des cultures.

5. Hydrologie de la région d'Adrar

Le réseau hydrographique de la région du Touat (Adrar) appartient au sous bassins versants de Saoura-Touat (Fig.4). Il est fortement influencé par le climat aride qui y prévaut. Les débits des cours d'eau sont généralement très faibles et irréguliers. L'écoulement se fait principalement de manière souterraine, jouant un rôle crucial dans l'alimentation des foggaras. Ces dernières servent à irriguer les palmeraies, principalement dédiées à la production de dattes, ainsi que les cultures maraîchères dans les oasis. Elles contribuent également à subvenir aux besoins en eau pour l'élevage et à répondre aux exigences de la vie quotidienne des habitants.

Dans la région méridionale de l'Atlas Saharien, plusieurs rivières prennent naissance et s'écoulent vers le sud. Parmi celles-ci figurent l'oued Saoura et son affluent, la Zousfana, ainsi que les oueds Namous, Gharbi, Seggeur, Zergoun et Mehéguène. Ces cours d'eau traversent la région avant de disparaître dans le désert du Grand Erg Occidental, jouant un rôle essentiel dans l'alimentation de la nappe phréatique du Continental Intercalaire. Par ailleurs, d'autres cours d'eau prennent leur source dans la partie sud du plateau de Tademaït, un relief dont

l'altitude moyenne atteint 600 m. Ce plateau, qui s'étend sur environ 15 000 km², mesure 500 km de long et 30 km de large.

La région du Touat est traversée par les Oueds suivants :

***Oued Messaoud :** Situé dans la région méridionale de l'Atlas Saharien, Oued Messaoud est un affluent historique de la rive gauche de l'oued Saoura. Il est principalement alimenté par les eaux des bassins du Guir et de Zousfana, tout en recevant des apports notables des territoires qu'il traverse. Ce cours d'eau draine également l'anticlinal de Sebkhet-ElMaleh, une formation géologique majeure de la région. En quittant la dépression de Touat, Oued Messaoud s'étend vers le Tanezrouft, une vaste région désertique, où son tracé disparaît progressivement dans l'aridité du Sahara.

***Oued Tilia :** Prenant naissance sur le versant occidental du Jebel Aglagal à une altitude d'environ 600 mètres, Oued Tilia descend rapidement de 300 mètres pour atteindre les regs du Touat oriental. Ce relief désertique plat, parsemé de formations rocheuses, témoigne des conditions arides de la région. Dans le passé, l'Oued Tilia se perdait dans la sebkha du Touat, près de Zaouïet Kounta. Ses affluents, tels qu'In Belbel, Matiourag, En Nezoua et Abiod, restent actifs et jouent un rôle essentiel dans l'approvisionnement en eau de cette région aride. Les crues significatives enregistrées, notamment en octobre et décembre 1951, ainsi qu'en janvier 1952 (DUBIEF, 1953), illustrent la dynamique hydrologique de l'oued et son importance pour la gestion des ressources en eau dans ce contexte saharien.

***Les oueds du versant Meguiden-Gourara :** Ces cours d'eau, désormais limités à leurs vallées supérieures relativement courtes, descendent des premiers contreforts occidentaux du Tademaït, situés à une altitude de 500 à 600 mètres. Ils se dirigent ensuite vers les daïas et les regs du Meguiden et du Gourara, qui longent la base des falaises. Les crues marquantes de mars 1943 et octobre 1945 (DUBIEF, 1953) témoignent de la variabilité des précipitations et du rôle clé de ces oueds dans la recharge des nappes phréatiques et le soutien des oasis et des zones agricoles.

***Les bassins fermés des daïas du Tademaït :** Ces bassins fermés occupent une gouttière allongée orientée nord-est/sud-ouest, s'étendant depuis le sud de la région d'El Goléa jusqu'au Touat. Bordés par le ressaut occidental du Tademaït à l'ouest et par la falaise du plateau terminal à l'est, ils se divisent en deux parties inégales : un tiers au nord-est et deux tiers au sud-ouest. Ces bassins retiennent parfois de l'eau de manière intermittente, et des crues de leurs collecteurs ont été signalées (Dubief, 1953), contribuant à l'alimentation des nappes phréatiques et des écosystèmes locaux.

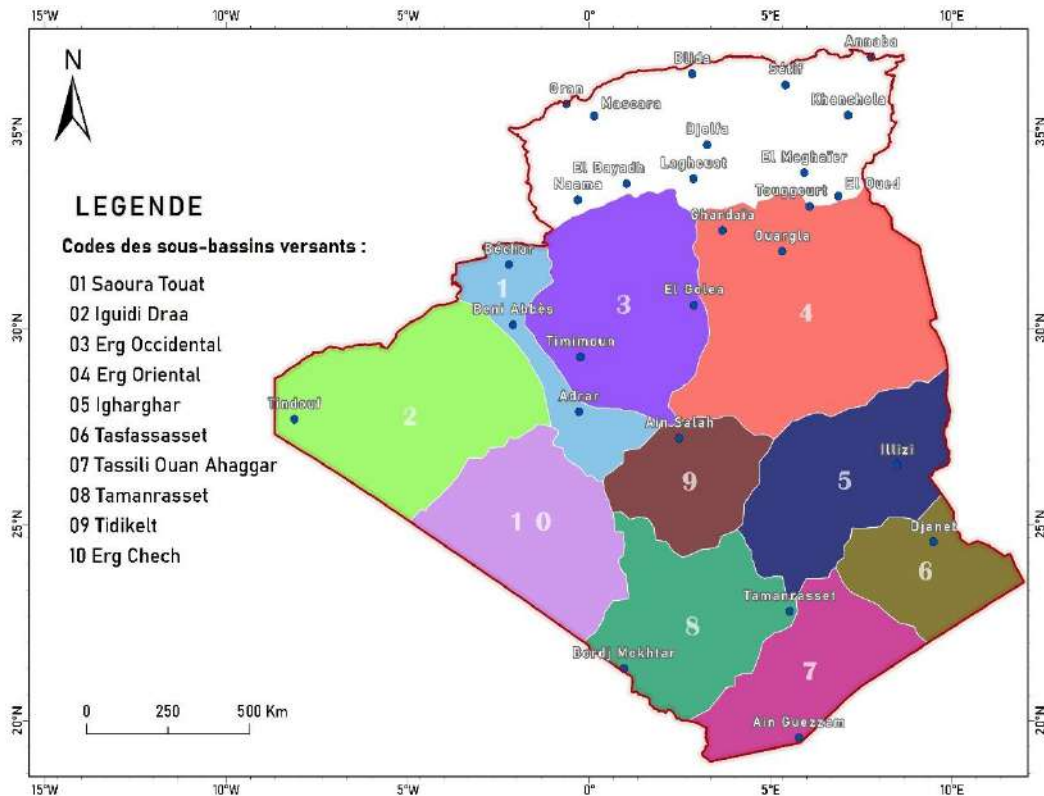


Figure 04. Carte des sous bassins versants du Sahara algérien.

6. Contexte climatique de la région d'Adrar

La région étudiée, caractérisée par un climat saharien aride, se distingue par des variations significatives de température, de précipitations et d'autres paramètres environnementaux. La région d'Adrar se divise en trois zones climatiques spécifiques : semi-désertique, désertique et tropicale. Ces variations climatiques jouent un rôle déterminant dans la disponibilité des ressources en eau, un aspect central de cette étude.

Les précipitations, extrêmement rares et ne dépassant pas 30 mm par an, limitent considérablement l'infiltration des eaux. Cette insuffisance d'apport hydrique rend difficile le renouvellement durable des nappes souterraines, notamment celle du Continental Intercalaire (CI) dans la partie sud-ouest du Sahara algérien. Ces conditions imposent des contraintes majeures à la gestion et à la pérennité de l'exploitation des ressources en eau dans cette région aride.

6.1 Les précipitations

Les précipitations désignent l'ensemble des eaux météoriques qui atteignent la surface terrestre, qu'elles soient sous forme liquide (bruine, pluie, averses) ou solide (neige, grésil, grêle), ainsi que les précipitations déposées ou occultes (rosée, gelée blanche, givre, etc.). Elles résultent généralement de variations de température ou de pression atmosphérique.

La région d'Adrar se distingue par des précipitations extrêmement rares, ne dépassant pas 10 mm par an en moyenne. En analysant les données disponibles (Tab. 1), un histogramme (Fig. 5) a été établi pour représenter les variations mensuelles et pluriannuelles des précipitations dans la région entre 2000 et 2020. Il en ressort que le mois d'octobre est le plus arrosé, avec une valeur moyenne de 2,39 mm, tandis que les mois de mai, juin et juillet restent complètement secs. La moyenne annuelle des précipitations pour cette période est estimée à 7,30 mm, illustrant la rareté des apports hydriques dans cette région saharienne.

Tableau 01. Valeurs de précipitations moyennes mensuelles (2000 – 2020)

Mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Total
P (mm)	0,08	2,39	1,69	0,21	0,56	0,04	0,78	0,73	0	0	0	0,82	7.30

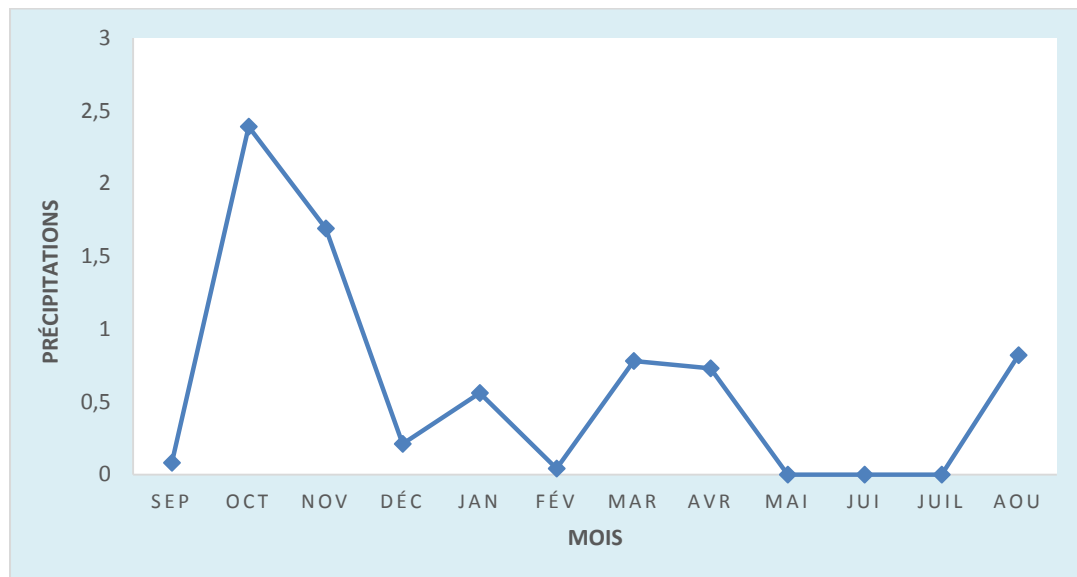


Figure 05. Histogramme des précipitations moyennes mensuelles (2000-2022).

6.2. Température

La température est une grandeur physique qui exprime le degré de chaleur de l'air. Elle constitue un facteur déterminant pour l'hydro-climatologie de la région d'Adrar, influençant directement des processus tels que l'évapotranspiration. Cette dernière joue un rôle essentiel dans la dynamique hydrique, notamment en modifiant la salinité des eaux disponibles.

La température maximale est définie comme la valeur la plus élevée enregistrée au cours de la journée, généralement autour de midi, tandis que la température minimale correspond à la valeur la plus basse, observée peu avant le lever du soleil. Quant à la température moyenne, elle représente la moyenne arithmétique des températures maximale et minimale mesurées sur une période donnée.

6.2.1. Température moyenne annuelle

L'analyse des températures a été réalisée à partir des données collectées par la station météorologique d'Adrar sur la période 2000-2022. Les résultats mettent en évidence une variabilité thermique notable au cours de cette période.

La période 2016-2017 se distingue comme la plus chaude, avec une température moyenne annuelle atteignant 35,28 °C, tandis que la période 2021-2022 enregistre la température moyenne annuelle la plus basse, à seulement 16,42 °C. Sur l'ensemble de la période d'étude, la température moyenne interannuelle est estimée à 25,89 °C, reflétant les variations thermiques marquées qui caractérisent le climat de la région d'Adrar. Ces contrastes sont illustrés dans la Figure 6 et le Tableau 2.

Tableau 02. Température moyenne annuelle station Adrar (2000-2022).

Année	T°C max	T°C moy	T°C min	Année	T°C max	T°C moy	T°C min
2000-2001	33,3	25,55	17,2	2011-2012	34,52	26,48	17,93
2001-2002	33,4	25,69	17,48	2012-2013	33,06	26,2	17,72
2002-2003	33,1	25,49	17,37	2013-2014	34,24	26,05	17,18
2003-2004	33,2	25,65	17,38	2014-2015	33,7	25,91	17,59
2004-2005	33,72	25,93	18,13	2015-2016	33,63	25,88	17,53
2005-2006	33,52	25,61	16,54	2016-2017	35,28	27,37	18,81
2006-2007	34,84	26,84	17,61	2017-2018	33,4	25,5	17,7
2007-2008	34,26	26,38	17,73	2018-2019	33,4	25,4	17,3
2008-2009	33,88	26,06	17,6	2019-2020	33,7	25,6	17,4
2009-2010	33,41	25,52	16,97	2020-2021	34,4	26,3	18,2
2010-2011	33,2	24,2	16,42	2021-2022	32,1	25,1	16,5

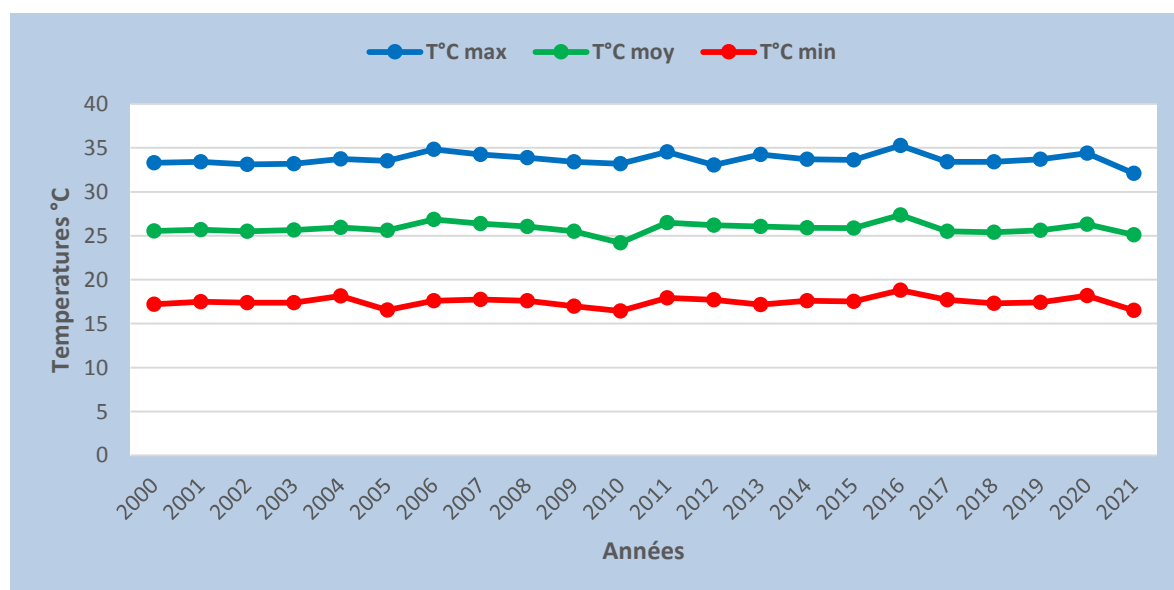


Figure 06. Variations moyennes annuelles des températures.

6.2.2 Températures moyennes mensuelles

Les valeurs moyennes enregistrées pour la période 2000-2022 sont présentées dans le Tableau 3. L'analyse de l'histogramme des températures moyennes mensuelles (Figure 7) révèle un pic thermique en juillet, avec une température moyenne de 37,85 °C, ce qui en fait le mois le plus chaud de l'année. À l'inverse, janvier est le mois le plus froid, affichant une température moyenne de 12,72 °C. La température moyenne mensuelle annuelle, quant à elle, est de 25,83 °C, mettant en évidence d'importantes variations saisonnières. Ces fluctuations traduisent la dynamique thermique caractéristique de la région, marquée par des écarts significatifs entre les saisons chaudes et froides.

Tableau 03. Valeurs des températures moyennes mensuelles (2010 – 2020)

Mois	Sep	Oct	Nov	Dec	Jen	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	Jull	Août	Moy
T°C	33,4	27,14	18,73	14,17	12,72	15,65	20,37	25,94	30,66	36,07	37,85	37,29	25,83

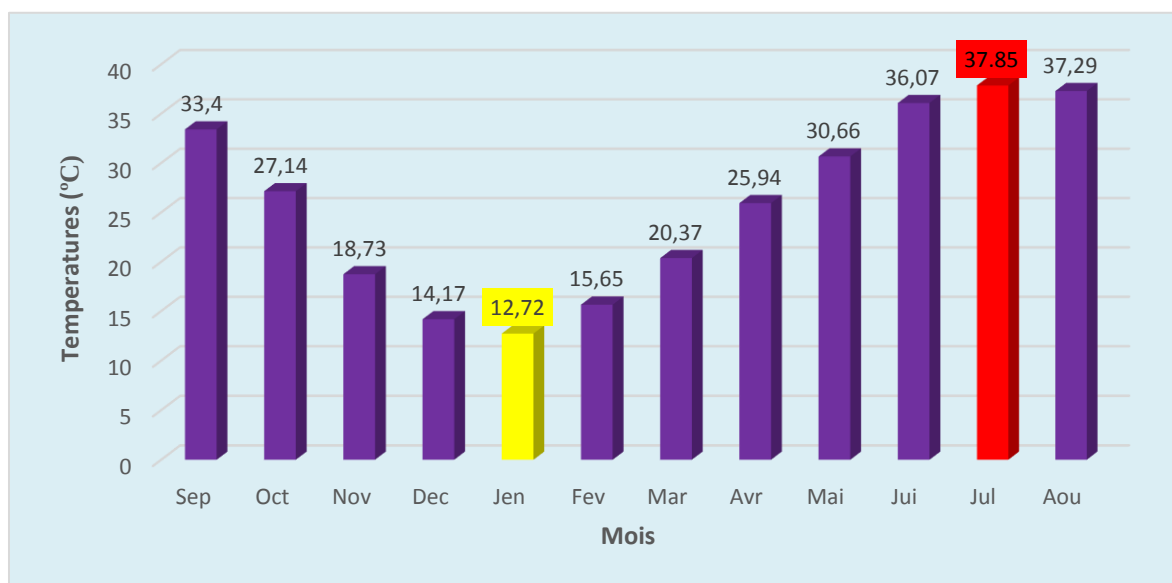


Figure 07. Histogramme des températures moyennes mensuelles (2000-2022)

6.3 L'humidité relative de l'air

L'humidité représente le taux d'eau contenu dans l'air, jouant un rôle clé dans la formation des nuages et des précipitations. On distingue deux types principaux d'humidité :

L'humidité absolue correspond à la quantité de vapeur d'eau présente dans l'air, exprimée en grammes par mètre cube (g/m³). Cette valeur reste constante, indépendamment des variations de température. L'air, composé d'un mélange d'air sec et de vapeur d'eau, contient toujours une certaine quantité de vapeur d'eau, même dans des conditions de faible humidité.

L'humidité relative est définie comme le rapport entre la quantité de vapeur d'eau contenue dans un volume d'air donné à une température donnée et la quantité maximale de vapeur d'eau que ce même volume pourrait contenir à cette température.

Dans la région étudiée, l'humidité relative connaît une variation saisonnière marquée. Elle atteint son maximum en décembre, avec une valeur de 39,1 %, et son minimum en août, avec seulement 11,2 %. Ces fluctuations reflètent les influences des conditions climatiques locales, comme le montrent la Figure 8 et le Tableau 4.

Tableau 04. Humidité relative moyenne mensuelle (2000 – 2022).

Mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juill	Août
H(%)	21,9	29,6	34,4	39,1	36,0	28,0	22,5	20,1	17,2	14,0	12,7	11,2

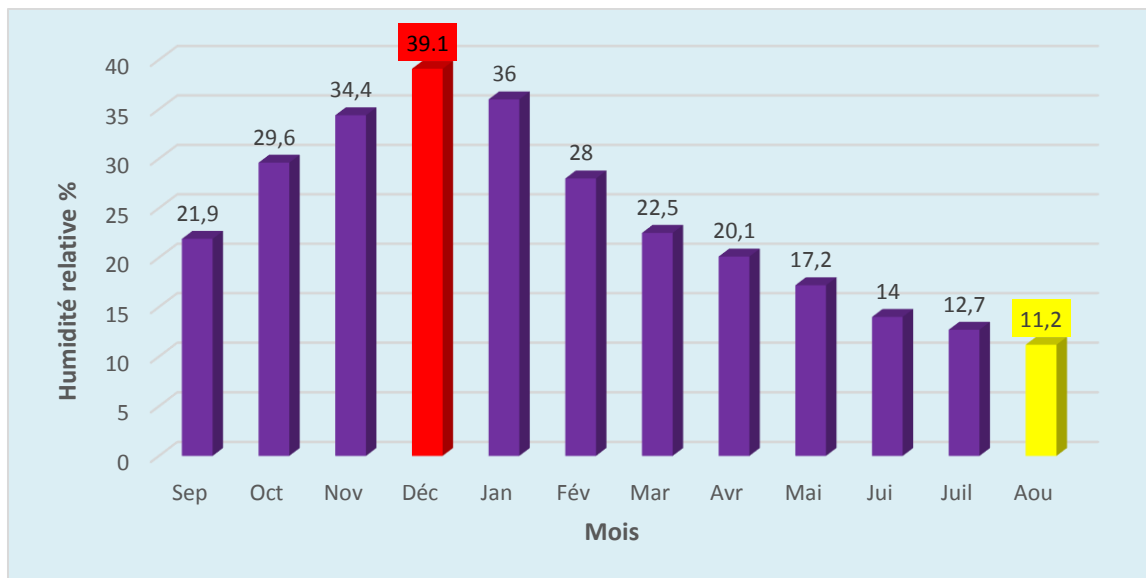


Figure 08. Histogramme de l'humidité relative dans la région d'Adrar.

6.4 L'ensoleillement

L'insolation correspond à la période pendant laquelle le soleil brille directement sur le sol. On distingue deux types d'expressions de l'insolation :

L'ensoleillement possible : Il s'agit de la durée théorique pendant laquelle le soleil pourrait briller, en supposant un ciel entièrement dégagé. Cette valeur est calculée à partir de données astronomiques en fonction de la position géographique et de la période de l'année.

L'ensoleillement effectif : Il représente la durée réelle pendant laquelle le soleil a effectivement brillé sur le sol, mesurée à l'aide d'un héliographe, un instrument dédié à cet usage.

Selon l'histogramme illustré dans la Figure 09 et le tableau 5, la durée journalière d'insolation reste supérieure à 8 heures tout au long de l'année. Les données montrent une augmentation progressive de l'insolation, passant de 8,2 heures par jour en janvier à 11,2 heures par jour en juin. Une insolation plus faible est observée pendant les mois les plus froids, tandis que les mois chauds bénéficient d'un ensoleillement nettement plus élevé.

La région de Touat se distingue par une insolation remarquable, dépassant 9 heures par jour pendant plus de 10 mois de l'année. Cette caractéristique met en évidence le fort potentiel de la région pour l'exploitation des ressources solaires, une énergie renouvelable particulièrement adaptée à ce contexte.

Tableau 05. Moyennes mensuelles d'ensoleillement (2000-2022).

Mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juill	Août
Insol (h/j)	9,3	9,1	9	8,5	8,4	9,2	9,3	9,5	10,4	11,2	10,9	10,1

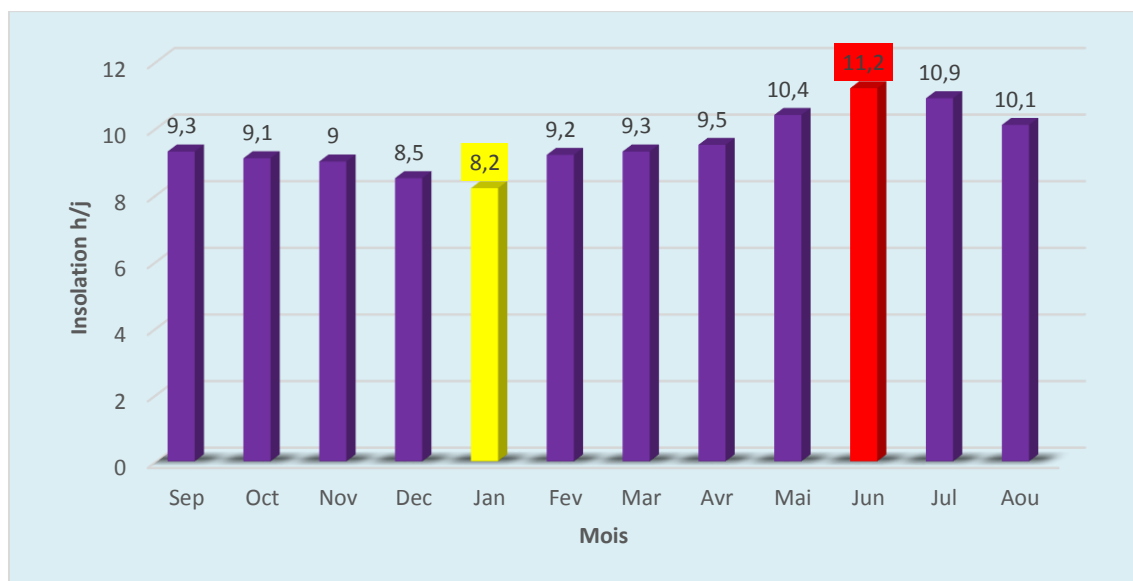


Figure 09. Histogramme des Moyennes mensuelles d'insolation.

6.5 Le vent

La région étudiée est influencée par deux types de vents caractéristiques : L'Harmattan est un vent frais qui souffle en hiver, provenant du nord ou du nord-est. Ce vent sec, qui traverse le Sahara vers les côtes sud-ouest de l'Afrique, modèle les dunes avec des rafales de sable. Lorsqu'il entre en interaction avec l'Alizé de l'Océan Atlantique, il peut provoquer d'importantes précipitations, parfois accompagnées d'inondations dévastatrices. Le sirocco est un vent chaud et sec qui souffle en été, généralement du sud-est, en provenance du Sahara.

En traversant des régions désertiques comme le Tanezrouft, il peut atteindre des vitesses allant jusqu'à 100 km/h, provoquant des tempêtes de poussière et des bourrasques violentes.

(Busson, 1965).

L'intensité fréquente des vents joue un rôle déterminant dans l'hostilité du climat saharien. Ces vents sont présents tout au long de l'année, avec une intensification marquée durant la saison printanière (mars-avril), période propice à des tempêtes de sable particulièrement violentes. Pendant cette période, les vitesses moyennes des vents dépassent fréquemment 6 m/s, comme le montrent le Tableau 6 et la Figure 10.

La région d'Adrar se distingue par des vents forts et réguliers, avec des rafales parfois violentes. Les données collectées pour la période 2000-2022 montrent que la vitesse moyenne mensuelle des vents atteint son maximum en mai avec 10,41 m/s, tandis que le minimum est enregistré en novembre avec 3,66 m/s. Ces variations traduisent la dynamique éolienne particulière de cette région saharienne.

Tableau 06. Vitesse du vent de la zone d'étude.

Mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juill	Août
Vitesse (m/s)	4,28	4,04	3,66	4,11	3,94	4,75	5,22	5,19	10,41	5,08	5,14	4,87

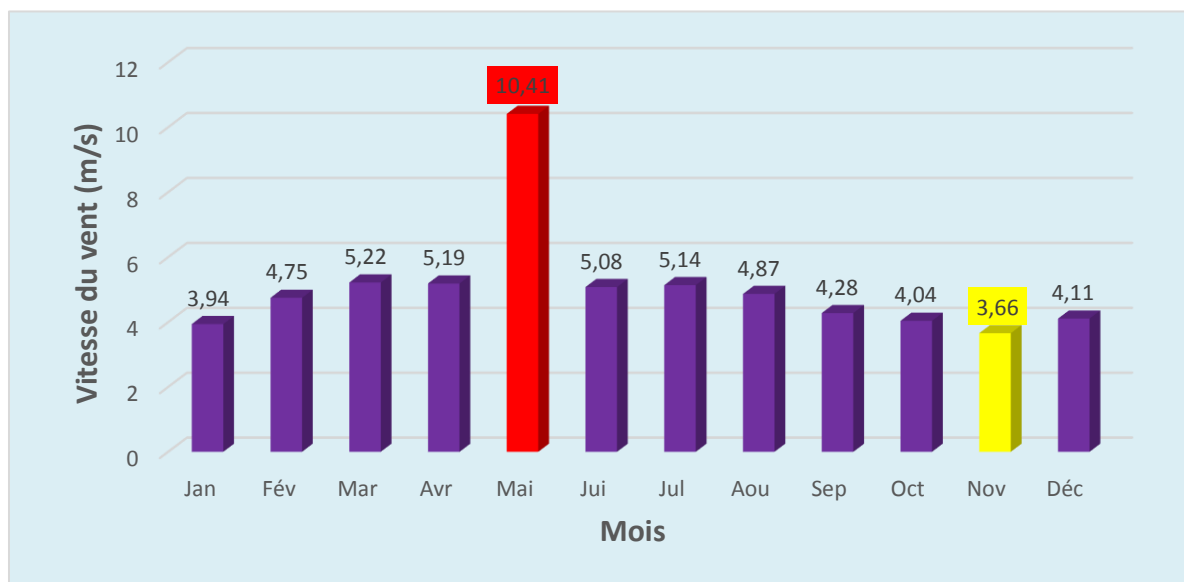


Figure 10. Histogramme de la vitesse du vent.

6.6 L'évaporation

En zones arides, l'évaporation et l'évapotranspiration constituent les principaux mécanismes de perte en eau. Dans les bassins arides fermés, ces processus représentent les seuls modes de dissipation hydrique. La zone d'étude est marquée par une évaporation exceptionnellement

élevée, avec des taux mensuels qui dépassent régulièrement les 200 mm (Tableau.07 et Fig. 11). Le maximum d'évaporation est enregistré au mois de juillet, atteignant une valeur remarquable de 638 mm. Cette intensité élevée est fortement amplifiée par la présence de vents, en particulier les vents chauds, qui augmentent la vitesse d'évaporation et exacerbent les pertes en eau dans cette région saharienne.

Tableau 07. Evaporation dans la région d'Adrar (2000 – 2022)

Mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juill	Août
Evap (mm)	504	354	248	194	206	241	339	425	560	570	638	616

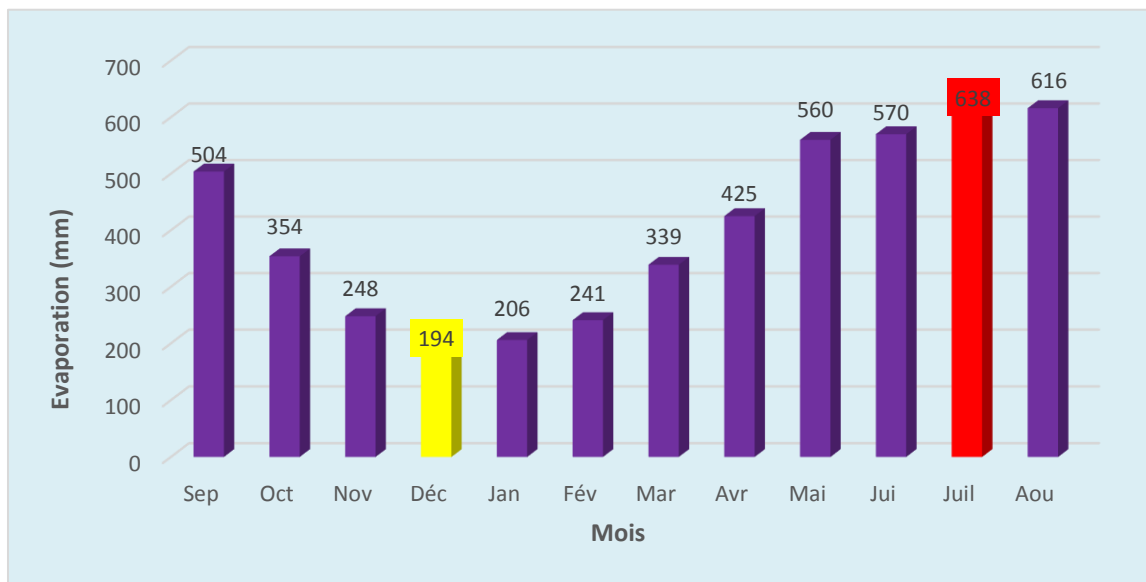


Figure 11. Histogramme de l'évaporation dans la région d'Adrar.

6.7 Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN

Le diagramme ombrothermique de Gaussen est un outil qui permet d'identifier la durée et la position des périodes sèches et humides au cours d'une année donnée. Selon la définition de Gaussen (1953), un mois est considéré comme sec lorsque les précipitations mensuelles (en mm) sont inférieures ou égales au double de la température moyenne mensuelle (en °C), soit $P \leq 2T$. En appliquant cette définition à la région étudiée, il apparaît que la saison sèche s'étend sur l'ensemble des 12 mois de l'année (Figure 12 et Tableau 08). Ce constat reflète un climat saharien marqué par une aridité extrême et une absence quasi totale de périodes humides.

En conséquence, le bilan hydrique de la région présente un déficit constant tout au long de l'année, mettant en évidence les défis majeurs liés à la gestion des ressources en eau dans ce contexte aride.

Tableau 08. Les valeurs des précipitations et températures annuelles (2000-2022)

Mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Jull	Août
T°C	33,4	27,14	18,73	14,17	12,72	15,65	20,37	25,94	30,66	36,07	37,85	37,29
P (mm)	0,08	2,39	1,69	0,21	0,56	0,04	0,78	0,73	0	0	0	0,82

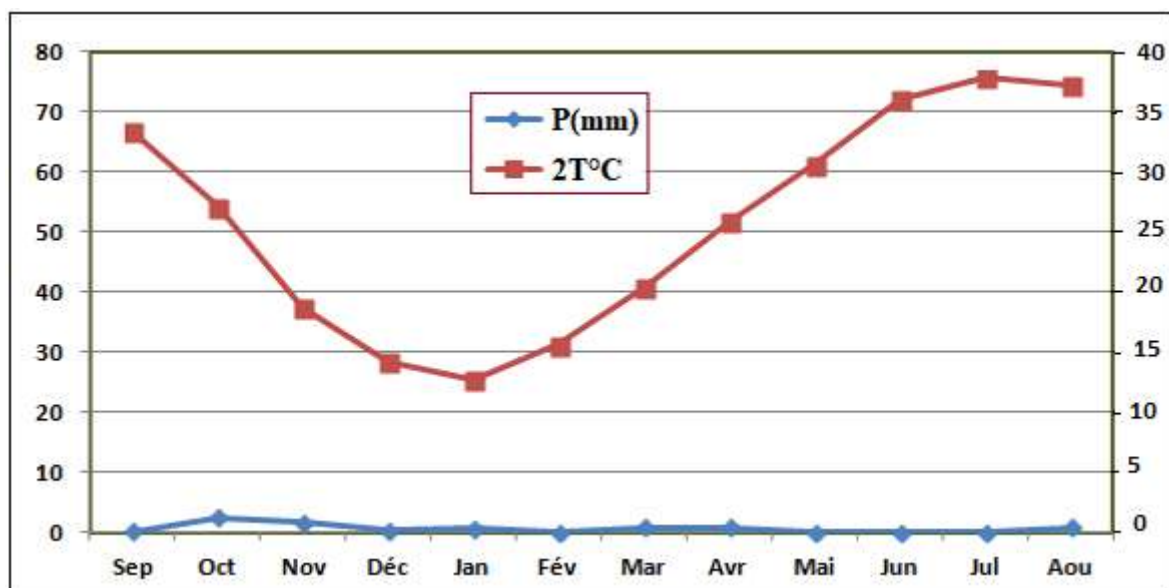


Figure 12. Courbe Ombrothermique d'Adrar (2020-2022)

6.8 Indices climatiques d'Adrar

6.8.1 Indice d'aridité de De Martonne

L'indice d'aridité, défini par De Martonne en 1926, est utilisé pour évaluer les conditions climatiques d'une région en fonction des précipitations moyennes annuelles (P) exprimées en millimètres et de la température moyenne annuelle (T) exprimée en degrés Celsius. La formule de calcul de cet indice est $I = P / (T + 10)$. Dans le cas de la station d'Adrar, où les précipitations moyennes annuelles sont de 7,3 mm et la température moyenne annuelle est de 25,8 °C, l'indice est calculé est : $I = 0,2$. En se référant à la classification de De Martonne, un indice $I < 5$ correspond à un climat hyper-aride, entre 5 et 7,5 à un climat désertique, entre 7,5 et 10 à un climat steppique, entre 10 et 20 à un climat semi-aride, et entre 20 et 30 à un climat

tempéré. Ainsi, avec une valeur de $I=0,2$, la région d'Adrar est clairement classée dans la catégorie des climats hyper-arides (Figure.13), caractérisée par une sécheresse extrême et des précipitations extrêmement faibles.

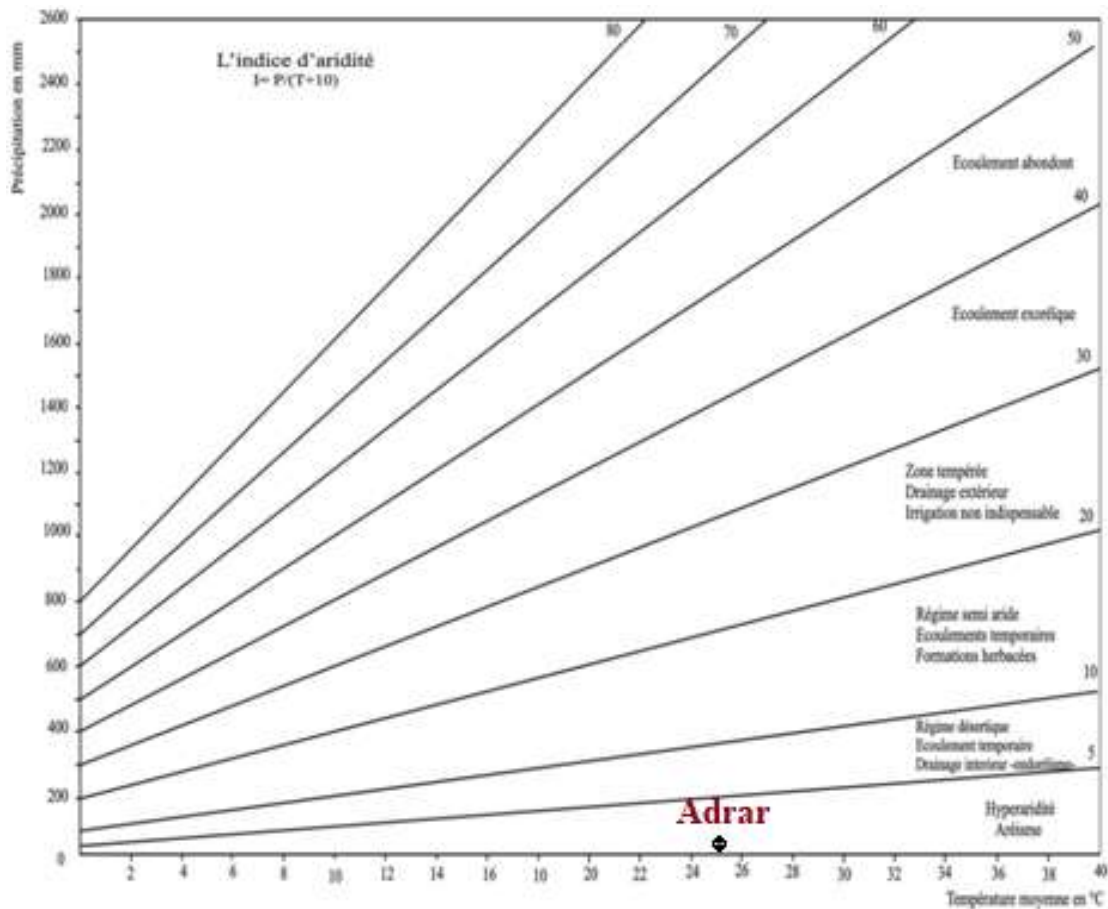


Figure 13. Abaque de l'Indice d'aridité annuel De Martone

6.8.2 Climagramme d'Emberger

L'indice d'Emberger est utilisé pour déterminer l'étage bioclimatique d'une zone donnée. Il repose sur deux paramètres principaux: la pluviométrie moyenne annuelle (P) et la température, qui est définie par la moyenne des maxima du mois le plus chaud (M) et la moyenne des minima du mois le plus froid (m), toutes deux exprimées en degrés Kelvin ([Mangenot, 1972](#)).

La formule d'Emberger s'exprime comme suit : $Q_3 = 1000P / [(M^2 - m^2)/2]$

Pour : $P = 7,30$ mm, $M = 310^\circ\text{K}$ et $m = 285.87^\circ\text{K}$, l'indice d'Emberger est $Q_2 = 0.97$. Selon le diagramme la région dans l'étage bioclimatique saharien (Fig. 14). Cette classification reflète les caractéristiques climatiques de Touat, dominées par des conditions extrêmement arides.

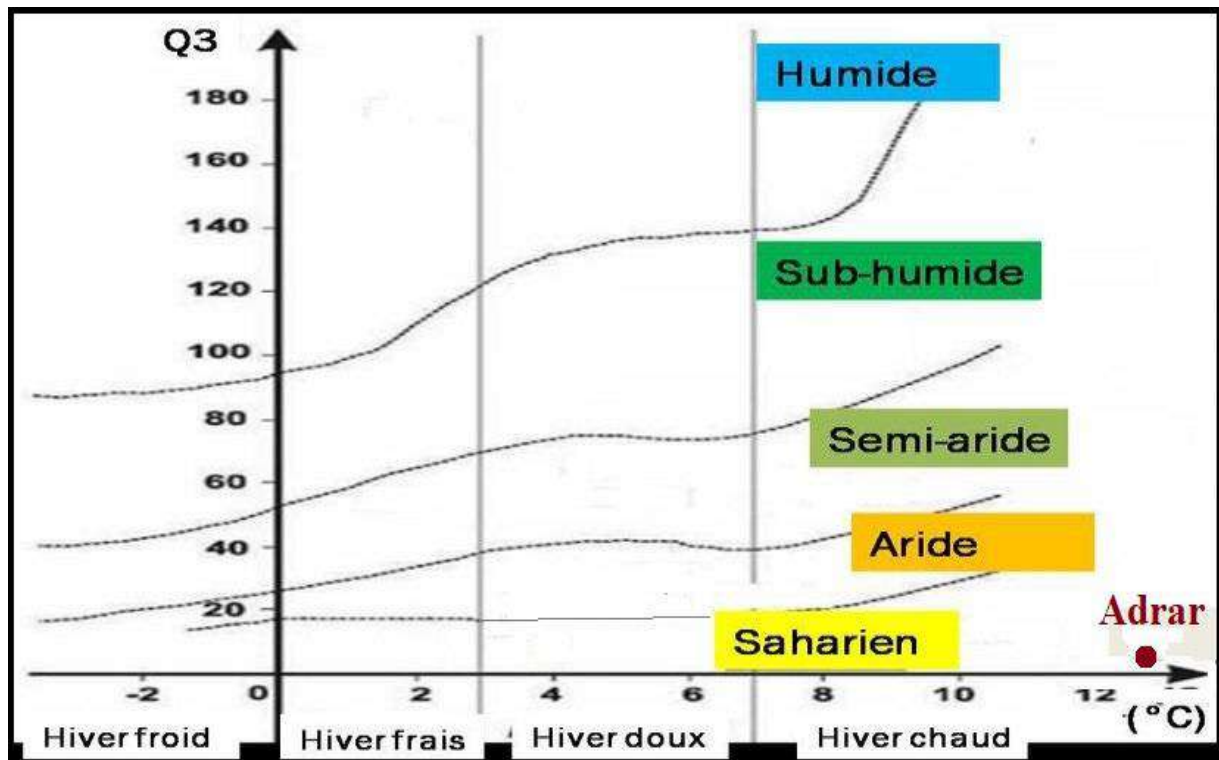


Figure 14. Position de la région de Touat dans le diagramme d'Emberger.

6.9 Bilan hydrologique de Thornthwaite

Le bilan hydrique d'Adrar, présenté dans le Tableau 9 pour la période de 2000 à 2020 et établi selon la méthode de Thornthwaite, révèle une situation de déficit hydrique chronique. Les analyses montrent que la quantité d'eau précipitée est rapidement évaporée en raison de l'évapotranspiration potentielle (ETP), qui dépasse systématiquement les niveaux de précipitation tout au long de l'année.

En conséquence, la réserve d'eau facilement utilisable est nulle durant l'ensemble de l'année, ce qui compromet gravement les ressources en eau disponibles pour les activités agricoles et domestiques. Ce déficit hydrique se traduit par des conditions défavorables pour l'agriculture, avec un déficit agricole observable sur les douze mois. Le mois de juillet est particulièrement critique, où le déficit atteint son maximum avec une valeur de 289,27 mm. Cette situation met en évidence l'urgence de développer des stratégies de gestion de l'eau et d'irrigation durables afin de répondre aux besoins croissants de la population et de soutenir les activités agricoles dans cette région aride.

Tableau 09. Bilan hydrologique de Thornthwaite de la station d'Adrar (2000- 2020).

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	Annuel
T (°C)	33,40	27,14	18,73	14,17	12,72	15,65	20,37	25,94	30,66	36,07	37,85	37,29	25,83
P (mm)	0,08	2,39	1,69	0,21	0,56	0,04	0,78	0,73	0,00	0,00	0,00	0,82	7,30
ETP	166,85	85,79	25,79	10,77	8,44	15,10	39,46	85,27	152,71	247,31	289,27	259,10	1385,86
ETR	0,08	2,39	1,69	0,21	0,56	0,04	0,78	0,73	0,00	0,00	0,00	0,82	7,30
RFU	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-
DA	166,77	83,40	24,10	10,56	7,88	15,06	38,68	84,54	152,71	247,31	289,27	258,28	1378,56
EX	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Avec: *T*: température moyenne mensuelle en(°C), *P*: précipitation moyenne mensuelle (mm), *ETP*: évapotranspiration potentiel mensuelle Corrigé (mm), *ETR* : évapotranspiration réelle (mm), *RFU* : Réserve facilement utilisable, *EX* : excédant en (mm) et *DA* : déficit agricole.

7. Conclusion

La région d'étude englobe la capitale de la wilaya d'Adrar située entre les coordonnées 0°09' O à 0°28' O de longitude et 27°44' N à 28°02' N de latitude, s'étend sur une superficie d'environ 540 km² et abrite une population estimée à 88 000 habitants en 2022.

Cette région saharienne se distingue par une position stratégique au sud-ouest de l'Algérie, constituant un carrefour commercial historique entre le nord et le sud, et un pôle économique en pleine transformation. La région dispose d'une agriculture diversifiée, alliant techniques traditionnelles des foggaras et cultures modernes sous pivot, avec des productions majeures comme les dattes, les légumes et le tabac. L'agro-industrie, notamment la transformation de la tomate, connaît un développement significatif. La région bénéficie également de ressources importantes en hydrocarbures et d'un fort potentiel en énergie solaire, renforçant son rôle économique.

Le Climat de la région est marquée par une aridité extrême, avec des précipitations annuelles moyennes de seulement 7,3 mm. Les températures montrent une forte variabilité saisonnière, atteignant une moyenne maximale de 37,85 °C en juillet et une moyenne minimale de 12,72 °C en janvier. Ces conditions accentuent les pertes hydriques par évaporation, aggravées par des vents chauds comme le sirocco. Le bilan hydrique de la région révèle un déficit chronique tout au long de l'année. La réserve facilement utilisable (RFU) est nulle, tandis que l'évapotranspiration potentielle (ETP) dépasse largement les précipitations, atteignant son pic en juillet avec un déficit maximal de 289,27 mm. Ce contexte met en évidence la fragilité des ressources en eau et la nécessité d'une gestion durable pour répondre aux besoins croissants en eau et soutenir les activités agricoles et économiques.

Chapitre 02 :

Contexte géologique et hydrogéologique

1. Contexte Géologique

1.1 Cadre géologique régional

1.1.1 Introduction

La particularité de l'Algérie réside dans sa géologie complexe et son évolution géodynamique étendue. Depuis le Précambrien, l'Afrique du Nord a connu différentes phases de transformation et de sédimentation. La géologie du nord de l'Algérie est très marquée par l'orogénèse alpine, en particulier dans les régions telliennes et atlasiques. Son importance géologique est considérable en Afrique du Nord, allant d'Agadir (Maroc) à Gabès (Tunisie). Depuis la fin du Paléozoïque, la plate-forme saharienne a maintenu une stabilité relative, constituant un domaine cratonique avec des terrains du Précambrien et du Paléozoïque (Fabre, 1976 ; Ries, 2003). La flexure sud-atlasique a eu un impact sur la formation de dépressions pélagiques et la fragmentation de la plate-forme carbonatée, ainsi que sur des processus tectoniques distensifs et de subsidence. La souplesse reste un élément clé de la géologie de l'Afrique du Nord, qui couvre une superficie de 8000000 km². Les formations métamorphiques antécambriennes, les couches plissées du Paléozoïque, la couverture horizontale de dépôts secondaires et tertiaires, ainsi que les recouvrements superficiels quaternaires (sables, argiles, cailloutis) se distinguent dans cette zone. L'empreinte géologique de ce territoire a été principalement révélée par les forages pétroliers (Sonatrach, 2000).

Au sud de l'Algérie, la vaste plate-forme saharienne constituée au Paléozoïque d'un socle précambrien sur lequel s'appuie une épaisse couverture sédimentaire séparée en plusieurs bassins (Fig. 15). De l'ouest à l'est, on observe :

***Bassin de Tindouf et de Reggane:** Les couches sédimentaires du bassin de Tindouf peuvent atteindre une épaisseur de 8000 mètres, tandis que celles du bassin de Reggane peuvent aller jusqu'à 6500 mètres. Cette information souligne la complexité lithostratigraphique de ces régions, marquées par des variations d'épaisseur importantes et une riche histoire géologique (Idres et al., 2011).

*** Bassin de Béchar:** Le bassin de Béchar est situé entre le Haut Atlas au nord et la chaîne d'Ougarta au sud et à l'ouest. Il est caractérisé par une couche sédimentaire dont l'épaisseur peut atteindre 8000 mètres, offrant ainsi un potentiel géologique important pour les études en hydrogéologie et en géologie structurale (Benyoucef et al., 2012).

***Bassin d'Ahnet-Timimoun:** Le bassin d'Ahnet-Timimoun est délimité par plusieurs caractéristiques géographiques: au nord, il est bordé par le haut-fond d'Oued Namous ; à l'ouest, par la chaîne d'Ougarta ; au sud, par le bouclier Touareg ; et à l'est, par la dorsale

d'Idjerane-Mزاب. Cette région se distingue par une altitude moyenne de 4000 mètres ([Mezlah, 2006](#) ; [Sonatrach, 2000](#)).

***La cuvette de Sbaâ:** La cuvette de Sbaâ est un étroit sillon d'environ 60 km de long, orienté nord-ouest/sud-est, qui longe les flancs nord-est des monts d'Ougarta, au sud-ouest du bassin de Timimoune. Dans cette zone, le niveau des sédiments est relativement faible par rapport au reste du bassin de Timimoune, qui atteint environ 8000 mètres, car l'épaisseur des sédiments y varie entre 2500 et 3000 mètres ([Makhoukh et al., 2011](#); [Tournier et al., 2010](#)).

***Les bassins du Mouydir et de l'Aguemour-Oued Mya :** La dorsale d'Idjerane-Mزاب à l'ouest et la dorsale Amguid-El Biod à l'est séparent ces zones. Le Mouydir est constitué de sédiments paléozoïques au sud. Au nord de la dépression d'Aguemour-Oued Mya, une série de sédiments paléozoïques et méso-cénozoïques (pouvant atteindre jusqu'à 5000 mètres) se concentre ([Sonatrach, 2000](#) ; [Tournier et al., 2010](#)).

***La synéclise d'Illizi-Ghadamès:** La région est délimitée à l'ouest par la dorsale d'Amguid-El Biod et à l'est par le môle de Tihemboka, ainsi que par les frontières avec la Tunisie et la Libye. Les sédiments dans le bassin de Ghadamès ont une épaisseur supérieure à 6000 mètres ([Rouighi, 1996](#)).

***La province occidentale:** Le Paléozoïque englobe les bassins de Béchar, Tindouf, Reggane, Ahnet, Mouydir, Timimoun et Sbaa, qui contiennent des formations datant du Cambrien au Namurien. Les époques du Méso-Cénozoïque y sont peu représentées. L'épaisseur des couches varie de 3500 à 8000 mètres ([Sonatrach et al., 2000](#) ; [van Vleck Anderson, 1936](#)).

***La province triasique:** La province triasique se distingue, dans la partie nord de la plateforme saharienne, par un anticlinorium qui s'étend vers le sud-est. Le système structural de Tirlhemt, le haut-fond de Talemzane, le système de dislocation d'El Agreb-Messaoud, et enfin, le môle de Dahar sont les principales structures géologiques de cette province. Les différents éléments de la province triasique sont séparés par des dépressions, telles que l'Oued Mya, où se trouvent les séries types de cette province. Les formations paléozoïques y sont souvent fortement érodées, avec des niveaux datant de l'Ordovicien ou du Cambrien. Le Mésozoïque couvre la province triasique du Trias au Crétacé et se superpose discordamment au Paléozoïque. Enfin, le Cénozoïque est représenté par une série détritique du Mio-Pliocène ([Leprêtre et al., 2018](#) ; [Sonatrach et al., 2000](#) ; [Yaagoub et al., 2021](#)).

***La province orientale :** Les bassins d'Illizi et de Ghadamès forment la synéclise Est de l'Algérie, séparés par le môle d'Ahara. Cette typologie sédimentaire, discordante sur le Précambrien, couvre toutes les époques, du Cambrien à l'Actuel. Une série sableuse du Mio-Pliocène recouvre localement les formations terminales du Mésozoïque. Enfin, le Quaternaire

est présent sous forme d'une série discontinue et de faible épaisseur, représentant le dernier élément de la série stratigraphique (de Lamotte et al., 2009; Sonatrach et al., 2000; van Vleck Anderson, 1936).

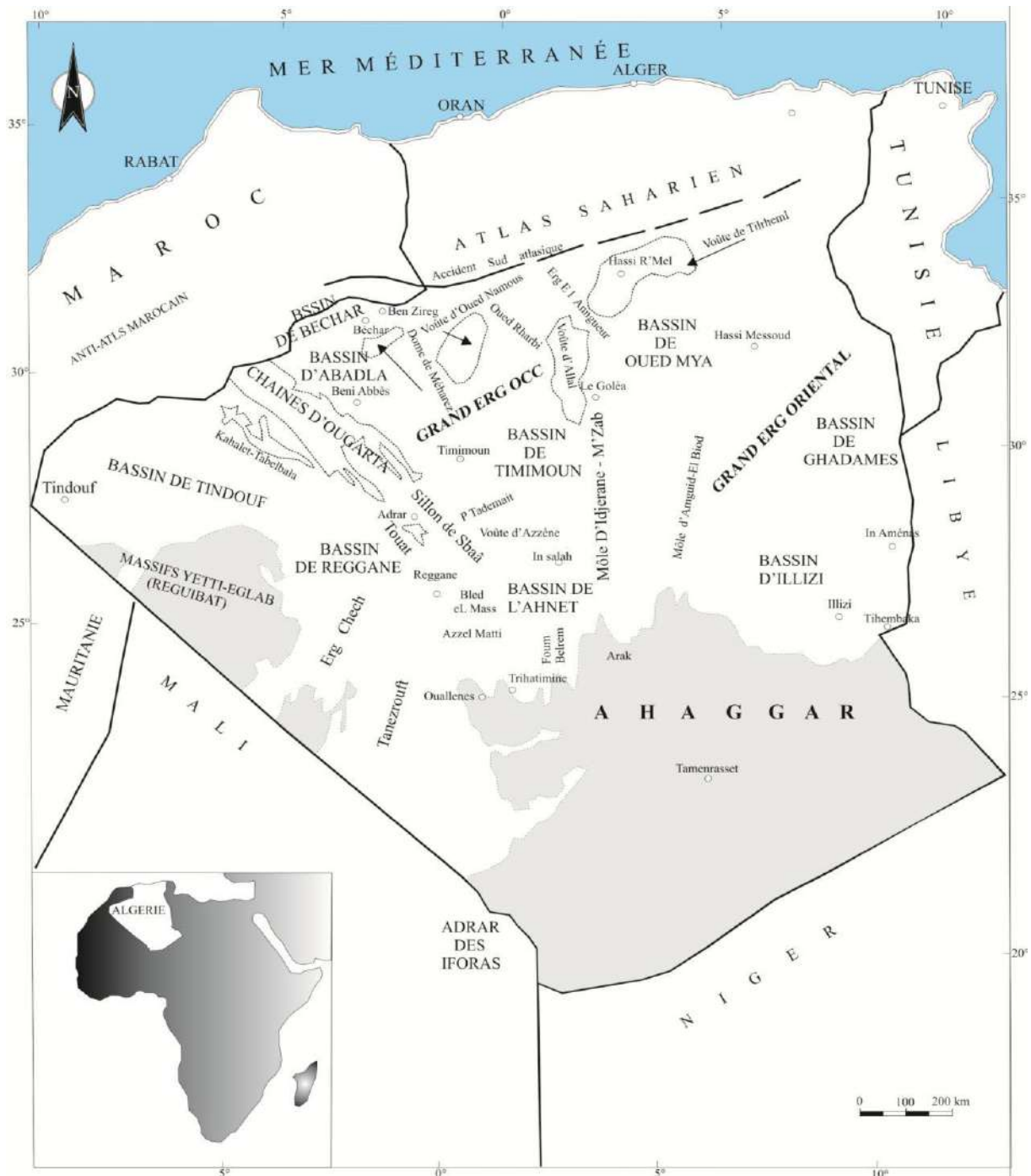


Figure 15. Situation géographique des bassins sédimentaires de l'Algérie (in. Drid, 1989)

1. 2. Contexte litho-stratigraphique

D'après sonatrach (2000) la Litho-stratigraphie de bassin occidental peut être représenté comme suite (Fig. 20).

1. 2.1 Le paléozoïque

1.2.1.1 Cambrien : Les formations du Cambrien sont constituées de grès et de quartzites, présentant des systèmes conglomératiques anciens, reposant sur le socle cristallin. Elles jouent un rôle essentiel en tant que réservoirs d'hydrocarbures dans la province triasique et sont d'origine ordovicienne ([Ghienne et al., 2007](#)).

1.2.1.2 L'Ordovicien : L'épaisseur des formations ordoviciennes atteint environ 500 mètres, et elles s'étendent du Trémadoc à l'Ashgill. Les falaises du Tassili interne se forment autour des régions émergées par les dépôts proximaux fluviaux, tandis que des dépôts marins sont présents en subsurface au nord et dans les chaînes de l'Ougarta. Des traces de glaciation sont visibles dans l'Ordovicien terminal ([Ghienne et al., 2007](#) ; [Sabaou et al., 2009](#) ; [Zazoun & Mahdjoub, 2011](#)).

1.2.1.3 Silurien : Le Silurien est une période caractérisée par une fine sédimentation terrestre, principalement argileuse. Les facteurs stratigraphiques les plus importants sur la plate-forme saharienne sont les argiles noires à graptolites et les argiles avec des intercalations de grès et des bancs carbonatés ([Djouder, 2019](#) ; [Djouder et al., 2018](#)).

1.2.1.4 Dévonien :

- **Dévonien inférieur - Lochkovien :** Dès le Dévonien inférieur jusqu'au Lochkovien, les formations sont essentiellement argileuses et gréseuses. Elles atteignent une épaisseur de 850 mètres dans la dépression de l'Oued Mya, au sud-ouest. Cependant, elles diminuent au nord-est et peuvent même disparaître dans le bassin d'Ilizi. Ces sédiments marins transgressifs, résistants aux vagues, se trouvent souvent près de la frontière entre le Cambrien et le Lochkovien. Dans la région de l'Ahnet, ces dépôts sont principalement silico-clastiques et deltaïques, ce qui suggère des milieux peu profonds ([Rouighi, 1996](#) ; [Legrand, 1967](#) ; [Mezlah, 2006](#)).

- **Dévonien inférieur - Praguien :** Le Praguien est plus développé que le Lochkovien et se distingue par des dépôts gréseux, avec des caractéristiques latérales et verticales variées. Différents niveaux siluriens peuvent être discordants dans le bassin d'Ilizi. Les épaisseurs les plus importantes ont été observées dans les parties nord de la dépression de Tindouf, allant de 340 m à 400 m, et dans la coupe typique de l'Ougarta, allant de 350 m à 400 m ([Anon, 1987](#)).

- **Le Dévonien inférieur - Emsien** : Le Dévonien inférieur - Emsien représente la dernière phase du Dévonien inférieur, principalement constitué d'argile-calcaire et de grès. Sa limite inférieure dans les régions occidentales se situe à la base d'un banc calcaire appelé "Muraille de Chine" (Cohen & Tormo, 2015).
- **Le Dévonien moyen et supérieur** : L'érosion frasnienne ou famennienne et pré-mésozoïque affecte les dépôts du Dévonien moyen et supérieur, avec une faible sédimentation (Cohen & Tormo, 2015).
- **Le Dévonien moyen** : Le Dévonien moyen a une épaisseur comprise entre 100 m et 250 m et est moins développé que la série précédente. Dans les régions occidentales, il est argilo-carbonaté et se développe vers l'est en argiles marneuses et calcaires, avec des bancs de grès. La coupe caractéristique du Dévonien moyen a été observée dans les formations de l'Ougarta (Benabdallah, H. & Louni, M., 2018 ; Abdesselam-Rouighi, 1996 ; Legrand, 1967 ; Mezlah, 2006).

1.2.1.5 Le Carbonifère : La fin du cycle sédimentaire paléozoïque marque la conclusion de cette période. Il est rencontré en Occident et à l'Est, séparés par le môle d'Amguid-El Biod-Messaoud, où les dépôts sont inexistants. Les formes varient, allant de la profondeur marine à la continentalité. Les épaisseurs varient également, allant de 900 m à l'Est à 2800 m à l'Ouest. Le plus grand dépôt, d'une longueur d'environ 5000 mètres, se situe dans le sillon de Béchar, abritant la coupe la plus typique du Carbonifère. Dans les autres régions, les dépôts dépendent de l'étendue de la lacune pré-mésozoïque (Massa & Vachard, 1979 ; Sebbar & Ait-Ouali, 1996).

1.2.2 Mésozoïque

1.2.2.1 Le Trias : Le Trias transgressif présente des formations paléozoïques discordantes, avec des dépôts argilo-gréseux et lagunaires, comprenant du sel et de l'anhydrite. Ces formations varient considérablement en forme et en épaisseur. Elles sont constituées d'unités lithologiques massives distinctes (Klett, 2000 ; Sabaou, 2007 ; Sonatrach, 2000).

1.2.2.2 Le Jurassique : Le Jurassique est principalement situé dans la province triasique et est composé de roches marines et d'autres formations marines (Klett, 2000 ; Sabaou, 2007 ; Sonatrach, 2000).

***Jurassique inférieur et moyen (Lias-Dogger)** : Cette formation est principalement composée de couches évaporitiques, dominées par le sel, l'anhydrite et les argiles. Ces couches sont complétées par des dépôts marins, représentés par des calcaires et des argiles, souvent accompagnés de bancs d'anhydrite. Ces caractéristiques lithologiques

témoignent des conditions environnementales particulières de l'époque, marquées par des cycles d'évaporation et de sédimentation marine.

***Le Moyen Jurassique :** Le Moyen Jurassique est caractérisé par une transgression marine qui s'étend sur l'ensemble du bassin du Grand Erg Oriental, entraînant des dépôts épais. Pendant cette période, les sédiments sont principalement préservés, ce qui témoigne d'une certaine stabilité du régime marin. Ce stade supérieur révèle une continuité du régime marin, avec des sédiments provenant de milieux plus confinés. En général, ces dépôts consistent en couches évaporitiques (sel, anhydrite, argiles) qui se distinguent des formations marines plus profondes. De tels dépôts sont courants dans des zones comme le bassin de Tataouine, où ils revêtent une importance stratigraphique. Dans la partie occidentale du bassin, un phénomène de régression marine est observé, qui se poursuit plus à l'ouest et vers le sud. Cette régression peut être attribuée à des apports terrigènes provenant des reliefs nourriciers situés au sud du bassin saharien, notamment l'Hoggar, lors du passage du Jurassique supérieur au Crétacé inférieur. Ces intrusions de sédiments terrigènes, issues de l'érosion des montagnes environnantes, entraînent des modifications significatives de l'environnement marin dans la région.

1.2.2.3 Le Crétacé :

***Le Crétacé inférieur :** Tout au long de la plate-forme saharienne, le cadre géologique se caractérise par des formations gréso-argileuses à la base, évoluant vers un profil principalement carbonaté. Le *Continental Intercalaire* (CI) forme une auréole continue qui enveloppe le massif du Tademait, s'étendant d'El Goléa à l'est d'In Salah, et est directement surmonté par les argiles du Cénomani. Cette unité géologique est localisée dans le nord-ouest de l'Atlas saharien. Au sud et à l'ouest, le CI repose directement sur les formations marines du Paléozoïque, créant ainsi une ceinture continue qui s'étend de la vallée de la Saoura jusqu'à In Salah.

La zone d'étude a été illustrée à l'aide d'un diagramme géologique, élaboré à partir des coupes stratigraphiques obtenues lors de forages profonds. Ce diagramme met en évidence les différentes unités stratigraphiques et leur agencement, permettant ainsi une compréhension approfondie de la structure géologique locale et des relations entre les diverses formations. Les résultats de ces analyses stratigraphiques sont essentiels pour appréhender l'évolution géologique de la région et pour orienter les futures études concernant les ressources en eau et les enjeux environnementaux.

***Le Néocomien :** Les argiles du Néocomien sont de couleur verte et rouge, agrémentées de bancs massifs d'anhydrite, plus nombreux à la base, surmontés d'une alternance de dolomies

et d'argiles. Ces horizons sont regroupés dans la zone d'étude pour former une nappe homogène, connue sous le nom de *Continental Intercalaire* au sens large ou localement de « nappe albienne » (Busson, 1970). Le faciès gréseux est absent et les sédiments marins sont également présents dans cette nappe.

***Le Barrémien :** La région géologique du Crétacé inférieur se caractérise par la présence de grès grossiers à gravier, de sables et d'argiles, provenant principalement du sud, notamment de la chaîne de l'Hoggar. Cette formation est courante dans le Bas-Sahara, indiquant un épandage généralisé des dépôts détritiques de cette époque. Les caractéristiques lithologiques observées témoignent des processus sédimentaires dynamiques ayant eu lieu durant cette période, reflet d'un environnement géologique en évolution. L'étude de ces formations contribue à une meilleure compréhension des conditions paléogéographiques et des changements environnementaux qui ont façonné la région au cours du Crétacé inférieur.

***L'Aptien :** La barre calcarodolomitique de l'Aptien constitue un symbole géologique significatif, atteignant une épaisseur de 10 à 30 mètres. Le Bas-Sahara se distingue par une alternance de dolomies, d'anhydrite, d'argile et de lignite, créant un environnement géologique diversifié. Cette diversité lithologique fait de la région un terrain de forage prometteur, propice à l'exploration des ressources minérales et énergétiques. L'étude de cette formation permet d'approfondir notre compréhension des processus sédimentaires et des conditions paléoclimatiques qui ont caractérisé la région durant l'Aptien, ainsi que leur influence sur les ressources naturelles présentes (Chikhaoui, 1993 ; Fadli et al., 2017 ; Laumonier, 2013).

***L'Albien :** L'Albien, un niveau du Crétacé inférieur, est caractérisé par une reprise notable de la sédimentation terrestre. Elle se compose principalement de sables et d'argiles situés entre la barre aptienne et la barre supérieur. De haut en bas, on distingue :

- Les grès argileux, les marnes dolomitiques, les argiles et les dolomies.
- Des argiles plastiques, parfois silteuses, avec de fines intercalations gréseuses.
- Des argiles et des marnes dolomitiques de couleurs brunes, grises et blanches.
- Des argiles bariolées, généralement silteuses et anhydritiques, alternées avec des grès fins ou des silstones argileux.
- Des grès fins friables, généralement grisâtres, alternant avec des argiles bariolées indurées ou plastiques et silteuses (Sonatrach et al., 2000).

***Le Cénomanién :** Le Cénomanién est marqué par une grande variété lithologique. Le Cénomanién inférieur à moyen est principalement composé d'argiles, tandis que le Cénomanién supérieur est principalement constitué de calcaires (Busson, 1970).

***Le Turonien** : présente trois formes : calcaro-marneux, calcaire, et calcaro-marneux, avec une épaisseur moyenne de 50 à 100 mètres ([Busson, 1970](#)).

***Le Sénonien** : Le Sénonien se divise en deux formations principales :

- **Le Sénonien inférieur** présente des sédiments lagunaires, composés d'argile et de salifères à anhydrite.
- **Le Sénonien supérieur**, également appelé Sénonien carbonaté, présente des formations carbonatées perméables.

1.2.3 Cénozoïque

L'Eocène présente deux ensembles lithologiques : l'Eocène carbonaté, de dolomies, de calcaires dolomitiques, de marnes, d'argile, d'anhydrite et de marnes, dont l'épaisseur varie. La série de Mio-Plio-Quaternaire dont l'épaisseur moyenne est de 150 mètres, est composée de sables et d'argile comprenant du gypse. Dans le Sahara occidental, la sédimentation lacustre se manifeste sous la forme de séries sableuses et argileuses connues sous le nom de Continental Terminal (Mio-Pliocène).

Le plateau du Tademaït (900 m) domine au sud-ouest du bassin de Sahara septentrionale, dont les altitudes diminuent vers le Sud-Ouest et le Nord-Est.

1.3 Tectonique

Dans le Sahara occidental, les processus de déformation et de structuration géologique sont fortement influencés par les dynamiques associées à l'orogénèse hercynienne. Dans le contexte d'une dépression majeure située au sein d'un domaine cratonique stable, le bassin de Reggane se distingue par une plate-forme saharienne caractérisée par une forte asymétrie, orientée principalement du Nord-Ouest au Sud-Est. Les événements tectoniques majeurs ayant façonné ce bassin remontent au Cambrien-Viséen et au Carbonifère terminal. Une couverture sédimentaire épaisse et remarquable, atteignant environ 6500 mètres d'épaisseur, repose en discordance sur le socle précambrien. L'histoire géologique de la région est étayée par les formations géologiques du Carbonifère, qui se distinguent notamment au nord de Reggane et d'Ain-Chebbi, fournissant ainsi aux géologues des indices essentiels pour comprendre les processus évolutifs ayant modelé le paysage géologique ([Brahim et al., 2002](#) ; [Dercourt et al., 1986](#)).

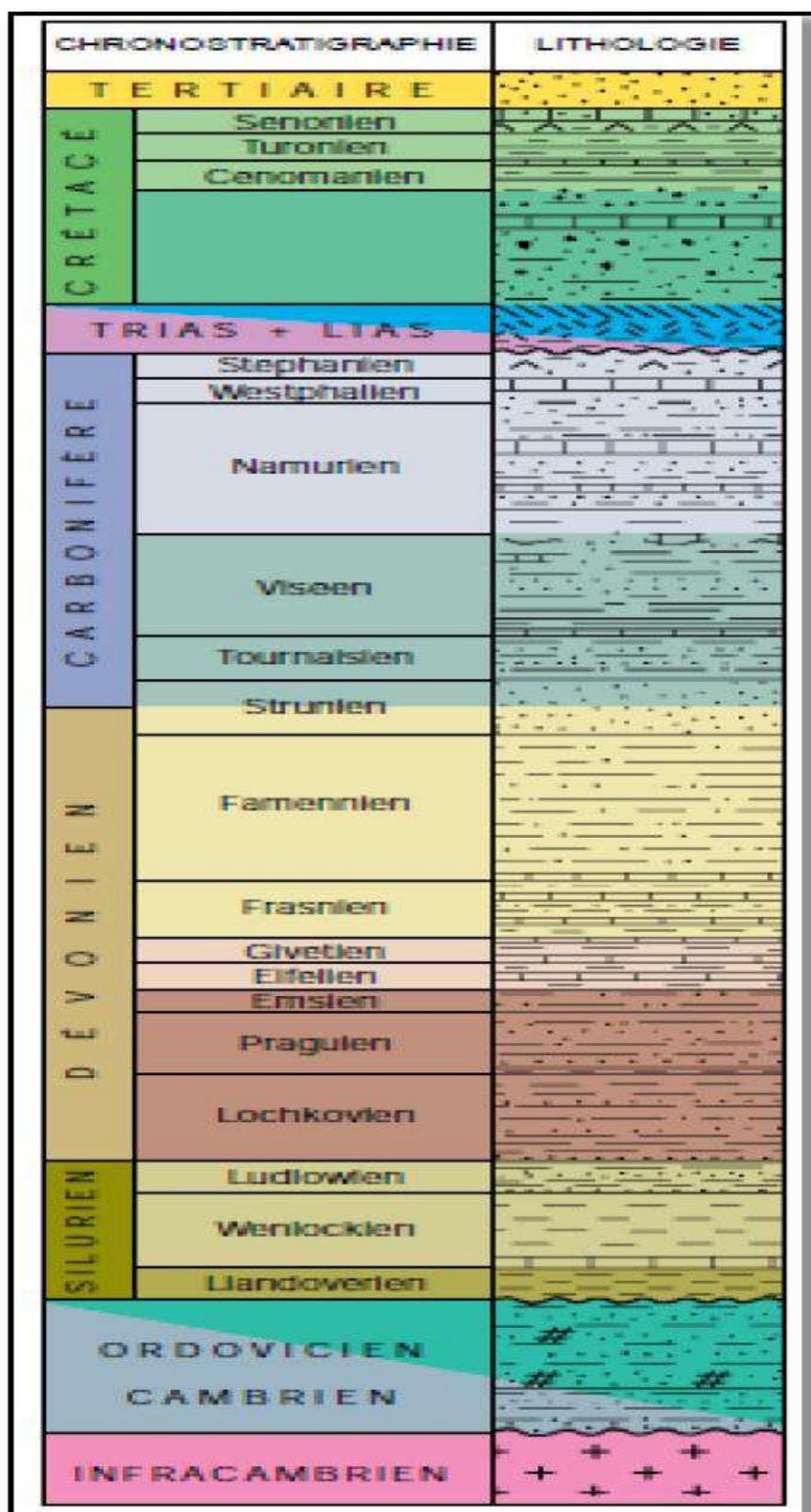


Figure 16. Coupe lithostratigraphie de bassin occidental (Sonatrach 2000)

1.4. Cadre géologique local

Située sur le rebord nord-ouest, la région de Touat présente un cadre géologique local caractérisé par un socle précambrien recouvert de dépôts sédimentaires d'âge phanérozoïque transgressifs. La dépression de Touat est formée par les dépôts paléozoïques (cambrien à namurien) d'un vaste bassin sédimentaire d'âge secondaire qui s'étend de l'Atlas saharien au nord à la hamada de Tinhirt et au plateau du Tademaït au sud, du Touât-Gourara à l'ouest jusqu'au golfe de Gabes au nord-est. Du Tidikelt au Gourara, la limite occidentale du continental intercalaire (CI) se termine en biseau sur le substratum primaire, où les formations du CI ont disparu dans la dépression de la vallée de la Saoura, formant ainsi la limite occidentale. Dans la région de Reggane, les formations du CI se prolongent au sud-ouest jusqu'au plateau du Tanezrouft, recouvert par les cordons dunaires de l'Erg Chech. Entre les monts d'Ougarta et le bouclier Réguibat, le bassin de Reggane se développe, s'étendant vers le SSE par le haut-fond du Bled El Mass – Azzel Matti, et étant fermé vers l'ouest par le seuil de Bou Bernous. Une colonne sédimentaire de 6500 m d'épaisseur redresse le flanc nord-est du bassin. La couverture sédimentaire mésozoïque, d'une épaisseur de 300 mètres, aux contacts du système plissé de l'Ougarta est équivalente à celle du bassin de Tindouf ([Djouder, 2010](#); [Legrand, 1967](#); [Benhamida, 2020](#); [Winn, 1973](#)).

1.4.1. Contexte litho-stratigraphique de la zone d'étude

L'investigation géologique menée dans la zone d'étude permet de décrire la lithostratigraphie des formations géologiques présentes, en mettant particulièrement l'accent sur celles d'âge Crétacé inférieur en raison de leur rôle hydrogéologique majeur dans cette étude.

***Précambrien:** est marqué par la présence d'un socle cristallophyllien composé d'épaisses formations volcano-sédimentaires d'origine détritique, affectées par le plissement et le métamorphisme. Ces formations comprennent généralement des conglomérats à galets de tailles variées, des argiles, des grès quartzitiques, des arkoses micacées, des schistes feldspathiques, des microgranites et des granites. Ces roches sont notamment présentes dans la région de Blade El-Mass, située à l'est de Reggane.

***Paléozoïque:** Cette période est caractérisée par un substratum imperméable, qui repose en discordance sur le socle précambrien.

Cambrien : Les dépôts cambriens se trouvent en discordance sur le socle précambrien et sont majoritairement constitués d'éléments grossiers à fins, notamment des quartzites, des grès et parfois des conglomérats. Leur épaisseur varie selon les régions.

Ordovicien: Les formations ordoviciennes sont particulièrement importantes pour l'exploration pétrolière en raison du développement significatif de réservoirs gréseux. Elles

ont été largement explorées par de nombreux forages dans l'ensemble des bassins sédimentaires du sud-ouest algérien. Leur épaisseur peut atteindre 1 900 m, ce qui en fait une surface transgressive.

Silurien : Reposant en concordance sur les formations ordoviciennes, le Silurien est composé de dépôts terrigènes comprenant des argiles noires à graptolites, des argiles à passes gréseuses et carbonatées. Cette période est relativement courte.

Le Dévonien présente une diversité de faciès selon les subdivisions chronologiques. Le Dévonien inférieur se caractérise par une grande variabilité lithologique, incluant des ensembles argilo-gréseux, des grès-argileux, des grès quartzitiques et des séries d'argiles noires avec des intercalations de grès et de calcaires. Le Dévonien moyen marque une transition avec des argiles noires en contact avec le Dévonien inférieur, accompagnées de faciès composés de grès silico-argileux et de calcaires bioclastiques. Enfin, le Dévonien supérieur débute avec des séries d'argiles silteuses, des calcaires argileux, des argiles grises et un complexe argilo-gréseux.

Le Carbonifère est un cycle sédimentaire paléozoïque marqué par une grande diversité de dépôts, depuis les environnements marins profonds jusqu'aux milieux continentaux. Le Carbonifère inférieur se compose d'un ensemble argilo-gréseux tournaisien, suivi d'une formation argileuse et d'une unité argilo-carbonatée d'origine marine, datée du Viséen, contenant des évaporites. Le Carbonifère moyen, selon Conrad (1984), correspond à la "Formation d'Azzel Matti", caractérisée par des dépôts lacustres renfermant exclusivement des ostracodes (Bashkirien), ainsi qu'à la "Formation rouge de Ain Echbib", constituée de grès fluviatiles grossiers à lamination oblique avec quelques intercalations marines.

* **Mésozoïque :** Dans les régions du Gourara, du Touat et du Tidikelt, le Continental Intercalaire est attribué au Crétacé inférieur, comme l'attestent de nombreuses découvertes paléontologiques (De Lapparent, 1960 ; Lefranc, 1983). Il repose en discordance angulaire sur le substratum paléozoïque. Les subdivisions de cette série, bien que réduites, peuvent être corrélées avec celles du Tidikelt et du Tanezrouft.

A. F. de Lapparent (1947) distingue quatre horizons bien définis, attribués au Crétacé inférieur, qui semblent correspondre latéralement à la *Série du Djoua*.

Ensemble A (25 à 300 m) : Constitué d'argiles rouges, de grès roses et blancs, ainsi que de grès rouges à stratifications entrecroisées, avec des lentilles de graviers et des galets de quartz. Des restes fossiles de poissons et de reptiles y sont fréquemment observés.

Ensemble B : Composé d'une dalle de grès quartzitique d'1 à 2 m d'épaisseur, particulièrement homogène, recouvrant un conglomérat contenant des bois silicifiés, parfois

sous forme de troncs fossilisés, ainsi que des ossements de reptiles. Ce niveau constitue la surface des plateaux qui s'étendent de Timimoun à In-Salah, en passant par Adrar, Reggane et Aoulef.

Ensemble C : Formé d'une seconde série argileuse, épaisse de 40 à 100 m, comprenant des intercalations de grès à galets, appelés *Kerboub*.

Ensemble D : Composé de 60 à 125 m d'argiles rouges alternant avec des bancs gréseux. À El-Goléa, cette unité est particulièrement marquée par les *argiles d'El-Goléa*, qui présentent quelques intercalations calcaires (Conrad, 1969).

HAMADIAN SERIES	C O N T I N E N T A L I N T E R C A L A I R E	CENOMANIAN	MARINE UPPER CENOMANIAN	Limestone with <i>Neolobittes vibrayeanus</i> , <i>Exagyra olisiponensis</i> , etc.	
			LAGONAR LOWER CENOMANIAN	E l Golea gypseous clay	
		ALBIAN SANDSTONE	ALBIAN	Samani stratified sand samani crossbedded sand with Vertebrates	
		APTIAN FLAC	UPPER APTIAN	Hassi le Homeur ruiniform sandstone	Argillaceous carbonated intercalation
		NEOCOMIAN AND BARREMIAN SANDSTONE	LOWER APTIAN AND UPPER BARREMIAN	Meguidene sand	Sandstone and quartzite
				Tinoumeur clay	
			Oumrad gravel with Dadoxyces	Electric marker E 20	
LOWER BARREMIAN	E l Feiza clay Ouadjda sand Rheilar clay		Electric marker E 12		
NEOCOMIAN	Toubchirine sand				
No deposits during the upper Paleozoic, the Triassic and the Jurassic					
POST-TASSILIAN SERIES			UPPER VISEAN	Tala limestone Arhiad sandstone <i>Dimorphoceras</i> clay	

Figure 17. Unités stratigraphiques dans les régions du Gourara, du Méguidène, du Touat et du Tidikelt (Lefranc et Guiraud, 1990).

1.4.2. Interprétation d'un log de forage dans la zone d'étude.

Le Continental Intercalaire affleure au niveau des palmeraies d'Adrar et de Tiouririne, à Zaouiet Kounta. Dans cette zone, quelques buttes-témoins de la Hamada néogène reposent sur les argiles du Continental Intercalaire.

*Coupe d'Aïn-Ech-Cheikh

Dans cette région, le Continental Intercalaire présente une épaisseur de plusieurs mètres et se compose principalement de grès. Il repose sur des schistes siluriens alunifères, altérés et décolorés sur plusieurs mètres, avec une transition marquée par un conglomérat basal constitué de gros galets roulés de grès à Tigillites et de quartzites ordoviciens. La base du conglomérat, directement au contact des schistes, est cuirassée, tandis que le sédiment sus-jacent devient gréseux et granulassé, avec des stratifications entrecroisées (G. Conrad, 1969).

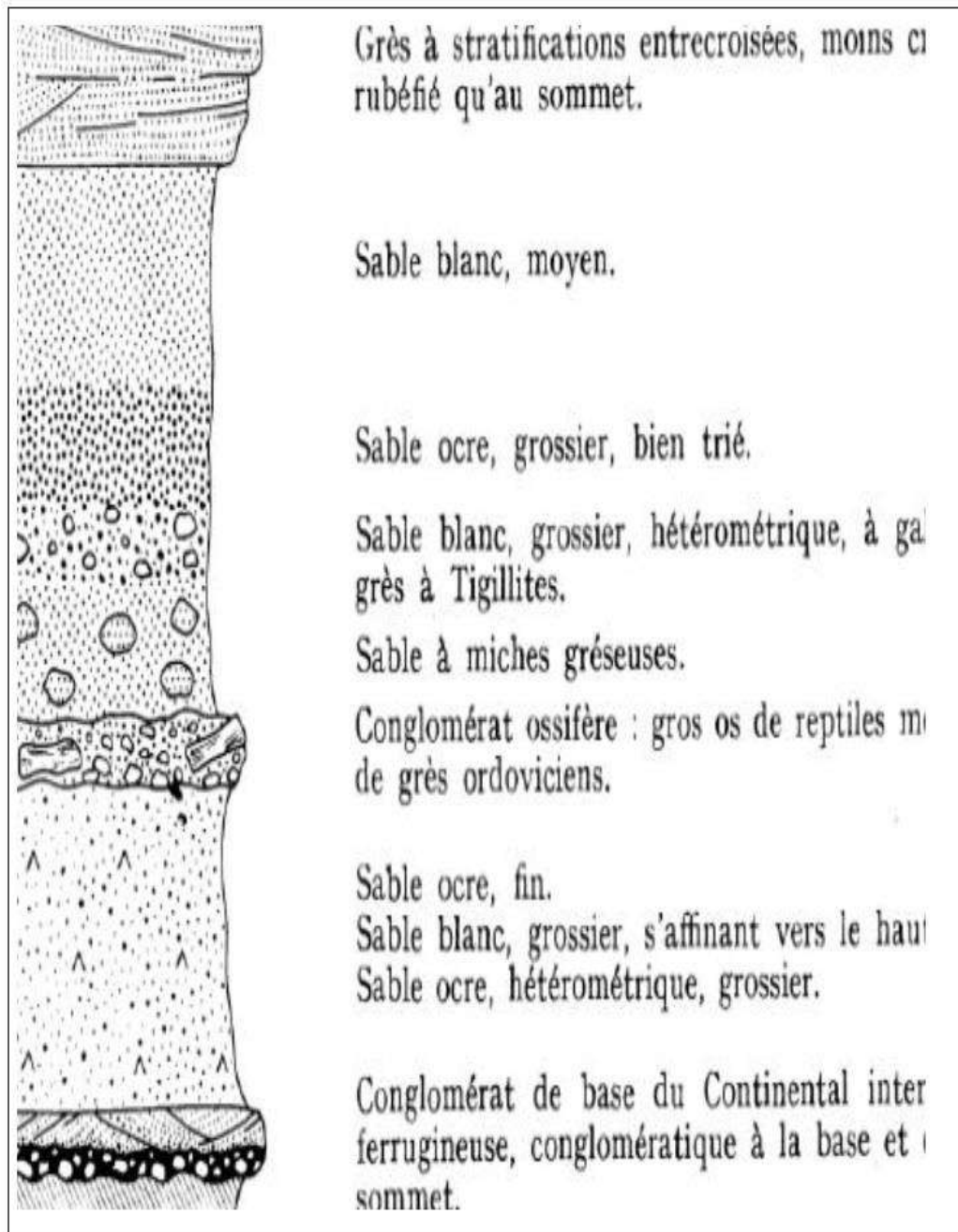


Figure 18. Log de forage dans la région d'Ain-Ech-Cheikh.

2. Contexte Hydrogéologique

2.1 Système Aquifère Sahara Septentrional (SASS)

Depuis la découverte de l'immense système aquifère du Sahara septentrional, une grande disparité entre les régions est apparue en ce qui concerne l'exploitation des ressources en eau renouvelables. En Afrique du Nord, l'indice d'exploitation moyen est le plus élevé, atteignant près de 103% des ressources en eau renouvelables, l'irrigation reste le principal consommateur d'eau.

Le Système Aquifère du Sahara Septentrional (SASS) représente une formation géologique située au nord de l'Afrique. Selon les études [UNESCO \(1972\)](#) et [OSS \(2003\)](#) Le Système Aquifère du Sahara Septentrional (SASS) est un vaste réservoir souterrain d'eau douce, couvrant une superficie de plus d'un million de kilomètres carrés. Il s'étend sur trois pays : l'Algérie, qui en détient la majeure partie avec 700 000 km², la Tunisie avec 80 000 km², et la Libye avec 220 000 km². Cette immense étendue aquifère s'étire du nord, partant de l'Atlas Saharien, jusqu'aux affleurements du Tidikelt et au rebord méridional du Tinrhert au sud. À l'ouest, elle commence dans la vallée du Guir-Saoura et s'étend jusqu'au Graben de Hun en Libye à l'est.

Le SASS renferme plusieurs couches aquifères regroupées en deux principaux réservoirs : le Continental Intercalaire (CI) la plus profond ([Cornet, 1964](#) ; [Salem, 1990](#)) et le Complexe terminal. Ces réservoirs sont essentiels pour l'approvisionnement en eau des régions sahariennes, où l'eau de surface est rare.

ALGERIE	TUNISIE	LIBYE
Toit imperméable	Toit imperméable	Toit imperméable
Nappes du Complexe Terminal Nappe des sables Nappe des sables (Djérid) Nappe des sables et calcaire du Miocène inf.(zone cotière) Nappe des calcaires Nappe des calcaires (Nefzaoua) Nappe des calcaires de Mizdah		
Semi-perméable	Semi-perméable	Semi-perméable
Nappe du Turonien	Nappe du Turonien	Nappe des dolomies du Nalut
Semi-perméable	Semi-perméable	Semi-perméable
Nappe du Continental Intercalaire Crétacé inférieur Crétacé inf. Crétacé inf. Crétacé inf.- Jurassique Jurassique - Trias Jurassique sup. Jurassique sup. supérieur - Trias		
Paléozoïque	Substratum imperméable Jurassique inf. - Trias Jurassique inf. - Trias	
		Carbonifère
		Nappe du Cambro-Ordovicien

Figure 19. Répartition géographique des nappes d'eau de SASS.

2.2 Les nappes de SASS en Algérie

Les travaux de G. Busson (1963, 1967, 1970) et J. Fabre (1976) constituent des références majeures pour la compréhension de la géologie du Sahara algérien. Des compléments d'information peuvent être obtenus à partir des cartes géologiques couvrant la région. La description stratigraphique se limite aux formations influençant les nappes jusqu'à la base du Trias.

***Trias et Jurassique :** Le Trias présente une grande variabilité de faciès et d'épaisseurs, influencée par la présence de bancs salifères. Il est plus épais au nord-est de Ghadamès (700 m) et à Hassi Messaoud (1300 m), mais n'a pas d'impact hydrogéologique notable.

***Jurassique (Lias-Dogger)** est marqué par une sédimentation lagunaire dominée par des sels, anhydrites et argiles, qui évoluent en formations marines dans le Grand Erg oriental. La transition vers le Crétacé inférieur est marquée par des apports terrigènes provenant du Hoggar.

***Crétacé inférieur**

Le Néocomien comprend des argiles vertes et rouges, avec anhydrite, dolomies et lignites, évoluant latéralement en un ensemble argilo-gréseux de transition. Le Barrémien est dominé par des grès et argiles d'origine fluviale et lacustre, avec des influences marines au nord-est. Son épaisseur varie selon les zones : 800-1100 m dans les bassins subsidents et 100-300 m sur les hauts-fonds. L'Aptien est une référence lithologique avec des dolomies alternant avec anhydrites et argiles. Il marque une stabilisation de la sédimentation. L'Albien voit un retour de la sédimentation terrigène, avec des grès fins et quelques intercalations carbonatées.

***Crétacé supérieur et Tertiaire**

Le Crétacé supérieur est dominé par des dépôts marins calcaires et dolomitiques. Le Cénomaniens est principalement argileux, tandis que le Turonien est calcaire. Le Sénonien est marqué par des dépôts lagunaires et carbonatés.

***Tertiaire continental** (jusqu'à 150 m d'épaisseur) est constitué de sables, argiles et gypse. Dans le Bas-Sahara, il correspond aux dépôts lacustres du Continental terminal, avec des aquifères distincts séparés par une couche argileuse. Le Plio-Quaternaire est dominé par des dépôts argilo-sableux et gypseux liés à l'assèchement des lagunes des Chotts.

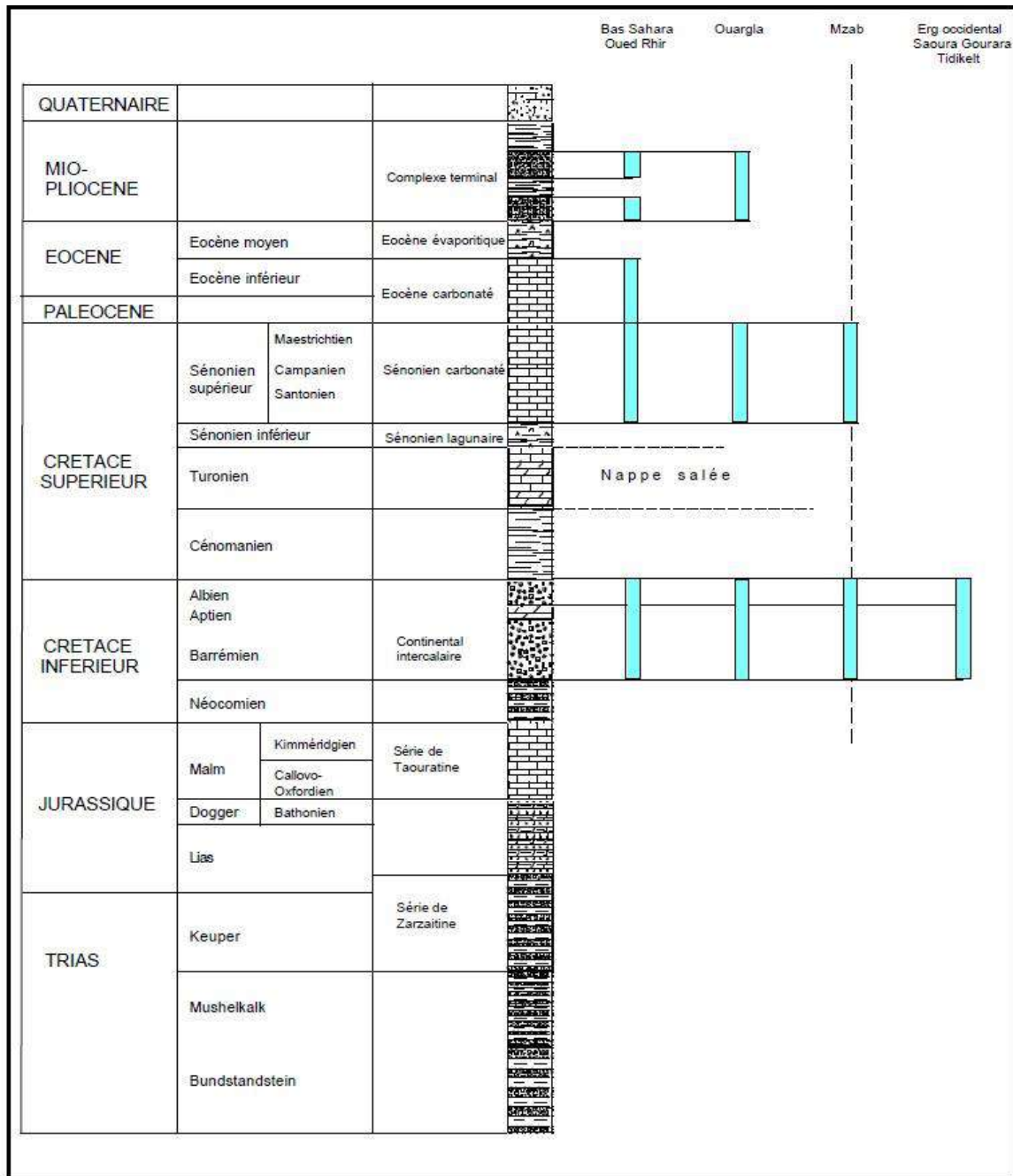


Figure 20. Les formations géologiques aquifères du Sahara Algérien

Dans le Sahara algérien, les formations secondaires, tertiaires et quaternaires présentent une épaisseur accrue dans la cuvette du sous-bassin du Grand Erg Oriental, tandis qu'elles sont plus minces, voire absentes (notamment pour le complexe terminal), dans le sous-bassin du Grand Erg Occidental. Ces formations, affleurant sur les bordures sud du bassin (plateaux de Tademaït et de Tinrhert), se retrouvent à grande profondeur à proximité de la flexure sud-atlasique. Cette configuration géologique favorise la présence d'aquifères multicouches, souvent captifs, au sein des grandes fosses de sédimentation.

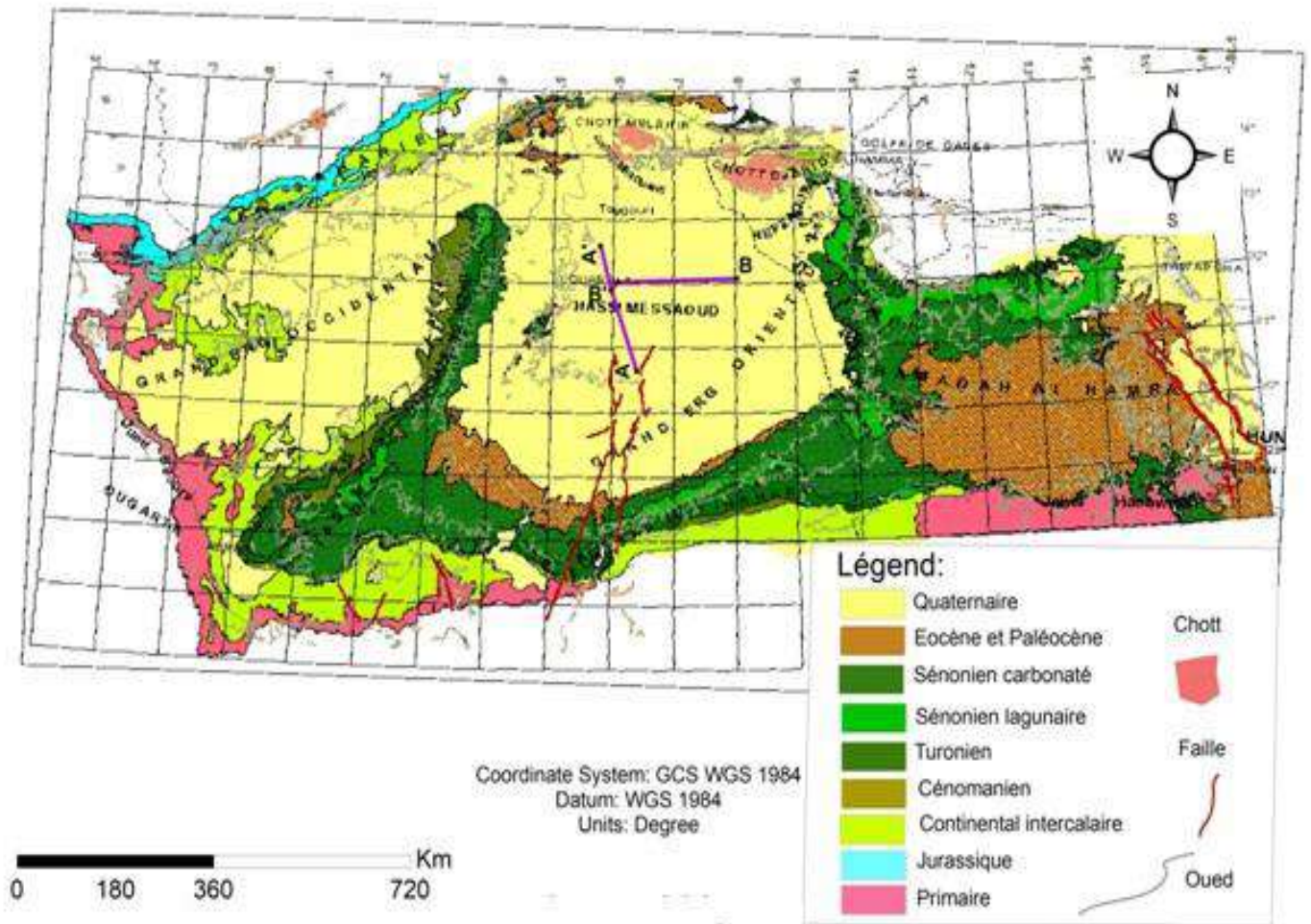


Figure 21. Extension des aquifères de SASS dans l'Algérie (OSS 2003)

2.2.1 Continental Intercalaire (CI)

2.2.1.1 Limites et lithostratigraphie de CI

Les formations du Continental Intercalaire (CI), surmontées directement par les argiles du Cénomanién, s'étendent en une auréole continue depuis El Goléa jusqu'à la limite sud de la Hamada El Hamra. Au nord-ouest du bassin, le CI affleure le long de l'Atlas Saharien, tandis qu'au nord-est, il est visible sur le Dahar et le Djebel Nefussa. Plus au sud, il repose sur des formations marines du Paléozoïque, qui affleurent de manière continue depuis la frontière marocaine, traversant le nord-ouest du bassin jusqu'à la ville de Hun, située à l'extrême sud-est de la région.

Le CI se définit comme un ensemble continental situé entre les plissements hercyniens, marquant le retrait de la mer de la plate-forme saharienne, et l'invasion marine du Crétacé supérieur. Ces formations se composent principalement de dépôts grés-argileux d'origine

continentale du Crétacé inférieur, auxquels s'ajoutent des sédiments marins ou lagunaires, identifiés grâce aux forages, intercalés entre le Paléozoïque et le Cénomanién.

Sur le plan hydrogéologique, le CI constitue le principal aquifère de la région. Les limites de cet aquifère, définies par les affleurements géologiques et les données des sondages, sont les suivantes :

- **Au nord-ouest** : le versant sud de l'Atlas Saharien, marqué par le contact entre l'Albien et le Cénomanién.
- **À l'ouest-sud-ouest** : les affleurements paléozoïques de l'Ougarta, visibles le long des cours de la Zousfana et de la Saoura.
- **Au sud** : la bordure des affleurements du CI sur le Paléozoïque, s'étendant d'Adrar à Hun et longeant les limites septentrionales des Tassilis et du Djebel Hassaouna.
- **Au nord** : la faille sud-atlasique au nord des Chotts, prolongée vers le golfe de Gabès par la faille d'El Hamma-Médenine.
- **Au nord-est** : les affleurements du CI au niveau du Dahar et du Djebel Nefussa.
- **À l'est** : les formations aquifères du Crétacé inférieur, bien qu'étendues au-delà du graben de Hun, deviennent saumâtres à l'est du méridien 16°, particulièrement dans le bassin de Syrte, ce qui marque la limite orientale de la zone d'étude dédiée à la nappe d'eau douce du CI.

Une coupe lithostratigraphique a été établie sur la base de la description des formations géologiques du Bas Sahara, avec des corrélations possibles avec celles de la Tunisie et de la Libye. Les formations superposées au-dessus de la discordance hercynienne se répartissent comme suit, de bas en haut :

- **Trias** : le **Trias inférieur** : Formé de couches argilo-gréseuses saturées en eau salée. Et le **Trias supérieur** : Constitué principalement de dépôts évaporitiques, avec des couches de sel massif dépassant parfois 1000 mètres d'épaisseur. Cette formation constitue une barrière imperméable qui protège les nappes d'eau douce du Continental Intercalaire (CI).
- **Lias** : Témoigne d'une incursion marine, avec des dépôts lagunaires ponctuels, mais dominé par des sédiments carbonatés.
- **Dogger** : Prédominance de formations carbonatées.
- **Malm** : Alternance de dépôts marins et lagunaires, composés essentiellement de calcaires.
- **Néocomien** : Présence d'argiles au nord et de grès au sud-est, accompagnées d'eau salée.

- **Barrémien** : Composé d'argiles et de grès au nord, et de formations gréseuses au sud. Il renferme de l'eau douce. Le grès du Barrémien représente le premier aquifère exploitable de la grande nappe du Continental Intercalaire, avec une épaisseur d'environ 100 mètres.
- **Aptien** : Situé entre les ensembles continentaux du Barrémien et de l'Albien, il est marqué par une transgression marine matérialisée par une couche dolomitique de 20 à 30 mètres d'épaisseur.
- **Albien** : Caractérisé par des dépôts gréseux plus importants que ceux du Barrémien, il constitue un réservoir majeur d'eau douce, avec une épaisseur atteignant environ 600 mètres.
- **Vraconien** : Présent uniquement au nord de la plate-forme, cette formation argileuse marque la limite supérieure du Continental Intercalaire et le retour à un environnement de sédimentation marine.
- **Cénomaniien** : Composé principalement d'argiles, de marnes et d'argiles gypseuses, avec une épaisseur avoisinant 400 mètres.

2.2.1.2 Géométrie et recharge de CI

Le toit du Continental Intercalaire (CI) est situé aux marges du Grand Erg Occidental et sous les plateaux du Tademaït, où il est généralement rattaché au Crétacé inférieur. Sur le plateau du Tinrhert, cette formation présente une alternance de couches argilo-gréseuses, argilo-calcaires ou argilo-gypseuses. Contrairement à certaines interprétations, cette série n'est incluse dans le Continental Intercalaire que dans les forages où elle est principalement composée de matériaux argilo-gréseux. Dans d'autres régions du Sahara, le CI débute presque systématiquement au sommet de l'Albien. Dans la zone étudiée, le toit est défini comme correspondant à la base du Cénomaniien. La base du Continental Intercalaire coïncide avec la discordance hercynienne sous les plateaux du Tademaït et du Tinrhert. Au prolongement nord de la dorsale d'Amguid, cette formation repose également sur des terrains primaires, alors qu'autour et sous le Grand Erg Occidental, elle recouvre des couches datant du Lias.

La profondeur du Continental Intercalaire peut atteindre localement 2 000 mètres, tandis que son épaisseur varie entre 200 et 1 000 mètres. En 2000, environ 3 500 points d'eau étaient exploités à partir de cette nappe. Elle affleure au Nord-Ouest le long de l'Atlas Saharien et au Nord-Est au niveau du Dahar et du Djebel Neffusa. Au Sud, elle est visible le long des formations sédimentaires du Paléozoïque.

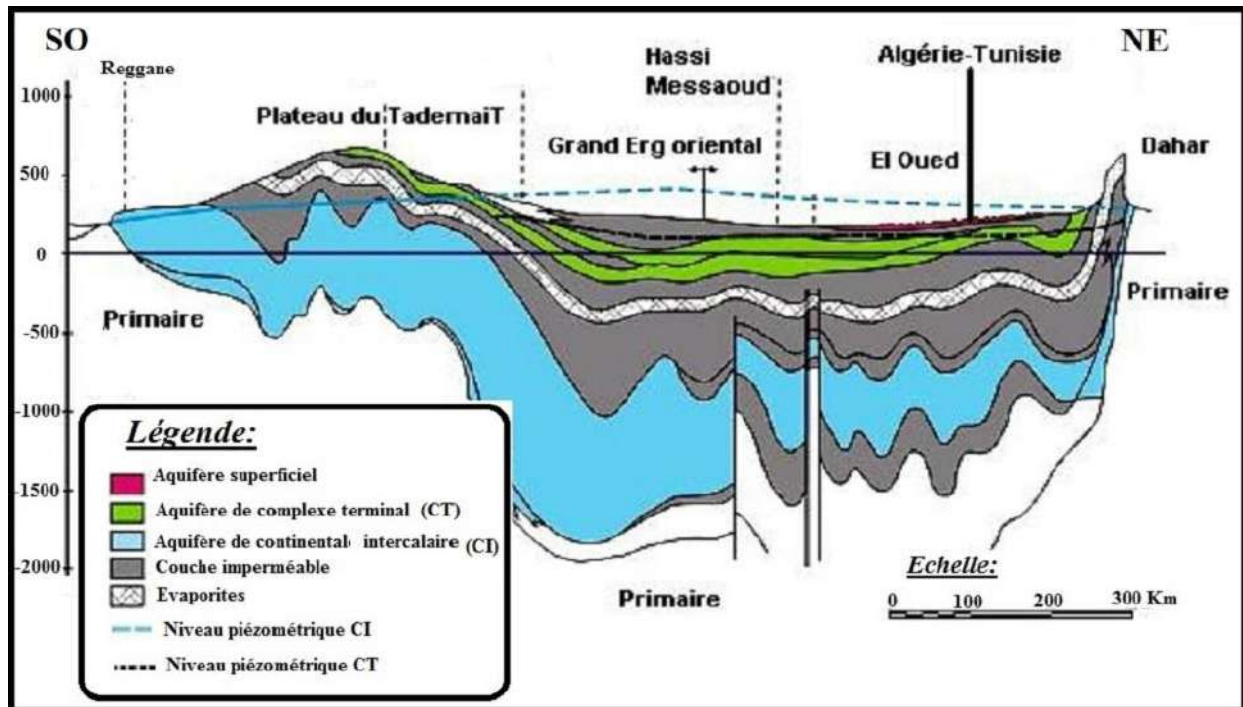


Figure 22. Coupe hydrogéologique synthétique des aquifères de SASS (OSS 2003).

2.2.1.3 Zones d’Alimentation de CI

Les caractéristiques structurales et climatiques de la région limitent le renouvellement des réserves des nappes. Le Continental Intercalaire, aquifère fossile, a permis, grâce à ses exutoires naturels (sources et foggaras), le développement d’oasis en harmonie avec l’écosystème saharien.

La recharge des nappes du Continental Intercalaire (CI) s’effectue principalement par l’infiltration directe provenant des piémonts de l’Atlas Saharien et du massif du Dahar, situés au Nord et au Nord-Est. Elle provient également des bordures occidentales, notamment dans les régions du Touat, du Gourara (Adrar) et, plus au sud, dans la zone de Tidikelt et le plateau du Tademaït (OSS, 2003). Par ailleurs, les bordures méridionales du plateau de Tinrhert, ainsi que leur prolongement en Libye jusqu’au Djebel Fezzan (ERESS, 1972 ; BRL, 1998), et le massif de Nefusa en Libye, contribuent également à cette recharge.

Une recharge actuelle indirecte des nappes du Continental Intercalaire est également envisageable dans les bordures nord du bassin saharien, sous certaines conditions spécifiques. Ces conditions incluent la présence de précipitations suffisantes, un relief suffisamment marqué pour favoriser le ruissèlement dans les oueds, ainsi que l’affleurement de formations perméables connectées à l’un des systèmes aquifères sahariens (Ould Baba Sy, 2005).

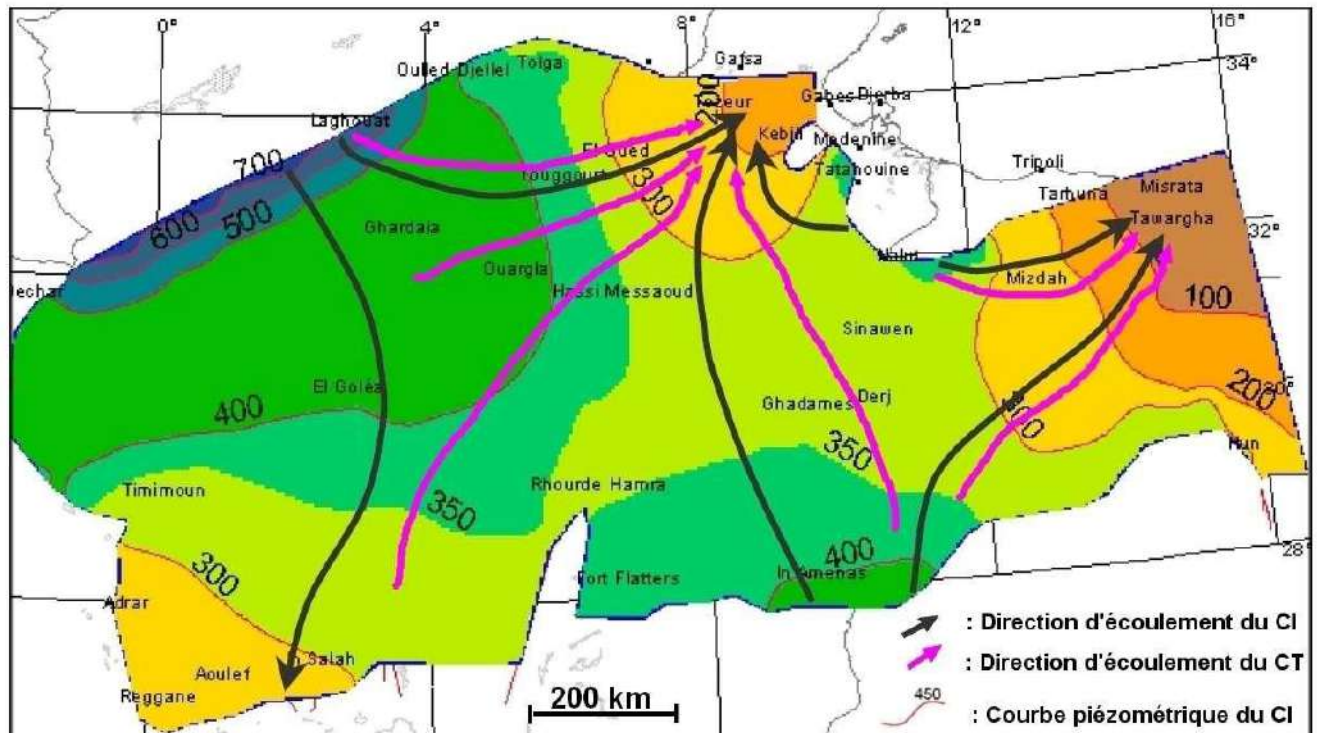


Figure 23. Carte piézométrique de l'aquifère de Continental Intercalaire (OSS 2005)

2.2.2 Le Complexe Terminal (CT)

2.2.2.1 Limites et lithostratigraphie de CT

L'aquifère du Complexe Terminal s'étend sur une vaste portion du bassin oriental du Sahara septentrional, couvrant environ 350 000 km². Le Complexe Terminal (CT) regroupe plusieurs aquifères interconnectés situés dans des formations géologiques distinctes. Cette notion, introduite dans le cadre du projet ERESS et développée par Bel et Cuche en 1969, englobe des nappes situées entre le Turonien et le Mio-Pliocène. Contrairement au Continental Intercalaire (CI), le CT présente une intercommunication hydraulique entre ses différents niveaux, à l'exception de certaines régions comme celle des Chotts, où des couches imperméables séparent les formations.

En Algérie, dans le Bassin Central, délimité à l'ouest par la Dorsale du Mزاب, le CT se compose des formations suivantes :

- **Le Turonien** est constitué de calcaires et de dolomies, formant un aquifère étendu sur l'ensemble du bassin, sauf dans le nord où il devient marneux et peu perméable. La nappe turonienne est globalement de bonne qualité, bien que des salinités élevées soient observées dans la région de Hassi Messaoud.

- **Le Sénonien inférieur**, ou Sénonien lagunaire, est une formation peu perméable jouant un rôle de barrière hydraulique efficace entre le CI et le CT.
- **Le Sénonien supérieur**, ou Sénonien carbonaté, est une formation perméable composée de carbonates, contribuant à la capacité aquifère du CT.
- **L'Éocène inférieur**, également carbonaté, est une formation perméable qui forme un ensemble lithostratigraphique continu avec le Sénonien carbonaté.
- **L'Éocène moyen**, constitué d'argiles gypseuses, est localisé principalement dans le nord du Bassin Central, dans la région des Chotts, où il agit comme une couche imperméable.
- **Le Mio-Pliocène** est caractérisé par une sédimentation fluvio-continentale hétérogène, avec une structure lenticulaire. Quatre niveaux principaux y sont distingués :
 1. Un niveau argileux, mince, présent uniquement au centre du bassin.
 2. Un niveau grés-sableux, le plus épais et constant (jusqu'à 400 m dans le sud de Gassi Touil), qui constitue le principal aquifère de cette période.
 3. Des argiles sableuses épaisses et quasi-imperméables, surtout présentes dans la région des Chotts.
 4. Un niveau sableux très épais, également dans la zone des Chotts, avec de vastes affleurements.

Les intercommunications entre les formations sénoniennes, éocènes et Mio-pliocènes sont clairement observables à l'échelle du bassin, sauf dans la région des chotts où l'Éocène moyen et supérieur, de nature imperméable, vient s'intercaler, limitant ainsi les échanges. La nappe turonienne, quant à elle, est davantage individualisée en raison de la couverture imperméable du Sénonien inférieur. Toutefois, sur les bordures du bassin, ses niveaux hydrauliques concordent avec ceux des formations sénoniennes ou Mio-pliocènes.

2.2.2.2 Géométrie du Complexe Terminal

La nappe du Complexe Terminal présente une profondeur comprise entre 100 et 600 mètres, avec une puissance moyenne de 300 mètres. Elle affleure dans plusieurs régions, notamment : au nord, dans le sillon des chotts algéro-tunisiens ; à l'est, le long du flanc oriental du Dahar ; au sud, sur les plateaux de Tinrhert et de Tademaït ; et à l'ouest, sur la dorsale du M'Zab.

Le Mio-Pliocène, dont l'épaisseur varie entre 50 et 100 mètres, s'épaissit dans la direction sud-ouest/nord-est. Cette formation, généralement aquifère, est exploitée dans tout le Sahara septentrional. Toutefois, la partie supérieure de cet aquifère est difficile à schématiser en raison de changements rapides de faciès, devenant plus argileux à l'intérieur du bassin (OSS 2003).

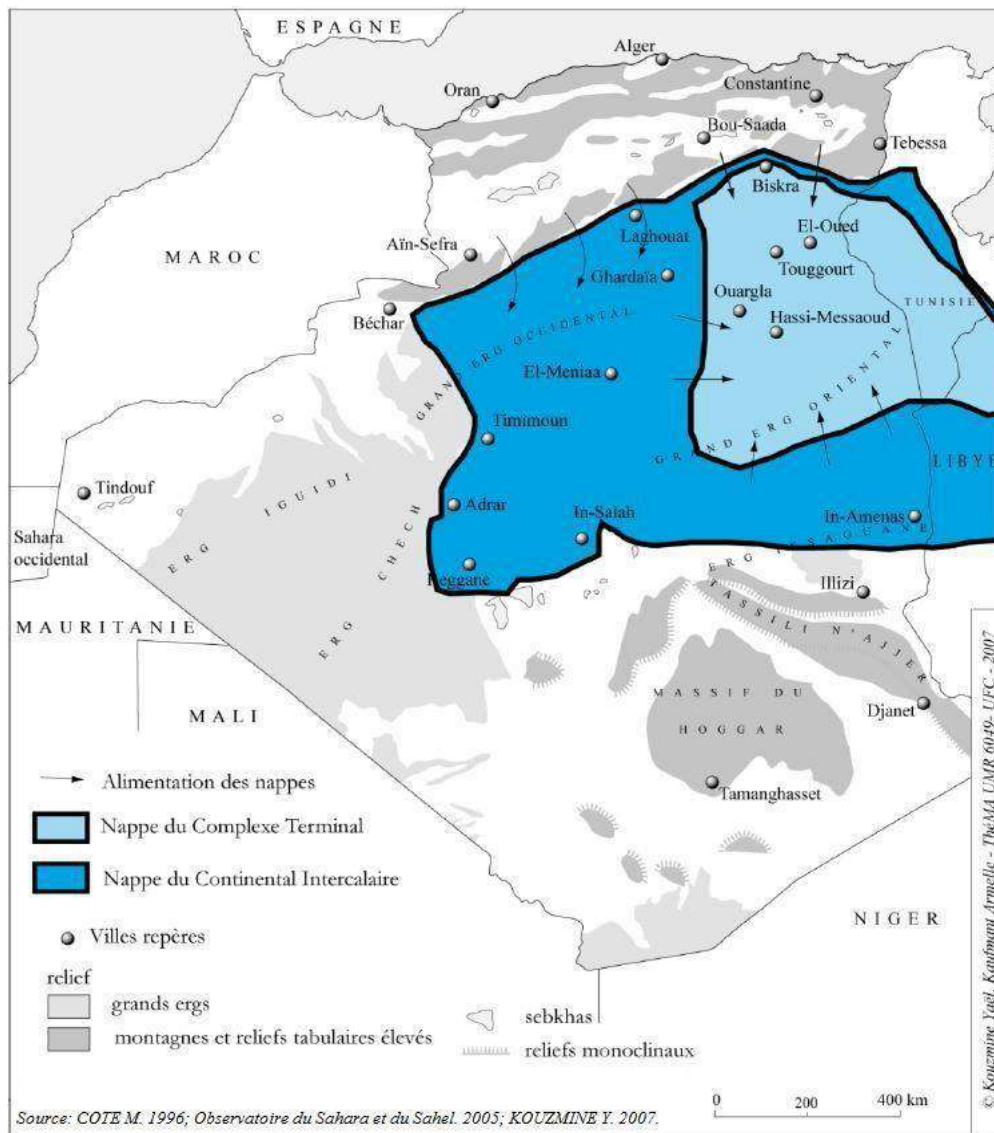


Figure 24. Extension géographique des nappes de complexe terminal.

2.2.2.3 Alimentation et Piézométrie du Complexe Terminal

Le Complexe Terminal (CT) est alimenté par plusieurs zones de bordures. L'alimentation en provenance de l'Atlas Saharien, entre Biskra et la frontière tunisienne, est caractérisée par des courbes isopièzes parallèles à l'Atlas. Cette alimentation peut avoir deux origines principales : d'une part, par la flexure sud-atlasique, et d'autre part, par l'infiltration des crues des oueds à l'aval de la faille atlasique. De plus, les eaux s'écoulant dans les plateaux de Tademaït et de Tinrherth convergent vers les principales sorties hydrauliques de Marwan et Melhir.

Les crues exceptionnelles, notamment celles des oueds N'sa et M'Zab, qui atteignent la Sebkhia Safioune au nord de la cuvette, participent également à l'alimentation de la nappe des sables Mio-Pliocène. Le réseau dense d'oueds sur le versant oriental du M'Zab joue un rôle clé dans cette recharge (Djidel, 2008). Par ailleurs, une contribution de la nappe captive du Continental Intercalaire pour alimenter les nappes sus-jacentes du CT est admise, que ce soit

par drainance à travers son toit semi-perméable ou par contournement et relais successifs en bordure du bassin (Gouscov, 1952). Les failles, telles que la grande faille Nord-Sud d'El Biode, constituent également des vecteurs d'échange entre le Continental Intercalaire et le Complexe Terminal.

La carte piézométrique, couvrant les formations calcaires sénoniennes, éocènes et les sables pontiens souvent en relais hydrogéologique, illustre une continuité des écoulements souterrains entre différentes zones (OSS, 2003). L'alimentation actuelle équivaut à environ $750 \text{ hm}^3/\text{an}$, et les écoulements se produisent selon les schémas suivants : à partir de la dorsale du M'Zab, l'écoulement converge vers les Chotts, avec un flux inversé allant du sud vers le nord sous le Grand Erg Oriental. Dans l'axe ouest-est, les eaux de l'Atlas Saharien se dirigent également vers les Chotts. Enfin, dans le sens sud-nord, les écoulements du plateau de Tinrhert convergent vers la zone des Chotts et le golfe de Syrte.

La piézométrie du Complexe Terminal montre un écoulement global du sud-ouest vers le nord-est, comme observé à l'échelle du bassin. Les principales directions d'écoulement identifiées sur la carte piézométrique sont : un flux sud-nord, partant du centre-ville de Ouargla jusqu'à N'Goussa, et un flux sud-ouest/nord-est, allant de Ouargla vers la zone des Chotts (Oum-Eraneb). Les paramètres hydrodynamiques dans la zone d'étude révèlent une transmissivité variant entre 8×10^{-3} et $9 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$, et un coefficient d'emmagasinement 5.10^{-3} à $3.10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$.

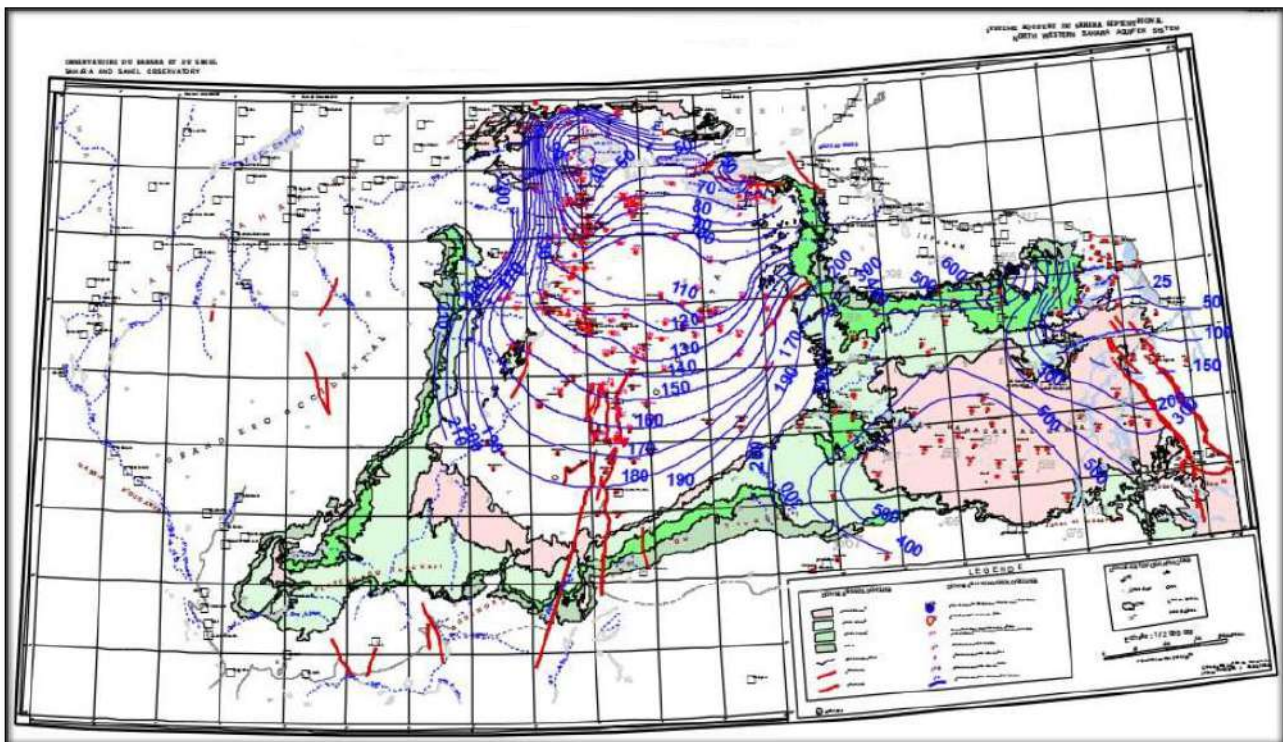


Figure 25. Carte piézométrique de l'aquifère de complexe terminal (OSS 2003).

2.3 Hydrogéologie de la région d'Adrar

2.3.1 L'Aquifère Principal du Bassin Occidental

L'aquifère principal du bassin occidental est constitué par la formation du Continental Intercalaire, omniprésente sur l'ensemble du domaine. Le Complexe Terminal, bien que présent sur le plateau du Tademaït où il offre une capacité aquifère médiocre, forme au nord, au-dessus de la « gouttière cénomanienne » du nord de l'Erg, une nappe alimentée par les infiltrations des crues des oueds issus du versant sud de l'Atlas. La carte géologique de la région du bassin occidental (Fig.26) met en évidence des affleurements significatifs du Crétacé supérieur, débutant avec la transgression cénomanienne.

Les formations du Continental Intercalaire, directement surmontées par les argiles du Céno-manien, affleurent en une auréole continue encerclant le massif du Tademaït, s'étendant d'El Goléa jusqu'à l'est d'In Salah. Au nord-ouest, le Continental Intercalaire affleure tout le long de l'Atlas Saharien. À l'ouest, dans la vallée de la Saoura, et au sud, il repose directement sur les formations marines du Paléozoïque, qui apparaissent en affleurement sous forme d'une ceinture continue.

Les observations des affleurements permettent de définir le Continental Intercalaire comme un ensemble composé principalement de formations continentales grés-argileuses du Crétacé inférieur. L'étude des coupes de forages a révélé la présence de sédiments marins ou lagunaires, post-paléozoïques et anté-cénomaniens, intercalés dans le Continental Intercalaire. Ces limites ont été établies en combinant les analyses des affleurements géologiques et des sondages, permettant ainsi une définition plus précise de cet aquifère clé.

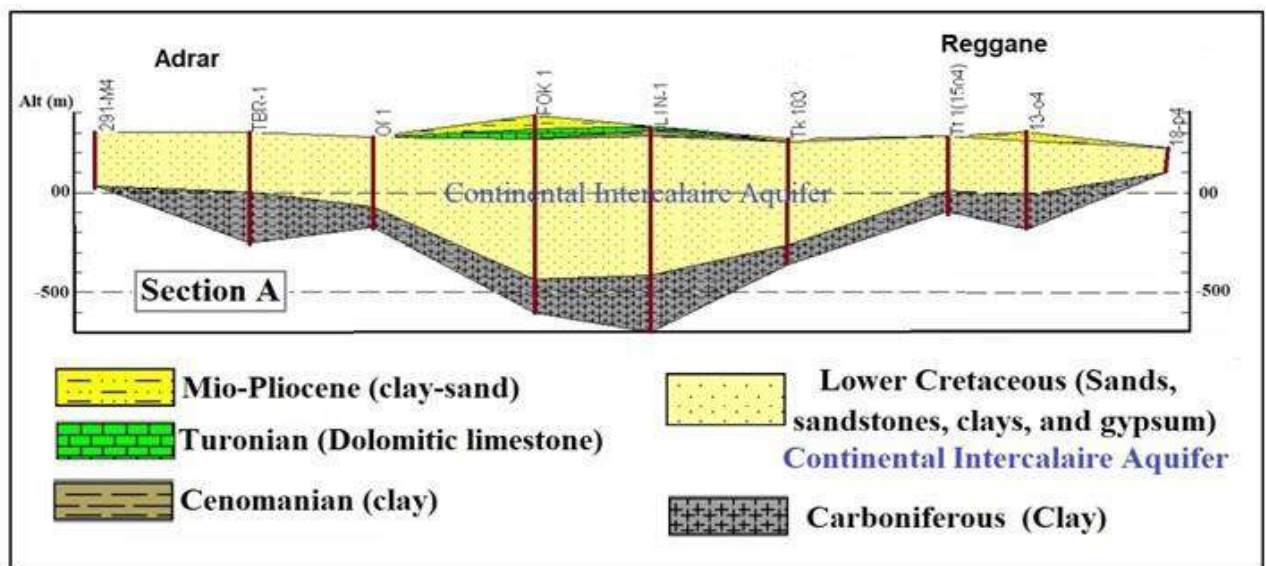


Figure 26. Coupe géologique dans la zone d'étude.

L'épaisseur de la formation du Continental Intercalaire dans le grand Erg occidentale varie entre 150 et 400 mètres, avec une diminution progressive en direction du sud et de l'ouest. Le niveau statique de la nappe oscille généralement entre 8 et 23 mètres par rapport à la surface du sol, mais peut atteindre jusqu'à 100 mètres dans certains forages (Figure 27).

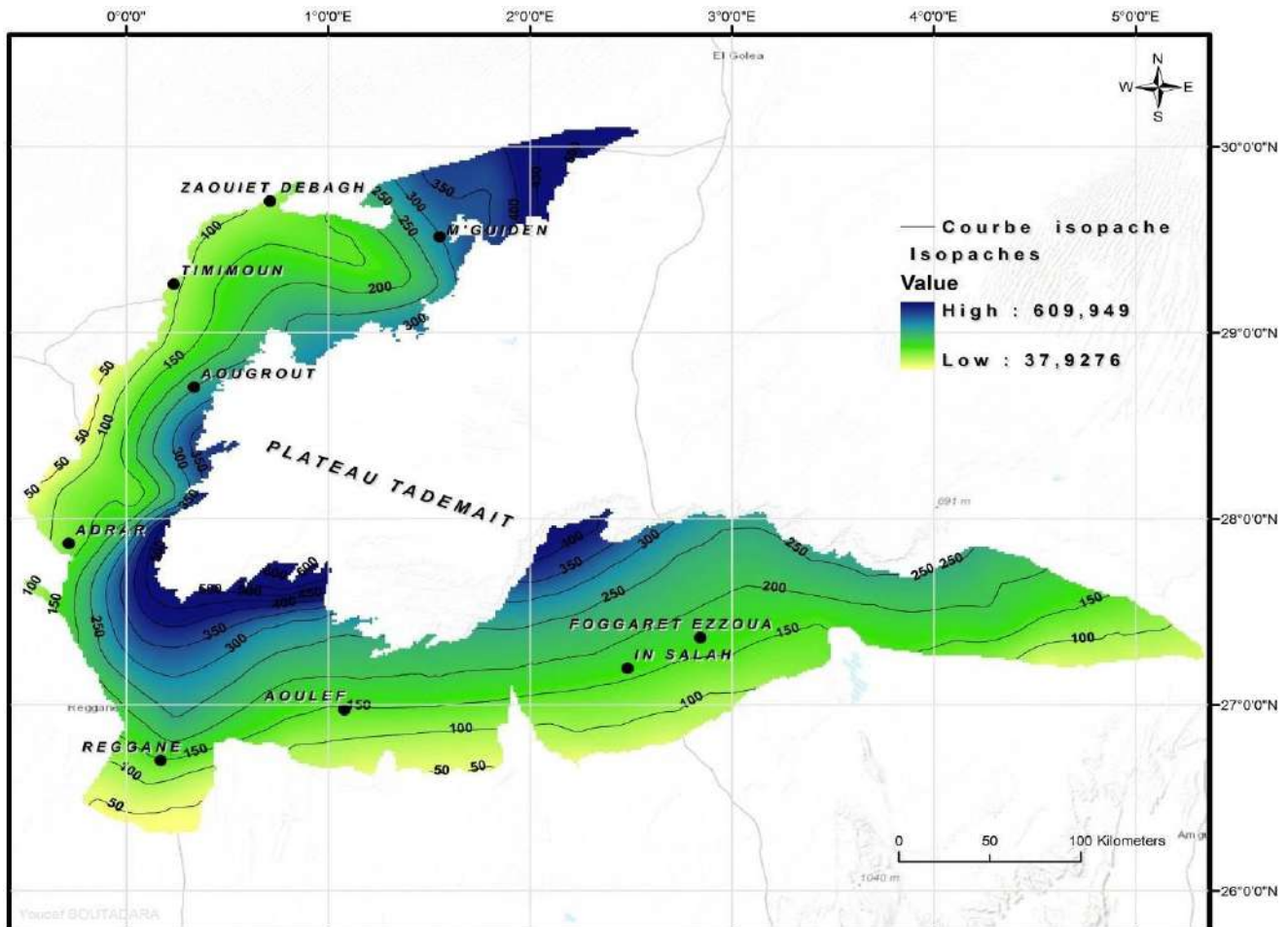


Figure 27. Carte de l'épaisseur de Continental Intercalaire (CI)

2.3.2 Lithologie de Continental Intercalaire

Les études hydrogéologiques ont montrées que la région d'étude abrite un aquifère solitaire, le Continental Intercalaire (CI) (Moulla et al. 2012 ; ANRH 2016). Cet aquifère, situé dans les formations du Crétacé inférieur, est principalement composé de sable, de gravier et de grès, avec des quantités variables d'argile (Fig. 2). L'épaisseur de la formation du Continental Intercalaire varie du nord au sud et d'est en ouest dans la région du Touat. L'aquifère s'amenuise contre le substrat argileux du Carbonifère. Dans la zone d'étude, la profondeur des forages accédant à cet aquifère est en moyenne comprise entre 120 et 200 mètres (ANRH 2016).

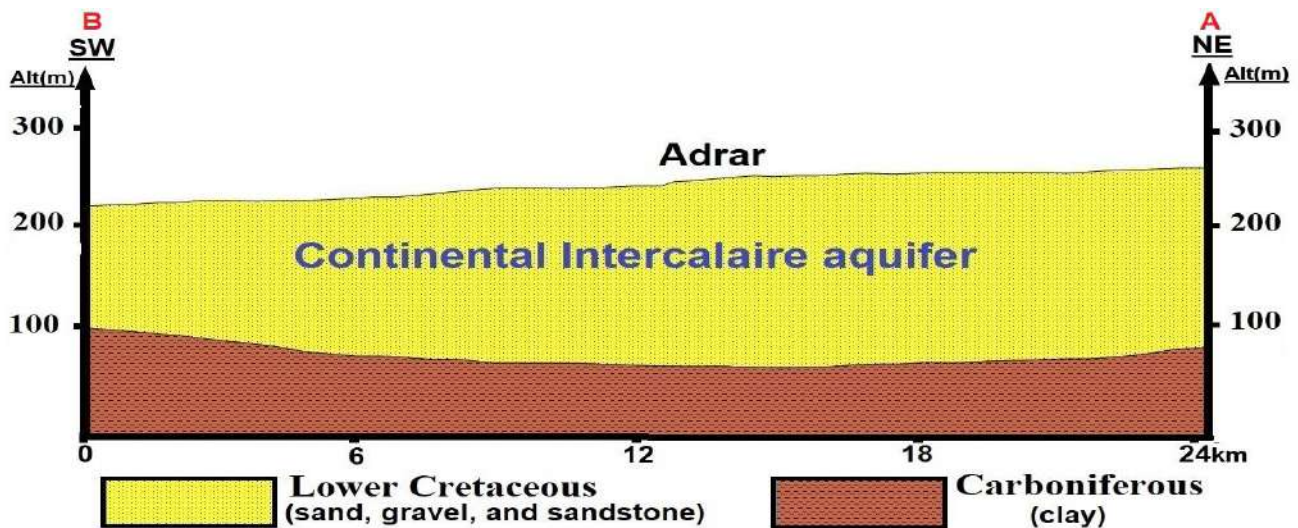


Figure 28. Coupe litho-stratigraphique dans la zone d'étude.

Une autre coupe corrélatrice a été réalisée dans la zone d'étude, en s'appuyant sur les données de forages fournies par l'ANRH d'Adrar. Cette coupe révèle que le réservoir de l'aquifère du Continental Intercalaire (CI) présente une complexité lithologique bien plus importante que le modèle simplifié souvent décrit dans la littérature sur l'hydrogéologie d'Adrar. Selon cette coupe lithologique, le CI est constitué de divers types de formations géologiques, notamment du gypse, du calcaire, du sable, du gravier et du grès, avec des proportions variables d'argile selon les localités. Cette diversité lithologique explique la complexité des processus hydrogéochimiques qui influencent la charge minérale des eaux du CI.

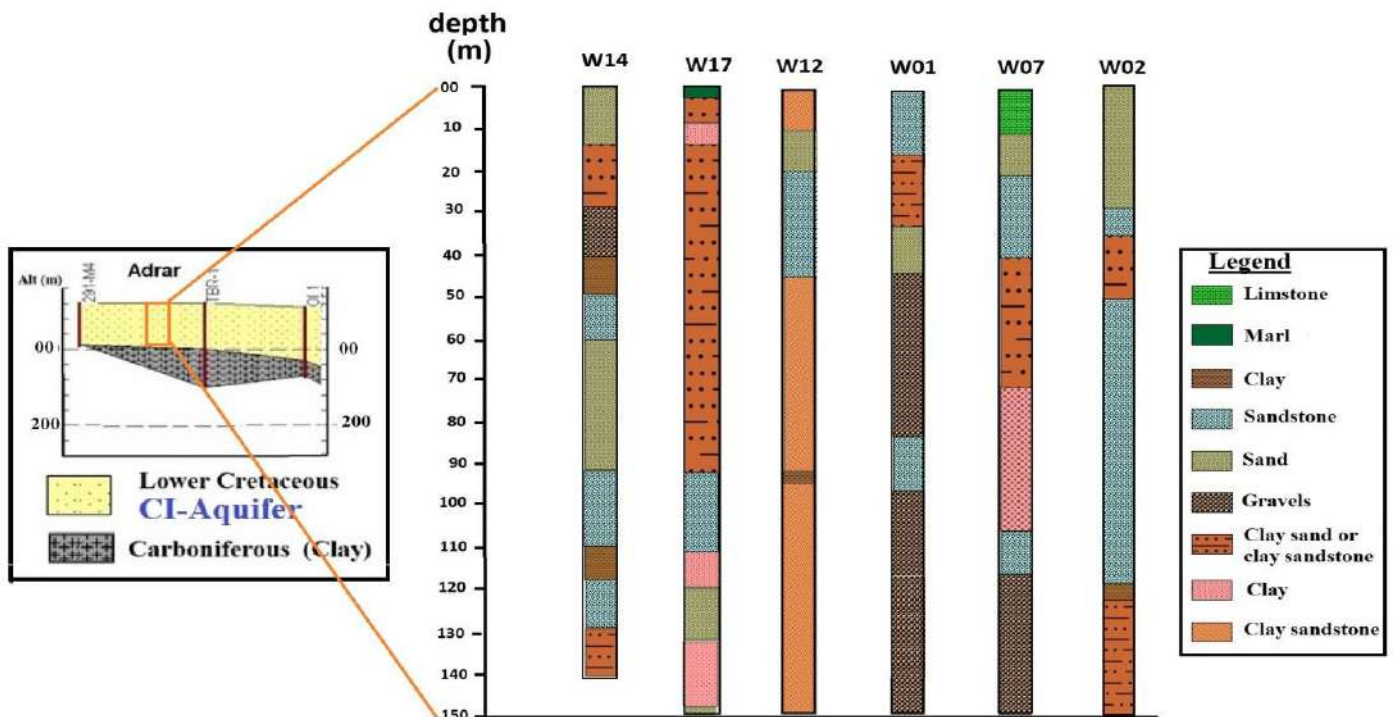


Figure 29: Coupe lithologique représentant la lithologie du CI dans la région d'Adrar.

2.3.3 Piézométrie de CI dans la région d'Adrar

2.3.3.1 L'écoulement régional de l'aquifère de CI

À l'échelle du bassin occidental, la carte piézométrique met en évidence que les écoulements souterrains de la nappe du Continental Intercalaire s'effectuent depuis l'Atlas Saharien, zone d'alimentation principale, en direction du sud et du sud-est, vers les zones d'exutoire. Ces écoulements suivent une pente générale de 0,9 ‰, correspondant à une dénivellation d'environ 350 mètres sur une distance de 400 kilomètres. Les courbes isopièzes atteignent la terminaison occidentale du plateau du Tademaït, où les eaux se répartissent en plusieurs directions : vers le sillon de Gourara (notamment Megueden ou Timimoun), le Touat ou encore la trouée de Reggane ([UNESCO, 1972](#) ; [OSS, 2005](#)).

L'analyse de la carte piézométrique met également en évidence les principales zones d'alimentation et d'exutoire de la nappe. Les zones d'exutoire identifiées incluent le Touat-Gourara, le Tidikelt, l'exutoire tunisien marqué par la faille d'El Hamma, et l'exutoire libyen localisé à Ain Tawargha. Par ailleurs, une anomalie piézométrique observée sur la dorsale d'Amguid semble liée à une drainance verticale vers le Complexe Terminal, facilitée par les failles présentes dans cette zone ([Idda et al., 2017](#)).

En plus les études hydrogéologiques ont données des valeurs de transmissivité de l'aquifère de CI varient entre 0,002 et 0,02 m²/s, des valeurs de coefficient de emmagasinement oscille entre $3,8 \times 10^{-4}$ et $4,25 \times 10^{-4}$ m/s. Les débits de pompage des puits varient entre 5 et 50 l/s.

2.3.3.2 Piézométrie 1971

Afin de suivre l'évolution de la piézométrie dans la région d'étude, la carte piézométrique de l'ERESS de 1971 (Fig. 30) a été reconstituée en s'appuyant sur 132 points de mesure couvrant l'ensemble du Système Aquifère du Sahara Septentrional (SASS). L'analyse de cette carte révèle que l'écoulement souterrain s'effectue généralement selon un axe Nord-Est/Sud-Ouest. Dans la partie Sud-Ouest, les courbes isopièzes sont resserrées, indiquant un gradient hydraulique relativement élevé, de l'ordre de 0,002. À l'inverse, dans la partie Nord-Est, les courbes isopièzes sont plus espacées, traduisant un gradient hydraulique faible, de l'ordre de 0,0003. Cette carte met également en évidence que le flux d'alimentation de la nappe du Continental Intercalaire provient principalement des rebords du plateau de Tademaït.

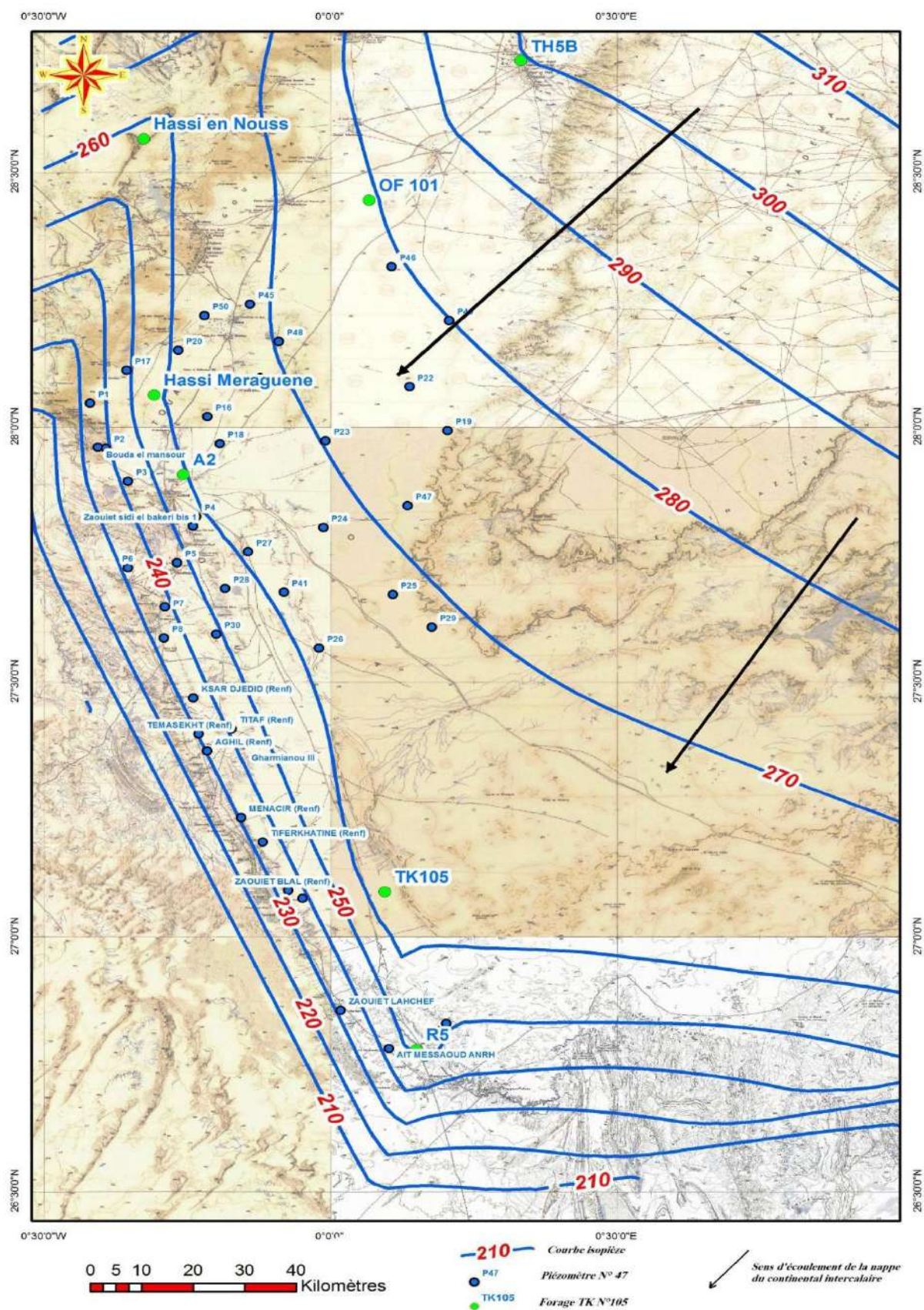


Figure.30. Carte piézométrique du Continental Intercalaire dans la région d'Adrar en 1971.

2.3.3.3 Piézométrie 2010

La carte piézométrique de 2010, élaborée à partir de données recueillies par 40 piézomètres du réseau piézométrique, met en évidence un écoulement généralisé orienté du nord-est vers le sud-ouest. Les lignes de courant divergent depuis le plateau de Tademaït en direction des régions méridionales. Une comparaison avec la carte piézométrique de 1971 révèle une baisse moyenne du niveau piézométrique d'environ 8 mètres. Cette diminution résulte principalement de la surexploitation de l'aquifère, causée par les forages et les foggaras, ainsi que de la faible recharge en eau liée aux conditions climatiques extrêmement arides. Par ailleurs, la carte permet d'estimer le gradient hydraulique, qui varie selon les zones étudiées : il est d'environ 0,003 dans la partie ouest, 0,0008 au centre et 0,0003 à l'est de la région.

2.3.3.4 Piézométrie 2022

Une carte piézométrique a été élaborée en se basant sur les données recueillies à partir de 18 forages captant l'aquifère du Continental Intercalaire (CI) dans la région d'Adrar. Ces mesures des niveaux d'eau permettent de représenter la surface piézométrique de l'aquifère étudié. Cette carte constitue un outil précieux pour déduire les directions d'écoulement souterrain, offrant ainsi des informations importantes sur la dynamique de l'aquifère et les interactions hydrologiques au sein de la région. Les résultats obtenus fournissent des données essentielles pour une gestion durable des ressources en eau et pour la mise en œuvre de stratégies de préservation de l'aquifère.

L'analyse de la carte piézométrique (Figure.32) révèle que l'écoulement souterrain suit une direction nord-est/sud-ouest. La zone amont de l'aquifère se situe à l'est de la région étudiée, à une altitude de 270 mètres, tandis que la zone aval se trouve au sud, à 220 mètres d'altitude. Le gradient hydraulique calculé varie entre 6,6 ‰ et 2 ‰. La carte met également en évidence des déformations des lignes équipotentielles, causées par un pompage intensif de l'aquifère du CI, comme observé au niveau des puits W-11 et W-12. Cette extraction annuelle d'eau de cet aquifère est estimée à environ 250 millions de mètres cube ([Benhamida 2020](#)).

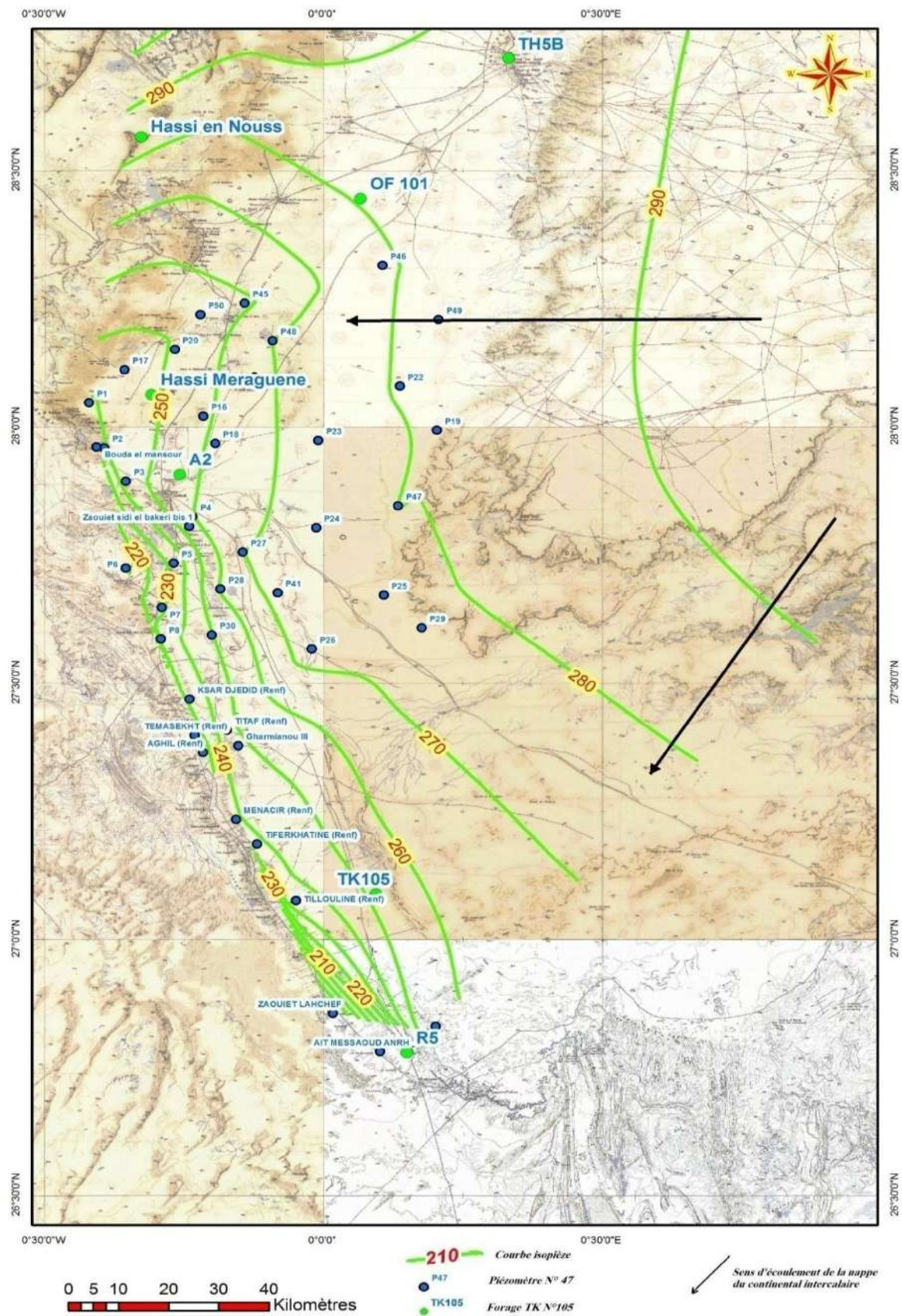


Figure.31. Carte piézométrique du Continental Intercalaire dans la région d'Adrar en mars 2010 (Benhamza, 2012).

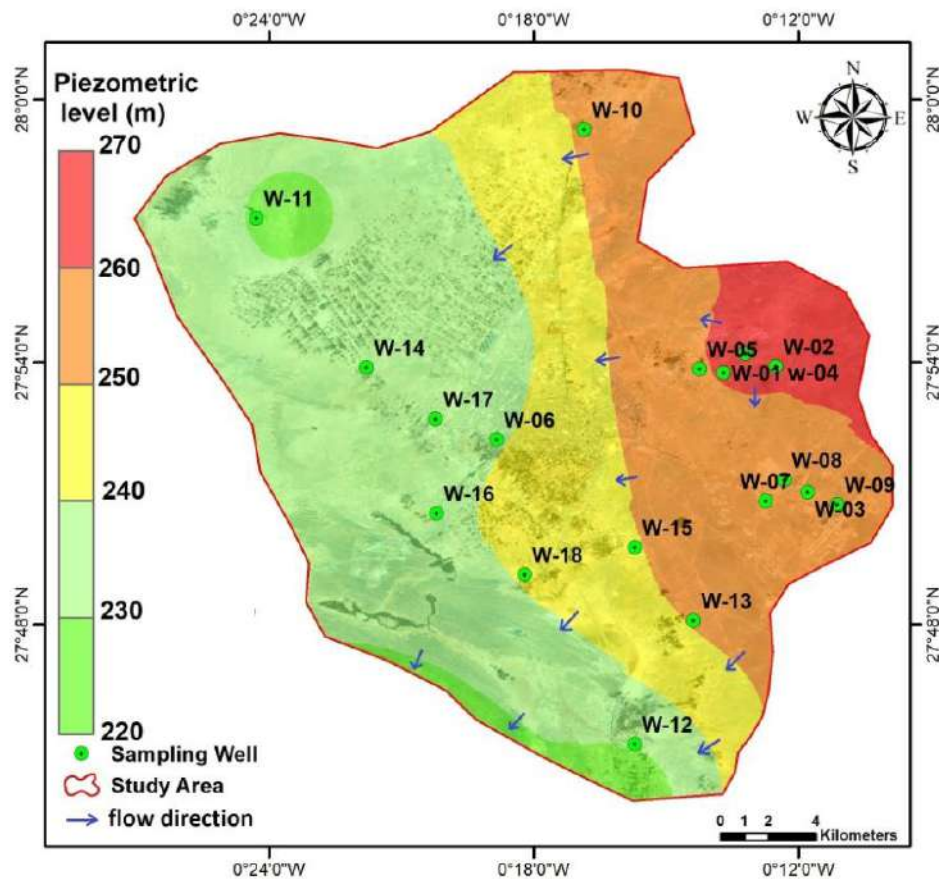


Figure 32. Carte piézométrique du Continental Intercalaire dans la région d'Adrar.

2.4 Les foggaras dans la région d'Adrar

Le terme foggara provient du mot arabe "Fedjara", qui signifie "jaillissement d'eau". Une foggara se définit comme un puits horizontal légèrement incliné, conçu pour drainer l'eau d'un aquifère jusqu'à la surface du sol (Fig.33) (Remini, 2023). Lors du creusement de la galerie, des puits verticaux sont réalisés pour permettre la pénétration de l'air et de la lumière, ainsi que l'évacuation des déblais. Une foggara est creusée lorsque le niveau statique de l'eau est supérieur à celui des jardins, afin de créer un écoulement par gravité. Pour garantir cet écoulement, la galerie est légèrement inclinée. La longueur des galeries varie de 100 à 14 000 mètres, tandis que le nombre de puits d'aération oscille entre 10 et 500, avec des profondeurs allant de 8 à 40 mètres. La foggara est constituée de deux parties principales : la partie amont, qui correspond à la galerie souterraine, et la partie aval, qui concerne le réseau de distribution de l'eau.

Dans les régions de Touat, Gourara et Tidikelt, désignées collectivement sous le nom de « croissant des oasis », se trouve le modèle de foggara le plus répandu et le plus documenté dans la littérature technique. Ces foggaras captent l'eau de l'aquifère du Continental

Intercalaire en périphérie du plateau de Tademaït, considéré comme le principal réservoir des foggaras (Remini, 2011 ; Remini, 2022). Ce système particulier de foggara, qui puise des eaux anciennes de l'aquifère profond, est appelé foggara albienne, foggara de Tademaït ou encore foggara du croissant des oasis (Remini, 2011). Les foggaras prennent leur origine au pied du plateau de Tademaït.

Le plateau de Tademaït, vaste région plane et rocheuse, est délimité par le Grand Erg Oriental à l'est, le Grand Erg Occidental au nord, l'Erg Chech à l'ouest et le massif du Hoggar au sud. Situé à une altitude moyenne de 600 mètres, ce plateau s'étend sur une superficie d'environ 15 000 km², avec des dimensions de 500 km sur 30 km, formant un croissant qui s'étire d'In Salah au sud-est jusqu'à Timimoun au nord-ouest. Avec un diamètre d'environ 300 km reliant Timimoun à In Salah à vol d'oiseau, la région comprend environ 3 000 km de galeries souterraines associées à 1 815 foggaras réparties sur cette surface (Remini et al., 2010). Ces foggaras puisent leur eau dans cette « mer invisible » depuis plus de 20 siècles. Le sous-sol du plateau de Tademaït abrite l'aquifère du Continental Intercalaire, dont la capacité est estimée entre 30 000 et 100 000 milliards de mètres cubes.

Les foggaras des régions de Touat, Gourara et Tidikelt constituent une structure collective qui partage l'eau collectée entre ses propriétaires. À la sortie de la galerie, une petite cuve triangulaire dotée d'un répartiteur en forme de peigne, appelée kasria, est utilisée pour répartir l'eau entre les propriétaires de la foggara. La répartition de l'eau dépend de la contribution de chaque propriétaire.

À partir de la kasria principale, chaque portion d'eau est acheminée par un canal, appelé seguia, vers un bassin de stockage nommé madjen, qui se remplit en 24 heures. Depuis ce madjen, l'eau s'écoule dans de petites seguias intégrées aux jardins (Guemoun) pour irriguer les palmiers et autres cultures. En général, dans le canal principal issu de la kasria principale, une portion d'eau destinée à une famille (ou un groupe de propriétaires) s'écoule jusqu'à un canal d'irrigation secondaire (Boutadara 2009). Une fois le partage effectué, l'eau circule dans des seguias de moindre section pour atteindre une kasria secondaire. À partir de cette dernière, l'eau est distribuée dans de petites seguias jusqu'aux kasrias tertiaires. Chaque propriétaire reçoit ainsi une part d'eau proportionnelle à sa contribution au développement et à l'entretien de la foggara.

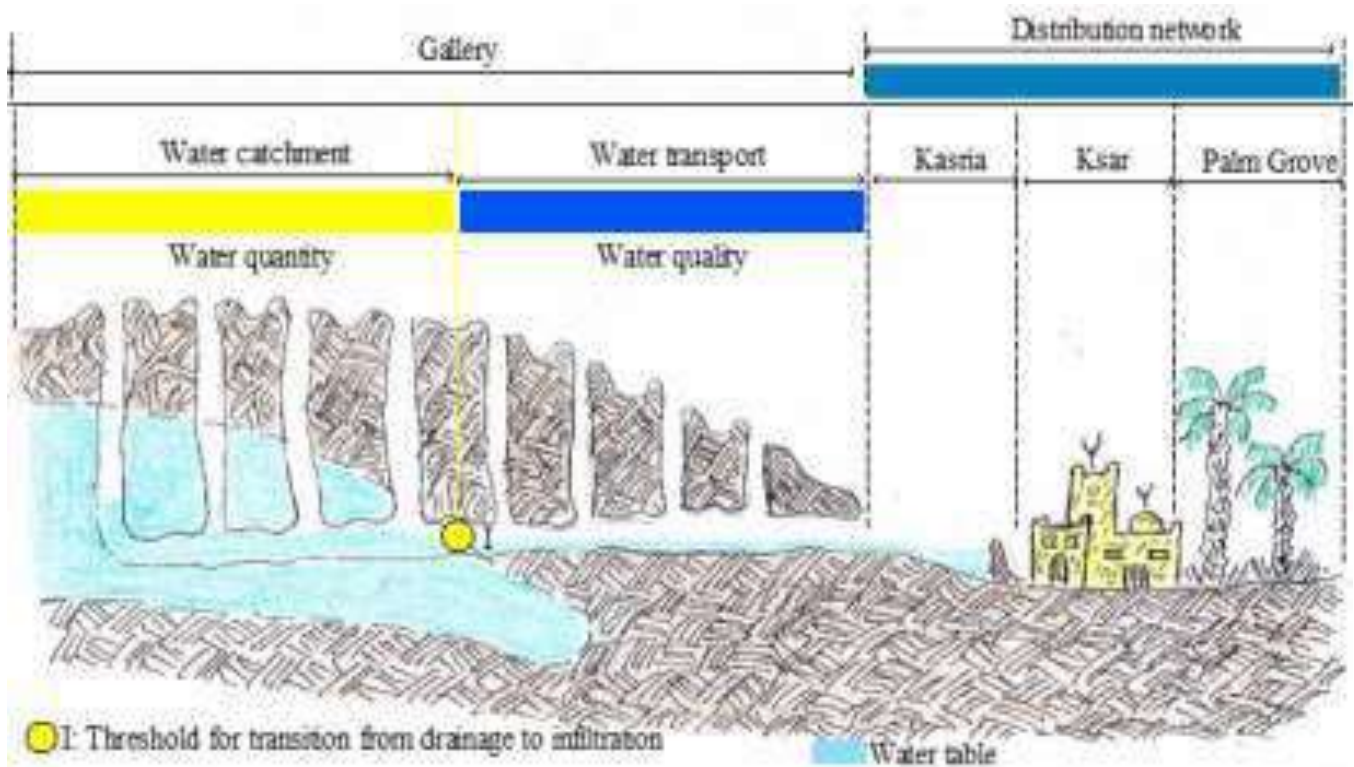


Figure 33 : Schéma d'une coupe longitudinale d'une foggara de l'Albien (Remini, 2024)

L'implantation des forages à proximité des foggaras a créé une interférence notable entre ces deux systèmes de captage. Les forages, grâce à leur capacité d'extraction élevée, exercent une pression significative sur les foggaras, un système traditionnel plus vulnérable. Les foggaras captent uniquement les premiers mètres saturés de l'aquifère du Continental Intercalaire, rendant leur productivité directement dépendante du niveau de la nappe. Toute fluctuation de ce niveau, causée notamment par les forages, entraîne une baisse de débit des foggaras.

Le positionnement des forages en amont des foggaras a accentué leur impact négatif, particulièrement lorsque les forages sont utilisés simultanément pour l'irrigation ou l'alimentation en eau potable. Une étude de simulation hydrodynamique a révélé que les forages réduisent considérablement le débit des foggaras, menaçant ainsi leur viabilité (Benhamza, 2012). Il est donc essentiel de déterminer le rayon d'influence des forages sur les foggaras pour limiter ces interférences et préserver ce patrimoine hydraulique unique.

Dans la région du Touat, l'agriculture moderne bénéficie de l'accès à la nappe de CI grâce aux forages, contrairement à l'agriculture oasienne qui dépend des foggaras. Cependant, le débit de ces systèmes traditionnels est insuffisant pour irriguer toutes les surfaces cultivées. Pour pallier ce déficit, les habitants des ksour adoptent des solutions comme la réhabilitation des foggaras, parfois en les alimentant par un forage, ou en détournant l'eau potable. Cette

dernière pratique est facilitée par le faible coût forfaitaire de 1500 DA pour l'eau potable, incitant les agriculteurs à acheminer cette ressource quasi gratuite vers leurs jardins à l'aide de conduites installées depuis leurs domiciles (Fig.34). Ces réseaux de tuyaux, souvent visibles en surface, sont tolérés par les autorités locales à condition que l'eau détournée soit utilisée pour des activités agricoles, contribuant ainsi à l'amélioration des revenus des habitants. Ce phénomène reste largement répandu dans les ksour de la région.



Figure 34. Réseau d'eau potable détourné pour l'irrigation des jardins à Tilouline (Hadeid et al. 2018)

3. Conclusion

La région d'Adrar repose sur un système hydrogéologique dominé par l'aquifère du Continental Intercalaire (CI), une ressource essentielle pour l'approvisionnement en eau. Intégré dans les formations géologiques du Crétacé inférieur, cet aquifère présente une lithologie variée, composée principalement de sables, de grès, d'argiles et de graviers, qui assurent une bonne capacité de stockage et de transmissivité. La profondeur des forages accédant à cet aquifère varie entre 100 et 200 mètres, tandis que l'épaisseur de la formation oscille entre 150 et 400 mètres, avec une diminution progressive en direction du sud et de l'ouest.

L'analyse piézométrique de la zone d'étude met en évidence un écoulement souterrain généralisé orienté du nord-est vers le sud-ouest. Le gradient hydraulique varie selon les secteurs : il est plus prononcé dans la partie ouest (environ 0,003) et s'atténue progressivement vers le centre (0,0008) et l'est (0,0003). Les études comparatives, notamment entre les cartes piézométriques de 1971 et 2022, révèlent une baisse significative du niveau piézométrique, conséquence directe de la surexploitation par les forages et des faibles taux de recharge en raison des conditions climatiques arides.

Ces fluctuations du niveau piézométrique ont un impact majeur sur les systèmes de captage traditionnels tels que les foggaras, dont la productivité est directement liée au niveau de la nappe. L'abaissement continu de ce niveau met en péril la durabilité des ressources en eau dans la région, affectant à la fois les besoins en irrigation et en alimentation en eau potable.

Chapitre 03:

**Caractérisation hydrogéochimique et
qualité des eaux de CI Adrar**

1. Introduction

L'objectif de ce chapitre est de déterminer la qualité chimique de l'eau dans l'aquifère du continental intercalaire d'Adrar pour une utilisation potentielle dans la consommation humaine, l'irrigation et l'utilisation industrielle, ainsi que d'identifier les processus hydrochimiques qui influencent la minéralisation de ces eaux.

L'appréciation de la qualité de l'eau destinée à la consommation a été réalisée en utilisant la méthode de groundwater quality index (DWQI) et le système d'information géographique (SIG). DWQI est une méthode couramment utilisée dans le monde pour déterminer la qualité de l'eau de surface et souterraine pour une variété d'utilisations domestiques, en prenant en compte diverses caractéristiques physico-chimiques. Cette méthode résume ces informations en un score unique facile à communiquer au public.

Pour évaluer la pertinence de l'utilisation des eaux souterraines pour l'irrigation, les facteurs qui influencent la qualité des sols et des plantes ont été étudiés, notamment la conductivité électrique (EC), le rapport d'adsorption de sodium (SAR), le pourcentage de sodium soluble (SSP), l'indice de perméabilité (PI), le rapport de Kelly (KR), la salinité potentielle (PS) et le rapport d'adsorption de magnésium (MAR). Ces paramètres sont ensuite combinés pour calculer l'indice de qualité de l'eau d'irrigation (IWQI) (Boussaada et al. 2023).

En ce qui concerne l'utilisation industrielle de l'eau, l'entartrage et la corrosion sont les indicateurs les plus couramment évalués. La corrosion est définie comme l'interaction physique et chimique entre le métal et son environnement, ce qui modifie les propriétés du métal (Shahmohammadi et al. 2018). L'entartrage, quant à lui, est un processus en plusieurs phases dans lequel les ions réagissent avec les substances existantes dans l'eau pour former un film déposé sur la surface interne des tubes. Différents indices, tels que le Langelier index, le Ryznar index, le Larson-Skold index, le Puckorius index et l'aggressive index, peuvent être utilisés pour évaluer ces processus (Amiri et al. 2021 ; Egbueri et al. 2020 ; Kaur et al. 2019)

La détermination des processus de minéralisation de l'eau souterraine de CI à été faite par l'emploi des méthodes hydrogéochimiques, telles que les diagrammes de Piper et Gibbs, ainsi que les rapports entre les éléments chimiques.

Les résultats de cette étude peuvent être utilisés pour améliorer la gestion des sources d'eau souterraine dans la région et prévenir la dégradation de l'environnement.

L'organigramme illustrant la méthodologie utilisée pour étudier l'évaluation de la qualité des eaux souterraines et des caractéristiques hydrogéochimiques de l'aquifère continental intercalaire d'Adrar est présenté à la (figure.35).

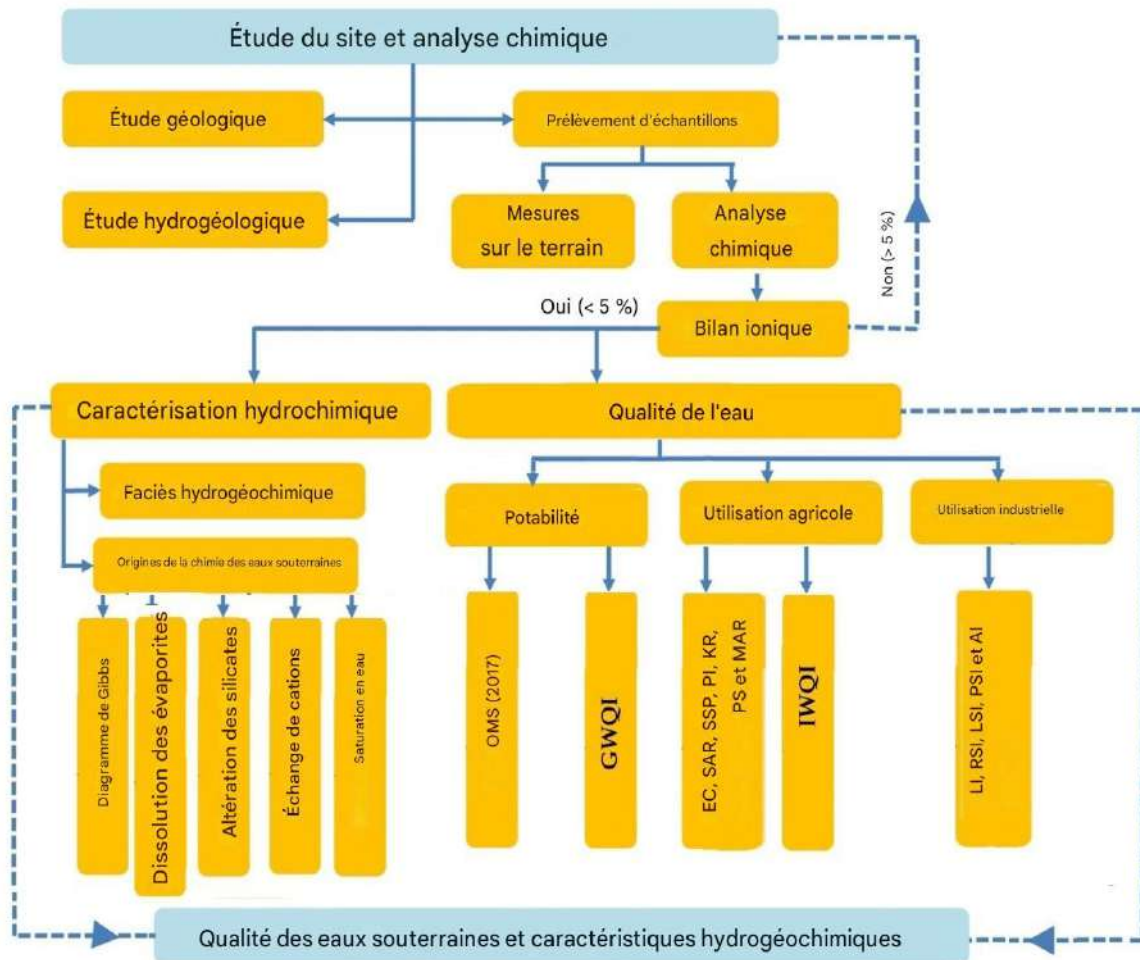


Figure 35. Organigramme montrant la méthode adoptée.

2. Matériels et méthodes

2.1 Échantillonnage et méthode d'analyse

Dans cette étude, dix-huit (18) échantillons d'eau ont été prélevés dans l'aquifère de CI de Adrar. Ces échantillons sont répartis dans la zone d'étude, afin d'obtenir des données représentatives de la variabilité spatiale du chimisme des eaux souterraines. Les paramètres physicochimiques ont été mesurés in situ à l'aide d'un multimètre portatif, tandis que les échantillons ont été filtrés sur site et stockés à une température inférieure à 4°C avant d'être transférés au laboratoire pour analyse. Les analyses ont été effectuées selon des techniques standard (Tab.10). La balance ionique a été calculée pour évaluer la fiabilité des résultats. Les résultats obtenus sont de qualité acceptable si le pourcentage d'erreur est inférieur à 5%.

Tableau 10. Résumé des méthodes analytiques utilisées

Ions	Paramètres	Titration	Equipement utilisés
Cations Majeurs	Calcium	Titration complexométrique à l'aide d'acide éthylène diamine tétra acétique (EDTA)	-
	Magnesium	Titration complexométrique à l'aide d'acide éthylène diamine tétra acétique (EDTA)	-
	Sodium	-	Photomètre de flamme
	Potassium	-	Photomètre de flamme
Anions Majeurs	Chloride	Méthode argentométrique utilisant AgNO ₃	Le Titrimètre (Metrohm)
	Sulfate	La méthode gravimétrique est basée sur la précipitation du sulfate sous forme de sulfate de baryum avec du chlorure de baryum.	-
	Nitrate	-	Spectroscopie UV-visible (LMSPUV1000B)

2.2 Qualité de l'eau pour différents usages

L'appréciation de la qualité de l'eau a été réalisée en deux étapes. Tout d'abord, les valeurs de l'eau prélevée ont été comparées avec les normes de l'Organisation Mondiale de la Santé (WHO 2017) pour l'eau potable (Tableau.11). Ensuite, l'indice de qualité de l'eau (DWQI) a été utilisé pour évaluer la potabilité de l'eau.

La méthode de l'indice de qualité de l'eau (DWQI) est une méthode mathématique qui permet de synthétiser un grand nombre de données sur la qualité de l'eau en un seul chiffre (Horton, 1965; Brown and al, 1970; Abbasnia and al, 2018 ; Ouerakh et al. 2021). Cette méthode a été développée pour évaluer la qualité de l'eau destinée à la consommation, en prenant en compte plusieurs paramètres tels que la turbidité, le pH, la conductivité, les métaux lourds, les nitrates, etc.

Dans cette étude, la qualité de l'eau souterraines de l'aquifère de CI d'Adrar a été évaluée en utilisant la méthode DWQI (Otman et al. 2020; Nafyad et al. 2018; Houatmia et al. 2016; Liaghat et al. 2013). Les données chimiques des échantillons d'eau analysés ont été comparées à la norme l'Organisation Mondiale de la Santé pour l'eau potable (WHO 2017), qui a été prise en compte pour le calcul de DWQI, dans le tableau 11.

Le calcul de DWQI se fait en trois étapes (Arfa et al. 2021 ; Touahri et al. 2022). Dans la première étape, chacun des 11 paramètres a été attribué un poids (w_i) en fonction de son importance relative dans la qualité globale de l'eau destinée à la consommation. Ces poids sont énumérés dans le tableau 11. Dans la deuxième étape, le poids relatif (W_i) est calculé. Le poids relatif calculé des valeurs W_i de chaque paramètre est également donné dans le tableau

11. Dans la troisième étape, une échelle de qualité (q_i) pour chaque paramètre a été calculée en divisant sa concentration dans chaque échantillon d'eau par sa concentration standard respective prescrite par la norme de l'organisation mondiale de la santé, et le résultat est multiplié par 100.

$$DWQI = \sum SI_i = \sum W_i q_i = \sum \left[\left(\frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \right) * \left(\frac{C_i}{S_i} * 100 \right) \right] \quad (\text{Eq. 1})$$

$$W_i = q_i / \sum_{i=1}^n q_i \quad (\text{Eq. 2})$$

Avec :

C_i : concentration de paramètre mesurée au laboratoire

S_i : valeur guide fixé par WHO (2017). (Tab.11)

w_i : le poids de paramètres

q_i : notation de paramètres (Tab.11)

W_i : le poids relatif, (équation 2)

SI_i : le sous-indice du paramètre i .

Les résultats obtenus pour l'indice de qualité de l'eau (DWQI) ont été classés en cinq catégories de qualité d'eau: excellente (<50.1), bonne (de 50.1 à 100.1), douteuse (de 100.1 à 200.1), permissible (200.1 to 300.1) et impropre à la consommation (>300.1).

Tableau 11. Poids des paramètres utilisés dans le calcul du DWQI.

Paramètres	Poids (q_i)	OMS (2017) (S_i)	Poids relatif (W_i)
pH	4.0	8.50	0.114285
CE	4.0	1000	0.114285
TDS	5.0	500	0.114285
Ca	2.0	75	0.057142
Mg	1.0	50	0.028571
Na	2.0	200	0.057142
K	2.0	12	0.057142
Cl	3.0	250	0.085714
HCO ₃	3.0	300	0.085714
SO ₄	4.0	250	0.114285
NO ₃	5.0	45	0.114285
Total	35.0	-	1.00

La teneur en ions présents dans l'eau a un impact sur la qualité de l'eau pour l'irrigation. Les eaux très minéralisées ont tendance à réduire la capacité d'absorption d'eau des cultures, ce qui peut entraîner des effets négatifs sur le développement des plantations et la production agricole en générale. Afin d'évaluer la qualité des eaux d'irrigation, la méthode de l'indice de qualité de l'eau pour l'irrigation (IWQI) a été utilisée dans cette étude. Le calcul de l'IWQI a pris en compte sept paramètres, à savoir la conductivité électrique (CE), le rapport d'adsorption de sodium (SAR), le pourcentage de sodium soluble (SSP), l'indice de

perméabilité (IP), le rapport de Kelly (RK), la salinité potentielle (PS) et le rapport d'adsorption de magnésium (MAR).

Les formules nécessaires pour estimer les paramètres d'irrigation sont données par les équations de 3 à 9 (Bouselsal and Saibi. 2022; Kebili et al. 2021).

$$\text{rapport d'absorption de sodium} = \frac{\text{Na}}{\sqrt{\frac{\text{Ca} + \text{Mg}}{2}}} \quad (\text{Eq.3})$$

$$\text{Pourcentage de sodium soluble} = \frac{\text{Na}^+ + \text{K}^+}{\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2} + \text{Na}^+ + \text{K}^+} \times 100 \quad (\text{Eq.4})$$

$$\text{le rapport de Kelly} = \frac{\text{Na}^+}{\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}} \quad (\text{Eq.5})$$

$$\text{indice de perméabilité} = \frac{\text{Na} + \text{K} + \sqrt{\text{HCO}_3}}{\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}} \times 100 \quad (\text{Eq.6})$$

$$\text{salinité potentielle} = \text{Cl}^- + \frac{1}{2} \text{SO}_4 \quad (\text{Eq.7})$$

$$\text{le rapport d'adsorption de magnésium} = \frac{\text{Mg}}{\text{Ca} + \text{Mg}} \times 100 \quad (\text{Eq.8})$$

The irrigation water quality index (IWQI) est calculé par application de l'équation suivante (Boussaada et al. 2023 ; El-aziz et al. 2018):

$$IWQI = \sum \left[\left(\frac{w_p}{\sum_{i=1}^7 w_p} \right) * (Q_i * 100) \right] \quad (\text{Eq.9})$$

avec:

Wi est le poids relatif (Tab.12), wi est le poids de paramètre d'irrigation, Qi est la cote individuel donné par la formule $Q_i = (C_i / S_i) \times 100$, Ci = la valeur calculée de paramètre par les équations 5 à 10, et Si est la norme pour l'eau d'irrigation (Tab.12).

Les résultats obtenus pour l'indice de qualité de l'eau d'irrigation (IWQI) ont été classés en cinq catégories de qualité d'eau: excellente (<50), bonne (50 to 100), douteuse (de 100 à 200), permmissible (200 to 300) et impropre à la consommation (>300).

Tableau 12. Paramètres nécessaires pour calculer l'IWQI.

paramètres	CE	SAR	SSP	RK	IP	SP	RAM
poids	4.0	5.0	5.0	3.0	3.0	3.0	2.0
W_i	0.160	0.200	0.200	0.120	0.120	0.120	0.080
Norme (S_i)	2250	18.0	40.0	2.0	85.0	10.0	50.0

La qualité de l'eau destinée à l'industrie a été évaluée en utilisant des indices spécifiques qui prennent en compte les problèmes de corrosion et d'entartrage. Les indices utilisés comprennent Indice de Langelier (LI), Indice de Ryznar (RSI), Indice de Larson-Skold (LSI),

Indice de Puckorius (PI) and Indice d'agressive (AI). Les équations numérotées de 12 à 20 ont été utilisées pour le calcul de ces indices (Shipra et al. 2020 ; Egbueri et al. 2020).

Langelier index (LI)

$$LI = pH - pH_s \text{ (Eq.10)}$$

$$pH_s = (9.3 + A + B) - (C + D) \text{ pour } pH > 9.3 \text{ (Eq.11)}$$

$$A = (\log_{10}(\text{TDS}) - 1) / 10 \text{ (Eq.12)}$$

$$B = -13.2 \times \log_{10}(T + 273) + 34.55 \text{ (Eq.13)}$$

$$C = \log_{10}(\text{Ca}^{2+}) - 0.4 \text{ (Eq.14)}$$

$$D = \log_{10}(\text{Alk}) \text{ (Eq.15)}$$

pH_s est le pH à l'état de saturation du CaCO_3

TDS est le total des solides dissous (mg/L)

T est la température ($^{\circ}\text{C}$)

Alk est l'alcalinité du CaCO_3 (mg/L)

Ryznar index (RI)

$$RI = 2pH_s - pH \text{ (Eq.16)}$$

Larson-Skold index (LSI)

$$LS = (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}) / (\text{HCO}_3 + \text{CO}_3) \text{ (Eq.17)}$$

Puckorius index (PI)

$$PI = RI - 2pH_s - pHeq \text{ (Eq.18)}$$

$$pHeq = 1.465 \times \log_{10}(T - \text{Alk}) + 4.54 \text{ (Eq.19)}$$

Aggressive index (AI)

$$AI = pH + \log_{10}(T - \text{Alk} \times \text{Ca}^{2+}) \text{ (Eq.20)}$$

T-Alk est l'alcalinité totale (mg/l CaCO_3)

Ca est la dureté calcique (mg/l CaCO_3)

2.3 Géochimie de l'eau

Pour déterminer les types d'eau, les données hydrochimiques ont été présentées sur le diagramme de Piper (1944). Le diagramme de Gibbs (1970) a été utilisé pour préciser l'origine probable des éléments majeurs contribuant à la minéralisation de l'eau. Des diagrammes bivariés ont également été utilisés pour estimer différents assemblages de minéraux dissous dans l'eau, en se basant sur l'analyse lithologique des logs de forage captant l'aquifère d'Adrar et les conditions climatiques de la zone d'étude.

Afin de déterminer les mécanismes d'acquisition de la minéralisation, le logiciel PHREEQC a été utilisé pour déterminer les indices de saturation vis-à-vis des minéraux existants dans le

réservoir de l'aquifère, tels que la calcite, la dolomite, le gypse, l'anhydrite et l'halite. Le niveau de saturation est indiqué par l'indice I_s , où une valeur de 0 indique un équilibre entre l'eau et le minéral, une valeur inférieure à 0 indique une sous-saturation, et une valeur supérieure à 0 indique une sursaturation. Si une solution est sous-saturée par rapport à un minéral, celui-ci aura tendance à se dissoudre. Par contre une solution sursaturée par rapport à un minéral, celui-ci aura tendance à se précipiter.

3. Résultats et discussions

3.1. Chimie des eaux souterraines

Les résultats analytiques pour les paramètres physico-chimiques, les concentrations des cations et des anions sont résumés dans le tableau.13 et la figure 36. Ainsi que les valeurs guidant de l'OMS pour l'eau potable (WHO 2017).

Tableau 13. Résumé sur les statistiques de l'hydrochimie de l'aquifère CI.

Paramètres	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	TDS	pH	CE
	En mg/l									/	μS/cm
Moy	70	56	214	19	339	263	159	23	1189	7.84	1923
Max	115	95.4	500	40	798	404	181	58	2269	8.07	3660
Min	21	30	110	9	160	172	138	9	713	7.38	1150
E-T	43,0	22,6	73	7,3	127,6	152	47,9	2,0	432	0.17	652
OMS 2017	75-200	30-150	200	12	200-400	200-500	300-500	45	500-1000	6.5-8.5	500-1500

3.1.1. Le pH

Le *pH* est la mesure de la concentration de l'ion hydrogène dans une solution donnée. Il résume la stabilité de l'équilibre entre les différentes formes d'acide carbonique. Dans les eaux souterraines profondes, le pH est influencé par le système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates, la nature géologique de l'aquifère et la température. Les valeurs de pH trouvées dans la zone étudiée sont tous alcalin, elles varient de 7.38 (W-08) à 8.07 (W-07) avec une moyenne de 7.84. Ces valeurs mesurées sont dans la norme de potabilité (WHO 2017).

3.1.2. La conductivité électrique (EC)

Le terme "conductivité électrique" est synonyme de "conductance électrique spécifique". L'unité standard de conductivité est mhom/cm mais est également représentée par μS/cm (Bouselsal et al. 2014). La conductivité électrique est généralement utilisée pour indiquer la concentration totale des constituants ionisés de l'eau naturelle. Elle est étroitement liée à la somme des cations (ou anions) déterminée par l'analyse chimique et, par conséquent, est bien

corrélée avec la valeur des solides dissous (TDS). WHO recommande comme valeur limite 1500 $\mu\text{S}/\text{Cm}$. Les eaux de l'aquifère de CI affichent des valeurs des conductivités électriques variant entre 1150 et 3660 $\mu\text{S}/\text{Cm}$ avec une moyenne de 1923 $\mu\text{S}/\text{Cm}$. Ainsi, les valeurs mesurées dans la zone d'étude ne sont pas cohérentes avec les normes fixées par l'organisation mondiale de la santé.

Les valeurs de conductivité électrique (EC) des échantillons collectés présentent une forte variabilité, allant de 1150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 3660 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les valeurs les plus élevées sont mesurées dans la partie aval (SO) de la zone d'étude, alors de les valeurs le plus bas sont mesurées dans la partie amont de la zone d'étude (NE).

3.1.3. La matière dissoute totale (TDS)

Le TDS comprend les composants minéraux dissous. Les TDS sont mesurés en évaporant un échantillon d'eau filtrée pour peser le résidu. Une concentration de TDS inférieure à 500 mg/l est généralement considérée comme acceptable, mais au-delà de ce seuil, l'eau peut être impropre à la consommation et à de nombreuses utilisations industrielles. Les principales sources de TDS dans les eaux souterraines sont les bicarbonates, carbonates, sulfates, chlorures et calcium. Des méthodes telles que l'osmose inverse, l'électrodialyse, l'échange ionique et la distillation solaire sont utilisées pour réduire le TDS. Une concentration élevée de TDS peut affecter le goût, la dureté et les propriétés corrosives de l'eau. Les TDS sont cruciaux pour évaluer la qualité de l'eau, car ils fournissent des indications sur sa dureté, qui varie en fonction des régions géologiques en raison des différences de solubilité des minéraux.

Dans la zone d'étude, les niveaux de TDS varient de 713 à 2269 mg/l, avec une moyenne de 1189 mg/l. La répartition spatiale des valeurs de TDS sont similaire à celle de la conductivité électrique, indiquant que la minéralisation des eaux de CI augmentant le long de la direction d'écoulement des eaux souterraines. Le TDS permet de classé les eaux souterraine en eau douce (44.44 %, avec $\text{TDS} < 1000 \text{ mg/l}$) et eau saumâtre (55.56 %, avec $1000 < \text{TDS} < 10000 \text{ mg/l}$) (Freeze and Cherrey, 1979 ; Carroll, 1962).

3.1.4. La dureté totale (TH)

La mesure de la dureté de l'eau est essentielle pour évaluer sa qualité en vue de son utilisation domestique, agricole, et industrielle, principalement attribuée aux ions de calcium et de magnésium. Elle se divise en dureté temporaire, éliminable par ébullition, et dureté permanente, résistante à cette méthode, leur somme constituant la dureté totale. Cette caractéristique reflète les interactions de l'eau avec les formations géologiques traversées. La dureté totale, exprimée en équivalents de CaCO_3 , se calcule par l'ajout des concentrations de

calcium et magnésium, utilisant la formule $TH = [Ca + Mg \text{ (en méq/l)}] * 50$. Le calcium et le magnésium sont les principaux contributeurs à la dureté de l'eau, entravant l'action nettoyante du savon. La dureté est alors la mesure de la capacité de ces ions à neutraliser le savon. Pour l'eau potable, une dureté totale maximale de 500 mg/L est conseillée, au-delà de 300 mg/L, elle peut affecter la santé cardiaque et rénale. Selon la classification de [Sawyer et McCarty \(1967\)](#), adoptée par [l'USEPA en 1994](#), une eau est considérée douce sous 75 mg/l de $CaCO_3$, moyennement dure entre 75 et 150 mg/l, dure entre 150 et 300 mg/l, et très dure au-delà de 300 mg/l. Dans la région d'Adrar, les valeurs de TH allant de 226 à 584 mg/L de $CaCO_3$ avec une moyenne de 411, à l'exception de forages W-02 et W-06, la majorité des eaux souterraines affichent une dureté totale classée comme "très dure", mettant en lumière le besoin de traiter et de diminuer cette dureté pour garantir la sécurité et la fiabilité des ressources hydriques.

3.1.5. Le sulfate

L'ion de sulfate (SO_4^{2-}) est une forme oxydée du soufre, produite principalement lorsque les minéraux sulfidés subissent une altération au contact de l'eau aérée. Des ions hydrogène sont également produits en quantité considérable dans ce processus d'oxydation ([Hem, 1989](#)). Le soufre est largement distribué sous forme réduite dans les roches magmatiques et sédimentaires sous forme de sulfures métalliques. La pyrite, en particulier, constitue une source majeure de sulfate et de fer ferreux dans les eaux souterraines. Son oxydation est également promue par les humains à travers la combustion de combustibles fossiles et la fusion de minerais contenant de la pyrite. Le sulfate se trouve dans certains minéraux de roches magmatiques du groupe des feldspathoïdes, mais les occurrences les plus étendues et importantes sont dans les sédiments d'évaporite, la plupart solubles dans l'eau ([Hem, 1989](#)). Le sulfate de calcium soluble sous forme de gypse, ou d'anhydrite, constitue une part considérable de nombreuses séquences de roches évaporites. Le sulfate de strontium est moins soluble que le sulfate de calcium, et le sulfate de baryum est presque insoluble, mais ces deux sels sont relativement rares. Le sulfate de sodium soluble est formé dans certains lacs de bassins fermés ([Hem, 1989](#)). Les sulfates sont actuellement recyclés de l'atmosphère et de la solution de minéraux sulfatés dans les roches sédimentaires, bien que dans l'histoire de l'hydrosphère, la plupart des sulfates proviennent probablement de l'oxydation de sulfures de roches magmatiques et de gaz ([Davis et DeWiest, 1991](#)). Toutes les précipitations atmosphériques contiennent du sulfate, qui est l'un des principaux constituants dissous de la pluie et de la neige. Ce sulfate provient de l'oxydation des gaz dioxyde de soufre et sulfure d'hydrogène, et des particules de poussière contenant des minéraux sulfatés. Les émissions de

soufre dues à l'activité humaine, notamment la combustion de combustibles fossiles et la fusion de minerais, contribuent significativement à la pluie acide, ayant des impacts écologiques négatifs. Par ailleurs, les vasières intertidales sont des sources naturelles de sulfure d'hydrogène, produit par des bactéries qui réduisent les sulfates en oxydant les composés organiques. Ce processus produit du sulfure d'hydrogène, qui peut rester sous forme gazeuse ou réagir avec le fer pour former du sulfure de fer, purifiant ainsi l'eau de ces composants. La teneur en sulfate des eaux souterraines normales dans les roches magmatiques et les roches sédimentaires intergranulaires est généralement inférieure à 30 mg/L. Dans les dépôts de gypse et d'anhydrite, la concentration en SO_4^{2-} peut atteindre le point de saturation du gypse, correspondant à environ 1360 mg/l. Dans l'eau de l'aquifère de CI, les concentrations en sulfates oscillent entre 172 et 404 mg/l, avec une concentration moyenne située à 263 mg/l. Le taux le plus élevé, soit 404 mg/l, a été enregistré au puits W-07 situé dans le sud-est de la zone étudiée. À l'opposé, le niveau le plus faible a été observé au puits W-04, qui se trouve dans la partie nord-est. Dans cette région, le sulfate est l'anion prédominant, sa présence s'expliquant essentiellement par la dissolution des évaporites, telles que le gypse et l'anhydrite.

3.1.6. Le chlore

Le chlore (Cl^-) est l'élément le plus abondant dans le groupe des halogènes, qui comprend le fluor, le brome et l'iode. Plus des trois quarts de la quantité totale de chlore présente dans la croûte terrestre externe, l'atmosphère et l'hydrosphère sont sous forme de l'ion chlorure, Cl^- , dissous dans l'eau de mer (environ 19 000 mg/l). Sur la base des teneurs moyennes en chlorure dans les roches, seule une petite partie de son contenu dans l'eau de mer est due à l'altération des roches. L'essentiel provient du dégazage de la croûte terrestre par des émanations volcaniques, qui, au début de l'histoire de la Terre, ont donné naissance au chlore dans l'atmosphère et les océans primordiaux (Matthess, 1982). Le chlore est volatil, se dissout facilement dans l'eau et n'est pas stable dans l'atmosphère. En raison de son effet oxydant fort et rapide, le chlore est utilisé depuis longtemps comme désinfectant dans la purification des approvisionnements en eau. Le chlorure est présent dans les différents types de roches en concentrations inférieures à celles de tous les autres principaux constituants des eaux souterraines. Les roches sédimentaires, en particulier les évaporites, sont des sources considérablement plus importantes de chlorure que les roches magmatiques. En général, le chlorure dans les eaux souterraines provient de quatre sources différentes : (1) le chlorure de l'eau de mer ancienne piégée dans les sédiments, (2) la dissolution de la halite et des minéraux apparentés dans les évaporites, (3) la concentration par évaporation du chlorure apporté par la

pluie ou la neige, et (4) les retombées sèches de l'atmosphère, en particulier dans les régions arides (Davis et DeWiest, 1991). Le chlorure entre également dans le cycle hydrologique à partir de déchets liquides et solides, d'engrais et de sel routier. Les valeurs de Cl^- dans les eaux souterraines potables normales sont inférieures à 30 mg/l, des valeurs plus élevées indiquant communément le mélange d'eaux minéralisées ou la pollution anthropogénique (Matthess, 1982). Une fois dissous dans les eaux souterraines, le chlorure reste en solution et son comportement est souvent qualifié de «conservateur» : les ions chlorure n'entrent pas significativement dans des réactions d'oxydation ou de réduction, ne forment pas de complexes solutés importants avec d'autres ions sauf si les concentrations de chlorure sont extrêmement élevées (Hem, 1989). Pour toutes ces raisons, le chlorure a souvent été utilisé comme traceur conservateur. La concentration de chlorure (Cl^-) varie de 160 à 798 mg/l, avec une valeur médiane de 339 mg/l. Le niveau maximal de chlorure, atteignant 798 mg/l, a été mesuré dans le puits W-17, localisé à l'ouest de la zone examinée. En contraste, le taux minimal, s'élevant à 110 mg/l, a été détecté dans le puits W-08 situé dans le nord-est de la zone. Il est à noter que dans cette région, la présence dominante de chlorure résulte principalement de la dissolution de l'halite et les apports anthropiques.

3.1.7. Les ions bicarbonate

Les ions bicarbonate (HCO_3^-) dans les eaux souterraines proviennent principalement du CO_2 atmosphérique et du sol, et de la dissolution de roches carbonatées telles que le carbonate de calcium et le carbonate de calcium-magnésium (dolomite). Le terme alcalinité est souvent utilisé comme synonyme de la mesure du contenu en bicarbonate et carbonate dans les eaux souterraines. Notez que cet usage du mot alcalinité est contraire à l'usage chimique commun dans lequel seule l'eau avec un pH de plus de 7,0 est considérée comme alcaline (Davis et DeWiest, 1991). Les eaux souterraines contiennent généralement plus de 10 mg/l mais moins de 800 mg/l de bicarbonate, habituellement entre 50 et 400 mg/L (Davis et DeWiest, 1991). Des concentrations supérieures à 1000 mg/L peuvent se produire dans l'eau à faible teneur en terres alcalines, en particulier à des concentrations élevées de CO_2 causées par des processus endogénétiques ou diagenétiques tels que dans les zones de failles et les zones métamorphiques régionales. Lorsqu'il y a une sursaturation par rapport à la pression partielle de CO_2 atmosphérique, la précipitation de carbonate de calcium (travertin) se produira au contact avec l'atmosphère. La concentration habituelle de CO_2 libre dissous (agressif) dans les eaux souterraines, c'est-à-dire CO_2 non déjà lié au bicarbonate-carbonate, est de 10-20 mg/L (Matthess, 1982). Dans des conditions d'équilibre, la valeur du pH de l'eau indique les fractions des différentes espèces de carbonate. Les ions bicarbonate prédominent entre un pH

de 6 et 8,5. La dissociation du bicarbonate en carbonate commence à un pH d'environ 8,35, et le carbonate domine dans les eaux fortement alcalines. Si le pH est inférieur à 5, la solution contient uniquement du CO_2 libre. Les teneurs en bicarbonate (HCO_3^-) dans les eaux souterraines varient de 138 à 181 mg/l, affichant une médiane de 159,75 mg/l. Le puits W-07, situé dans le sud-est de la région étudiée, a enregistré la concentration la plus élevée de bicarbonate, avec 180 mg/l. À l'inverse, la concentration la plus basse, qui est de 138 mg/l, a été relevée au puits W-02, placé dans le nord-est de la zone. Cette présence de bicarbonate dans la région est principalement due à la dissolution de formations carbonatées.

3.1.8. Le nitrate

L'azote dans les eaux souterraines se présente sous diverses formes : en gaz non chargé (azote élémentaire, protoxyde d'azote, monoxyde d'azote), en ammoniac (NH_3), en anions nitrite (NO_2^-) et nitrate (NO_3^-), en cation ammonium (NH_4^+), et dans des états d'oxydation intermédiaires au sein de solutés organiques. Certaines formes de pollution, comme le cyanure (CN^-), peuvent également être présentes. Le nitrate est particulièrement notable car il se transporte facilement dans les eaux souterraines et reste stable dans diverses conditions, alors que les nitrites et les formes organiques sont instables et facilement oxydées, signalant souvent la pollution par les eaux usées ou les déchets organiques. La présence de nitrate et d'ammonium peut indiquer une pollution antérieure ou distante. L'utilisation extensive d'engrais azotés a augmenté les concentrations de nitrate dans de nombreuses régions agricoles, tandis que les oxydes d'azote issus de la combustion de combustibles fossiles contribuent à l'acidification de la pluie par formation de nitrate.

Les sources des différentes formes d'azote dans les eaux souterraines proviennent principalement de l'activité biologique des plantes et des microorganismes dans l'environnement, des déchets animaux et de nombreuses activités anthropogéniques, y compris l'agriculture, l'élimination des eaux usées et l'utilisation de combustibles fossiles. Une pluie non affectée industriellement peut avoir une concentration totale en azote d'environ 6 mg/L, et une pluie de 250 mm par an pourrait fournir une charge d'azote au sol d'environ 14.5 kilogrammes par hectare par an dans un tel cas. Une évaporation significative de cette eau de pluie pourrait entraîner de hautes concentrations d'azote dans l'eau d'infiltration (Heaton, 1984). Les sources géologiques d'azote sont beaucoup moins significatives. Les unités lithologiques qui ont typiquement de hautes concentrations de nitrate comprennent les schistes et les loess de l'âge Pléistocène qui ont été déposés durant des périodes favorables à la croissance des plantes.

Les concentrations de nitrate dans la plupart des eaux souterraines naturelles non polluées sont généralement inférieures à 2 mg/l, alors que des niveaux élevés de nitrate dans l'eau souterraine sont principalement dus aux excès d'engrais agricoles, aux déchets d'animaux et d'êtres humains, ainsi qu'aux débris végétaux. Dans l'eau potable, la concentration maximale permise en nitrate est de 45 mg/l. Cependant, dans la zone étudiée, les concentrations en nitrate varient de 9 à 58 mg/l, 16.67% des échantillons inspectés dépassant la limite recommandée par l'Organisation mondiale de la santé en 2017. Cela indique une contamination provenant de sources urbaines et agricoles. La répartition géographique révèle que les forages W-10, W-07 et W-11 présentent des concentrations particulièrement élevées en nitrate (Fig.36).

3.1.9. Le calcium

Le calcium (Ca^{2+}) est le plus abondant des métaux alcalino-terreux et constitue un composant majeur de nombreux minéraux rocheux communs et solutés dans les eaux naturelles. Le calcium n'a qu'un seul état d'oxydation, Ca^{2+} . C'est un élément essentiel pour les formes de vie végétales et animales. Sa présence dans les systèmes aquatiques est principalement due aux solides plus solubles contenant du calcium et est largement régie par les équilibres entre les phases solutées et gazeuses des espèces de dioxyde de carbone. Le calcium participe également aux équilibres d'échange de cations à la surface des aluminosilicates (argiles) et d'autres minéraux (Hem, 1989). Bien que le calcium soit un constituant essentiel de nombreux minéraux des roches ignées, en particulier des silicates en chaîne pyroxène et amphibole, et des feldspaths, sa concentration dans les eaux souterraines des terrains magmatiques est généralement faible. Des concentrations proportionnellement beaucoup plus élevées de calcium se trouvent dans les eaux souterraines des roches sédimentaires carbonatées telles que le calcaire, composé de calcite et d'aragonite (tous deux ont la formule CaCO_3), la dolomie, composée de calcite et de dolomite minérale $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, les sulfates de calcium anhydrite (CaSO_4), et le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), et, plus rarement, la roche sédimentaire fluorite composée de fluorure de calcium (CaF_2). Le calcium est également un composant de certains types de zéolites et de montmorillonite (Hem, 1989). Dans le grès et d'autres roches intergranulaires, le carbonate de calcium est couramment présent sous forme de ciment entre les grains de roche et peut être dissous par les eaux souterraines en écoulement.

Dans cette étude, l'analyse des échantillons d'eau prélevés dans la région montre que les concentrations de calcium (Ca^{2+}) dans l'eau de l'aquifère de CI se situent entre 21 et 115 mg/l, avec une valeur médiane de 70 mg/l. Le niveau le plus élevé de calcium, atteignant 115 mg/l, a été mesuré dans le puits W-011, situé dans l'extrême nord-ouest de la zone étudiée. À

l'inverse, la concentration la plus faible, qui est de 21 mg/l, a été observée dans le puits W-02, localisé dans le nord-est de la zone. La présence de calcium dans cette région découle principalement de la dissolution de carbonates et, dans certains cas, des processus d'échange cationique.

3.1.10. Le magnésium

Le magnésium (Mg^{2+}) est un élément alcalino-terreux commun, essentiel dans la nutrition des plantes et des animaux, et ne possède qu'un seul état d'oxydation significatif dans la chimie de l'eau, Mg^{2+} . Bien que le magnésium et le calcium se comportent de manière similaire dans les solutions aqueuses à certains égards (comme lors de la création de dureté de l'eau), les caractéristiques géochimiques du magnésium sont assez différentes parce que ses ions sont plus petits que les ions de calcium (Hem, 1989). Dans les roches magmatiques, le magnésium est typiquement un constituant majeur des minéraux ferromagnésiens de couleur sombre tels que l'olivine, les pyroxènes, les amphiboles et les micas de couleur sombre. Dans les roches métamorphiques, le magnésium est un constituant commun des minéraux chlorite et séprentine. Les roches sédimentaires contenant du carbonate de magnésium (magnésite), MgCO_3 , et le double carbonate de calcium-magnésium dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) sont, de manière similaire à la calcite (CaCO_3), solubles sous l'influence du gaz CO_2 dissous dans les eaux souterraines. Bien que la solubilité du MgCO_3 dans l'eau pure soit supérieure à celle du carbonate de calcium, sa solubilité réelle dans les conditions de terrain est beaucoup plus difficile à déterminer en raison de la présence de diverses autres formes de carbonate de magnésium hydraté telles que la nesquehonite, la landsfordite et l'hydromagnésite basique. L'ion magnésium, Mg^{2+} , sera normalement la forme prédominante de magnésium en solution, tandis que le complexe MgOH^+ ne sera pas significatif en dessous d'environ pH 10 (Hem, 1989). Le magnésium se trouve en quantités significatives dans la plupart des calcaires et surtout dans les dolomites. La dissolution de ces roches apporte du magnésium dans les eaux souterraines, mais la réaction chimique n'est pas facilement réversible. La concentration de magnésium a tendance à augmenter le long du chemin d'écoulement, car le précipité formé peut être presque de la calcite pure. Les eaux souterraines matures dans les terrains sédimentaires carbonatés ont donc souvent un rapport Mg:Ca élevé, puisque les conditions de précipitation directe de la dolomite à partir de la solution ne sont pas couramment trouvées dans les eaux souterraines normales (Hem, 1989).

Dans cette étude, les niveaux de magnésium (Mg^{2+}) dans l'eau de l'aquifère de CI varient entre 30 et 95 mg/l, avec une médiane de 56 mg/l. Le taux le plus élevé, à savoir 95 mg/l, a été enregistré dans le puits W-07, qui est localisé dans la partie nord-est de la zone examinée. En

revanche, le niveau le plus bas, s'élevant à 30 mg/l, a été détecté dans le puits W-06, situé à l'ouest de la zone. L'origine du magnésium dans cette région est principalement liée à la dissolution de carbonates.

3.1.11. Potassium et Sodium

Le potassium est légèrement moins commun que le sodium dans les roches ignées mais plus abondant dans toutes les roches sédimentaires. Cependant, dans l'eau de mer, bien que notable, la concentration de potassium est bien inférieure à celle du sodium. Dans la plupart des aquifères d'eau douce, si la concentration de sodium dépasse substantiellement 10 mg/L, la concentration de potassium est généralement la moitié ou un dixième de celle du sodium (Hem, 1989). Dans certaines eaux naturelles diluées où la somme de sodium et de potassium est inférieure à 10 mg/L, la concentration de potassium peut être égale ou même supérieure à celle du sodium. Ces faits soulignent le comportement très différent des deux métaux alcalins dans les systèmes naturels.

Bien que les sels de potassium soient également très solubles et que le potassium soit généralement aussi abondant que le sodium dans les roches, il se trouve rarement en concentrations égales à celles du sodium dans les eaux naturelles. Cependant, les réactions impliquant la chimie de l'eau du potassium ne sont toujours pas bien comprises, de sorte que la quantification du comportement différent du sodium et du potassium est difficile. De plus, le potassium est resté l'un des ions les plus difficiles à analyser avec précision, ce qui est la principale raison pour laquelle le sodium et le potassium sont généralement regroupés au sein du groupe des cations des constituants majeurs des eaux souterraines lors de la déclaration des résultats analytiques.

Le sodium tend à rester en solution de manière assez persistante une fois libéré des structures minérales silicatées. Il n'y a pas de réactions de précipitation importantes qui peuvent maintenir de faibles concentrations de sodium dans l'eau. Le sodium peut être retenu par adsorption sur les surfaces minérales, en particulier par les argiles, qui ont une grande capacité d'échange cationique. Cependant, les interactions entre les sites de surface et le sodium (ion monovalent) sont beaucoup plus faibles que les interactions avec les ions divalents tels que le calcium. Les processus d'échange cationique tendent donc à extraire les ions divalents de la solution et à les remplacer par des ions monovalents (tels que le sodium). Les feldspaths potassiques orthose et microcline (KAlSi_3O_8) sont moins solubles que les feldspaths à sodium, et sont moins solubles que le plagioclase sodique albite ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$). Les sels solubles de sodium, tels que la halite, sont facilement dissous et éliminés des sédiments après des changements environnementaux, tels que le lessivage des sédiments par l'eau douce

après la régression du niveau de la mer. Une teneur excessive en sodium dans les eaux souterraines utilisées pour l'irrigation peut endommager la structure du sol, le sodium remplaçant le calcium et le magnésium adsorbés sur les argiles et colloïdes du sol. Deux principaux effets de ce remplacement sont une réduction de la perméabilité du sol et un durcissement du sol (USSSL 1954).

Les niveaux de sodium (Na^+) dans l'eau de CI oscillent entre 110 et 500 mg/l, avec une valeur médiane de 214 mg/l. Le puits W-17, situé dans la partie ouest de la zone étudiée, a enregistré le taux le plus élevé de sodium, soit 500 mg/l. Par contraste, le niveau le plus bas, de 110 mg/l, a été observé au puits W-09, dans le nord-est de la zone. Quant aux concentrations de potassium (K^+), elles s'étendent de 9 mg/l au puits W-09 à 40 mg/l au puits W-17, avec une valeur moyenne de 19,28 mg/l. Dans cette région, l'origine du potassium et du sodium est essentiellement attribuée à la dissolution de l'halite et à l'altération des minéraux silicatés.

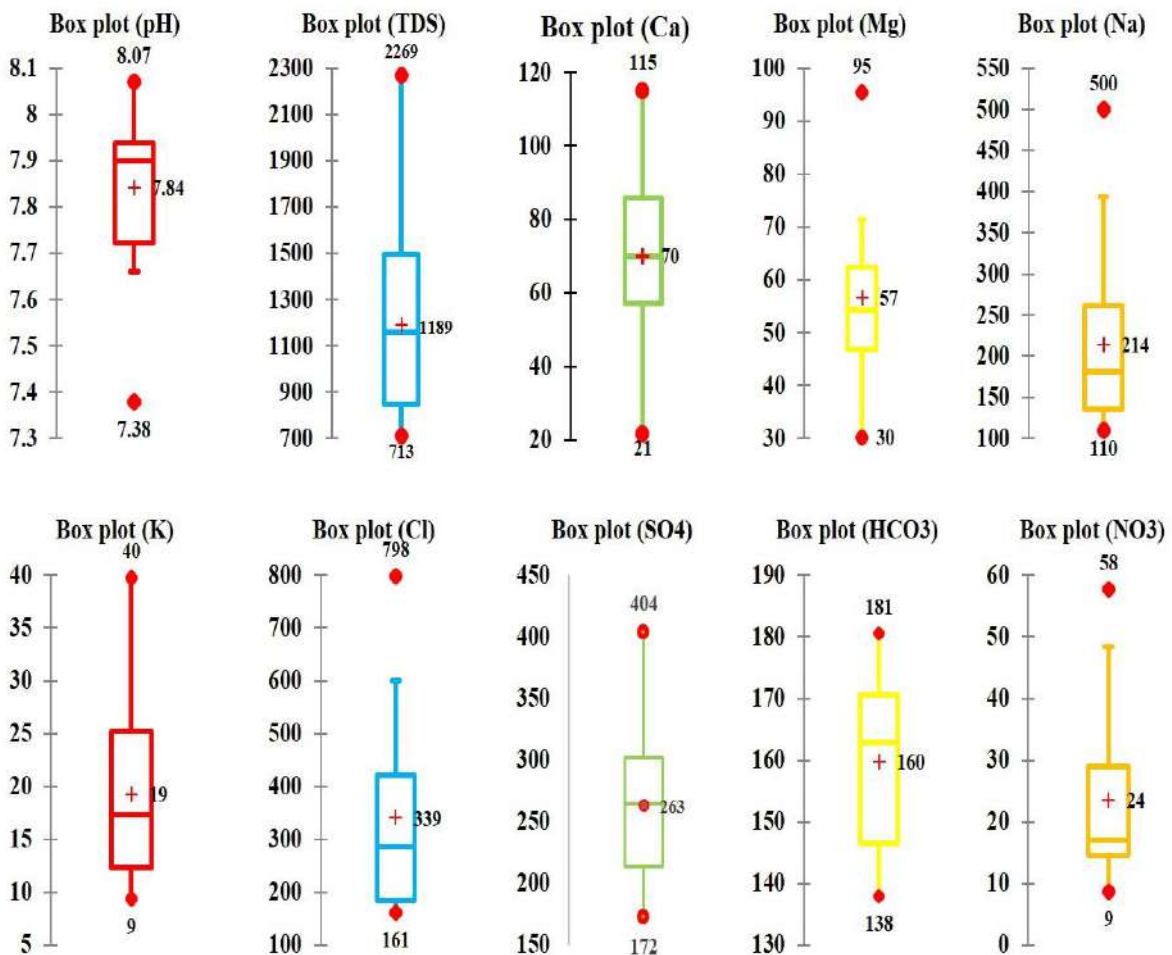


Figure 36. Boite de moustache montre les paramètres physicochimiques des eaux de CI.

3.2. Qualité de l'eau par rapport à la potabilité

La conformité de l'eau souterraine de CI à la consommation a été évaluée en référence des valeurs guides fixées par l'Organisation mondiale de la santé de 2017 pour l'eau potable (Tab.14). Cette méthode est couramment utilisée pour déterminer si l'eau est appropriée pour la consommation humaine (Boussaada et al. 2023; Bahir et al. 2022; Balamurugan et al. 2022; Li et al. 2021; Mateus et al. 2020 ; Bouselsal and Belksier 2018) et pour identifier les paramètres qui doivent être pris en compte lors du traitement de l'eau avant sa distribution.

Le paramètre de dureté totale (TH) est essentiel pour évaluer la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine et domestique. Elle est déterminée en mesurant la somme des concentrations de calcium et de magnésium, exprimée en milligrammes par litre de CaCO_3 (Adimalla and Ajay, 2020; Lakhdari et al. 2025). Dans l'aquifère étudié, les valeurs de TH varient de 266 à 584 mg/l. Selon la classification de Sewyer et McMcarty (1967), les eaux de CI d'Adrar sont classées comme dures (11,11 %) ou très dures (89,89 %). En outre, 16,67 % des forages analysés excèdent la valeur recommandée pour l'eau potable (500 mg/l).

Les paramètres EC et TDS indiquent que 55,56 % des échantillons inspectés ne conviennent pas à la consommation, car les valeurs mesurées dépassent les limites permises par l'OMS en 2017 (tableau 14). En outre, en référence des résultats chimiques, on considère que 72,22 %, 44,44 %, 16,67 %, 5,56 % et 5,56 % des forages dépassent les normes de potabilité de l'OMS pour le potassium, le sodium, les nitrates, les sulfates et les chlorures, respectivement (Fig.37) Ces résultats suggèrent que l'eau souterraine de CI nécessitant un traitement avant l'utilisation.

Tableau 14. Aptitude des eaux souterraines à la consommation.

N°	Unites	Min	Moy	Max	E-T	Norme OMS 2017		Potabilité	
						Limite souhaitable (DL)	Limite admissible (PL)	No. d'échant dépassé PL	% d'échant dépassé PL
Ca	mg/l	21	70	114	25.8	75	200	00	00
Mg	mg/l	30	56	95	16,6	50	150	00	00
Na	mg/l	109	214	500	105.1	-	200	08	44.44
K	mg/l	9.	19	39	9.08	-	12	13	72.22
Cl	mg/l	160	339	797	178.7	200	600	01	05.56
SO₄	mg/l	172	263	403	65.7	200	400	01	05.56
HCO₃	mg/l	137	159	180	14.6	300	500	00	00
NO₃	mg/l	8.68	23.52	57	14.2	-	45	03	16.67
pH	-	7.38	7.84	8.07	0.18	-	6,5 to 8,5	00	00
TDS	mg/l	713	1188	2269	425	500	1000	10	55.56
EC	µsm/cm	1150	1923	3660	690	500	1500	10	55.56
TH	mg/l (CaCO ₃)	266	411	584	101	100	500	05	16.67

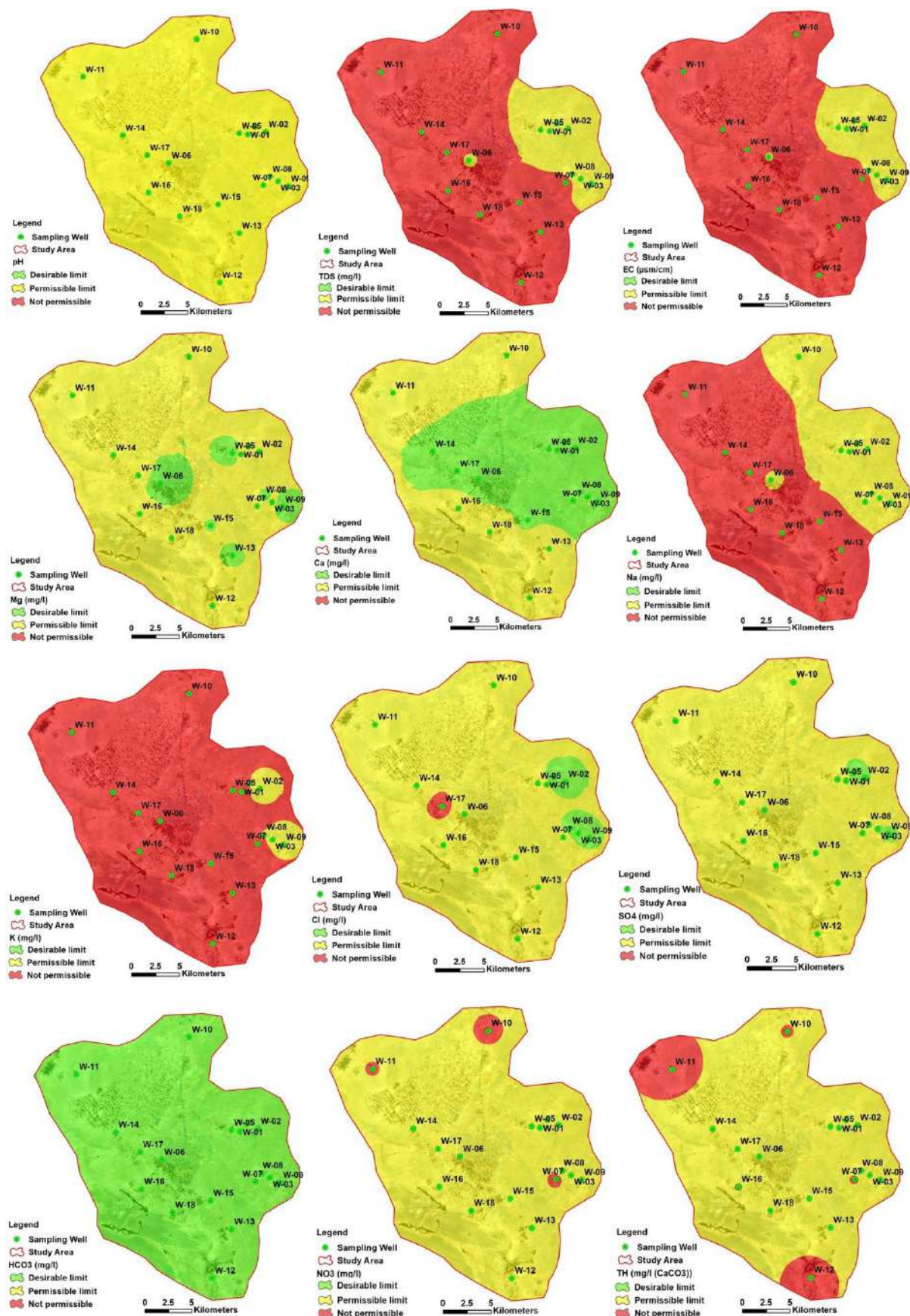


Figure 37. Répartition spatiale de la qualité des eaux vis-à-vis à la potabilité.

L'Indice de Qualité de l'Eau (DWQI) utilise différentes caractéristiques physicochimiques pour mesurer la qualité de l'eau et la délimiter en fonction de son aptitude à la consommation. Cette méthode permet de réduire une grande variété de paramètres de la qualité de l'eau, en un seul score (Shah et al. 2021 ; Bouselsal and Saibi. 2022 ; Kharroubi et al. 2022). Ce score représente le résumé intégré des informations scientifiques des données sur la qualité de l'eau dans un format facilement exprimable et facilement compréhensible. Il permet de présenter de manière cohérente les changements dans les principales caractéristiques de l'eau dans une expression numérique pour décrire la qualité d'eau. En utilisant DWQI, il est possible de comparer la qualité de plusieurs forages. Cette méthode est donc très utile pour les autorités locales et les responsables de la gestion des ressources en eau pour prendre des décisions informées sur l'utilisation des eaux.

Dans la zone étudiée, les indices de qualité de l'eau (DWQI) ont été calculés pour 18 échantillons d'eau souterraine, avec des valeurs allant de 81 à 209 et une moyenne de 124, comme indiqué dans la Figure 38 et 39. Les résultats ont permis de déterminer trois classes de qualité d'eau différentes. La première classe, représentant 44,44% des forages analysés, était considérée comme étant de bonne qualité, regroupant 8 forages (F1, F2, F3, F4, F5, F6, F8 et F9) localisés dans la partie Est de la zone étudiée. La deuxième classe, représentant 50% des forages analysés, était considérée comme étant de qualité médiocre, répartie dans le reste de la zone d'étude, à l'exception du forage F17, qui appartenait à la classe très mauvaise.

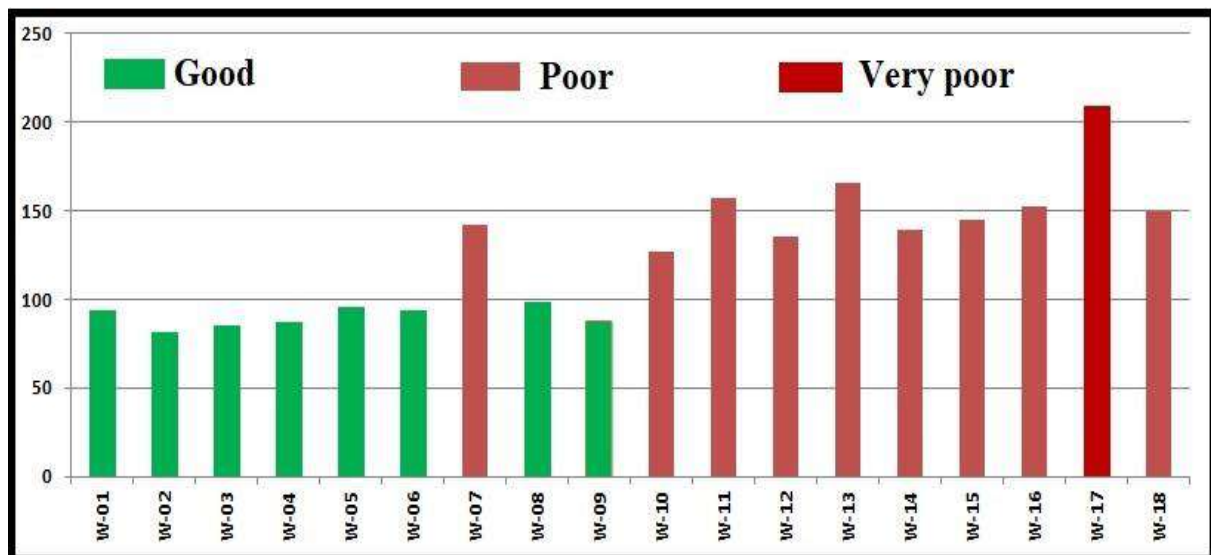


Figure 38. L'indice de qualité des eaux (DWQI) des eaux de la CI d'Adrar.

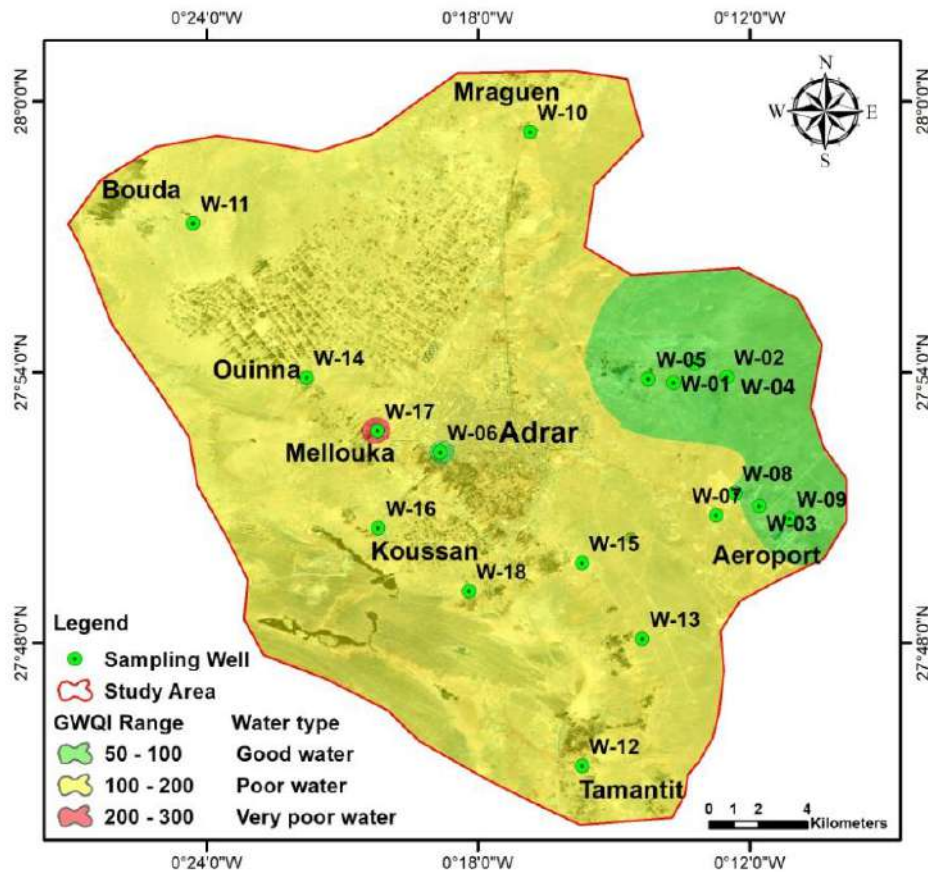


Figure 39. Carte de variation de l'indice de qualité de l'eau (DWQI).

3.3. Adéquation de l'eau à un usage agricole

Les concentrations élevées d'ions chimiques dans l'eau souterraine peuvent avoir des effets destructeurs sur le sol et la végétation (Bengal and Aznarul, 2021; Eldaw et al. 2021). Ces effets peuvent entraver le développement des plantes et perturber les processus osmotiques et métaboliques, en plus de causer des changements dans la perméabilité et l'aération du sol, qui ont un impact direct sur la croissance des plantes. Par conséquent, il est essentiel d'étudier les paramètres de l'eau utilisée pour l'irrigation, tels que l'EC, SAR, SSP, PI, KR, PS et MAR, pour garantir une croissance saine et durable des plantes.

La salinité de l'eau est principalement liée à la concentration des solides dissous totaux (TDS) et à la conductivité électrique (EC) (Ayers et Westcott, 1985 ; Todd, 1959). En fonction des types de sels présents dans l'eau, la multiplication de la CE (uS/cm) par 0,64 peut fournir une estimation du TDS en mg/L ou ppm. Les niveaux élevés de TDS et de EC dans l'eau d'irrigation peuvent augmenter la salinité du sol, ce qui peut affecter la croissance des plantes. Les sels présents dans l'eau peuvent également avoir un impact sur la structure du sol, la

perméabilité et l'aération, ce qui affecte indirectement la croissance des plantes. Lorsque la teneur en solides dissous dans l'eau dans la zone racinaire augmente, il devient plus difficile pour les racines des plantes d'absorber l'eau et les nutriments, ce qui peut entraîner un retard de croissance, une faible production, une décoloration et même des brûlures de feuilles. La conductivité électrique (EC) mesurée dans les forages d'eau dans la région d'étude montre une grande variation allant de 1150 S/cm à 3360 μ S/cm. La classification Wilcox (1955) (Tab.15) a révélé que les eaux souterraines de CI sont rangées dans deux classes; douteux (61.11%) et impropre à l'irrigation (38.89 %).

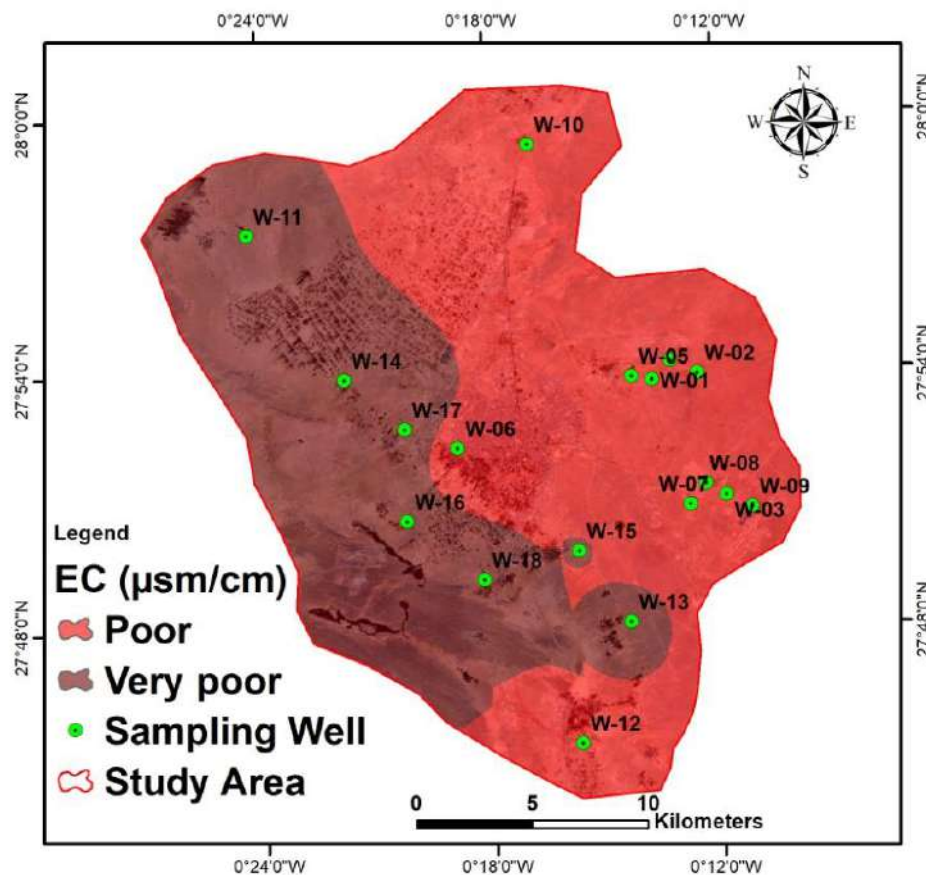


Figure 40. Carte de variation de conductivité électrique dans les eaux de CI d'Adrar.

Le SAR a été introduit par Richards (1954) pour évaluer l'affinité des ions Na^+ à se lier au sol, il est calculé par l'équation 3. Les eaux d'irrigation avec des niveaux de SAR élevés peuvent entraîner une accumulation accrue de Na^+ dans le sol, ce qui peut réduire la vitesse d'infiltration de l'eau à cause de la dispersion du sol. De plus, des niveaux excessifs de SAR peuvent entraîner la formation de croûtes dans le sol et une mauvaise aération (Aravinthasamy et al. 2021 ; Bouselsal et al. 2025). Enfin, une teneur élevée en sodium (SAR) peut conduire au développement d'un sol alcalin. Selon la classification proposée par Richards (1954)

(Tab.15), les eaux souterraines de la zone d'étude sont considérées comme ayant une qualité allant d'excellente (94,44%) à bonne (5,56%) pour l'irrigation.

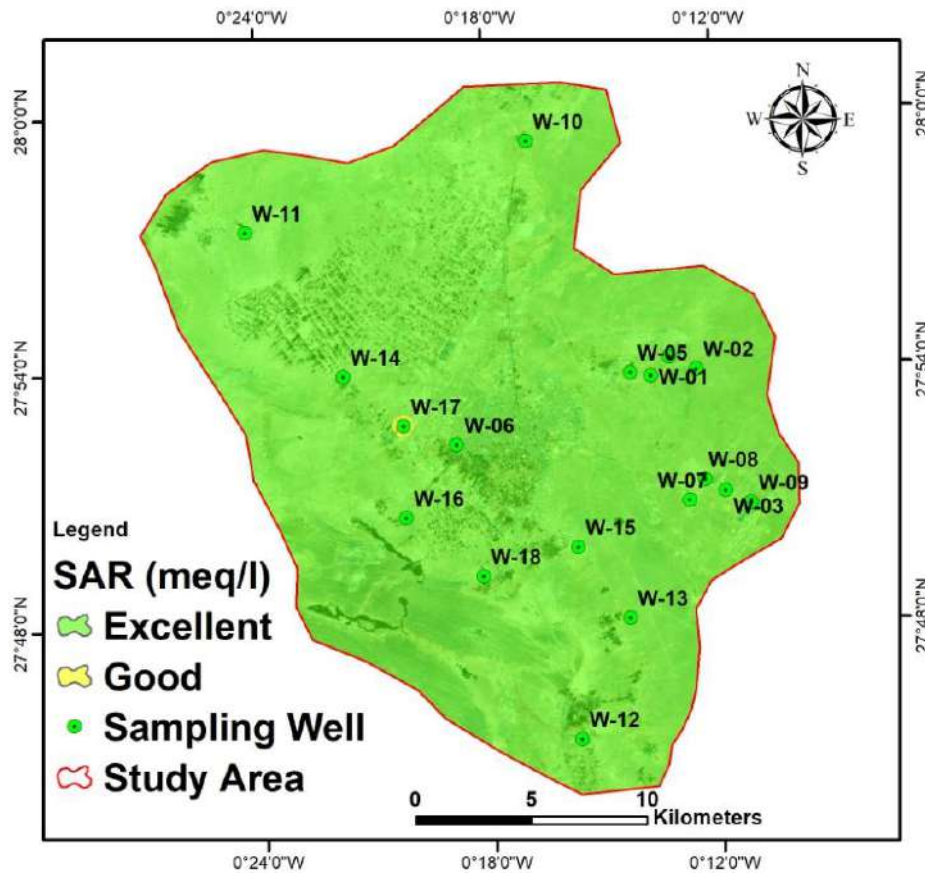


Figure 41. Carte de variation de SAR dans les eaux de CI d'Adrar.

Le graphique d'USSSL (1954) illustre que les échantillons d'eaux souterraines de la région étudiée peuvent être classés en trois catégories distinctes (Fig.7). 55,56% des échantillons (F1, F2, F3, F4, F5, F7, F8, F9, F10 et F11) appartiennent à la classe C_3S_1 , ce qui indique que ces eaux sont de qualité acceptable, mais leur taux de salinité doit être régulièrement surveillé (Bouselsal et al. 2014 ; Lakhdari et al. 2025). 33,33% des échantillons (F6, F12, F14, F15, F16 et F18) appartiennent à la classe C_4S_2 , indiquant que ces eaux sont de qualité médiocre et fortement minéralisées, et ne peuvent être utilisées que pour irriguer des plantes tolérantes au sel. Enfin, 11,11% des échantillons (F13, F17) appartiennent à la classe C_4S_3 , indiquant que ces eaux ne conviennent pas à l'irrigation, mais pourraient être utilisées dans certaines conditions telles que des sols très perméables et des plantes tolérantes au sel.

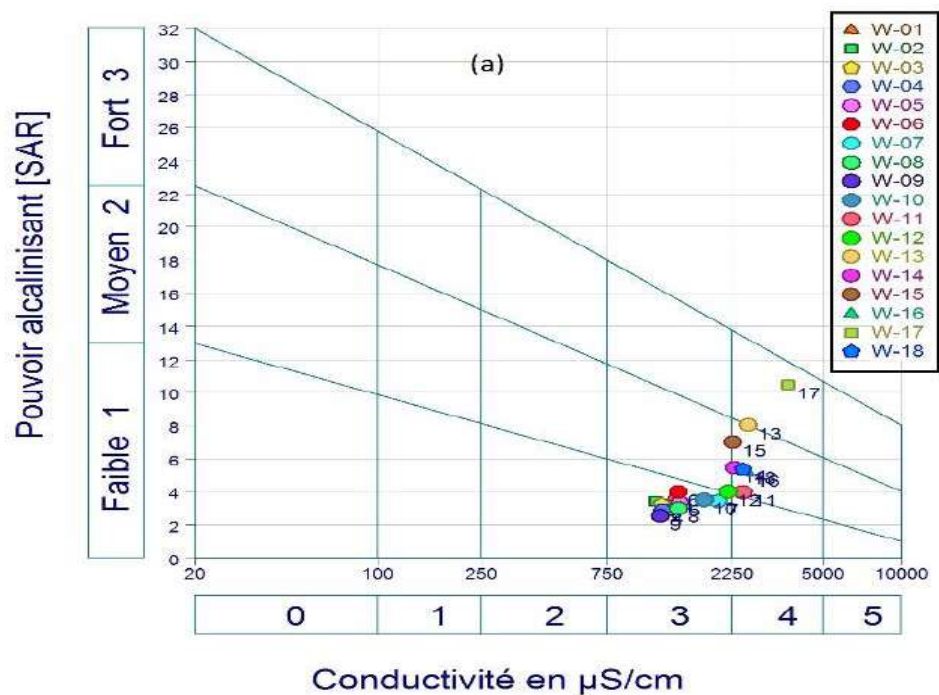


Figure 42. Positionnement des échantillons d'eau analysée sur le diagramme de Riverside.

Le pourcentage de sodium soluble (SSP) est un paramètre important dans l'appréciation de la qualité de l'eau d'irrigation et pour estimer le risque associé au sodium. Le SSP est défini comme le rapport de sodium à la somme des cations, y compris le calcium et le magnésium, multiplié par 100 (équation 4). Un pourcentage élevé de sodium favorise l'échange de sodium avec le calcium et le magnésium dans les particules d'argile réduit la perméabilité du sol et peut causer un mauvais drainage interne et un durcissement du sol, ce qui dégrade la qualité du sol et l'émergence des cultures (Kshitindra et al. 2020). Des niveaux élevés de sodium peuvent également entraîner une salinité et une alcalinité dans les sols, qui entravent la croissance des plantes et la productivité. Todd (1959) a classé la qualité de l'eau d'irrigation en cinq catégories en fonction du SSP: excellente classe (>20), bonne classe (20 à 40), passable (40 à 80) et mauvaise classe (<80). La présente étude (Tab.6) a montré que 83,33 % des échantillons appartiennent à la classe «admissible» et 16,67 % des fourrages analysés appartiennent à «douteux».

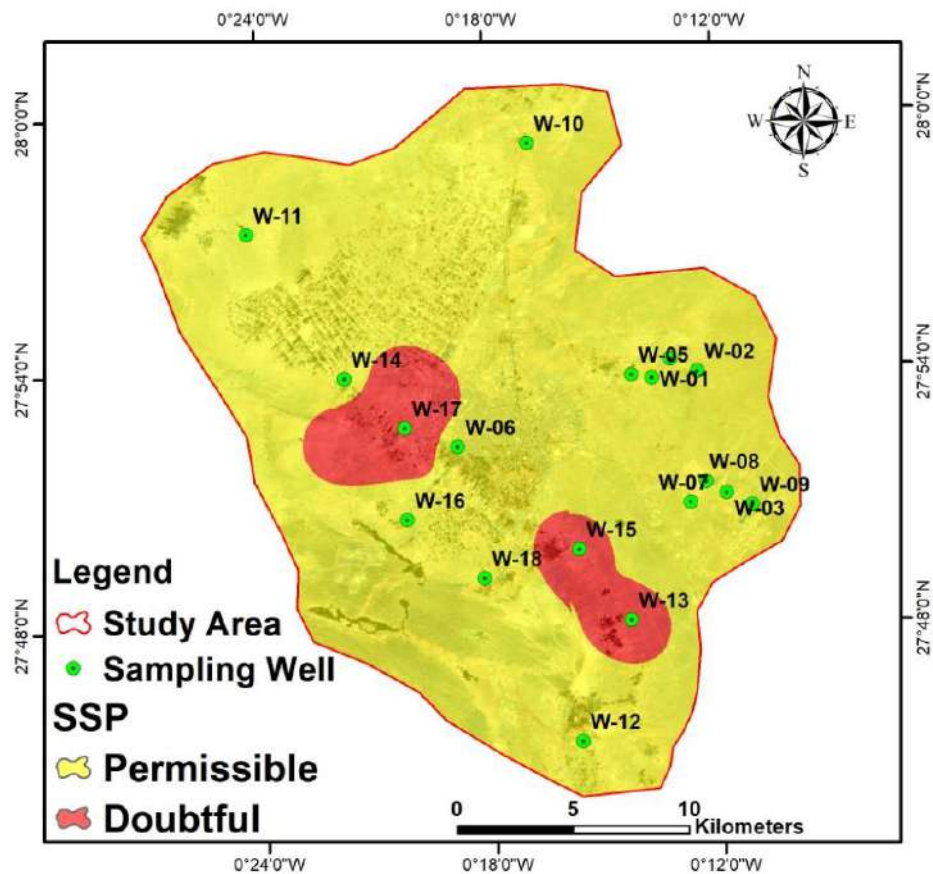


Figure 43. Carte de variation de SSP dans les eaux de CI d'Adrar.

Le rapport de Kelly est un facteur important pour estimer la qualité de l'eau pour un usage agricole. Il mesure la concentration de sodium par rapport à la concentration de calcium et de magnésium dans l'eau (calculé par une équation 5) (Kelly 1940). Un indice de Kelly supérieur à 2 indique un excès de sodium et n'est pas adapté à l'irrigation, un indice $1 > RK > 2$ indique une qualité médiocre pour l'irrigation, tandis qu'un indice inférieur à 1 est adapté à l'irrigation. Dans la zone d'étude (Tab.15), 50% des forages sont adaptés à l'irrigation, 45,44% sont de qualité médiocre et 5,56% ne conviennent pas à l'irrigation.

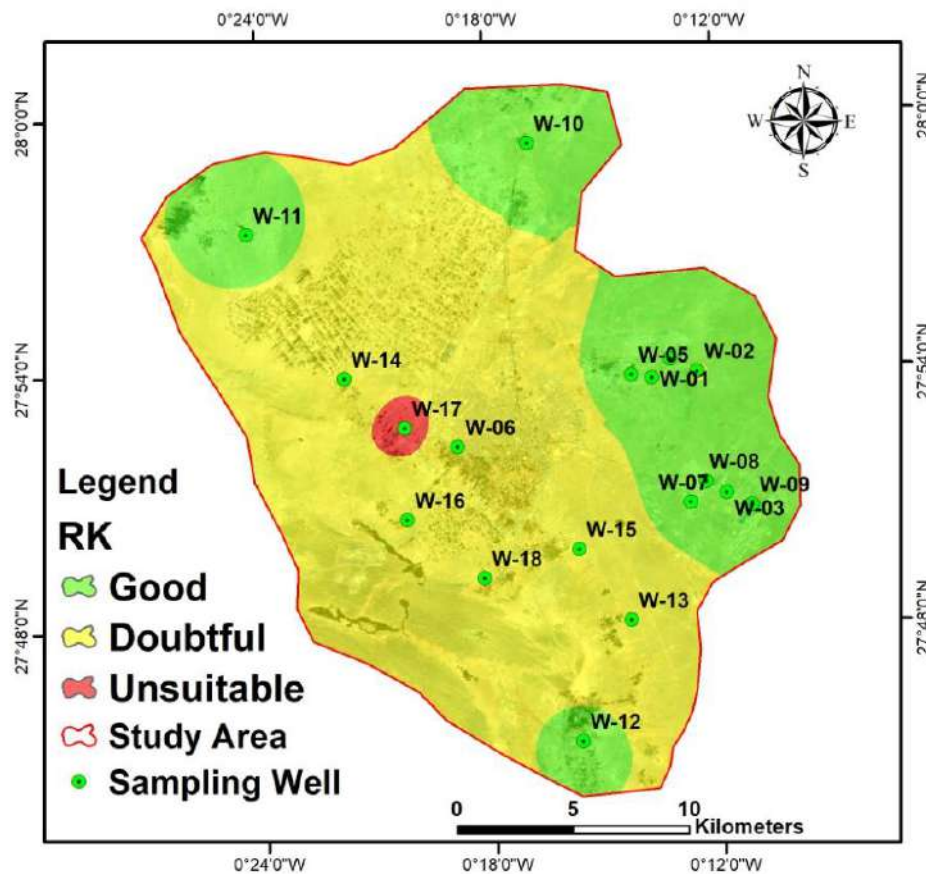


Figure 44. Carte de variation de RK dans les eaux de CI d'Adrar.

La capacité d'infiltration des eaux souterraines dépend largement de la perméabilité du sol. Afin d'évaluer l'aptitude de ces eaux à des fins d'irrigation, le paramètre d'indice de perméabilité (PI) est calculé en utilisant les concentrations des ions Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- , comme indique l'équation 6. Selon la classification proposée par Doneen (1964), les valeurs de PI sont réparties en trois classes : classe 1 pour les valeurs excellentes, classe 2 pour les valeurs bonnes et classe 3 pour les valeurs inadaptées. Les eaux souterraines des classes 1 et 2 sont considérées comme bonnes pour l'irrigation avec une perméabilité maximale de 75% ou plus, tandis que les eaux souterraines de la classe 3 ne conviennent pas avec une perméabilité maximale de seulement 25%. Dans la zone d'étude (Tab.15), les valeurs de l'indice de perméabilité trouvées indiquent que tous les échantillons d'eau souterraine conviennent à l'irrigation, avec une perméabilité maximale de 75% ou plus.

Le potentiel de salinité (PS) est un paramètre crucial utilisé pour évaluer la qualité de l'eau destinée à l'irrigation. Il est calculé en fonction de la concentration de sulfate et de chlorure présente dans l'eau souterraine à l'aide de l'équation 7. La formation de sels peu solubles dans l'eau d'irrigation peut entraîner leur précipitation et leur accumulation dans le sol à chaque

culture ultérieure, ce qui peut affecter négativement les cultures en diminuant leur rendement. Il est donc essentiel de maintenir un PS optimal pour garantir une utilisation durable de l'eau et assurer la viabilité à long terme des terres irriguées. La classification des eaux d'irrigation suivant le PS est indiquée dans le tableau 15. Les échantillons d'eau souterraine de la zone d'étude ont une valeur de PS comprenant entre 6,58 et 26,11 meq/l, avec une moyenne de 12,30 meq/l. Ces valeurs sont classées en deux catégories : de Bon à préjudiciable (45,44%) et de Injurieux à Insatisfaisant (55,56%).

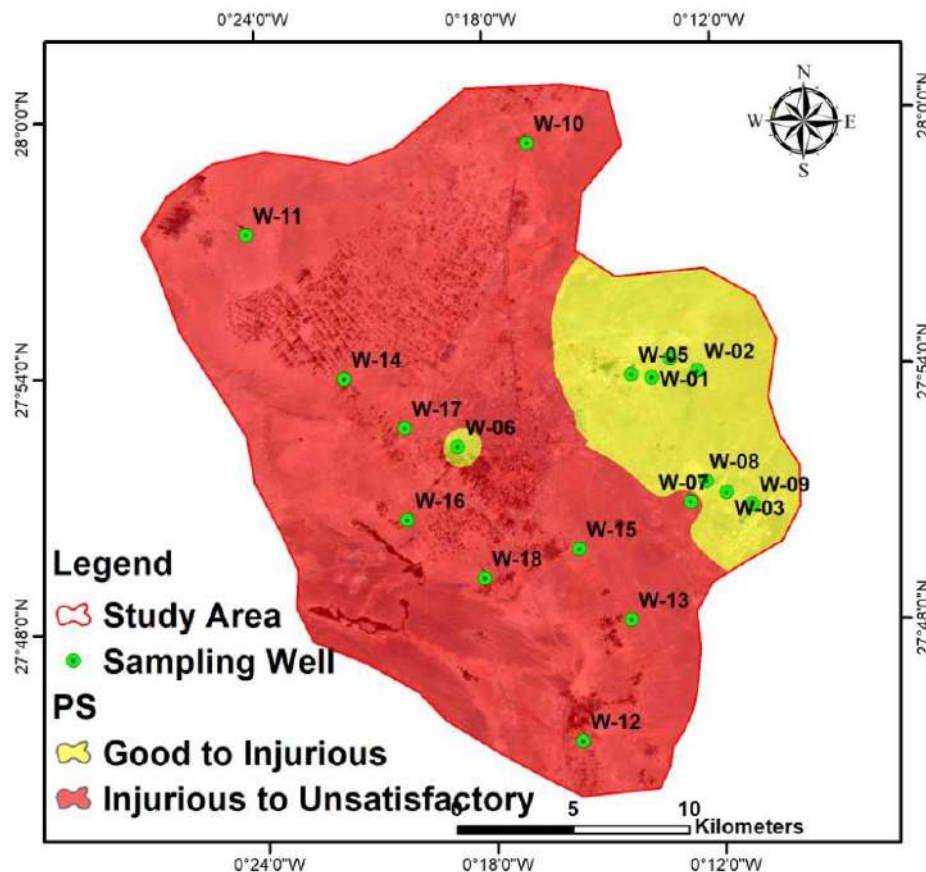


Figure 45. Carte de variation de PS dans les eaux de CI d'Adrar.

L'aptitude de l'eau est également influencée par la teneur de magnésium et de calcium. la teneur de magnésium à un impact plus important sur la qualité de l'eau souterraine que le calcium. Ainsi, le risque de magnésium (MH) est utilisé pour mesurer la quantité de magnésium dans l'eau par rapport à la concentration de calcium, comme indique l'équation 8. D'après Ragunath (1987), si le rapport MH est inférieur à 50, l'eau est considérée comme adaptée à l'irrigation. En revanche, si le rapport est supérieure à 50, l'eau est considérée comme inadaptée à l'irrigation et peut réduire le rendement des cultures en augmentant l'alcalinité des sols et favorise l'adsorption de sodium dans les sols, ce qui peut réduire la

perméabilité du sol (Kshitindra Kr et al. 2020). D'après les données de la Table 15, il ressort que seuls 27,78 % des échantillons d'eau souterraine de la zone d'étude sont aptes à l'irrigation, tandis que les 72,22 % restants ne conviennent pas à cette fin.

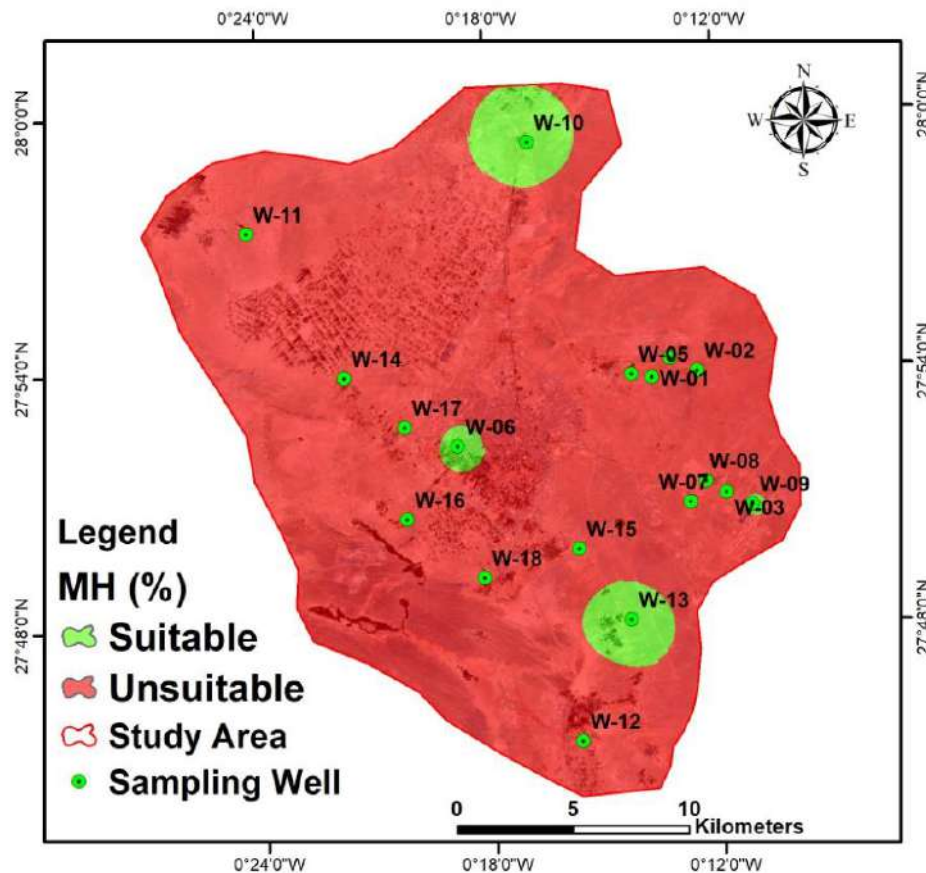


Figure 46. Carte de variation de RAM dans les eaux de CI d'Adrar.

La qualité des eaux pour l'usage agricole peut être évaluée à l'aide de la méthode de l'Indice de Qualité de l'Eau d'Irrigation (IWQI), qui convertit les sept paramètres de qualité d'eau préalablement déterminés en une valeur unique indiquant la validité de l'eau pour l'irrigation. Dans la région d'Adrar, les valeurs de l'IWQI pour les eaux du Continental Intercalaire (CI) varient de 71 à 117, comme indiqué dans la Table 15 et la Figure 47. Environ 66,67% des échantillons sont classés dans la catégorie "bonne", tandis que 33,33% sont classés dans la catégorie "douteuse". Les valeurs élevées de l'IWQI sont la conséquence de la forte minéralisation des eaux souterraines, qui affecte les paramètres d'irrigation tels que le ratio de Kelly, le rapport de magnésium et la salinité potentielle.

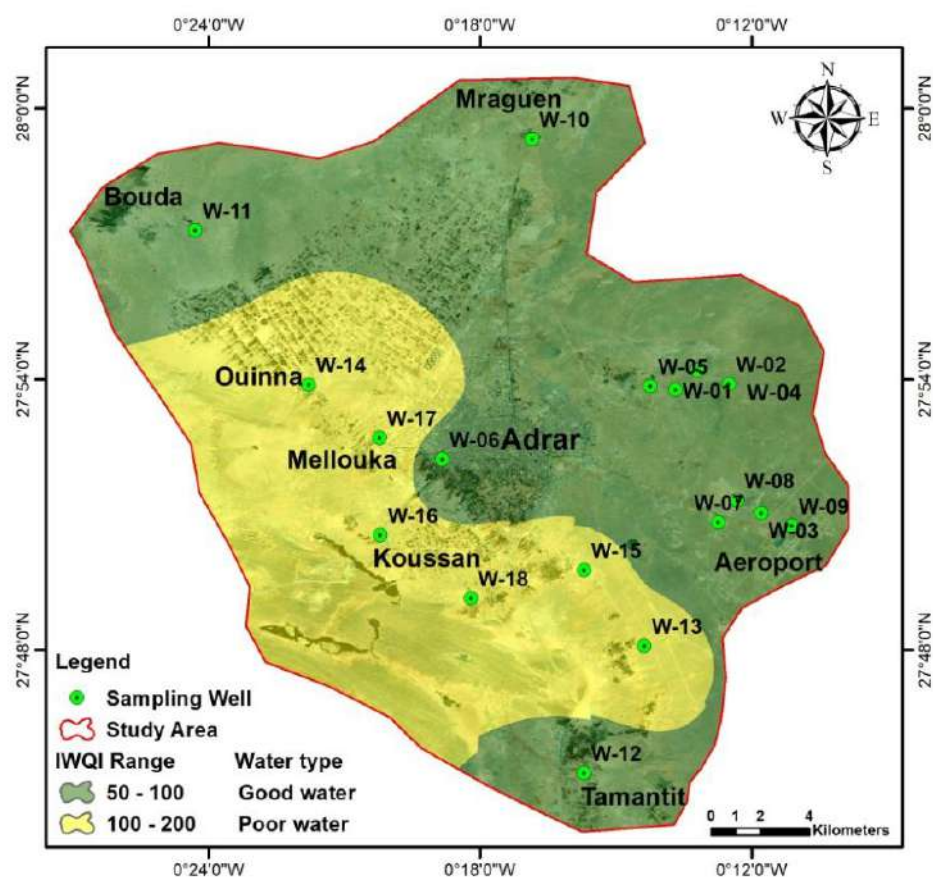


Figure 47. Carte de variation de l'indice de qualité de l'eau d'irrigation (IWQI).

Tableau 15. Classification des échantillons d'eau souterraine pour l'irrigation.

Paramètre	Gamme	Classes d'eau	No. Echant.	% d'Echant.
CE ($\mu\text{S/cm}$) (Wilcox 1955)	<250	Risques de faible salinité (bon)	00	00
	250-750	Risque de salinité moyen (modéré)	00	00
	750-2250	Risque de salinité élevé (faible)	11	61.11
	>2250	Risque de salinité très élevé (très faible)	07	38.89
SAR (meq/l) (Richards 1954)	0-10	Excellent	17	94.44
	10-18	Bien	01	05.56
	18-26	Douteux	00	00
	> 26	Inapproprié	00	00
SSP (Todd 1959)	0-20	Excellent	00	100
	20-40	Bien	00	00
	40-60	Permis	15	83.33
	60-80	Douteux	03	16.67
	> 80	Inapproprié	00	00
RK (Kelley 1963)	< 1	Bien	09	50
	1-2	Douteux	08	45.44
	> 2	Inapproprié	01	05.56
IP (%) (Doneen 1964)	>75	Max. perméabilité	00	00
	75-25	75% du max. perméabilité	18	100
	< 25	25% du max. perméabilité	00	00
SP (Doneen 1954)	>5	Excellent à Bon	00	00
	5-10	Bon à nuisible	08	45.44
	< 10	Préjudiciable à insatisfaisant	10	55.56
RAM (%) (Ragunath 1987)	< 50%	Approprié	05	27.78
	> 50%	Inapproprié	13	72.22
IWQI	0-50	Excellent	00	00
	50-100	Bien	12	66.67
	100-200	Permis	06	33.33
	200-300	Douteux	00	00
	> 300	Inapproprié	00	00

3.4. Paramètres de qualité de l'eau à usage industriel

L'utilisation des eaux souterraines dans l'industrie à travers le monde sont confrontés à plusieurs contraintes de qualité de l'eau. Les deux problèmes de qualité de l'eau les plus graves auxquels sont confrontées les industriels sont la corrosion et l'entartrage (Kaur et al. 2019; Amiri et al. 2021; Shankar et al. 2014). La corrosion et l'entartrage sont causés par plusieurs facteurs, à savoir, le pH, la température, l'alcalinité, TDS, Cl^- , SO_4^{2-} et Ca^{2+} . Dans la présente étude, les indices de Langelier (LI), Ryznar (RSI), Larson-Skold (LSI), Puckorius (PI) et d'agressive (AI) sont utilisés pour évaluer la qualité des eaux pour l'usage industriel. Les résultats de calculs sont mentionnés dans le tableau 16.

3.4.1. Indice de Langelier (LI)

L'indice de Langelier est utilisé pour évaluer le niveau de problèmes de calcaire liés à la capacité d'incrustation ou aux agents corrosifs dans l'eau (Egbueri et al. 2020). Cet indice permet de prédire si l'eau a tendance à dissoudre ou à précipiter le carbonate de calcium. Les équations de 12 à 17 sont utilisées pour calculer LI, dont la valeur est classée en trois catégories, comme indiqué dans le tableau 16. Dans notre étude, les valeurs de LI calculées varient entre 0,76 et 2,13, avec une moyenne de 1,51. Tous les échantillons sont classés comme sursaturés, ce qui indique une tendance à la précipitation de carbonate de calcium (CaCO_3).

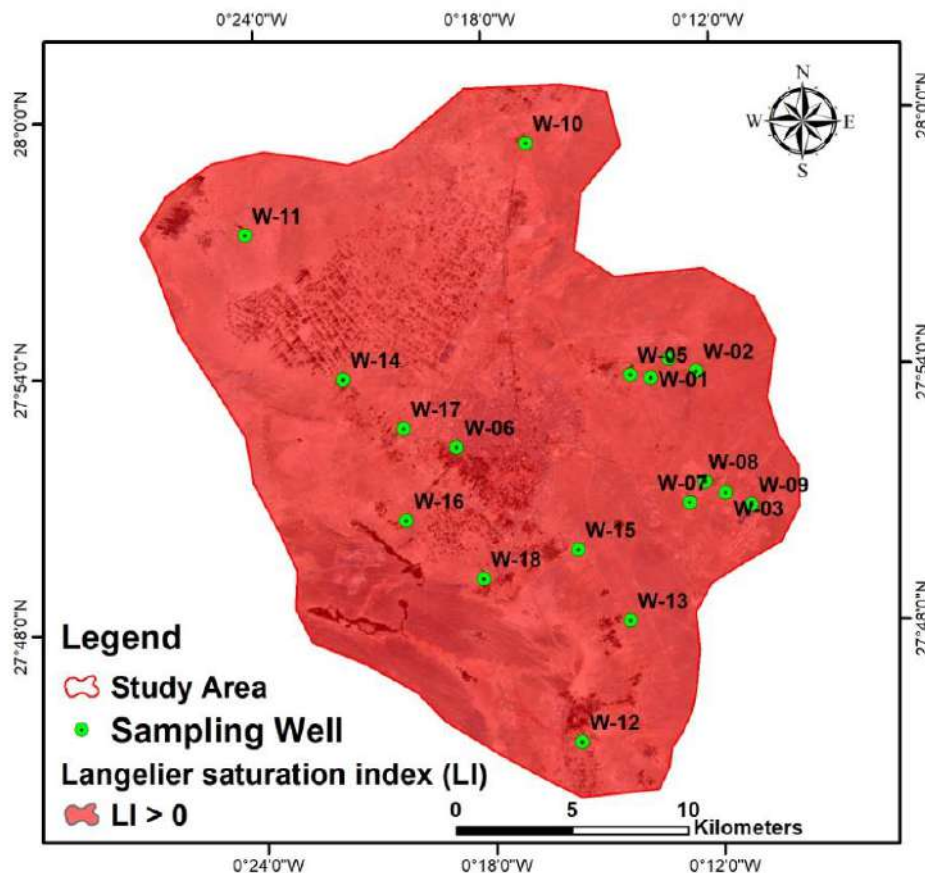


Figure 48. Carte de variation de LI dans les eaux de CI d'Adrar.

3.4.2. Indice de Ryznar (RSI)

L'indice de Ryznar est une version modifiée de l'indice de Langelier (LI), proposée par Ryznar, qui utilise les valeurs de pH et d'alcalinité de l'eau pour mieux quantifier les propriétés d'entartrage et les tendances corrosives de l'eau. Bien que le RSI ne s'applique qu'aux systèmes en écoulement, le LI est plus utile pour l'évaluation des systèmes de stockage d'eau dans des réservoirs. Les échantillons d'eau peuvent être classés en trois catégories RSI

(Shipra et al. 2020): $RSI < 6$ (Super saturé, a tendance à précipiter CaCO_3), $6 \leq RSI \leq 7$ (Saturé, CaCO_3 est en équilibre) et $RSI > 7$ (Sous-saturé ; Potentiel de corrosion)

Dans la zone d'étude, les valeurs de RSI pour les échantillons d'eau du CI varient entre 6,03 et 7,72. Selon le Tableau 5, 72.22% des échantillons appartiennent à la catégorie équilibrée et sans tendance à l'entartrage, tandis que 27.78% des échantillons ont une tendance corrosive.

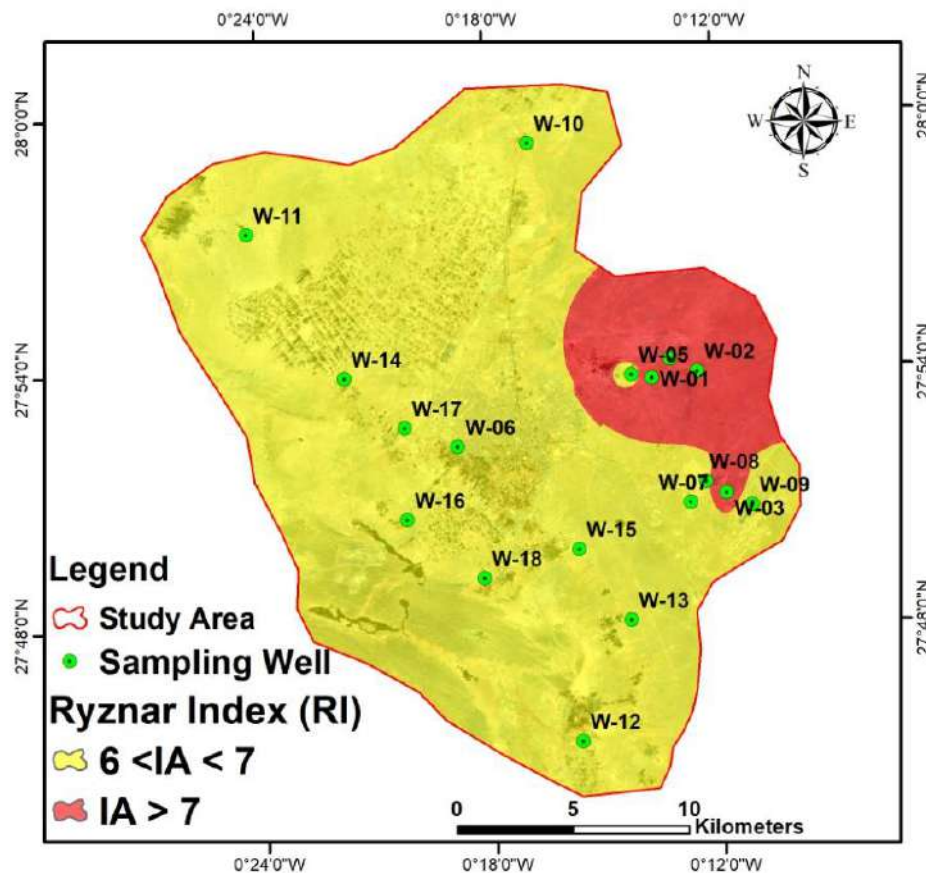


Figure 49. Carte de variation de RI dans les eaux de CI d'Adrar.

3.4.3. Indice de Larson-Skold (LSI)

L'indice de Larson-Skold a été développé pour évaluer la corrosivité de l'eau (Larson et Skold 1958), en prenant en compte l'influence du Cl^- et SO_4^{2-} . La valeur de LSI est calculée en utilisant l'équation 18, et les limites de valeurs avec leurs significations sont présentées dans le tableau 7 (Shipra et al. 2020). Les valeurs de LSI pour les échantillons de la zone étudiée varient entre 2,71 et 7,75. Tous les échantillons analysés sont classés dans la catégorie où des taux élevés de corrosion localisée peuvent être attendus.

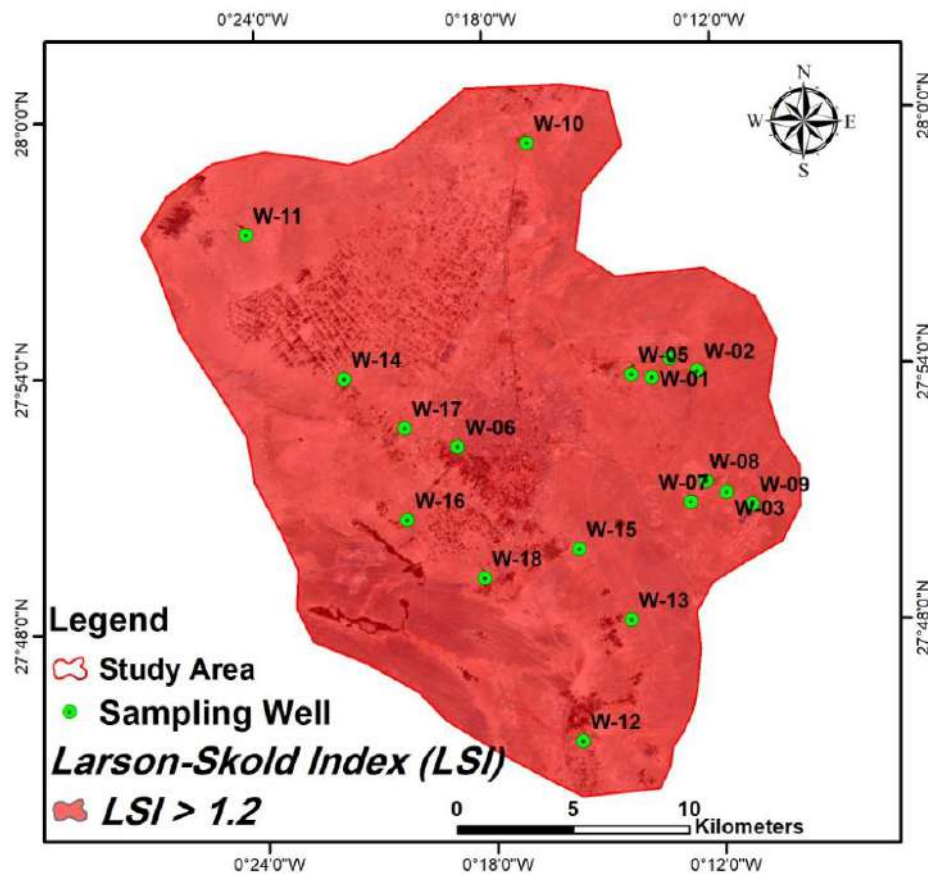


Figure 50. Carte de variation de LSI dans les eaux de CI d'Adrar.

3.4.4. Indice de Puckorius (PI)

L'indice de Puckorius est basé sur la mesure du pH et de l'alcalinité de l'eau pour évaluer sa capacité tampon et ses propriétés de précipitation. L'indice utilise le pH d'équilibre plutôt que le pH réel de l'eau. Selon la classification générale du PI, les échantillons d'eau peuvent être classés comme peu corrosifs ($PI < 6$), ayant une tendance peu corrosive ($6 < PI < 7$), ayant une tendance à l'entartrage ($PI > 7$), et ayant une tendance significative à l'entartrage (Shipra et al. 2020). Les résultats de la présente étude montrent que 66,67% des forages analysés présentent une tendance peu entartrante et corrosive, tandis que 33,33% présentent une tendance corrosive importante.

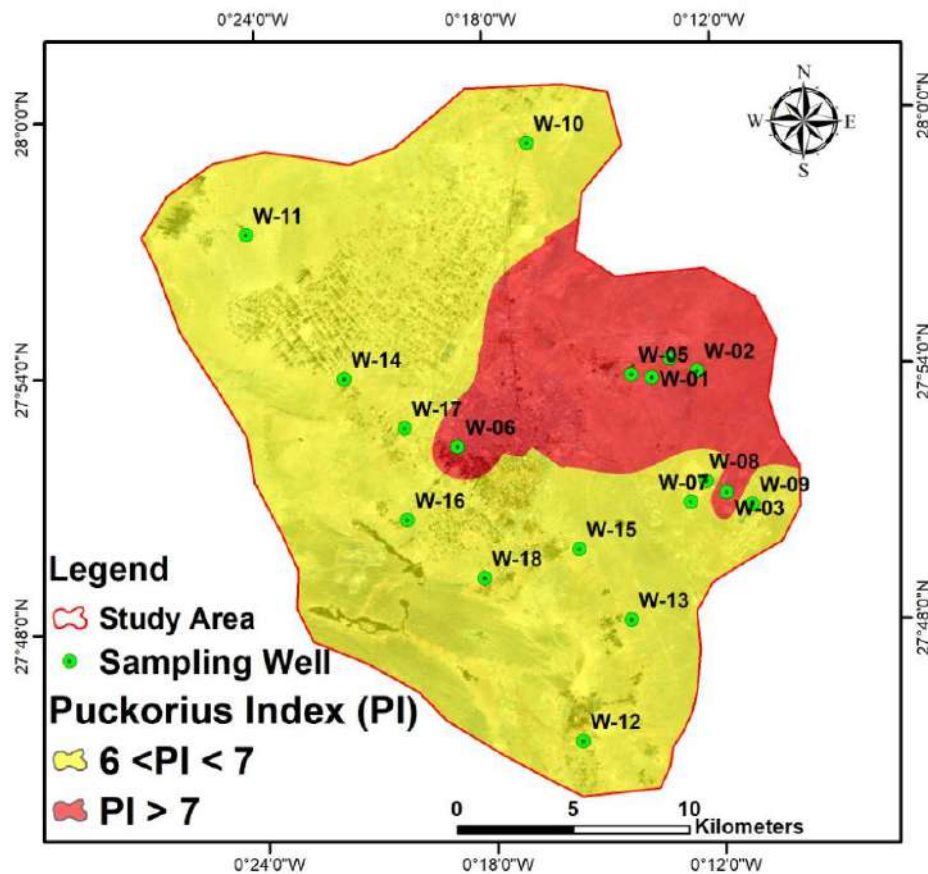


Figure 51. Carte de variation de PI dans les eaux de CI d'Adrar.

3.4.5. Indice d'agressivité (AI)

L'indice d'agressivité qui est utilisé pour évaluer la capacité corrosive de l'eau et pour évaluer les dommages causés par les eaux agressives sur les équipements et les canalisations. Pour le calculer, on utilise l'équation 19. Lorsque l'indice d'agressivité (IA) est inférieur à 10, l'eau est considérée comme très corrosive (très agressive). Si IA est compris entre 10 et 12, l'eau est qualifiée de modérément corrosive. Si IA est supérieur à 12, l'eau a tendance à former des dépôts calcaires et est considérée comme non agressive sur le plan de la corrosion (Mirzabeygi et al. 2016 ; Lakhdari et al. 2025). Les valeurs mesurées dans les échantillons de la zone étudiée varient entre 11,64 et 12,61. Selon le tableau 5, 33,33 % des échantillons sont considérés comme modérément agressifs, tandis que 66,67 % des échantillons sont classés comme non agressifs, mais présentent une tendance à former des dépôts calcaires.

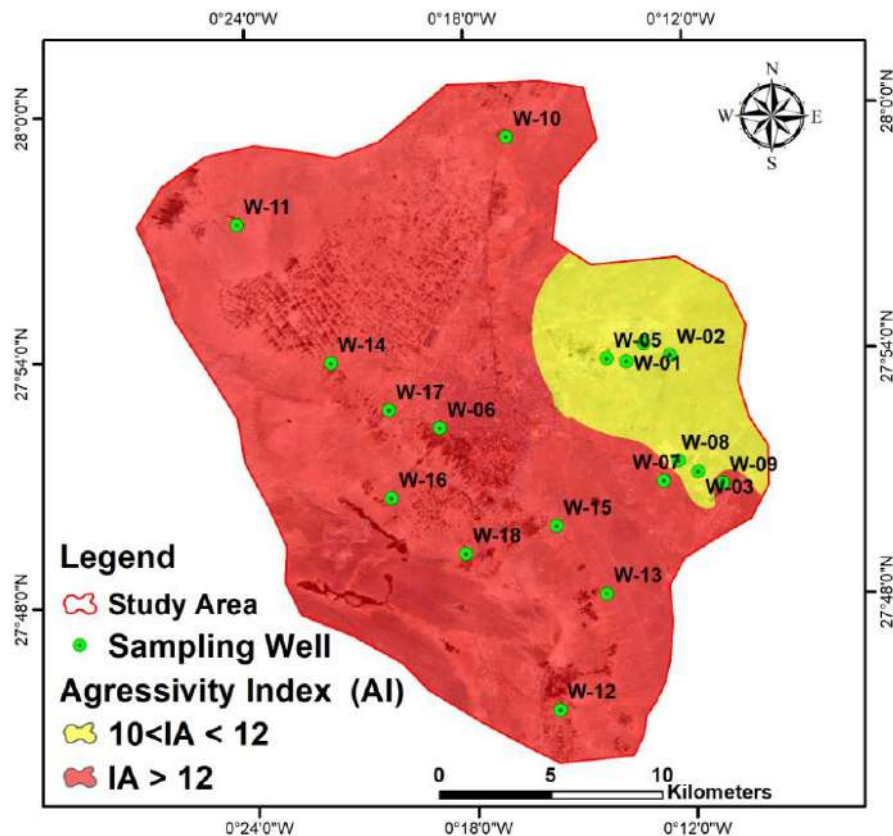


Figure 52. Carte de variation d'IA dans les eaux de CI d' Adrar.

Tableau 16. Variations des indices de qualité de l'eau pour l'industrie.

Paramètres	Intervalle	Indication	No. D'Echant	% d'Echant
Indice de Langelier (LI)	< 0	Sous saturé, à tendance à dissoudre le CaCO_3 solide	00	00
	0	Saturé, le CaCO_3 est en équilibre	00	00
	> 0	Sursaturé, à tendance à précipiter le CaCO_3	18	100
Indice de Ryznar (RSI)	< 6	Sursaturé, à tendance à précipiter le CaCO_3	00	00
	6–7	Saturé, le CaCO_3 est en équilibre	13	72.22
	> 7	Sous-saturé ; Potentiel de corrosion	05	27.78
Indice de Larson-Skold (LSI)	< 0,8	Potentiel d'entartrage	00	00
	0,8–1,2	Potentiel de corrosion	00	00
	> 1.2	Taux de corrosion élevés	18	100
Indice de Puckorius (PSI)	< 6	Potentiel d'entartrage	00	00
	6–7	Eau en équilibre	12	66.67
	> 7	Potentiel de corrosion important	06	33.33
Indice d'agressive (AI)	$\text{IA} < 10$	Potentiel de corrosion	00	00
	$10 < \text{IA} < 12$	Modérément corrosif	06	33.33
	$\text{IA} < 12$	Potentiel d'évolutivité et non agressif	12	66.67

3.5. Faciès hydrogéochimique

Le diagramme de Piper (1944) développé à partir d'un modèle quelque peu similaire de Hill (1940), est un outil graphique permettant d'illustrer l'équilibre chimique entre les cations et les anions d'une eau. Ce diagramme est constitué de deux triangles, l'un pour les anions et l'autre pour les cations, qui représentent respectivement leur pourcentage en milliéquivalent. Les carrés rhomboïdes obtenus grâce à l'intersection des deux triangles donnent le faciès chimique de l'échantillon représenté. A l'aide de ce graphe, on peut classer le faciès hydrochimique des eaux souterraines. Le graphe de Piper présenté dans la figure 53 montre que les eaux souterraines prélevées de la zone d'étude sont classées en deux types : le type Ca-Mg-SO₄-Cl représente 50 %, regroupe les échantillons qui se trouvent dans la partie nord-est de la zone d'étude, en amont de l'aquifère, ces échantillons sont caractérisés par une conductivité électrique relativement faible ($EC < 1900 \mu S/cm$), et la type Na-Cl représente 50%, regroupe les échantillons qui se trouvent dans la partie sud et sud-ouest de la zone d'étude, en aval, les eaux de cet groupe sont caractérisées par une forte conductivité ($EC > 1900 \mu S/cm$).

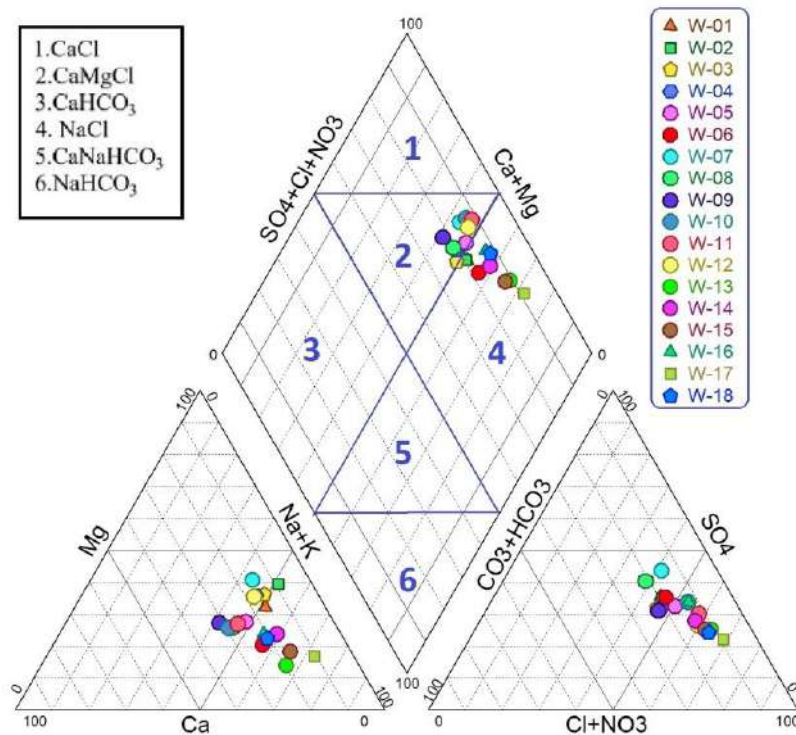


Figure 53. Diagramme de Piper du CI Adrar.

3.6. Origines de la chimie des eaux souterraines

Le schéma de Gibbs (1970) a été élaboré dans le but de déterminer les processus qui régissent la minéralisation des eaux de l'aquifère d'Adrar. Cette représentation graphique révèle trois

catégories de milieux dans lesquelles se classent les eaux souterraines (Fig.54). Le premier groupe correspond aux eaux dont la composition est influencée par les interactions entre l'eau et la roche. Le deuxième groupe est constitué des eaux dont la composition est influencée par les phénomènes d'évaporation. Le troisième groupe concerne les eaux dont la composition est influencée par les précipitations (Hao et al. 2022 ; Marandi and Shand, 2018 ; Nguyen et al. 2015). En se basant sur le schéma de Gibbs, il ressort que la charge minérale des eaux souterraines de la région d'étude est principalement influencée par les phénomènes d'évaporation et les interactions eau-roche (Lakhdari et al. 2025 ; Bouselsal et al. 2025). L'analyse spatiale de la zone d'étude révèle que la chimie des eaux souterraines en amont de l'aquifère sont contrôlées par les interactions eau-roche tandis que la chimie des eaux souterraines en aval de l'aquifère sont contrôlées par les phénomènes d'évaporation.

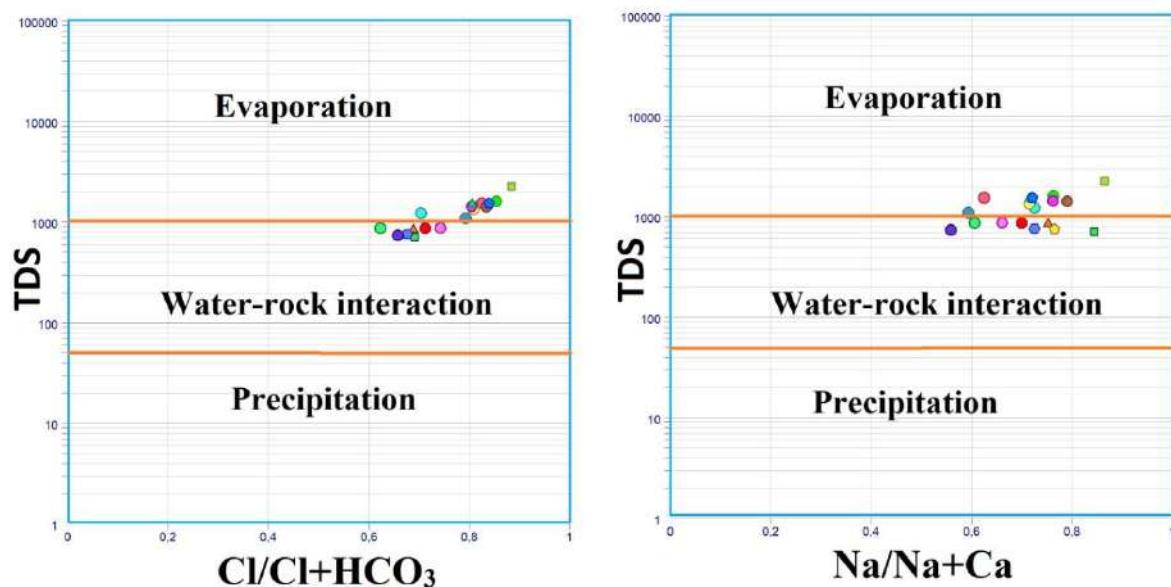


Figure 54. (a) diagramme du Gibbs (cations). (b) diagramme du Gibbs (anions)

Les diagrammes de dispersion Mg versus Ca et HCO_3 versus Ca normalisés au Na, proposés par Gaillardet et al en 1999, sont couramment utilisés pour identifier les roches impliquées dans la minéralisation des eaux souterraines. En effet, ces outils sont efficaces pour déterminer les sources d'ions chimiques, à savoir la dissolution d'évaporites, l'altération des silicates et l'altération de la roche carbonatée (Hao et al. 2020 ; Deepali et al. 2020 ; Di et al. 2021). Selon la figure 55, les échantillons de l'eau souterraine de la zone d'étude se trouvent dans le domaine d'altération des silicates et sont légèrement éloignés du domaine de dissolution d'évaporites. Cette observation suggère que les processus de dissolution, de précipitation et d'échange de cations, contrôlent le chimisme des eaux souterraines dans le

secteur d'étude. Ces résultats confirment les conclusions obtenues à partir du diagramme de Gibbs (Fig. 54).

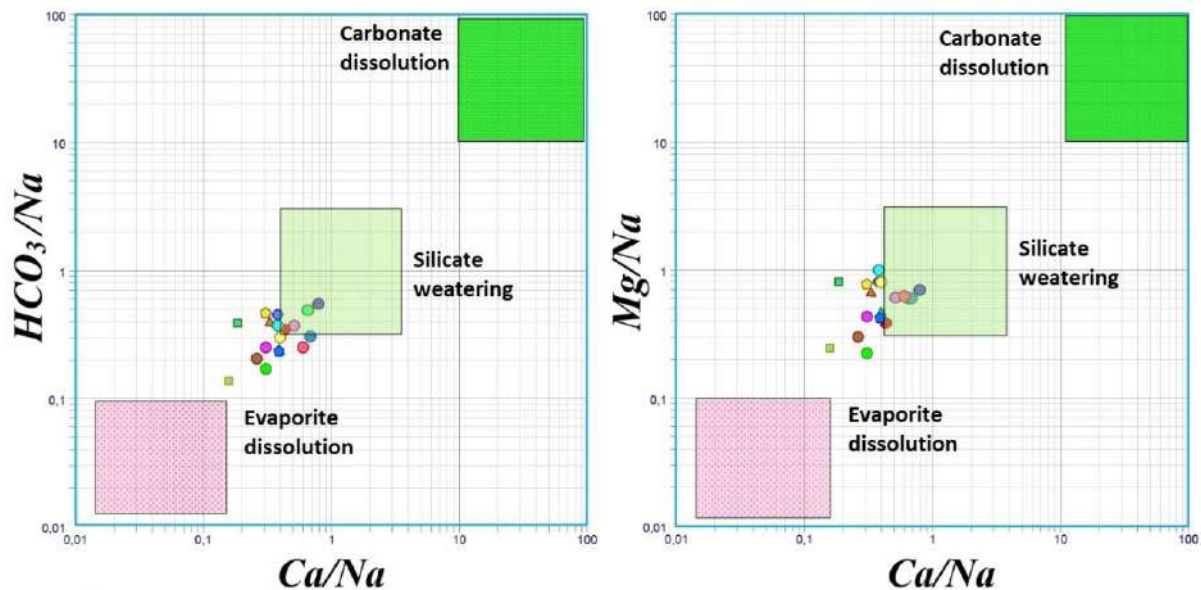
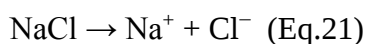


Figure 55. Diagrammes bivarié Ca/Na vs HCO_3^-/Na and Ca/Na vs Mg/Na

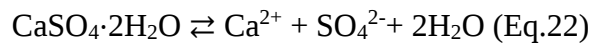
3.6.1. Dissolution des évaporites

Pour déterminer les sources de la minéralisation présente dans les eaux souterraines, il est courant de tracer le rapport entre les concentrations de Na^+ et de Cl^- . Si l'halite est la source principale de ces ions dans l'eau, le rapport Na/Cl devrait se positionner sur la droite 1:1. Toutefois, si le rapport Na/Cl s'écarte de cette droite, cela peut indiquer une interaction entre la roche et le processus d'échange d'ions. Dans le cadre d'une étude, le diagramme de variation de sodium en fonction de chlore a été utilisé pour analyser plusieurs points d'eau souterraine. Les résultats montrent que certains points d'eau échantillonnés s'alignent effectivement sur la droite de la pente 1 (Fig.56a), ce qui suggère la présence d'une source commune de sodium et de chlore, principalement due à la dissolution de l'halite (comme l'indique l'équation 21) (He et al. 2022 ; Hao et al. 2020 ; Lakhdari et al. 2025). Cependant, d'autres points présentent un excès en chlore, ce qui peut indiquer soit une source supplémentaire d'ions chlorure (tels que des sels riches en Cl^-), soit une élimination du sodium des eaux souterraines par échange d'ions. L'excès de chlorure observé dans la zone d'étude pourrait être attribué à des apports anthropiques tels que l'élimination des déchets, le retour d'eau d'irrigation dans les zones agricoles ou l'infiltration des eaux usées.



Le graphe de variation de calcium en fonction de sulfate obtenu à partir de l'analyse des échantillons analysés montre un surplus de SO_4^{2-} par rapport au Ca^{2+} (Fig. 56b). En effet, tous

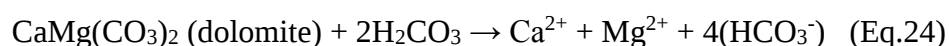
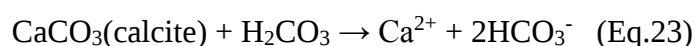
les forages d'eau analysés présentent une carence en calcium par rapport aux sulfates. Bien que la dissolution de gypse (comme l'indique l'équation 22) présent dans les matériaux de l'aquifère de CI soit la source la plus probable de sulfate et de calcium dans les eaux souterraines (Hao et al. 2020). Le déficit en calcium peut être dû à plusieurs facteurs, tel que, la précipitation de la calcite et l'échange cationique. Dans ce cas, les argiles peuvent adsorber les ions de calcium de l'eau souterraine en échange contre les ions de sodium ou/et de potassium.



3.6.2. Altération des silicates

La transformation des silicates est un processus géochimique crucial dans la formation de la composition chimique des eaux souterraines (Gopinath et al. 2019 ; Garrels, Mackenzie 1967). Les silicates, qui sont les minéraux les plus abondants dans la croûte terrestre, se dissolvent lentement dans l'eau et libèrent des ions qui peuvent réagir avec d'autres éléments présents dans l'eau. Ce processus contribue à environ 45% de la charge dissoute totale des rivières à travers le monde et a un impact significatif sur la qualité de l'eau. De plus, la transformation des silicates est un réservoir important de dioxyde de carbone (CO_2) dans le cycle global du CO_2 . Lorsque les silicates se dissolvent, ils libèrent du bicarbonate dans l'eau, qui peut réagir avec des cations tels que le calcium et le magnésium pour former des carbonates (Roy et al. 2023). Ce processus de carbonatation se déroule dans la présence de H_2CO_3 et les minéraux silicatés.

Cependant, l'évaluation quantitative des produits d'altération des silicates est très délicate car l'altération des silicates donne plusieurs phases solides (Zhang et al. 2022; Vinnarasi et al. 2021; Gaillardet et al. 1999; Freeze and Cherrey, 1979). Dans la présente étude, les rapports $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ et $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ vs cation total (Fig. 56a, b) ont été employés pour confirmer le processus d'altération des silicates, responsable de la libération de cations Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} dans les eaux souterraines (Roy et al. 2023). Le rapport équivalent de $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)/\text{cation total}$ variait de 0,41 à 0,72, alors que le rapport équivalent de $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/\text{cation total}$ variait de 0,27 à 0,58, avec 50 % de valeurs $<0,5$ pour les deux graphes, suggérant que l'altération des silicates était une source des cations. Cependant, le regroupement de 50% des points près de la ligne 1:1 indique qu'en plus de l'altération des silicates, dissolution des minéraux sulfatés et carbonatés peuvent également contribuer à l'enrichissement en Ca^{2+} et Mg^{2+} dans les eaux, comme indiqués dans les équations 23 et 24 (Hao et al. 2020 ; Lakhdari et al. 2025).



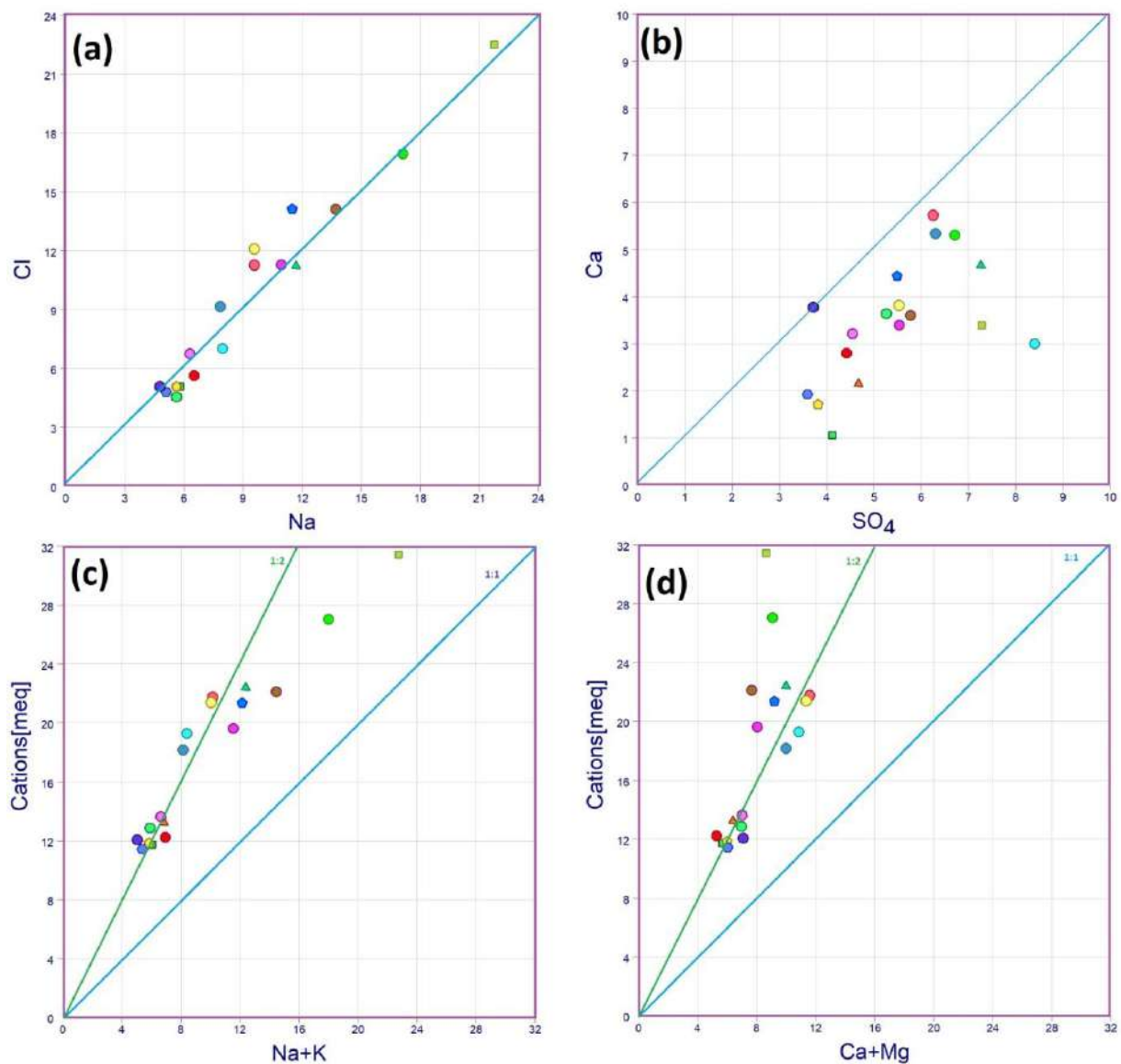


Figure 56. Diagrammes indiquant divers processus de minéralisation dans la zone d'étude: (a) Na vs. Cl ; (b) Ca vs. SO₄; (c) cation total vs. Na +K (d) cation total vs. Ca+Mg.

3.6.3. Échange de cations

Le processus d'échange d'ions implique un transfert de masse réversible entre les ions adsorbés et les ions libres en solution ([Appelo and Postma, 2005](#)). Ce transfert de masse se produit entre des ions de même signe, en proportion de leur charge. Les matériaux qui permettent cet échange sont parfois appelés échangeurs d'ions, tandis que les ions qui participent à ce processus sont appelés adsorbats. L'échange d'ions est également considéré par les hydrogéologues comme un transfert de masse entre l'eau souterraine et les matériaux constituant l'aquifère. Les minéralogistes et les physiciens-chimistes reconnaissent quant à

eux que ce processus peut également intervenir dans la formation de complexes superficiels ou même dans la structure des cristaux, notamment dans le cas des minéraux argileux.

Le graphique bivarié de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ versus $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ à été utilisé pour connaître la dominance des échanges d'ions directe ou inverses le long de la droite de mélange 1:1 (Fig. 57a) (Zhang et al. 2022 ; Lakhdari et al. 2025). En conséquence, la dominance du processus d'échange d'ions inverse sur l'échange d'ions normal est bien visible sur le diagramme qui présente la même tendance de la figure 8b. On constate que 72.23% des échantillons d'eau sont positionnés au-dessous de la droite 1:1, indiquant un excès en bicarbonate et en sulfate, et un déficit en calcium et magnésium. L'excès de HCO_3^- et SO_4^{2-} pourrait être expliqué par l'altération des silicates ou la dissolution des sulfates et des carbonates existant dans les matériaux de l'aquifère de continental intercalaire, alors que la carence de Ca^{2+} et Mg^{2+} pourrait être expliqué par l'échange d'ions. Dans le cas contraire, 27.77% des échantillons ont tendance à se positionnés au-dessus de la droite 1:1, indiquant un excès de calcium et de magnésium, et un déficit en bicarbonate et en sulfate. L'excès de Ca^{2+} et de Mg^{2+} pourrait provenir de l'échange d'ions inverse ou/et de l'altération des silicates.

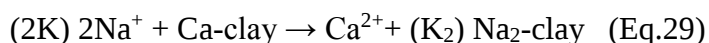
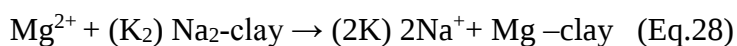
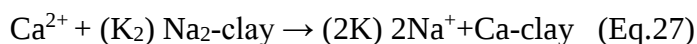
Indices chloro- alcalins ($\text{CAI} - 1$ and $\text{CAI} - 2$), présentés par Schoeller (1965), livrent une information complète sur l'échange cationique entre les eaux souterraines et les matériaux de l'aquifère, qui a un impact majeur sur la minéralisation de l'eau et son évolution. Les indices chloro-alcalins sont donnés par les équations 25 et 26:

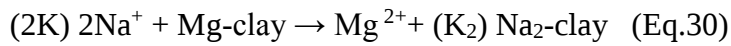
$$\text{CAI} - 1 = \frac{\text{Cl}^- - (\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{\text{Cl}^-} \quad (\text{Eq.25})$$

$$\text{CAI} - 2 = \frac{\text{Cl}^- - (\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{CO}_3^{2-} + \text{NO}_3^-} \quad (\text{Eq.26})$$

où les concentrations des ions sont exprimées en meq/l

Selon Schoeller (1977), les valeurs négatives de $\text{CAI} - 1$ et $\text{CAI} - 2$ indiquent un processus d'échange de cations tandis que les valeurs positives représentent un processus d'échange de cations inverse (Appelo and Postma, 2005 ; Schoeller 1965). Cela souligne que dans un environnement géochimique, lorsque le $\text{CAI} - 1$ et $\text{CAI} - 2$ démontrent négativement le calcium et le magnésium de l'eau est échangée contre le Na^+ et le K^+ des matériaux de l'aquifère (Eq.27 and Eq.28). Lorsque CAI est une valeur positive, le remplacement du Na^+ et K^+ dans les eaux souterraines par le calcium et le magnésium des matériaux de l'aquifère (Eq. 29 and Eq. 30) (Zhang et al. 2022; Hao et al. 2020).





Dans la présente étude, les valeurs de CAI-1 et CAI-2 sont toutes deux négatives dans 72.77 % des échantillons et sont toutes deux positives dans 27.77% des échantillons (Fig. 57b), indiquant que 72.23% des échantillons d'eau échangent les d'ions de Ca^{2+} et Mg^{2+} avec les ions de Na^+ et K^+ des matériaux de l'aquifère, alors que 27.77% des échantillons d'eau échangent les d'ions de Na^+ et K^+ avec les ions de Ca^{2+} et Mg^{2+} des matériaux de l'aquifère.

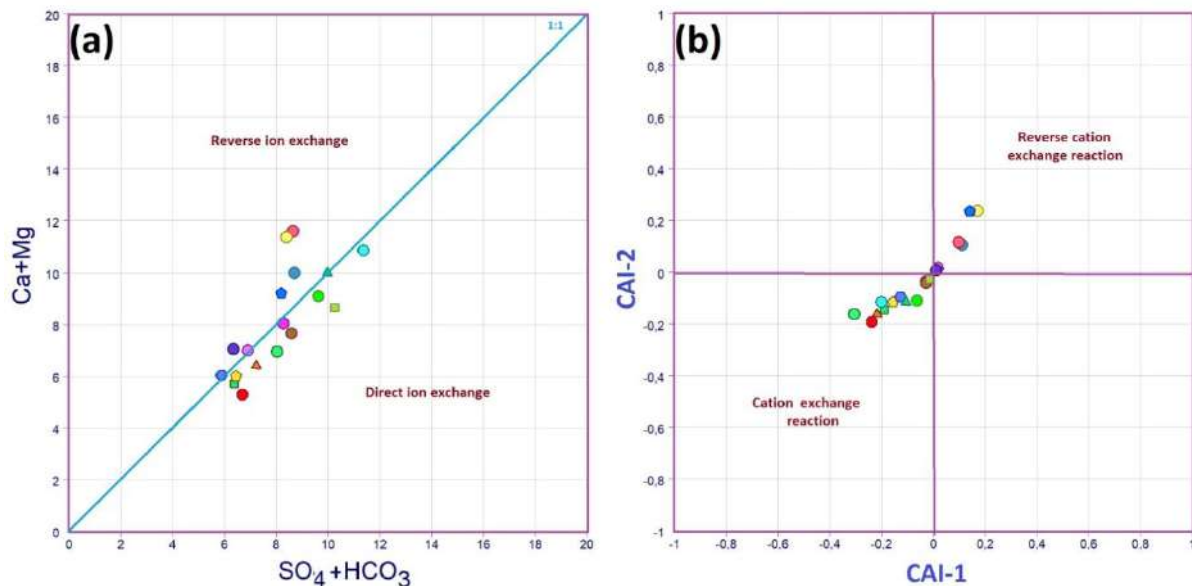


Figure 57. Diagramme binaires indiquant divers processus de minéralisation dans la zone d'étude: (a) $Ca+Mg$ vs. SO_4+HCO_3 ; (b) CAI-1 vs. CAI-2

3.6.4. Saturation de l'eau

Pour examiner de saturation de l'eau, le logiciel PHREEQC à été utilisé pour estimer les indices de saturation (SI) par rapport aux minéraux évaporitiques et carbonatés (Zhang et al. 2022; Bouselsal 2016 ; Parkhurst and Appelo, 2013). Le graphe de dispersion du SI indique que la majorité des forages analysée ont des valeurs SI positives pour les minéraux de calcite, aragonite et dolomite, cela indique une sursaturation en minéraux carbonatés (Fig.58). Par contre, les valeurs SI négatives pour le gypse, l'anhydrite et l'halite révèlent que les eaux souterraines de la zone étudiée sont sous-saturées par ces minéraux. En plus, on constate que les valeurs SI du gypse, de l'anhydrite et de l'halite sont positivement corrélées avec les valeurs de TDS, ce qui suggère que la dissolution du gypse et de l'halite est principalement responsable de l'augmentation du TDS.

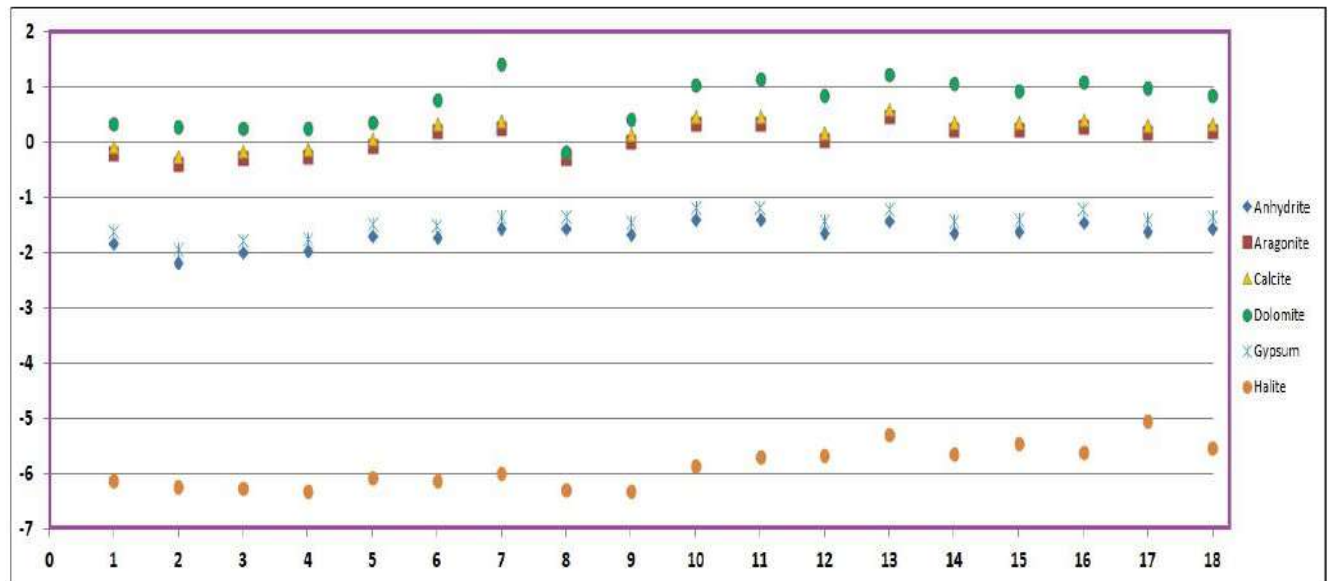


Figure 58. Variation des indices de saturation dans la nappe CI

3.7. Problèmes de qualité des eaux souterraines dans les régions arides

Les résultats de cette recherche sur la qualité des eaux souterraines dans la région d'Adrar (Algérie) mettent en évidence des problématiques similaires à celles observées dans plusieurs pays, notamment l'Algérie, la Tunisie, l'Égypte et l'Arabie Saoudite.

En Algérie, de nombreuses études (Boualem et Egbueri, 2024 ; Bouselsal et al., 2024 ; Bouselsal et al., 2014 ; Houari et al., 2024 ; Eid et al., 2023 ; Kebili et al., 2021 ; Bouselsal et Saibi, 2022 ; Ouarekh et al., 2024 ; Kharroubi et al., 2024 ; Boussaada et al., 2023 ; Gaagai et al., 2023) ont analysé des régions comme In Salah, Reggane, Adrar, El Oued, Ouargla, Ghardaïa, Ouled Djelal et Ain Ouassera. Ces études signalent des niveaux élevés de salinité, principalement dus à la dissolution des formations évaporitiques (halite, gypse) et aux processus d'échange ionique, aggravés par une évaporation intense. Cette saturation en sels dégrade non seulement la qualité de l'eau et des sols, mais pose également des risques pour la santé publique, notamment des calculs rénaux, de l'hypertension et des troubles digestifs et neurologiques. De plus, les concentrations élevées de nitrates accentuent ces risques, entraînant des affections graves comme la méthémoglobinémie, les maladies cardiaques et le goitre. Ces études préconisent un traitement préalable des eaux et une sensibilisation accrue de la population.

En Tunisie, les recherches sur l'aquifère du Sahara septentrional (Houatmia et al., 2016 ; Ben Alaya et al., 2014 ; Dhaouadi et al., 2020, 2022 ; Jarraya Horriche et Benabdallah, 2020) mettent en avant la mauvaise qualité de l'eau pour la consommation et des niveaux élevés de

salinité dans l'eau d'irrigation des oasis sahariennes. Ces conditions entraînent une accumulation de sels et une perte de fertilité des sols. Combinées à l'utilisation excessive d'engrais, elles favorisent la formation de croûtes de gypse et la dégradation des ressources en eau.

En Égypte, les eaux de l'oasis d'El Kharga présentent des niveaux élevés de solides dissous totaux (TDS), de fer, de manganèse et de potassium, souvent supérieurs aux normes de l'OMS. Environ 71,5 % des échantillons sont impropres à la consommation humaine, ce qui pose des risques sanitaires majeurs, notamment pour les enfants ([Gad et al., 2021](#)).

En Arabie Saoudite, des problèmes similaires sont observés dans les aquifères arides. À Wadi Sayyah, la qualité de l'eau varie de douce à saumâtre et est souvent dure, impactée par la pollution anthropique et agricole ([Al-Ahmadi, 2013](#)). Dans le bassin de Rabigh, l'eau est alcaline, saumâtre et très dure, dépassant les directives de l'OMS. Les risques sanitaires non cancérogènes affectent 68 % des adultes, 80 % des enfants et 72 % des nourrissons ([Rajmohan et al., 2021](#)). Pour l'irrigation, bien que ces eaux soient adaptées aux cultures tolérantes au sel, 58 % des échantillons sont impropres à l'élevage en raison des concentrations élevées de fluor et de nitrates. À Wadi Al Dawasir, plus de 87 % des terres agricoles sont affectées par la salinisation, réduisant la productivité et menaçant la durabilité agricole ([Elhag, 2016](#)). Les causes principales incluent l'extraction excessive des eaux souterraines, l'absence de systèmes de drainage efficaces et des taux élevés d'évaporation. L'étude recommande des solutions telles que l'installation de systèmes de drainage performants, une gestion rationnelle de l'eau, l'adoption de cultures tolérantes au sel et une surveillance régulière à l'aide de la télédétection.

4. Conclusion

Les régions sahariennes dépendent largement des eaux souterraines pour répondre aux besoins domestiques, agricoles et industriels. Dans ce contexte, ce chapitre s'est intéressé à la caractérisation hydrochimique des eaux souterraines de la région d'Adrar en CI, à l'évaluation de leur qualité pour la consommation humaine, l'irrigation et l'industrie, ainsi qu'à la compréhension des mécanismes de minéralisation de ces eaux. En se basant sur l'interprétation des données hydrochimiques provenant de 18 forages captant l'aquifère de CI de Adrar.

L'appréciation d'adéquation de l'eau à la consommation a été testée par comparaison avec les normes de l'Organisation mondiale de la santé (OMS 2017). Selon l'OMS (2017), la CE (55,56 %), les TDS (55,56 %), le Na⁺ (44,44 %), le K⁺ (72,22 %), le SO₄²⁻ (5,56 %), le Cl⁻

(5,56 %), le NO₃- (16,67 %), et le TH (16,67 %) dépassent la limite permise, indiquant que la plupart des échantillons d'eau souterraine ne sont pas de bonne qualité pour la consommation humaine. Ils nécessitent un traitement avant d'être distribués à des fins de consommation. Ensuite, la méthode de l'indice de la qualité de l'eau (DWQI) a été utilisée pour fournir une seule valeur de qualité pour chaque échantillon. Les résultats montrent que la qualité des eaux ne satisfait pas aux normes de potabilité. Elles sont fortement minéralisées et les concentrations des éléments majeurs sont souvent supérieures aux normes recommandées. Les valeurs de l'indice de qualité de l'eau (DWQI) calculé pour les eaux varient entre 81 et 209. Trois classes de qualité de l'eau ont été déterminées, la classe médiocre (44,44 %), la classe très médiocre (50 %) et la classe non potable (5,56 %).

La qualité de l'eau agricole a été évaluée en utilisant des facteurs potentiels liés à la qualité de l'eau d'irrigation. Selon les résultats, les eaux souterraines de la zone d'étude sont classées comme EC (mauvaise qualité pour l'irrigation (61,11 %) et inappropriée pour l'irrigation (38,89 %)), SAR (excellente (94,44 %) et bonne (5,56 %)), SSP (admissible (83,33 %) et douteuse (16,67 %)), le ratio de Kelly (bon (50 %), douteux (45,44 %) et inapproprié (5,56 %)), PI (bon (100 %)), PS (de bon à nocif (100 %) et nocif à insatisfaisant (55,56 %)) et MH (adapté (27,78 %) et inadapté (72,22 %)). La combinaison de ces paramètres a permis de calculer l'IWQI. Celui-ci révèle que les eaux souterraines de la zone d'étude se regroupent en deux catégories ; la classe bonne représentant 66,67 % des forages analysés, situés en amont de l'aquifère, et la classe admissible, représentant 33,33 % des forages situés en aval de l'aquifère.

La qualité de l'eau pour l'usage industriel a été évaluée en examinant les problèmes de corrosion et de tartre susceptibles d'être causés par l'utilisation des eaux de CI. Les indices calculés révèlent que les échantillons analysés présentent : l'indice de Langelier (sursaturés en CaCO₃ et tendance à se tartiner), l'indice de Ryznar (agressif (61 %) et très agressif (21,8 %)), l'indice de Larson-Skold (corrosif (89,9 %)), l'indice de Puckorius (une tendance à la corrosion importante (53,13 %)) et l'indice agressif (corrosif (60,94 %) avec tendance à se tartiner (39,06 %)).

De plus, une analyse des diagrammes de Piper, de Gibbs et des diagrammes binaires, ainsi que le calcul des indices de saturation des principaux minéraux, ont montré que la minéralisation des eaux de l'aquifère de CI est liée à l'altération des silicates, à la dissolution des évaporites, à l'échange de cations et aux entrées anthropiques, qui affectent principalement la chimie de l'eau dans cet aquifère.

Chapitre 04:

**Évaluation de la pollution et des risques
liés à la consommation des eaux de CI**

1. Introduction

L'importance historique de l'eau douce dans le développement de la civilisation humaine est indéniable. Depuis l'époque des premières sociétés humaines établies à proximité des sources d'eau jusqu'à nos jours où évoluent les sociétés modernes, l'eau joue un rôle crucial, s'avérant indispensable pour réduire la pauvreté, garantir les sources de nourriture et favoriser le développement durable. Connue comme le deuxième plus grand réservoir d'eau douce après les calottes glaciaires, l'eau souterraine reste une ressource naturelle vitale, essentielle à la survie humaine et au développement de la société (Gleick 2003). La dépendance exclusive des eaux souterraines pour les besoins quotidiens d'environ 2,5 milliards de personnes souligne son rôle essentiel dans l'approvisionnement en eau potable et dans le soutien des activités agricoles et industrielles (UNESCO 2012). Cependant, cette ressource inestimable est confrontée à des menaces imminentes d'épuisement et de dégradation de la qualité (Foster et al. 1997) en raison de facteurs tels que la croissance démographique, l'expansion agricole, l'industrialisation et les changements climatiques, des défis particulièrement prononcés dans les zones arides et semi-arides (Khelfaoui et al. 2021; Bouselsal et al. 2014; Massuel et al. 2013).

La région de l'Adrar, située dans une zone aride et faisant partie du système aquifère du Sahara Nord, détient d'importantes réserves d'eau souterraine, stockées dans des couches géologiques perméables datant du Crétacé inférieur (UNESCO 1972), connues sous le nom d'aquifère Continental Intercalaire (CI) (Benhamida 2020; Darling et al. 2018; Lakhdari and Bouselsal. 2024). L'aquifère constitue la source d'eau exclusive accessible dans la région. Cependant, l'exploitation croissante de ces ressources en eaux souterraines pour répondre aux besoins en eau potable et en irrigation a conduit à divers problèmes de surexploitation, notamment une baisse du niveau de la nappe phréatique, une dégradation de la qualité de l'eau et une contamination par l'irrigation et les eaux usées. En particulier, les eaux de l'aquifère présentent des concentrations élevées de sels dissous et de nitrates, dépassant parfois les normes de potabilité, ce qui suscite des inquiétudes chez les gestionnaires de l'eau et souligne l'importance de surveiller cet aquifère pour assurer la sécurité de l'eau de la région. Au-delà de la forte salinité des eaux souterraines, la contamination par les nitrates présente des risques importants pour la santé humaine (Kharroubi et al. 2024). La qualité de l'eau potable est un facteur déterminant majeur pour la santé des individus. Dans les régions arides comme l'Adrar, où les ressources en eaux souterraines sont intensivement exploitées, la contamination par les nitrates est particulièrement préoccupante, notamment dans les zones à

forte activité agricole et les zones urbaines dépourvues de systèmes d'assainissement adéquats. Une concentration élevée de nitrates dans l'eau potable peut entraîner de graves risques pour la santé, notamment la méthémoglobinémie chez les nourrissons, et est associée à divers types de cancer et de malformations congénitales (OMS 2017 ; USEPA 1989). Par conséquent, une compréhension approfondie de la présence de nitrates dans les eaux souterraines, qui suscite des inquiétudes quant aux risques sanitaires associés, est essentielle pour garantir l'accès à une eau potable sûre et de haute qualité.

Pour tenter d'évaluer le degré de pollution des eaux souterraines la technique de l'indice de pollution des eaux souterraines (PIG) à été utilisé (Adimalla 2021 ; Subba Rao et Chaudhary 2019) ainsi que l'indice de pollution en nitrate (NPI). L'estimation des risques sanitaires chroniques à long terme liés aux nitrates dans les eaux souterraines pour différents groupes d'âge a suivi la méthodologie informatique proposée par l'USEPA (Adimalla 2020), une méthode qui quantifie risques potentiels associés aux contaminants des eaux souterraines et fournit des conseils scientifiques pour les stratégies d'approvisionnement et de traitement de l'eau.

Compte tenu des effets négatifs avérés de la qualité de l'eau sur la santé et l'environnement et des lacunes de la littérature, il est impératif de surveiller de près les ressources en eaux souterraines de continental intercalaire dans la région d'Adrar. Ce chapitre vise à présenter : (1) l'examen des caractéristiques physico-chimiques des échantillons d'eau de la nappe CI, (2) l'identification des processus hydrochimiques influençant la composition de l'eau et l'origine probable des nitrates. (3) l'évaluation des niveaux de contamination et de leur adéquation à la consommation humaine, et en fin (4) l'estimation du degré de pollution par les nitrates et l'évaluation des risques sanitaires associés. Les méthodes utilisées comprennent l'analyse statistique multivariée, l'indice de pollution des eaux souterraines (PIG), l'indice de pollution par les nitrates (NPI) et l'évaluation des risques pour la santé (HRA) suivant la méthodologie informatique proposée par l'USEPA (USEPA, 1989; Adimalla, 2020 ; Subba Rao et al., 2021 ; Kharroubi et al., 2024 ; Lakhdari et Bouselsal. 2024 ; Bouselsal et al. 2025). La méthodologie de cette recherche est illustrée dans la Figure 1.

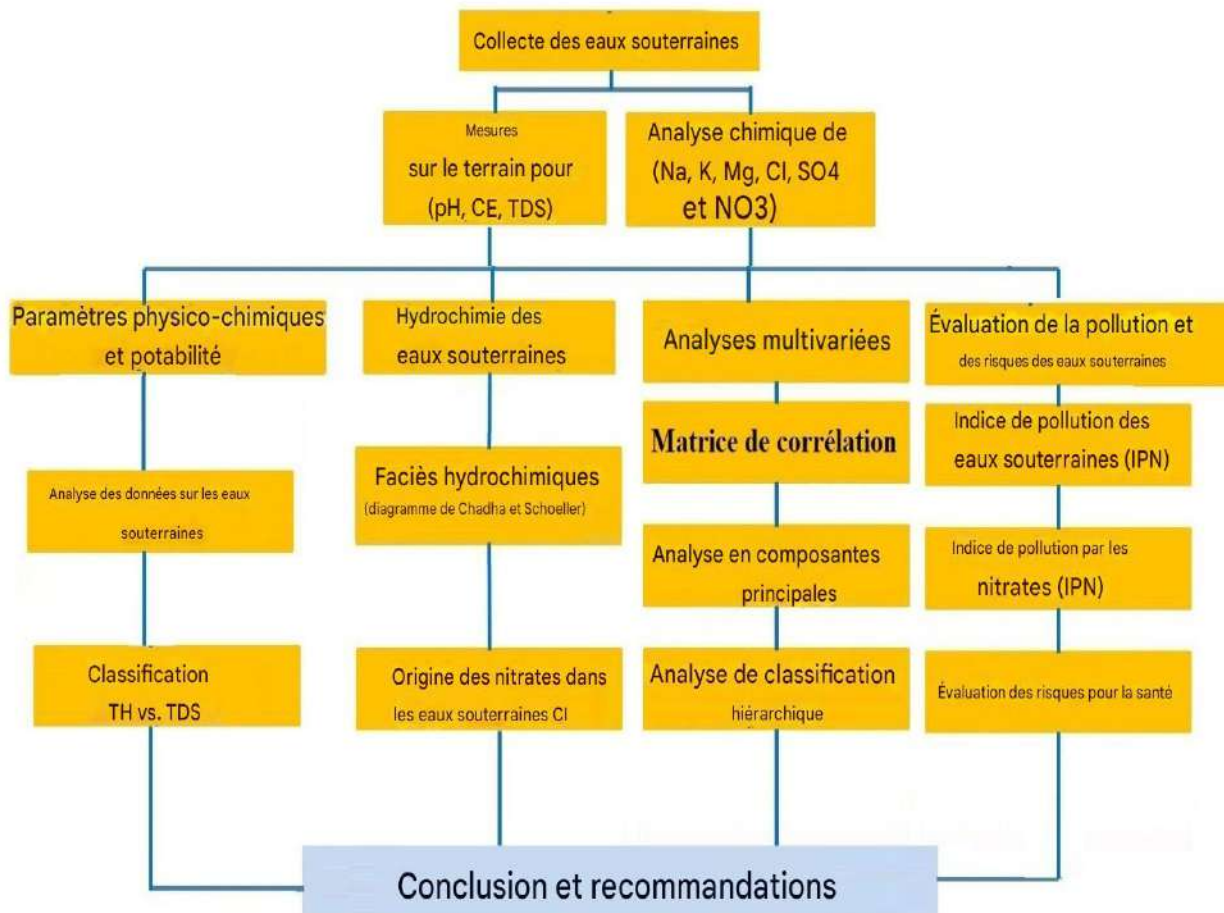


Figure 59. Organigramme méthodologique de chapitre 4.

2. Matériels et méthodes

2.1. Inventaire des points d'eau utilisés

Dans ce chapitre, 25 échantillons d'eau ont été collectés à partir de puits exploitant l'aquifère Continental Intercalaire à Adrar (Fig.60) (Lakhdari and Bouselsal. 2024). 18 échantillons sont déjà mentionnés dans le chapitre précédent et 6 échantillons sont introduit dans le zone centrale de la région d'étude pour données plus de détails à l'étude de pollution des eaux de CI dans la région d'Adrar.

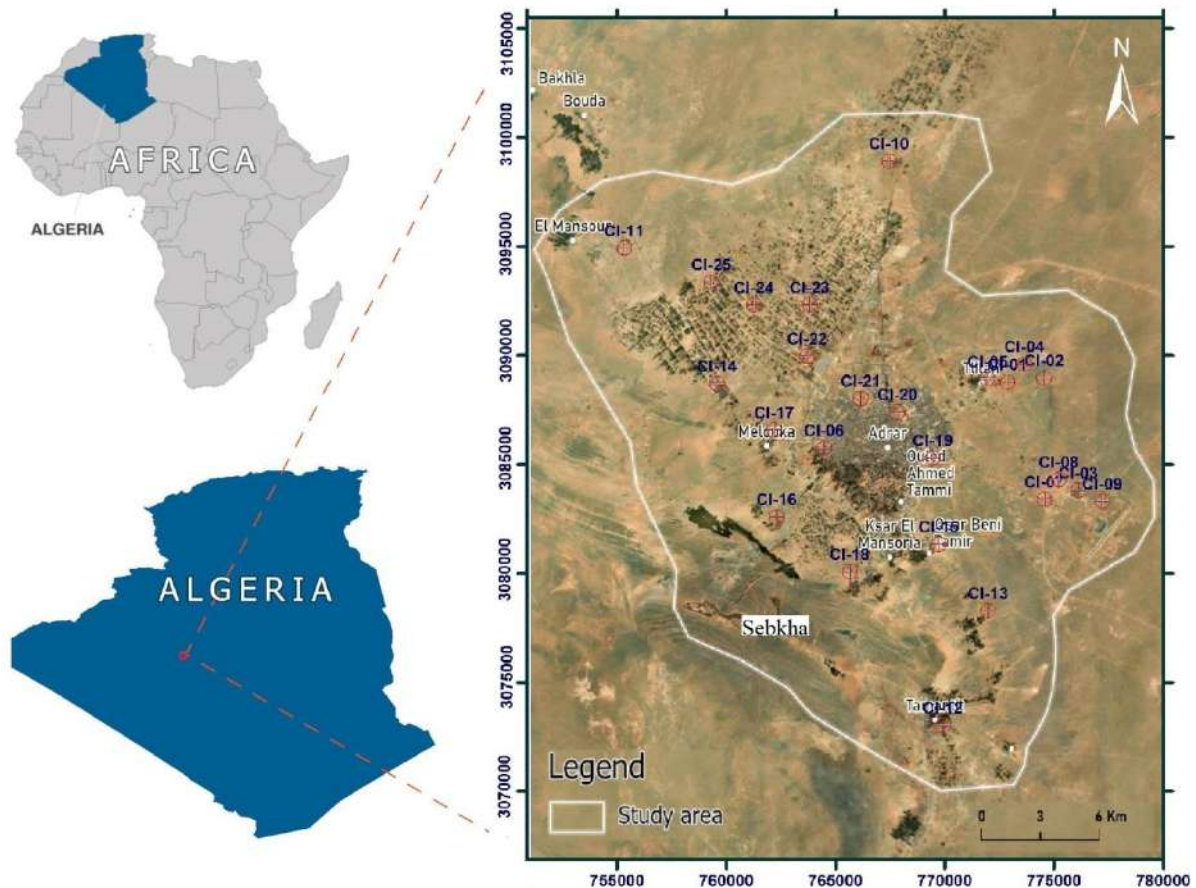


Figure 60. Situation des points d'eau échantillonnés.

2.2. Hydrochimie des eaux souterraines

L'étude hydrochimique des échantillons d'eau de CI est effectuée par l'application des diagrammes de Schoeller Berkloff et de Chadha. Les diagrammes bivariés sont également utilisés pour déterminer l'origine des nitrates dans les eaux souterraines.

Le diagramme Schoeller Berkloff a été introduit dans la littérature sur les eaux souterraines par Schoeller (1965). Il illustre les concentrations totales des cations et des anions et est principalement composé des échelles verticales logarithmiques équidistantes utilisées pour représenter les teneurs en calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorure, sulfate, carbonate et bicarbonate combinés, ainsi que les nitrates. Chacune de ces échelles ioniques est graduée en meq/l. La ligne polygonale est construite en joignant tous les points qui représentent les divers éléments chimiques d'un échantillon donné. L'intersection des lignes révèle un changement dans le faciès chimique. Le diagramme de Schoeller permet notamment de reconnaître simplement le faciès d'une eau souterraine en reportant les concentrations des éléments majeurs sur un graphique à échelles logarithmiques. Le diagramme de Schoeller permet quant à lui de représenter plusieurs analyses sur le même graphique, avec une

superposition des lignes si les concentrations sont identiques et un décalage relatif des lignes les unes par rapport aux autres si ce n'est pas le cas. Un inconvénient du diagramme de Schoeller réside dans le fait que comparer deux eaux peut conduire à considérer que leurs faciès chimiques sont identiques, même lorsque des écarts significatifs dans les concentrations relatives d'un ou plusieurs éléments existent.

Le diagramme de Chadah est une version quelque peu modifiée du diagramme de Piper et du diagramme de Durov élargi. La différence de pourcentage de milliéquivalent entre les alcalino-terreux (Ca^{2+} et Mg^{2+}) et les métaux alcalins (Na^+ et K^+), exprimée en pourcentage de valeurs de réaction, est tracée sur l'axe des X, et la différence de pourcentage de milliéquivalent entre les anions acides faibles (HCO_3^- et HCO_3^{2-}) et les anions acides forts (Cl^- et SO_4^{2-}) sont tracés sur l'axe Y. Les différences de pourcentage en milliéquivalents entre les métaux alcalino-terreux et les métaux alcalins, et entre les anions acides faibles et les anions acides forts, traceraient dans l'un des quatre champs possibles du diagramme de Chadha.

L'étude hydrochimique dans cette section complète le chapitre 3. Elle se concentre sur l'analyse des rapports caractéristiques qui permettent de déterminer l'origine des nitrates présents dans les échantillons d'eau étudiés. Nous appliquons les rapports les plus couramment utilisés dans les publications scientifiques traitant de l'hydrogéochimie des eaux souterraines.

2.3. Analyse statistique multivariée

Cette étude applique trois techniques statistiques multivariées bien établies : l'Analyse de Corrélation Multiple (ACM), l'Analyse en Grappes Hiérarchique (AGH) et l'Analyse en Composantes Principales (ACP) pour fournir des aperçus des processus hydrochimiques. Ces méthodes ont été mises en œuvre à l'aide du logiciel XLSTAT. Dans cette analyse, le coefficient de corrélation de Pearson a été utilisé pour examiner les relations au sein du jeu de données, avec des niveaux de corrélation catégorisés en fonction de leurs valeurs de coefficient (r) : « très fort » ($\pm 1 < r < \pm 0.8$), « élevé » ($\pm 0.8 < r < 0.6$), et « faible » ($0 < r < \pm 0.6$) ([Mudgal et al., 2009](#); [Hammad et al., 2023](#)).

L'étude a largement utilisé l'Analyse en Composantes Principales (ACP), une technique prévalente et traditionnelle en statistique multivariée, connue pour son utilité dans de nombreux domaines scientifiques. L'ACP se concentre sur l'analyse de variables dépendantes interconnectées, représentant la matrice de données des observations enregistrées ([Bouselsal et Saibi 2022](#) ; [Kharoubi et al. 2022](#) ; [Bouselsal 2016](#)). Son rôle dans cette recherche était de

mettre en évidence les facteurs qui pourraient influencer la chimie de l'eau, interprétant ces influences à travers les charges chimiques sur les composantes principales.

Inversement, l'Analyse de Cluster Hiérarchique (HCA) est fréquemment adoptée dans l'étude de la qualité de l'eau. HCA offre une approche systématique pour structurer de vastes quantités de données en clusters, les classant en fonction de caractéristiques partagées. À cette fin, les distances euclidiennes ont été la mesure choisie pour évaluer les dissimilarités entre différents groupes d'observations. Cette méthode aide à organiser les données en clusters distincts mais liés, apportant clarté et cohérence aux schémas sous-jacents dans les études sur la qualité de l'eau.

2.4. Évaluation de la pollution de l'eau de CI

2.4.1. L'indice de pollution des eaux souterraines (PIG)

L'évaluation de la qualité de l'eau par la technique de l'indice de pollution des eaux souterraines (PIG) a été effectuée en cinq étapes ([Verma et Singh 2021](#) ; [Subba Rao et Chaudhary 2019](#); [El Mountassir et al. 2022](#)). La première étape consiste à attribuer à chaque variable le poids relatif approprié (Rw), selon leur importance dans l'influence de la qualité de l'eau potable, sur une échelle de 1 à 5 (Tableau.17). La deuxième étape consiste à calculer le coefficient de pondération (Wp), qui est le rapport du Rw de chaque élément au total des (RW) Eq.2.

$$WP = \frac{RW}{\sum(RW)} \quad (\text{Eq. 2})$$

Dans l'étape suivante, la valeur (SOC) a été estimée en prenant la concentration (Ci) de chaque ion analysé dans les échantillons d'eau et en la divisant par les normes de qualité de l'eau potable (DWHO) Eq. 3 ([WHO 2017](#)).

$$SOC = \frac{C_i^n}{DWHO} \quad (\text{Eq. 3})$$

La quatrième étape consiste à multiplier WP par SOC (Eq. 4) pour obtenir la qualité globale des eaux souterraines (OQG). Enfin, l'évaluation PIG se conclut par la somme de tous les nombres OQG pour chaque échantillon Eq. 5.

$$OQG = WP \times SOC \quad (\text{Eq. 4})$$

$$PIG = \sum OQG \quad (\text{Eq. 5})$$

La classification de la qualité de l'eau a été déterminée par les valeurs du PIG, avec cinq catégories ([Lakhdari and Bouselsal. 2024](#) ; [Bouselsal et al. 2024](#)): pollution insignifiante (PIG

< 1), faible pollution (PIG : 1-1.5), pollution modérée (PIG : 1.5-2), forte pollution (PIG : 2-2.5) et très forte pollution (PIG > 2.5).

Tableau 17. Paramètres utilisés pour le calcul de l'Indice de Pollution des Eaux Souterraines (PIG).

Paramètres	Poids relatif (Rw)	Poids (Rw)	Normes OMS 2017
pH	5.00	0.1315	07.50
TDS	5.00	0.1315	500.00
TH	2.00	0.0526	300.00
Ca ²⁺	2.00	0.0526	75.00
Mg ²⁺	2.00	0.0526	30.00
Na ⁺	4.00	0.1052	200.00
K ⁺	1.00	0.0263	12.00
HCO ₃ ⁻	3.00	0.0789	300.00
Cl ⁻	4.00	0.1052	250.00
SO ₄ ²⁻	5.00	0.1315	200.00
NO ₃ ⁻	5.00	0.1315	50.00
	Σ Rw=38.00	Σ Rw=1	

2.4.2. Nitrate pollution assessment

L'Indice de Pollution par les Nitrates (NPI) ([Panneerselvam et al. 2022](#) ; [El Mountassir et al. 2022](#); [Bhrami et al. 2022](#)), est un outil conçu pour quantifier le degré de pollution par les nitrates dans les eaux souterraines. Cet indice est calculé en utilisant l'Équation 6, qui considère Cs, la teneur mesurée en nitrates dans l'échantillon d'eau, et HAV, la valeur acceptée des nitrates, prise comme 20 mg/L. Le NPI catégorise la pollution en cinq niveaux : un score en dessous de zéro indique une eau propre, de 0 à 1 pour une légère pollution, de 1 à 2 représente une pollution modérée, de 2 à 3 signifie une forte pollution, et un score au-dessus de 3 est considéré comme une pollution extrêmement élevée, particulièrement critique pour les eaux potables. Cette approche systématique, centrale pour évaluer la contamination par les nitrates, est essentielle pour comprendre la qualité de l'eau dans la zone d'étude ([Lakhdari and Bouselsal. 2024](#)).

$$NPI = \frac{C_s - HAV}{HAV} \quad (\text{Eq. 6})$$

2.5. Évaluation des risques pour la santé humaine

La présence excessive de nitrates dans l'eau potable peut être préjudiciable à la santé humaine. Pour évaluer le niveau de danger non cancérogène dans les eaux souterraines de l'aquifère CI, les concentrations de nitrates ont été comparées aux limites admissibles, en tenant compte de l'âge et du sexe des individus ([Adimalla et Qian 2019](#)). L'Agence de Protection de

l'Environnement des États-Unis (USEPA, 2001) a développé la technique d'Évaluation des Risques pour la Santé pour analyser et quantifier les effets nocifs sur la santé humaine (Kumar et al. 2019). De nombreux scientifiques à travers le monde ont appliqué des formules (Eq. 7) pour évaluer les risques pour la santé en déterminant l'apport quotidien chronique (CDI (mg/kg/jour)). Le Tableau 1 fournit un aperçu détaillé des données.

$$CDI = \frac{C \times IR \times ED \times EF}{BW \times AT} \quad (\text{Eq. 7})$$

Dans cette formule, C représente la concentration de l'élément/contaminant (mg/l); IR désigne le taux d'ingestion. Les enquêtes sur le terrain et les études basées sur les conditions climatiques l'établissent à 3 l/jour pour les adultes (femmes et hommes), 1.5 l/jour pour les enfants et 0.7 l/jour pour les nourrissons ; EF indique la fréquence d'exposition (jours/an), qui est d'environ 365 jours par an pour les adultes, les enfants et les nourrissons ; ED est la durée en années pendant laquelle l'individu est exposé au contaminant (pour les adultes : 30 ans ; les enfants : 16 ans ; les nourrissons : 1 an) ; BW est le poids corporel moyen (adultes : 57.5 kg ; enfants : 18.7 kg ; nourrissons : 6.9 kg) ; AT est la durée moyenne d'exposition en jours.

L'effet non cancérogène d'un élément contaminant peut être démontré comme un quotient de danger (HQ) (Kaur et al. 2020 ; Subba Rao et al., 2021; Shaikh et al. 2020). Le HQ peut être calculé en utilisant l'équation 8 :

$$HQ = \frac{CDI}{RfD} \quad (\text{Eq. 8})$$

La dose de référence (RfD) du contaminant est de 1.6 mg/(kg jour) pour le nitrate, (Adimalla et Qian 2019). Un HQ supérieur à 1 indique un niveau inacceptable du polluant dans l'eau potable, et inférieur à 1 indique un niveau plus sûr pour la santé humaine (Kaur et al. 2020 ; Lakhdari and Bouselsal. 2024 ; Ouarekh et al. 2024 ; Houari et al. 2024).

Tableau 18. Parameters used for sensitivity analysis to assess health risks.

Paramètre	Description	Unité	Nourrisson	Enfant	Adulte	Références
C	La concentration des contaminants	mg/l	mesurée	mesurée	mesurée	-
IR	Taux d'ingestion	l/jour	0.7	1.5	3	USEPA (1989)
ED	Durée d'exposition	ans	01	12	30	USEPA (1989)
EF	Fréquence d'exposition	jour/an	365	365	365	Zhang et al. (2015)
BW	Poids	kg	06.9	18.7	57.5	Karunanidhi et al. (2020)
AT	Temps moyen	jours	365×ED	365×ED	365×ED	USEPA (2001)

3. Résultats et discussion

3.1 Paramètres physico-chimiques et potabilité

Dans cette étude, une analyse complète de 11 paramètres de qualité de l'eau a été réalisée sur l'ensemble des échantillons d'eau souterraine. Le Tableau 3 présente un résumé détaillé de ces paramètres, y compris leur plage de valeurs minimales à maximales, les valeurs moyennes, les cas de dépassement des limites et les normes de référence pour l'eau potable selon les directives de l'OMS (2017).

Les données sur la qualité de l'eau souterraine dans le Continental Intercalaire (CI) d'Adrar montrent que les eaux souterraines du CI ont présenté un pH variant de 7.15 à 8.07. Les eaux du CI montrent une minéralisation significative, comme le montre la vaste gamme de mesures de la conductivité électrique (CE) (1150 à 3360 $\mu\text{S}/\text{cm}$). L'eau dont la conductivité dépasse 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ est considérée comme inadaptée (OMS, 2017). Conformément aux directives de l'OMS de 2017, 68% des échantillons d'eau souterraine du CI sont jugés inappropriés pour une utilisation humaine directe sans traitement préalable. Les Totaux de Solides Dissous (TDS) dans les échantillons variaient de 713 à 2229 mg/l, avec une moyenne de 1225 mg/L, et 68% des échantillons analysés dépassaient le seuil de TDS recommandé par l'OMS. Une exposition excessive à des niveaux élevés de TDS peut entraîner des maladies cardiovasculaires, des calculs rénaux et des problèmes digestifs (Sahu et al., 2018 ; Subba Rao et al., 2019).

Les concentrations élevées de calcium et de magnésium contribuant à l'augmentation de la dureté totale des eaux, cette dernière varie de 789 et 7953.6 mg/L de CaCO_3 , dans les puits P422 et P12 respectivement, indiquant des eaux très dure. Ces valeurs dépassant largement la norme algérienne fixé à 500 mg/L de CaCO_3 .

La dureté totale (TH) est appelée la somme de la concentration en ions calcium et magnésium dans l'eau, irréversible par ébullition. La valeur observée de TH dans les échantillons d'eau souterraine est comprise entre 266 et 607 mg/L avec une valeur moyenne de 439 mg/L. La limite souhaitable de la valeur TH est de 100 mg/L et la limite admissible est 500mg/L. Au total, 68 % des échantillons d'eau sont sous la limite de consommation autorisée de 500 mg/L, tandis que le reste dépasse cette limite. Il est noté que TH entre 150 et 300 mg/L signifie que l'eau est dure, alors qu'une valeur > 300 mg/L signifie que l'eau est très dure (Boualem and Egbueri. 2024). Environ 4 % des échantillons sont classés comme durs et 96 % sont classés comme très durs. La consommation régulière d'une forte concentration de TH dans l'eau peut provoquer des calculs rénaux et des problèmes cardiovasculaires chez l'homme. L'exposition à des concentrations plus élevées de dureté exacerbera également l'eczéma. Une concentration

élevée de TH donne un goût alcalin à l'eau potable et entraîne une mauvaise performance des savons et des détergents, ainsi que des dépôts de tartre sur les tuyaux et les chaudières.

Graphique bivarié de TDS versus TH (Fig.3) ont montré que 32% des échantillons sont de type eau douce (c.-à-d. TDS <1000 mg/l) et 68% des échantillons d'eau sont de type saumâtre (Freeze et Cherry 1979) avec une dureté allant de modérée à très dur (Sawyer et McCarty 1978). Les eaux souterraines basées sur le TDS indiquent que les échantillons passent de conditions fraîches à saumâtres.

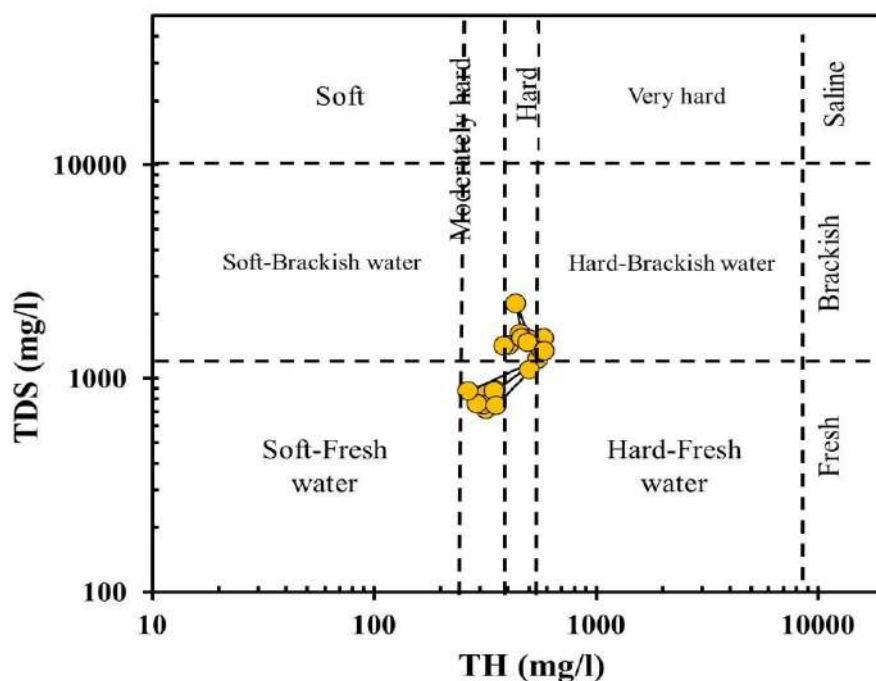


Figure 61. Diagramme binaire de TH vs. TDS.

Des fortes teneurs en calcium peuvent causer des problèmes gastriques, tandis qu'une carence en Ca^{2+} dans l'eau potable peut contribuer à la formation de calculs rénaux, d'accidents vasculaires cérébraux, d'hypertension et de cancer colorectal (Sengupta, 2013). La teneur moyenne en calcium dans les eaux du CI est de 75.59 mg/l, avec une plage de 34 à 126 mg/l. La teneur moyenne en sodium dans les eaux du CI est de 223.19 mg/l, variant de 110 à 500 mg/l, avec tous les échantillons enregistrant des niveaux inférieurs à la limite autorisée. Des niveaux élevés de sodium présentent un risque de problèmes cardiovasculaires et circulatoires (Haritash et al., 2008). Les concentrations en potassium dans tous les échantillons dépassaient la valeur recommandée de 12 mg/l, à l'exception de forage CI-08. La plage de variation de potassium est de 12 à 40 mg/l, ce qui peut potentiellement entraîner des problèmes neurologiques et gastro-intestinaux (Ramesh and Soorya, 2012).

Des quantités élevées de chlorure peuvent entraîner une hypertension artérielle, avec une teneur en ions chlorure dans l'eau du CI variant de 161 à 798 mg/l, avec une moyenne de

342.07 mg/l, et un seul échantillon (CI-17) dépasse la limite de 600 mg/l. La signification diététique du chlore est notable dans la libération de chlorure de sodium (NaCl), en particulier dans les affections cardiaques chroniques (OMS 2017). La concentration en sulfate dans l'eau du CI varie de 172 à 472 mg/l, avec une moyenne de 300.96 mg/l. Seuls 20 % des échantillons étaient supérieurs la limite autorisée de 400 mg/l établie par l'OMS. Des niveaux élevés de sulfate peuvent entraîner des effets laxatifs, un goût amer et des complications de santé telles que la déshydratation, la diarrhée et les douleurs abdominales (Karunanidhi et al., 2021).

Le bicarbonate est formé lors de la décomposition de la matière organique du sol, impliquant la respiration des racines et la dégradation de l'humus, produisant du CO₂, qui réagit avec l'eau de pluie pour former des ions bicarbonate. Dans l'eau, le bicarbonate affecte principalement le pH et peut provoquer la formation de dépôts dans les canalisations. En général, il ne représente pas un risque majeur pour la santé, mais des niveaux élevés peuvent avoir un impact sur la qualité de l'eau et les appareils. Dans la zone étudiée, les niveaux de bicarbonate dans l'eau souterraine variaient de 52 à 181 mg/l, avec une moyenne de 151.20 mg/l. Tous les échantillons étaient en dessous du niveau sûr recommandé par l'OMS (2017).

Les niveaux élevés de nitrate dans l'eau souterraine sont principalement dus aux excès d'engrais agricoles, aux déchets d'animaux et d'êtres humains, ainsi qu'aux débris végétaux. Dans l'eau potable, la concentration maximale permise en nitrate est de 50 mg/l. Cependant, dans la zone étudiée, les concentrations en nitrate varient de 8 à 58 mg/l, 24% des échantillons dépassant la limite recommandée par l'Organisation mondiale de la santé en 2017.

Tableau 19. Données sur les paramètres affectant la qualité des eaux souterraines de CI.

Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Ca ²⁺	34	126	75,59	25,13
Mg ²⁺	30	95	59,93	16,14
Na ⁺	110	500	223,19	92,53
K ⁺	12	40	21,14	6,54
Cl ⁻	161	798	342,07	152,13
SO ₄ ²⁻	172	472	300,96	89,03
HCO ₃ ⁻	52	181	151,20	27,05
NO ₃ ⁻	9	58	34,67	14,52
pH	7,15	8,07	7,77	0,25
TDS	713	2229	1225,52	364,76
CE	1150	3360	1971,60	566,62
TH	266	607	439	104,52

3.2. Hydrochimie des eaux souterraines

3.2.1. Diagramme de Schoeller

Schoeller (1965) a élaboré un diagramme semi-logarithmique pour représenter les concentrations des principaux ions dans l'eau, exprimées en meq/l. Dans ce diagramme, les niveaux de concentration de chaque ion pour chaque échantillon d'eau sont indiqués par des points situés sur des lignes espacées uniformément. Ces points sont ensuite connectés par des lignes brisées, illustrant ainsi la concentration absolue de chaque ion ainsi que les variations de concentration entre différents échantillons d'eau souterraine. De plus, le diagramme permet de déterminer le ratio entre deux ions spécifiques au sein d'un même échantillon. La figure 62 illustre l'application du diagramme de Schoeller pour démontrer la composition ionique des eaux souterraines dans la région étudiée. Les échantillons d'eau analysés sont représentés par des lignes colorées, mettant en évidence l'ordre de concentration des ions comme suit : $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ et $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{NO}_3^-$, à l'exception des puits CI-07, CI-08 et CI-23, qui montrent un faciès sulfaté sodique. Le quasi-parallélisme des lignes suggère une origine commune de l'eau de CI, caractérisée principalement par des sources évaporitiques (gypse et halite), avec des concentrations élevées en Na^+ et Cl^- , ainsi qu'en Ca^{2+} et SO_4^{2-} . La simple variation dans la composition chimique des eaux est due au changement lithologique dans le réservoir et l'influence des facteurs anthropiques. Ces observations corroborent les conclusions tirées dans le chapitre précédent.

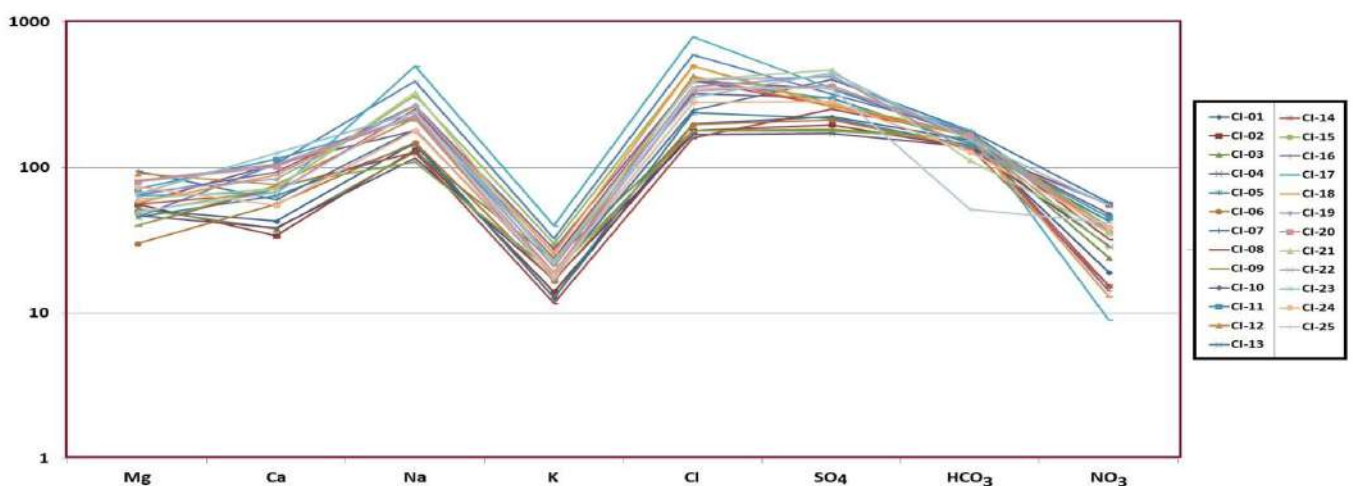


Figure 62. Diagramme de Schoeller illustre la variation de concertations des éléments chimiques dans les eaux de CI Adrar.

3.2.2. Diagramme de Chadha

Le faciès hydrochimique des eaux souterraines est toujours associé aux unités géologiques de la région d'étude, et la répartition des types de faciès est influencée par les réactions géochimiques se produisant au sein de réservoir. Le diagramme rectangulaire de Chadha (1999) est utilisé pour identifier les faciès hydrogéochimiques en fonction des ions dominants en utilisant dans les eaux souterraines de la région d'étude. Pour décrire les principales propriétés de l'eau, la zone rectangulaire de diagramme de Chadha est séparée en huit sous-zones, chacune représentant un type d'eau particulier, comme dans le diagramme de Piper (Piper 1944), et chaque zone rectangulaire décrit la caractéristique globale de l'eau.

Le tracé des sous-champs sur ce diagramme est présenté sur la figure 63. À partir de tracé Chadha, il est constaté que 44 % des échantillons d'eau souterraine se trouvent dans la zone 7, caractérisée par des eaux de type saline $\text{Na}^+\text{--Cl}^-$ (alcaline non carbonatée). Ces eaux présentent une concentration plus élevée en alcalins (Na^+ et K^+) et en acides forts (Cl^- et SO_4^{2+}) comparativement aux alcalino-terreux (Ca^{2+} et Mg^{2+}) et aux acides faibles (HCO_3^-). Cette composition suggère que l'évaporation et la dissolution des minéraux évaporitiques influencent significativement la chimie de ces eaux souterraines de type $\text{Na}^+\text{--Cl}^-$ dans la zone étudiée, entraînant des problèmes de salinité pour l'eau potable (Tawfeeq et al. 2024). Ces eaux se distribuent principalement dans la partie amont de l'aquifère.

À l'inverse, dans la partie aval de l'aquifère, 56 % des échantillons correspondent à un autre type d'eau, spécifiquement le type $\text{Ca}^{2+}\text{--Mg}^{2+}\text{--Cl}^-$. Cela indique une prédominance d'alcalino-terreux et d'acides forts sur les alcalins et les acides faibles. Cette caractéristique des échantillons d'eau résulte d'un processus d'échange d'ions inverse, soulignant une diversité chimique marquée au sein de l'aquifère.

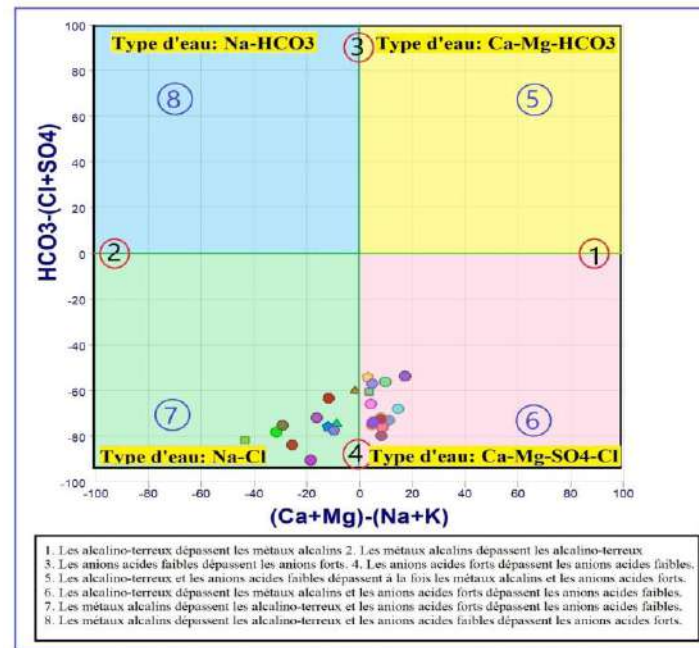


Figure 63. Diagramme de Chadha des eaux de CI d'Adrar.

3.2.3. Origine des nitrates dans les eaux souterraines de CI

L'activité humaine a un impact significatif sur la chimie des eaux souterraines. En effet, la composition chimique est altérée par l'infiltration des eaux usées municipales sous les centres urbains et des eaux de drainage agricoles sous les terres cultivées. Dans la zone étudiée, le principal contaminant affectant la qualité des eaux souterraines est le nitrate. Les concentrations mesurées de NO_3^- varient entre 9 et 58 mg/l, avec une moyenne de 39 mg/l, dépassant ainsi la limite acceptable de 50 mg/L fixée par l'OMS en 2017 pour 24 % des échantillons analysés. Dans l'eau naturelle, non affectée par l'intervention humaine, la concentration de NO_3^- ne dépasse généralement pas 20 mg/L (Spalding et Exner 1993 ; Egbueri et al. 2023 ; Boualem and Egbueri. 2024). Toute valeur supérieure à cette limite indique une contamination d'origine anthropique. En raison de sa grande solubilité et de sa mobilité importante, le nitrate présent dans les eaux souterraines est un outil utile pour déterminer l'intensité de l'activité humaine. Les principales sources de NO_3^- dans ces eaux sont liées aux rejets d'eaux usées domestiques et aux exploitations agricoles, expliquant les fortes concentrations observées. Une analyse approfondie a été menée pour analyser les mécanismes régulant l'hydrogéochimie des eaux souterraines enrichies en nitrates.

Le graphique des rapports molaires Cl^-/Na^+ par rapport à $\text{NO}_3^-/\text{Na}^+$ (Figure 6) constitue un outil largement reconnu pour évaluer les sources de nitrate dans les eaux souterraines (Zhang et al. 2023; Amiri et al. 2022 ; Bouselsal et al. 2024 ; Houari et al. 2024). Comme le montre la

figure 64, les rapports Cl^-/Na^+ et $\text{NO}_3^-/\text{Na}^+$ observés dans les échantillons d'eau souterraine vont de 0,78 à 1,26 et de 0,15 à 0,01, avec des valeurs moyennes de 0,98 et 0,06 respectivement. Ces ratios donnent un aperçu de l'abondance relative des ions chlorure, nitrate et sodium dans les eaux souterraines. Les processus stœchiométriques régissant les relations entre ces ions sont essentiels pour comprendre les sources de nitrate. Par exemple, la présence de ratios Cl^-/Na^+ élevés indique une contamination potentielle provenant de sources riches en ions chlorure, telles que les eaux usées ou les effluents industriels. Parallèlement, les ratios $\text{NO}_3^-/\text{Na}^+$ mettent en lumière la contribution du NO_3^- , avec des valeurs plus élevées suggérant des apports de nitrate provenant d'engrais agricoles ou de déchets organiques (Agbasi et al. 2023). De plus, la position des échantillons sur le graphique suggère que les activités agricoles et les rejets domestiques sont les principaux contributeurs à la pollution de l'eau dans la région. Cette inférence concorde avec les ratios Cl^-/Na^+ et $\text{NO}_3^-/\text{Na}^+$ observés, indiquant une contamination potentielle par le ruissèlement agricole et les rejets d'eaux usées domestiques, qui sont tous deux des sources connues de pollution par les nitrates dans les eaux souterraines (Zhang et al. 2023; Amiri et al. 2022).

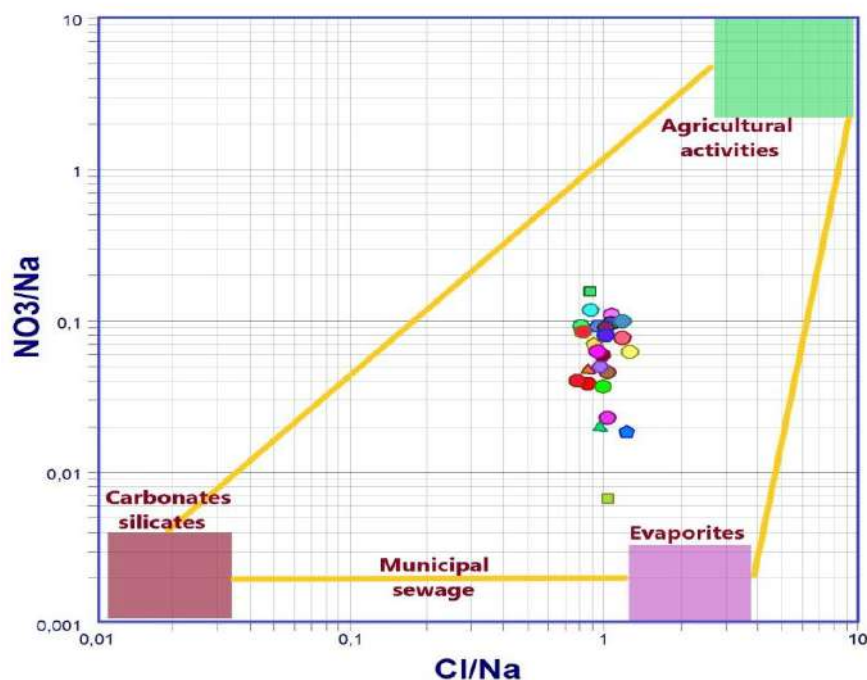


Figure 64. Diagramme binaire de Cl^-/Na^+ vs. $\text{NO}_3^-/\text{Na}^+$.

Afin d'exclure l'impact de la teneur ou de la dilution des eaux souterraines sur l'identification de la source de NO_3^- , le rapport $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ a été appliqué (Zhang et al. 2023; Amiri et al. 2022). En général, les eaux à forte salinité ont un faible rapport $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ dans des conditions

naturelles, ce qui indique une influence anthropique telle que les apports de polluants agricoles, domestiques et municipaux (Luo et al. 2018). Les eaux souterraines échantillonnées sont majoritairement liées à une prédominance d'apports résidentiels, comme l'illustre la figure 65. Cela indique que les eaux usées domestiques représentent la majorité des nitrates présents dans les eaux souterraines, et que très peu proviennent des exploitations agricoles. Autrement dit, les eaux souterraines enrichies en nitrates de la région d'étude se retrouvent majoritairement dans les régions résidentielles par opposition aux zones agricoles, ce qui confirme que l'hydrochimie des eaux est fortement influencée par les effluents domestiques des zones résidentielles.

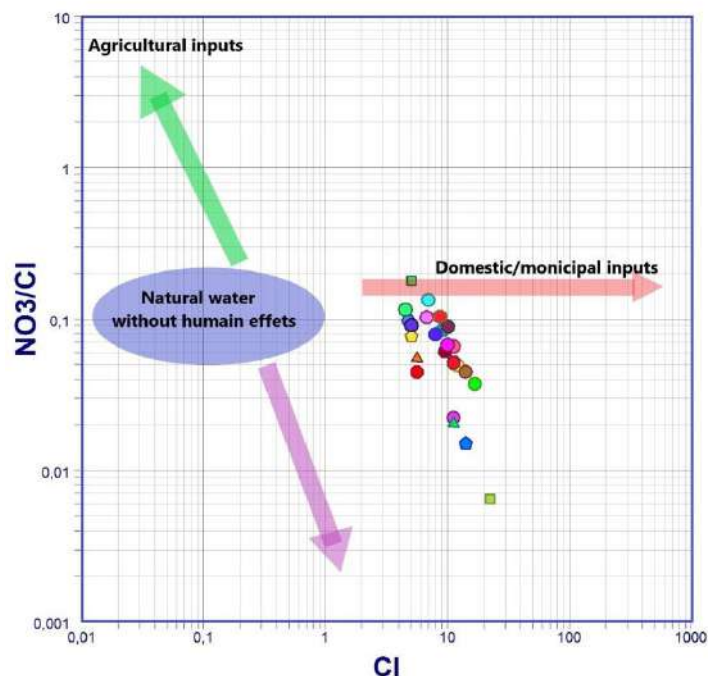


Figure 65. Diagramme binaire de Cl^- vs. $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$.

3.2.4. Analyse multivariée

3.2.4.1. Matrice de corrélation

La matrice de corrélation permet de détecter les liens existants entre différentes variables, qu'elles soient positives ou négatives. Il regroupe les corrélations entre plusieurs variables et extrait des coefficients indiquant l'influence des variables les unes sur les autres. L'examen du tableau 20 relatif à la matrice de corrélation révèle que certains paramètres sont systématiquement corrélés entre eux dans toutes les analyses effectuées, tandis que d'autres sont corrélés dans une analyse mais pas dans une autre. La plupart des corrélations entre les

paramètres des eaux souterraines sont positives. Il existe une forte corrélation entre la conductivité électrique d'une part et les chlorures, le sodium, le calcium, les sulfates et le potassium d'autre part. Des corrélations similaires sont observées entre ces paramètres et le TDS. Dans les deux cas, la corrélation est positive et permet de déduire les éléments majeurs responsables de l'augmentation de la minéralisation et de la salinité des eaux étudiées (Bouselsal et Belksier, 2018 ; Bouselsal et Saibi, 2022 ; Hao et al., 2022).

D'autres corrélations significatives sont trouvées entre le potassium et les chlorures, le sodium et les chlorures, les sulfates et le calcium, les sulfates et le magnésium (Ouarekh et al. 2023). Ces relations illustrent la complexité des mécanismes géochimiques régissant la minéralisation des eaux souterraines dans les aquifères du Continental intercalaire de la zone étudiée, notamment la dissolution des sulfates et de la halite. Les corrélations négatives entre le nitrate (NO_3^-) d'une part et les autres paramètres d'autre part indiquent l'origine anthropique de cet élément dans les eaux de CI.

Tableau 20. Matrices de corrélation des paramètres hydrogéochimiques des eaux de CI.

Variables	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	NO_3^-	pH	TDS	CE
Ca^{2+}	1										
Mg^{2+}	0,291	1									
Na^+	0,377	0,188	1								
K^+	0,356	0,095	0,867	1							
Cl^-	0,416	0,236	<u>0,957</u>	<u>0,874</u>	1						
SO_4^{2-}	<u>0,590</u>	<u>0,563</u>	<u>0,562</u>	0,319	0,431	1					
HCO_3^-	0,147	0,181	0,168	0,366	0,244	-0,121	1				
NO_3^-	0,274	0,395	-0,209	-0,323	-0,240	0,356	-0,246	1			
pH	-0,010	-0,158	0,314	0,345	0,295	0,036	-0,049	-0,057	1		
TDS	<u>0,541</u>	0,423	<u>0,925</u>	<u>0,829</u>	<u>0,938</u>	<u>0,631</u>	0,265	-0,171	0,220	1	
CE	<u>0,573</u>	0,438	<u>0,912</u>	<u>0,818</u>	<u>0,925</u>	<u>0,651</u>	0,260	-0,156	0,222	0,997	1

3.2.4.2. Analyse des composants principaux

L'analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur les données des eaux souterraines de CI d'Adrar, englobant 11 paramètres sur 25 échantillons, a révélé une compréhension critique des processus géochimiques qui façonnent leur composition. Les résultats indiquent que les deux premières composantes principales, représentant collectivement 69.37 % de la variance totale (Fig.66), encapsulent efficacement les variations significatives au sein de l'ensemble de données. Plus précisément, la première composante principale extraite (F1) explique 50.59 % de la variance totale et est caractérisée par des charges élevées de TDS, EC, Cl, K et Na, ainsi qu'une charge modérée de SO_4 , Mg, Ca et HCO_3 . Le facteur 1 signifie le facteur de

salinisation, englobant les processus naturels comme la dissolution des évaporites (halite et/ou gypse) et les phénomènes de transport non conservateurs (tels que l'échange de cations inverse avec les minéraux argileux).

En revanche, le deuxième facteur (F2) représente 18.78 % de la variation totale et est principalement influencé par le NO_3 . Cela suggère la contribution des apports anthropiques à la minéralisation des eaux souterraines, indiquant l'impact des activités humaines sur la qualité des eaux souterraines (Zhang et al. 2023; Amiri et al. 2022 ; Houari et al. 2024).

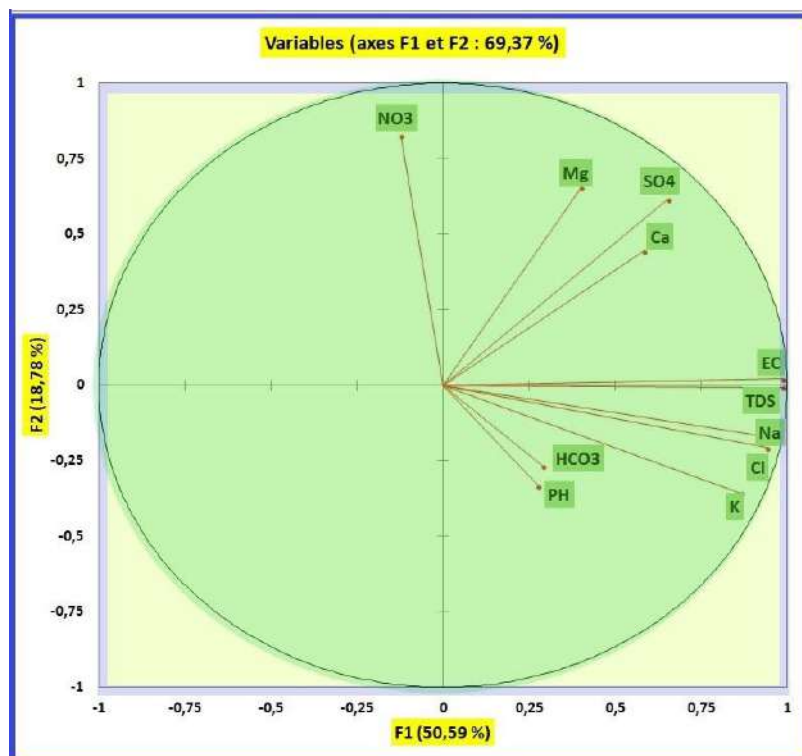


Figure 66. Analyse des composants principaux des eaux de CI.

3.2.4.3. Analyse de cluster hiérarchique

La technique d'analyse de regroupement hiérarchique est largement utilisée pour catégoriser les échantillons d'eau dans de nombreuses enquêtes et repose sur une analyse complète de plusieurs paramètres, aboutissant au regroupement des échantillons en fonction de leurs similitudes mutuelles (Egbueri, 2019 ; Kharroubi et al., 2024 ; Lakhdari et al. 2024 ; Bouselsal et al. 2024). Le dendrogramme produit par cette approche, qui utilise la distance euclidienne, révèle des clusters distincts. Au sein de chaque groupe, les échantillons présentent une plus grande ressemblance entre eux qu'avec les échantillons provenant de différents groupes. Dans le cadre de cette recherche, l'analyse hiérarchique des clusters (HCA) a identifié trois clusters principaux (Fig.67) :

Groupe 1: Comprenant des échantillons présentant une conductivité électrique inférieure à 1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ce groupe est situé dans la partie nord-est de la région, en amont de l'aquifère, une zone moins affectée par l'urbanisation et les activités agricoles.

Groupe 2: Les échantillons de ce groupe, caractérisés par une conductivité électrique comprise entre 1400 et 2360 $\mu\text{S}/\text{cm}$, proviennent principalement des zones agricoles de nord-est de la région d'étude et au nord de la ville d'Adrar. Ces sources d'eau souterraine sont influencées par l'infiltration d'eaux d'irrigation chargées d'engrais chimiques et des eaux usées sous les agglomérations.

Groupe 3: Ce cluster regroupe des échantillons qui affichent une conductivité électrique dépassant 2380 $\mu\text{S}/\text{cm}$, se situant majoritairement en aval de l'aquifère, dans la partie sud de la zone analysée. L'origine de cette haute conductivité électrique peut être attribuée à l'accumulation d'ions dissous suite à leur mouvement à travers des strates géologiques contenant des sels solubles, à la pollution humaine due à l'infiltration d'eaux usées sous les zones urbaines, ainsi qu'à la pénétration d'eau d'irrigation enrichie en fertilisants chimiques et sels solubles, ce qui est une conséquence de l'évaporation dans un environnement semi-aride.

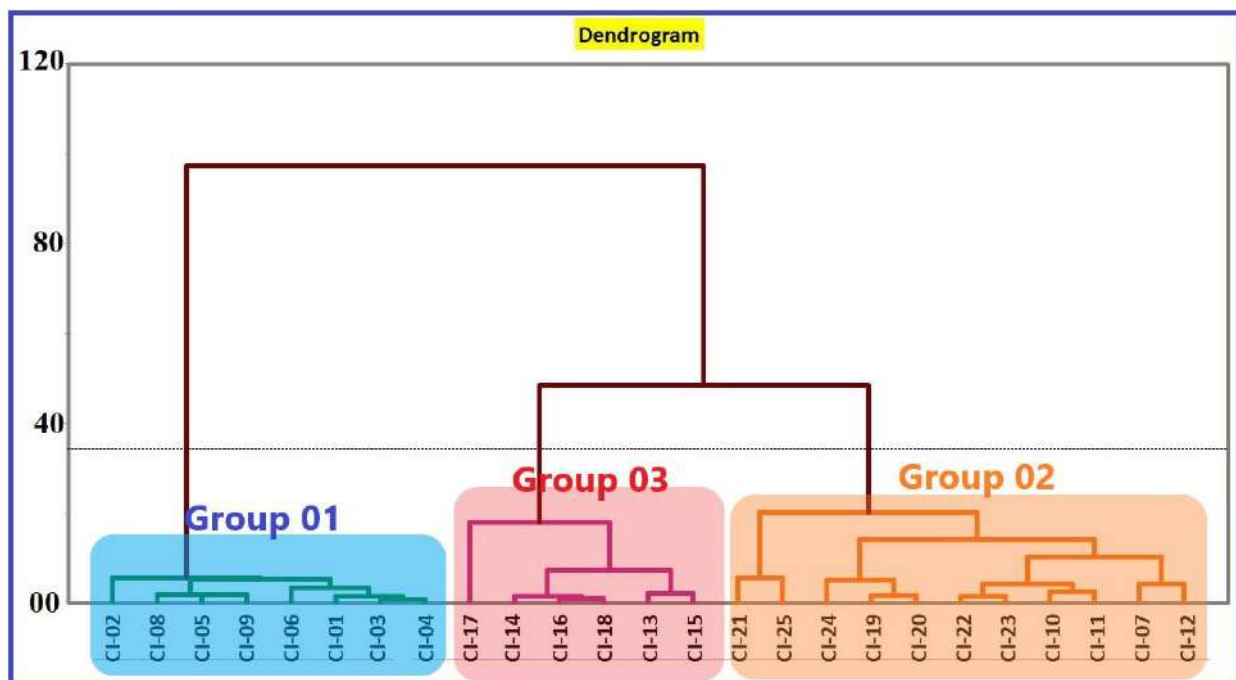


Figure 67. Analyse de cluster hiérarchique des eaux de CI.

3.3. L'indice de pollution des eaux souterraines (PIG)

La méthode de l'indice de contamination des eaux souterraines (PIG) est une méthode décrite la première fois par [Subba Rao en 2012](#). Cette méthode est basée sur l'intégration de diverses caractéristiques physico-chimiques. Elle regroupe tous les paramètres liés à la qualité de l'eau

en un indicateur unifié, comme l'ont précédemment discuté des chercheurs (Egbueri 2019 ; Bouselsal et al. 2024 ; Subba Rao and Chaudhary 2019). De plus, le cadre de PIG a permis une analyse comparative de la qualité de l'eau sur différents échantillons et a facilité la surveillance de ses variations temporelles. Dans la région étudiée, la moyenne de PIG est de 1.29, avec une plage de 0.87 à 1.90. Les résultats montrent que 28 %, 48 % et 24 % des échantillons d'eau du CI sont classés comme ayant une pollution insignifiante, faible et forte, respectivement (Tab.21). Cela indique que l'aquifère du Continental Intercalaire connaît une contamination croissante due à la pollution de l'eau souterraines. Les valeurs le plus faibles sont trouvées dans la partie amont de l'aquifère dans les forages CI-04 (0.87), CI-03 (0.90) et CI-06 (0.90), en revanche les valeurs le plus élevées sont trouvées dans la partie aval de l'aquifère au niveau des forages CI-17 (1.90) et CI-22 (1.55) (Fig. 10). Cette détérioration est influencée par les conditions climatiques sévères de la région, qui contribuent à l'augmentation de la salinité de l'eau souterraine, ainsi que par les activités humaines qui introduisent des polluants tels que les nitrates (Lakhdari and Bouselsal. 2024).

Tableau 21. Résultats de calcul des différents paramètres : NPI, PIG et HQ.

N° F	NO ₃	NPI	PIG	HQ-Adulte	HQ-enfant	HQ-nourrisson
CI-01	19	-0,04	0,93	0,63	0,96	1,22
CI-02	56	1,80	0,97	1,83	2,81	3,55
CI-03	24	0,21	0,90	0,79	1,21	1,53
CI-04	29	0,45	0,87	0,95	1,45	1,84
CI-05	43	1,15	1,03	1,40	2,16	2,73
CI-06	16	-0,23	0,90	0,51	0,78	0,98
CI-07	58	1,88	1,42	1,88	2,89	3,66
CI-08	32	0,61	0,96	1,05	1,62	2,04
CI-09	29	0,43	0,90	0,93	1,43	1,81
CI-10	48	1,42	1,29	1,58	2,42	3,07
CI-11	46	1,29	1,51	1,50	2,30	2,91
CI-12	37	0,85	1,42	1,21	1,85	2,35
CI-13	39	0,95	1,65	1,27	1,96	2,47
CI-14	16	-0,23	1,31	0,51	0,78	0,98
CI-15	39	0,95	1,45	1,27	1,96	2,47
CI-16	14	-0,29	1,44	0,47	0,71	0,90
CI-17	9	-0,55	1,90	0,29	0,45	0,57
CI-18	13	-0,35	1,41	0,42	0,65	0,83
CI-19	37	0,83	1,50	1,19	1,83	2,31
CI-20	36	0,80	1,43	1,17	1,80	2,28
CI-21	36	0,80	1,52	1,17	1,80	2,28
CI-22	56	1,80	1,55	1,83	2,81	3,55

CI-23	55	1,75	1,53	1,79	2,76	3,49
CI-24	39	0,95	1,22	1,27	1,96	2,47
CI-25	42	1,10	1,27	1,37	2,11	2,66
Moy	35	0,73	1,29	1,13	1,74	2,20
Max	58	1,88	1,90	1,88	2,89	3,66
Min	9	-0,55	0,87	0,29	0,45	0,57

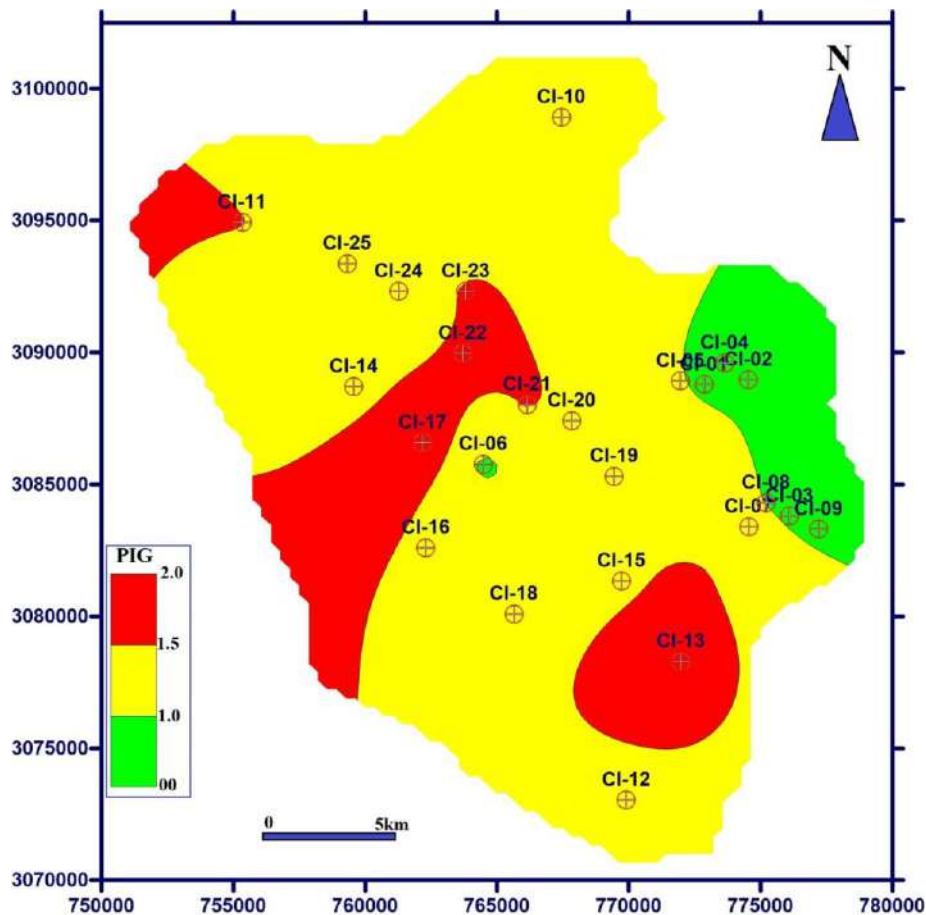


Figure 68. Répartition spatiale des valeurs de l'indice PIG.

3.4. Pollution par les nitrates et évaluation des risques

3.4.1. L'Indice de Pollution par les Nitrates (NPI)

Des niveaux excessifs de nitrates dans les eaux souterraines et fluviales, principales sources d'eau potable, peuvent engendrer des enjeux environnementaux, économiques, sociaux et de santé publique. Les nitrates (NO_3^-) présents dans l'eau peuvent se transformer en nitrites (NO_2^-) dans le corps humain par un processus de réduction chimique simple. Les nitrites réduisent la capacité de l'hémoglobine à transporter l'oxygène vers les cellules, pouvant ainsi entraîner la méthémoglobinémie, ou la "maladie bleue" (Obeidat et al. 2012 ; Adimalla and Qian 2019; Adimalla, 2020). Bien que cette condition soit rare et principalement observée chez les

nouveau-nés après l'ingestion d'eau riche en nitrates, le principe de précaution a conduit l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) à recommander une limite maximale de 50 mg/l de nitrates dans l'eau potable.

L'Indice de Pollution par les Nitrates (NPI) sert de mesure efficace pour évaluer l'ampleur de la contamination par les nitrates. La classification des niveaux de NPI dans les eaux souterraines du CI est représentée dans la Figure 69. Dans la zone d'étude, les valeurs de NPI varient de -0.55 à 1.88. Environ 24 % des échantillons présentent une pollution insignifiante, tandis que 44 % montrent une pollution légère, et 32 % sont classés comme ayant une pollution modérée (Lakhdari and Bouselsal. 2024). La carte de répartition de NPI indique que les sites fortement pollués par les nitrates sont répandus au sud de l'aéroport d'Adrar, au nord de la ville d'Adrar et dans les zones agricoles de nord-ouest de la zone d'étude. Par contre les valeurs le plus faibles se trouvent dans la partie sud de la zone d'étude.

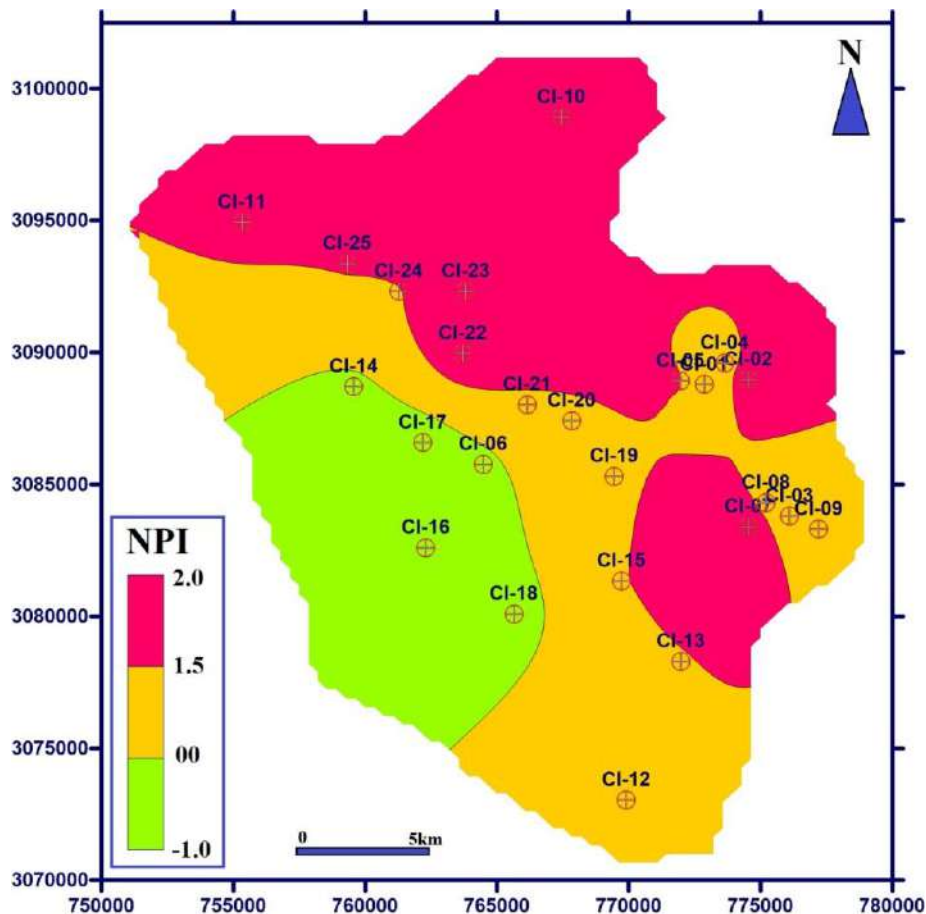


Figure 69. Répartition spatiale des valeurs de l'indice NPI.

3.4.2. Évaluation des risques pour la santé

Dans la zone d'étude, 24 % des concentrations de nitrate mesurées dépassent la norme de l'OMS de 50 mg/l (OMS 2017), ce qui suggère un risque élevé lié à la non-cancérogénicité

des nitrates dans cette région. En comparant ces données avec l'utilisation des terres dans la région, on observe que l'augmentation des niveaux de nitrates correspond à la densité du tissu urbain et des zones agricoles. La faible profondeur de l'aquifère et les formations géologiques superficielles sont principalement composées de sable, ce qui facilite l'infiltration des eaux riches en composés azotés dans l'aquifère, en raison de la haute solubilité des nitrates. Ces eaux riches en nitrates finissent par être captées par les forages destinés à l'approvisionnement en eau potable.

Les valeurs de l'indice de risque ont été évaluées pour les nourrissons, les enfants et les adultes (Tab.21 et Fig.70). La valeur de HQ pour les nourrissons variait de 0.57 à 3.66 avec une valeur moyenne de 2.20, la valeur de HQ pour les enfants variait de 0.45 à 2.89 avec une moyenne de 1.74, et les valeurs correspondantes pour les adultes étaient de 0.29 à 1.88 avec une moyenne de 1.13 (Lakhdari et al. 2024). Dans la zone étudiée, Les valeurs du quotient de risque dépassent le seuil de sécurité de 1 dans 80 % des échantillons pour les nourrissons, 76 % pour les enfants et 64 % pour les adultes, ce qui indique des risques importants pour la santé des habitants.

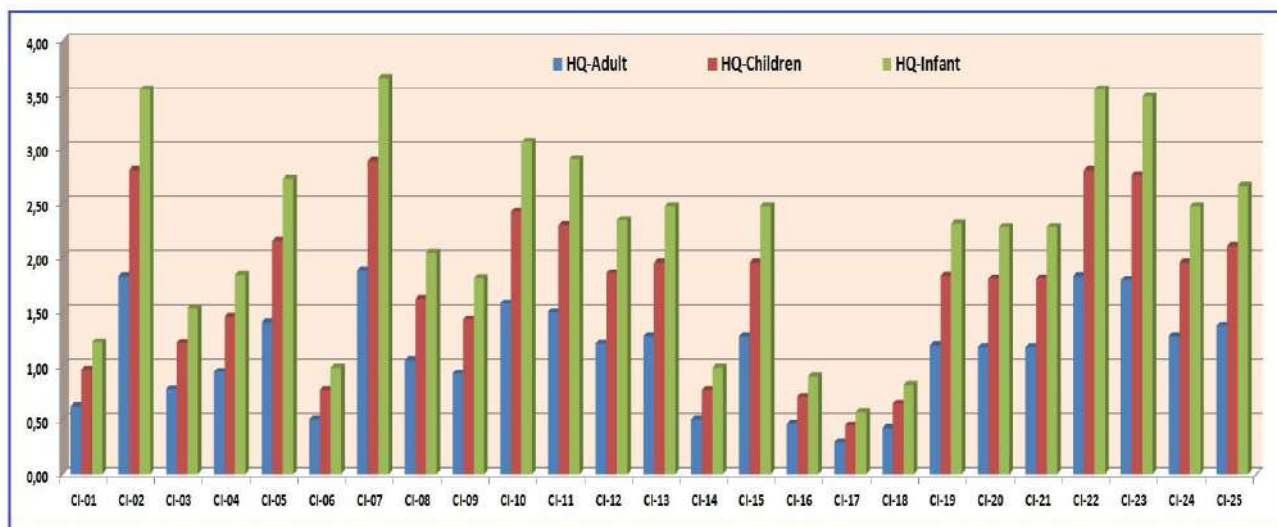


Figure 70. Variation du quotient de risque (HQ) pour les adultes, les enfants et les nourrissons.

La distribution spatiale de ces indices de risque pour la santé révèle que pour les nourrissons sont exposés à des risques liés à la consommation d'eau souterraine riche en nitrates, avec des valeurs de HQ supérieur à 1, à l'exception des 4 forages localisés dans le sud de la zone d'étude (Fig.13). Les nourrissons sont confrontés dans 16 % des cas à des risques graves pour la santé ($HQ > 3$) (Shukla and Saxena. 2021 ; Lakhdari and Bouselsal. 2024). Ce risque accru

est attribué aux concentrations élevées de nitrates, qui sont la conséquence d'une population dense et de pratiques agricoles intensives dans la région.

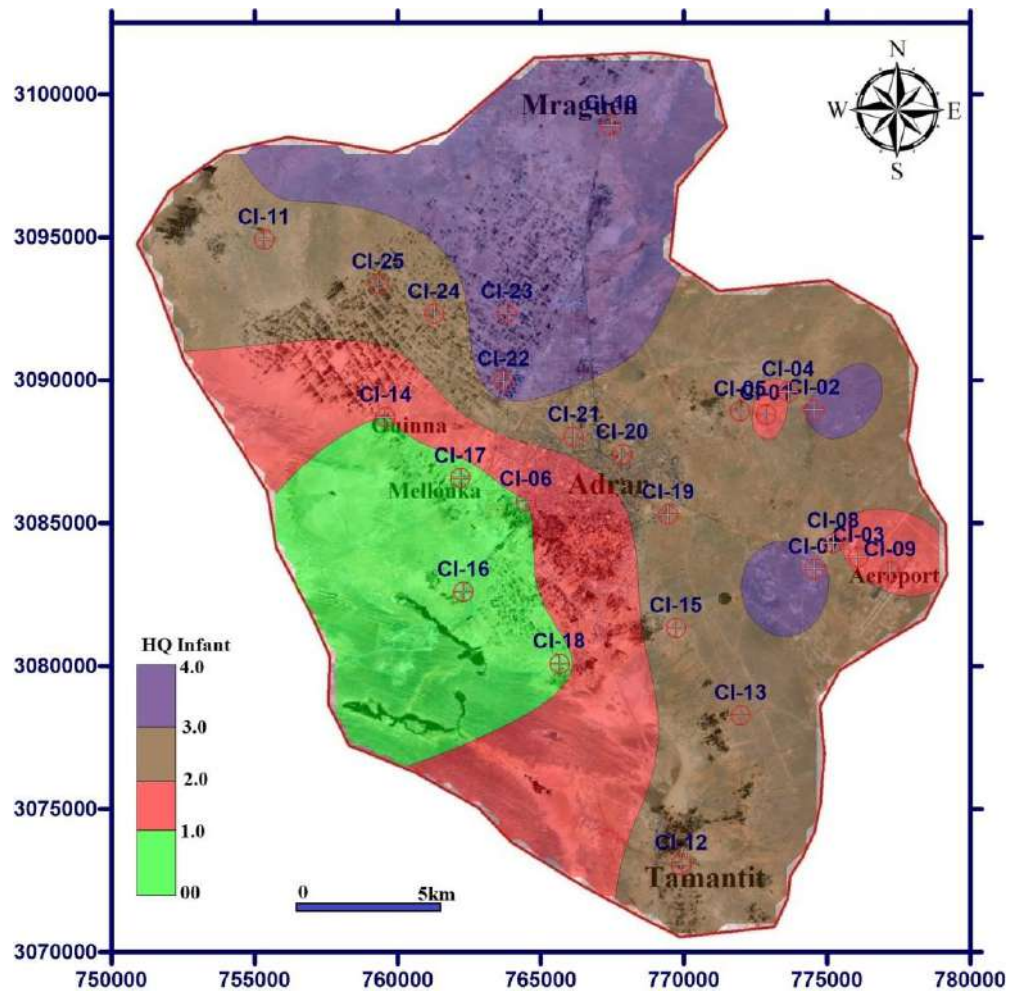


Figure 71. Spatial distribution maps of HQ for infants.

La distribution spatiale de ces indices de risque pour la santé révèle aussi que pour les enfants sont exposés à des risques liés à la consommation d'eau souterraine riche en nitrates (Fig.72), avec des valeurs de HQ supérieur à 1, à l'exception des 6 forages (5 forages sont localisés dans le sud et un forage localisé au nord-est de la zone d'étude).

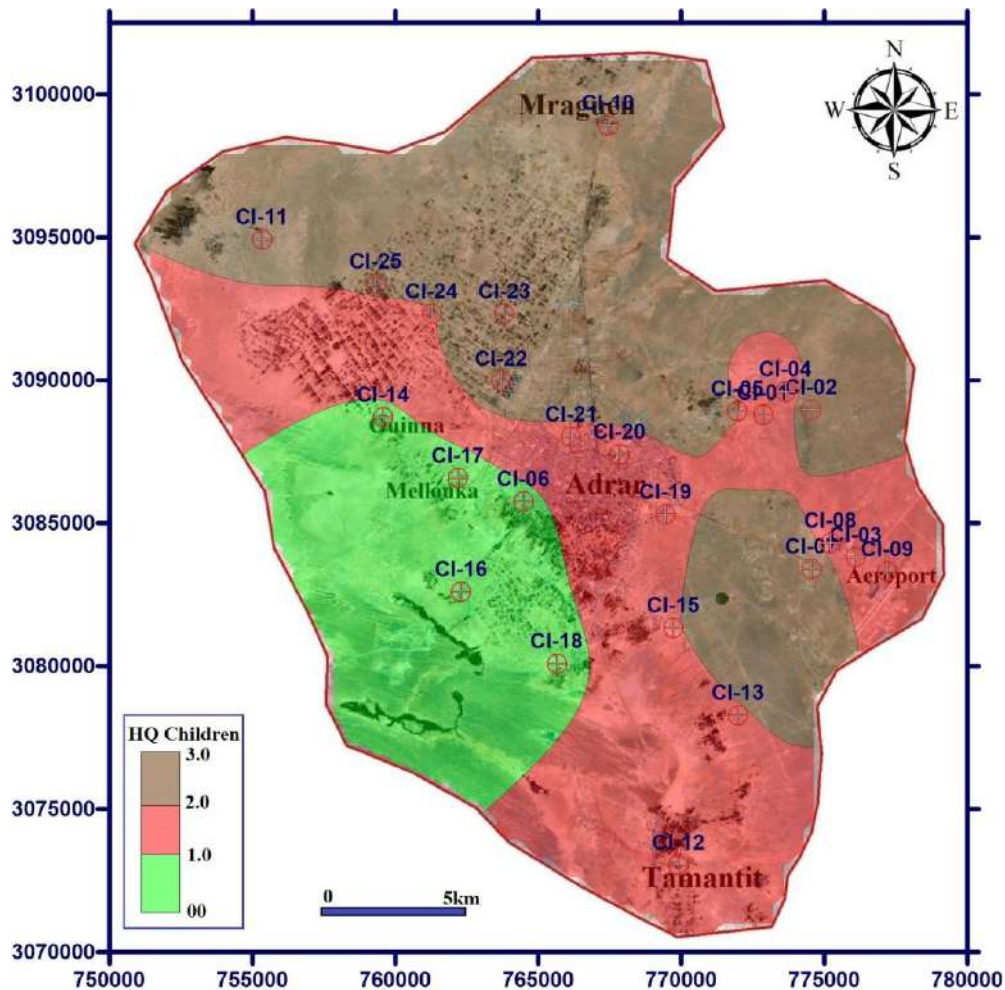


Figure 72. Cartes de répartition spatiale du HQ pour les enfants.

En ce qui concerne le risque qu'il représente la consommation d'eaux souterraines riches en nitrate sur la santé les adultes, il est moins important par rapport aux nourrissons et aux enfants, ce l'est dû en grande partie en raison de leur plus grande masse corporelle. Ce risque est présent dans la partie avale de la zone d'étude (Fig. 73).

Ces résultats soulignent la gravité des problèmes de santé découlant de la consommation d'eau contaminée par les nitrates et mettent en évidence la nécessité urgente d'intervenir. La mise en place d'infrastructures de traitement de l'eau pour purifier l'eau avant sa distribution dans le réseau d'approvisionnement en eau potable est essentielle pour atténuer ces risques.

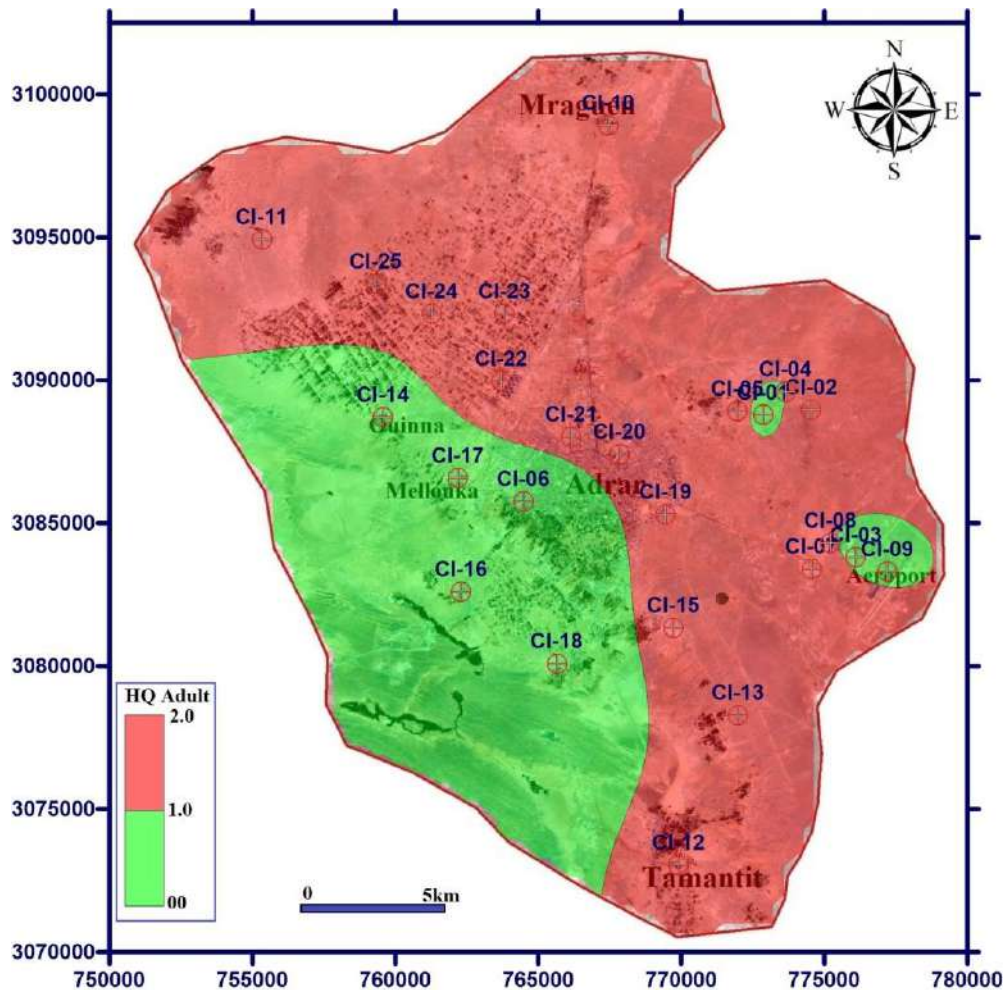


Figure 73. Cartes de répartition spatiale du HQ pour adultes.

Cette étude met en évidence que les eaux usées domestiques et les pratiques agricoles sont les principales sources de contamination des eaux souterraines par les nitrates. Les effets de cette pollution sont aggravés par le climat aride et l'absence de réseaux hydrographiques actifs. Comparées à des aquifères similaires en Algérie ([Boualem and Egburie. 2024](#) ; [Bouselsal et al. 2024](#) ; [Houari et al. 2024](#) ; [Kharroubi et al. 2024](#) ; [Ouarekh et al. 2024](#) ; [Bouselsal and Saibi. 2022](#)), les conclusions sont cohérentes, indiquant que le lessivage des engrais chimiques et les rejets domestiques non traités sont des facteurs majeurs communs.

Des concentrations de nitrates dépassant les seuils de l'OMS présentent des risques sanitaires significatifs, en particulier pour les nourrissons et les enfants, avec des répercussions sur la santé publique et la productivité des populations locales. Cette situation contribue à l'aggravation de l'insécurité hydrique, menace les conditions de vie et perturbe les dynamiques socio-économiques locales, notamment en favorisant les migrations internes.

Pour atténuer ces impacts, des stratégies de gestion durable sont essentielles, incluant des investissements dans les infrastructures de traitement de l'eau potable et des pratiques

agricoles écologiques. Ces mesures permettront d'assurer une utilisation durable des ressources en eau et de préserver la pérennité des aquifères.

4. Conclusion

Ce chapitre sur en lumière des préoccupations majeures liées à la potabilité et les risques sanitaires associés à la pollution par les nitrates. L'analyse repose sur les directives de l'OMS, des diagrammes hydrochimiques, des analyses statistiques multivariées, ainsi que sur des indices spécifiques tels que le Groundwater Pollution Index (GPI), le Nitrate Pollution Index (NPI) et une évaluation des risques sanitaires (Health Risk Assessment, HRA) selon la méthodologie de l'USEPA.

L'analyse des faciès hydrochimiques, à l'aide des diagrammes de Schoeller et Chadha, a révélé une diversité de types d'eau au sein de l'aquifère CI. Ces eaux sont fortement influencées par les processus d'évaporation et la dissolution d'évaporites telles que la halite et le gypse, ce qui entraîne une minéralisation et une salinisation élevées. En conséquence, 68 % des échantillons ont été classés comme saumâtres, rendant leur consommation directe inappropriée et posant des risques pour les infrastructures.

L'utilisation de l'analyse en composantes principales (PCA) et de l'analyse hiérarchique des clusters (HCA) a permis de mieux comprendre les dynamiques hydrochimiques et l'impact anthropique sur la qualité de l'eau. La PCA a identifié les principaux facteurs influençant la chimie de l'eau, incluant des processus naturels et des apports anthropiques, tandis que la HCA a regroupé les échantillons en trois clusters selon leur conductivité électrique, reflétant divers degrés de pollution.

Les indices GPI et NPI ont montré une gamme de niveaux de contamination dans l'aquifère CI. Les valeurs de GPI, comprises entre 0,87 et 1,90 (moyenne : 1,29), indiquent une pollution insignifiante pour 28 % des échantillons, faible pour 48 %, et élevée pour 24 %. De même, le NPI, allant de -0,55 à 1,88, révèle que 24 % des échantillons présentent une pollution insignifiante, 44 % une pollution légère, et 32 % une pollution modérée.

L'évaluation des risques sanitaires (HRA) a mis en évidence des risques non cancérogènes significatifs liés à l'exposition aux nitrates. Pour 80 % des échantillons d'eau souterraine, les valeurs de l'indice de danger (HQ) dépassaient 1 pour les nourrissons, 76 % pour les enfants et 64 % pour les adultes, indiquant des risques sanitaires accrus.

Ce constat souligne l'urgence de mettre en place des stratégies ciblées de traitement des eaux pour réduire les risques sanitaires liés aux nitrates et garantir l'accès à une eau potable sûre pour tous les groupes d'âge dans la région d'Adrar.

Conclusion générale et implication de la recherche

1. Conclusion générale

Les régions sahariennes dépendent fortement des eaux souterraines pour répondre à leurs besoins domestiques, agricoles et industriels. Cette étude s'est concentrée sur la caractérisation hydrogéologique, hydrogéochemique et les risques sanitaires associés à la pollution des eaux souterraines de l'aquifère du Continental Intercalaire (CI) de la région de l'Adrar, une ressource essentielle pour ces zones arides. Les conclusions de l'étude sont les suivantes :

(i) L'étude montre que la région d'étude abrite un seul aquifère, le Continental Intercalaire (CI). Cet aquifère, situé dans les formations du Crétacé inférieur, est principalement composé de sable, de gravier et de grès, avec des quantités variables d'argile. L'épaisseur du CI est comprise entre 200 et 250 mètres. La carte piézométrique met en évidence des dépressions dues au pompage intensif.

(ii) La plupart des échantillons d'eaux souterraines dépassaient les limites fixées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour plusieurs paramètres clés, indiquant qu'un traitement est nécessaire avant la distribution. Selon l'indice DWQI, 44,44 % des échantillons présentaient une mauvaise qualité, 50 % une très mauvaise qualité et 5,56 % étaient non potables.

(iii) L'adéquation de l'eau à un usage agricole a été déterminée en calculant l'indice de qualité de l'eau d'irrigation (IWQI), basé sur les paramètres EC, SAR, SSP, KR, PI, PS et MH. Il a été constaté que 66,67 % de l'eau était de bonne qualité et 33,33 % acceptable pour l'irrigation. Cette qualité est influencée par la forte minéralisation de la nappe.

(iv) L'évaluation de la qualité de l'eau à usage industriel a porté sur les problèmes de corrosion et d'entartrage associés à l'eau de l'aquifère du CI. Les indices calculés (LI, RI, LSI, PI et AI) montrent que la majorité des puits étaient sujets à la corrosion, avec une tendance à former des dépôts de bicarbonate de calcium.

(v) L'étude hydrogéochemique, basée sur le diagramme de Piper, le diagramme de Gibbs, les diagrammes binaires et les calculs d'indice de saturation des principaux minéraux, a révélé que la minéralisation de l'eau de l'aquifère du CI est principalement liée à l'altération des silicates, à la dissolution des évaporites, à l'échange de cations et aux apports anthropiques.

(vi) L'utilisation de l'analyse en composantes principales (PCA) et de l'analyse hiérarchique des clusters (HCA) a permis de mieux comprendre les dynamiques hydrochimiques et l'impact anthropique sur la qualité de l'eau. La PCA a identifié les principaux facteurs influençant la chimie de l'eau, incluant des processus naturels et anthropiques, tandis que la

HCA a regroupé les échantillons en trois clusters selon leur conductivité électrique, reflétant divers degrés de pollution.

(vii) Les indices GPI et NPI ont montré une gamme de niveaux de contamination dans l'aquifère CI. Les valeurs de GPI, comprises entre 0,87 et 1,90 (moyenne : 1,29), indiquent une pollution insignifiante pour 28 % des échantillons, faible pour 48 %, et élevée pour 24 %. De même, le NPI, allant de -0,55 à 1,88, révèle que 24 % des échantillons présentent une pollution insignifiante, 44 % une pollution légère et 32 % une pollution modérée.

(viii) L'évaluation des risques sanitaires (HRA) a mis en évidence des risques non cancérigènes significatifs liés à l'exposition aux nitrates. Pour 80 % des échantillons d'eau souterraine, les valeurs de l'indice de danger (HQ) dépassaient 1 pour les nourrissons, 76 % pour les enfants et 64 % pour les adultes, indiquant des risques sanitaires accrus.

Ce constat souligne l'urgence de mettre en place des stratégies ciblées de traitement des eaux pour réduire les risques sanitaires liés aux nitrates et garantir l'accès à une eau potable sûre pour tous les groupes d'âge dans la région d'Adrar.

2. Implications de cette recherche pour la gestion durable des ressources en eaux souterraines dans la région d'Adrar

Les résultats de cette étude présentent des implications majeures pour la gestion durable des ressources en eaux souterraines dans la région d'Adrar. En offrant une compréhension approfondie des processus hydrochimiques et des problèmes de qualité de l'eau liés aux différents usages, cette recherche fournit des informations essentielles pour orienter les stratégies de gestion des ressources en eau. Elle contribue ainsi à garantir un approvisionnement durable en eau tout en assurant la santé et le bien-être des communautés locales.

2.1 L'implication pour la potabilité

Dans une région désertique très aride comme Adrar, où les ressources en eau de surface sont absentes et les précipitations extrêmement faibles, la gestion durable des ressources en eau repose sur une approche intégrée axée sur la conservation, la prévention de la pollution et l'utilisation rationnelle de l'aquifère de CI. La gestion des eaux souterraines est primordiale pour éviter la surexploitation, d'autant plus que la recharge naturelle des nappes est limitée. Il est essentiel d'instaurer des politiques de gestion de l'eau strictes, telles que des quotas de prélèvement et des pratiques d'irrigation optimisées, le traitement des eaux usées urbaines pour préserver les ressources souterraines.

Pour lutter contre la pollution, il est essentiel d'améliorer les réseaux d'assainissement. Un réseau d'assainissement performant, avec un traitement adéquat des eaux usées et un système

de collecte étanche, permet d'éviter la contamination des nappes souterraines. L'entretien régulier des infrastructures, ainsi que la mise en place de systèmes de traitement des eaux usées domestiques et industrielles, joue un rôle clé pour prévenir la pollution et garantir la préservation des ressources en eau.

Concernant la qualité de l'eau, on constate que dans la région d'Adrar, la salinité, la dureté et la concentration en nitrates dépassent fréquemment les normes de potabilité. Le traitement de l'eau devient donc crucial. L'osmose inverse, un procédé membranaire avancé, est l'une des meilleures solutions pour rendre l'eau potable dans ces conditions difficiles, il est déjà très pratiqué dans les régions Sahariennes de l'Algérie. Ce système permet de réduire la salinité, d'adoucir l'eau et de traiter efficacement les concentrations de nitrates au-delà de 50 mg/L. Cependant, l'osmose inverse est énergivore et coûteuse. Il est donc important d'adopter des systèmes à échelle locale, optimisés pour les besoins spécifiques des communautés, et alimentés par des sources d'énergie renouvelables telles que l'énergie solaire pour réduire l'empreinte énergétique.

Enfin, la sensibilisation des populations locales aux risques sanitaires liés à la consommation d'eau non traitée et à l'entretien des infrastructures de traitement est cruciale pour la durabilité de ces systèmes. Des politiques publiques adaptées doivent également favoriser l'installation d'infrastructures de traitement de l'eau décentralisées ou collectives. Ces projets doivent être financés de manière durable, en combinant subventions, partenariats public-privé et investissements locaux. Une approche combinée de gestion de l'eau, de protection de l'aquifère de CI, de traitements technologiques efficaces et de sensibilisation permettra d'assurer un accès à une eau potable de qualité dans des conditions aussi difficiles.

2.2 L'implication pour l'agriculture

Dans une région désertique de Adrar où l'aquifère de CI, la seule source en eau douce unique est soumise à une pression constante en raison de la surexploitation, la gestion de l'eau pour l'irrigation doit se concentrer sur des solutions visant à préserver cette ressource précieuse tout en traitant les problèmes de salinité et de concentrations élevées en magnésium qui affectent la qualité de l'eau. La priorité reste la gestion durable de l'aquifère, avec des stratégies de prélèvement rigoureuses et une surveillance continue des niveaux piézométriques pour éviter l'épuisement de cette ressource. En parallèle, des systèmes de drainage souterrain doivent être mis en place pour évacuer l'eau saline et limiter la remontée capillaire, facteur principal de l'accumulation de sels dans les sols agricoles. Le lessivage périodique, bien que difficile à appliquer en raison de la rareté des ressources en eau douce, reste une méthode efficace pour éliminer les sels accumulés. Cependant, des solutions

alternatives comme l'utilisation d'eaux usées traitées et le dessalement de l'eau doivent être envisagées pour réduire la charge saline sans compromettre la disponibilité de l'eau. En outre, la présence élevée de magnésium dans l'eau d'irrigation, qui peut nuire à la croissance des cultures, nécessite une attention particulière. Des techniques de traitement spécifiques, telles que l'adoucissement de l'eau, peuvent être utilisées pour réduire la concentration de magnésium avant l'application sur les cultures. Par ailleurs, l'adoption de méthodes d'irrigation efficaces, telles que le goutte-à-goutte, et l'utilisation de cultures adaptées à ces conditions, permettront d'optimiser l'utilisation de l'eau tout en réduisant les impacts négatifs sur les sols. Ces mesures, combinées à une gestion stricte des ressources en eau, garantiront une utilisation durable de l'aquifère CI tout en protégeant la qualité des eaux pour l'irrigation.

2.3 L'implication pour la préservation des installations et des infrastructures

En ce qui concerne la gestion des problèmes de corrosion et d'entartrage des infrastructures, l'étude a montré que les eaux souterraines de l'aquifère CI présentent des risques significatifs de dégradation des systèmes de distribution d'eau. La corrosion métallique résulte d'une réaction d'oxydoréduction irréversible entre les métaux et les agents oxydants présents dans l'eau. Cette réaction peut entraîner une détérioration rapide des pompes à eau, des canalisations, des réservoirs, et d'autres équipements, provoquant des fuites d'eau et une perte économique importante lorsqu'il faut réparer ou remplacer les matériaux corrodés. De plus, la présence de métaux comme le fer, le zinc et le cuivre, ajoutée à l'eau par la corrosion des canalisations, dépasse souvent les limites prescrites pour la consommation humaine et les autres usages, tels que l'irrigation, entraînant à la fois des problèmes de santé chroniques et des coûts économiques supplémentaires.

Pour limiter ces risques, des mesures doivent être mises en place. Premièrement, il est recommandé d'utiliser des tuyaux et des réservoirs en polyéthylène à la place des matériaux métalliques pour les installations domestiques, agricoles et industrielles. Deuxièmement, l'introduction d'inhibiteurs de corrosion dans les systèmes de stockage et de distribution d'eau peut prévenir efficacement la formation de produits de corrosion et de tartre. Ces produits chimiques ralentissent le processus de corrosion en créant une couche protectrice à la surface des métaux exposés à l'eau. De plus, pour réduire la formation de tartre, qui diminue le débit dans les conduites et provoque des problèmes de fonctionnement des systèmes, l'équilibrage de la qualité de l'eau doit être amélioré en ajustant les paramètres comme le pH, la dureté de l'eau et le taux de calcium. Ces mesures permettent non seulement de prévenir les pertes économiques dues à la corrosion et à l'entartrage, mais aussi de protéger la santé publique en assurant une eau de qualité appropriée pour les usages domestiques, agricoles et industriels.

Bibliographie

Bibliographie

1. Abbasnia A, Yousefi N, Mahvi AH, Nabizadeh R, Radfard M, Yousefi M, Alimohammadi M (2019) Evaluation of groundwater quality using water quality index and its suitability for assessing water for drinking and irrigation purposes: Case study of Sistan and Baluchistan Province (Iran). *Hum Ecol Risk Assess Int J* 25:988–1005. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1458596>.
2. Abdesselam-Rouighi, F. (1996). Biostratigraphie des spores du Dévonien de la synéclyse Illizi-Ghadames (Algérie). *Bulletin Du Service Géologique de l'Algérie*, 7(2), 171–209.
3. Adimalla, N. (2021). Application of the entropy-weighted water quality index (EWQI) and the pollution index of groundwater (PIG) to assess groundwater quality for drinking purposes: a case study in a rural area of Telangana State, India. *Arch Environ Contam Toxicol* 80(1):31–40. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00800-4>
4. Adimalla, N., Ajay, K.T., (2020). Hydrogeochemical Investigation of Groundwater Quality in the Hard Rock Terrain of South India Using Geographic Information System (GIS) and Groundwater Quality Index (GWQI) Techniques. *Groundwater for Sustainable Development* 10: 100288. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100288>.
5. Adimalla, N., Qian, H. (2019). Groundwater quality evaluation using water quality index (WQI) for drinking purposes and human health risk (HHR) assessment in an agricultural region of Nanganur, south India. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 176: 153–161. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.066>
6. Agbasi, J.C., Egbueri, J.C. (2023). Intelligent soft computational models integrated for the prediction of potentially toxic elements and groundwater quality indicators: a case study. *Journal of Sedimentary Environments* 8(1): 57-79. <https://doi.org/10.1007/s43217-023-00124-y>
7. Al-Ahmadi ME. (2013). Hydrochemical characterization of groundwater in wadi Sayyah, Western Saudi Arabia. *Appl Water Sci* 3, 721–732 (2013). <https://doi.org/10.1007/s13201-013-0118-x>
8. Amiri, V., Sohrabi, N., Li, P., Amiri, F. (2022). Groundwater Quality for Drinking and Non-Carcinogenic Risk of Nitrate in Urban and Rural Areas of Fereidan, Iran. *Exposure and Health* 15: 807–823. <https://doi.org/10.1007/s12403-022-00525-w>
9. Appelo CAJ, Postma D. (2005). *Geochemistry, Groundwater and Pollution*; 2nd edn. Balkema, Rotterdam.

10. Aravinthasamy P, Karunanidhi D, Subramani T, Priyadarsi DR. (2021). Demarcation of groundwater quality domains using GIS for best agricultural practices in the drought-prone Shanmuganadhi River Basin of South India. *Environ Sci Pollut Res* 28(15):18423–35. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08518-5>.
11. Arfa A, Bouselsal B, Zeddouri A, Kebili M. (2022). Groundwater geochemical and quality of the continental intercalary aquifer in Béni Ounif (Southwest Algeria). *J Ecol Eng* 23(9):1–12. <https://doi.org/10.12911/22998993/151070>.
12. Ayers RS, Westcott DW (1985) Water quality for agriculture (No. 29); Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy.
13. Bahrami, M., Zarei, A.R., Rostami, F. (2020). Temporal and spatial assessment of groundwater contamination with nitrate by nitrate pollution index NPI and GIS case study: Fasarud Plain, southern Iran. *Environmental Geochemistry and Health* 42: 3119–3130. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00546-x>.
14. Bellal S.A., Hadeid M., Ghodbani T., Dari O. (2016). Accès à l’eau souterraine et transformations de l’espace oasien : le cas d’Adrar (Sahara du Sudouest algérien). *Cahiers de géographie du Québec*, Vol. 60, N°169, pp. 29–56.
15. Ben Alaya M, Zemni T, Mamou A, Zargouni F. (2014). Acquisition de salinité et qualité des eaux d’une nappe profonde en Tunisie: approche statistique et géochimique. *Hydrological Sciences Journal*, 59:2, 395-419. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.870663>.
16. Bengal W, Aznarul I. (2021). Assessing the suitability of groundwater for irrigation in the light of natural forcing and anthropogenic influx: A study in the Gangetic. *Environ Earth Sci* 80 (24): 1–19. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-10087-w>.
17. Bengal W, Aznarul I. (2021). Assessing the suitability of groundwater for irrigation in the light of natural forcing and anthropogenic influx: A study in the Gangetic. *Environ Earth Sci* 80 (24): 1–19. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-10087-w>.
18. Benhamida, S.A. (2020). Approche géochimique à l’étude du Système Aquifère du Sahara Septentrional SASS, Application à la nappe du Continental Intercalaire de la région Ouest du Sahara: Touat – Gourara – Tidikelt. Doctoral thesis, University of Ouargla, 237p.
19. Benyoucef, M., Meister, C., Bensalah, M., & Malti, F.-Z. (2012). La plateforme préafricaine (Cénomaniens supérieur-Turonien inférieur) dans la région de Béchar (Algérie): stratigraphie, paléoenvironnements et signification paléobiogéographique. *Revue de Paléobiologie*, 31(1), 205–218.

20. Bouselsal B, Satouh A, Egbueri j, Hashim M, Arafat A, Paramasivam P, Alzaed A, Hussein E. (2025). Groundwater for drinking and sustainable agriculture and public health hazards of nitrate: Developmental and sustainability implications for an arid aquifer system. *Results in Engineering* Vol, 25, March 2025, 104160. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2025.104160>
21. Boualem B, Egbueri J.C. (2024). Graphical, statistical and index-based techniques integrated for identifying the hydrochemical fingerprints and groundwater quality of In Salah, Algerian Sahara. *Environ Geochem Health* 46, 158. <https://doi.org/10.1007/s10653-024-01931-6>.
22. Bouselsal B., Zeddouri A., Belksier M.S., Fenazi B. 2015. Contribution de la Méthode de Vulnérabilité Intrinsèque GOD à l'Etude de la Pollution de la Nappe Libre d'Ouargla (SE Algérie). *International Journal for Environment & Global Climate Change*. Vol 3, Issue 4, 2015. P 92-99.
23. Bouselsal B., Zouari K. (2022). Identification of Groundwater Quality and Hydrogeochemical Processes in the Shallow Aquifer of El-Oued (Algerian Sahara). *New Prospects in Environmental Geosciences and Hydrogeosciences*. Springer International Publishing. DOI: 10.1007/978-3-030-72543-3_130
24. Bouselsal, B. (2016). Etude hydrogéologique et hydrochimique de l'aquifère libre d'El Oued Souf SE Algérie. Thèse de doctorat. Université d'Annaba, Algérie, p. 204.
25. Bouselsal, B., 2017. Groundwater quality in arid regions: The case of Hassi Messaoud Region Se Algeria. *Journal of Fundamental and Applied Sciences* 91: 528.
26. Bouselsal, B., Belksier, M.S. (2018). Caractérisation géochimique de l'aquifère de Complexe Terminal de El-Oued SE Algérie. *Journal International Sciences et Technique de l'Eau et de l'Environnement*. Volume III - Numéro 1 - Avril 2018. P 74 - 80.
27. Bouselsal, B., Kherici, N., Hadj-Said, S. (2015). Vulnérabilité et risque de Pollution de la nappe libre d'El-Oued (SE Algérie) : application de la Méthode DRASTIC. *Bulletin du Service Géologique National*., Vol. 26, n° 1.
28. Bouselsal B., Kherici N., Hadj-Said S., Belksier M.S. (2014) Qualité des eaux des aquifères de Sahara septentrionale cas des eaux des aquifères d'el-oued (SE Algérie). *International Journal for Environment & Global Climate Change*. Vol 2, Issue 3, 2014. P 21-31.
29. Bouselsal, B., Ouarekh, M. (2021). Mapping of the Vulnerability to Pollution of El Oued Shallow Aquifer in the Algerian Sahara. In: Ksibi, M., et al. *Recent Advances in*

- Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions (2nd Edition). EMCEI 2019. Environmental Science and Engineering. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-51210-1_150.
30. Bouselsal, B., Saibi, S. (2022). Evaluation of groundwater quality and hydrochemical characteristics in the shallow aquifer of El-Oued Region Algerian Sahara. *Groundwater for Sustainable Development* 17:100747. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100747>.
31. Bouselsal, B., Satouh, A. & Egbueri, J.C. (2024). Evaluating water quality, mineralization mechanisms, and potential health risks of nitrate contamination in the Continental Intercalaire aquifer of Reggane, Algeria. *Environ Earth Sci* 83, 539 (2024). <https://doi.org/10.1007/s12665-024-11844-3>.
32. Boussaada, N., Bouselsal, B., Benhamida, S.A., Hammad, N., Kharroubi, M. (2023). Geochemistry and water quality assessment of continental intercalary aquifer in Ouargla region (Sahara, Algeria). *Journal of Ecological Engineering* 2023, 24(2), 279–294. <https://doi.org/10.12911/22998993/156832>.
33. Boutadara Y. (2009). Etude hydrogéologique des systèmes de captage traditionnels dans les Oasis Sahariennes « cas des Foggaras de la région du Touat (Adrar) » : cadre géomorphologique. Mémoire de Magister en Hydraulique, Université des Sciences et de la Technologies d’Oran, 116 p.
34. Brahim, L. A., Chotin, P., Hinaj, S., Abdelouafi, A., El Adraoui, A., Nakcha, C., Dhont, D., Charroud, M., Alaoui, F. S., & Amrhar, M. (2002). Paleostress evolution in the Moroccan African margin from Triassic to Present. *Tectonophysics*, 357(1–4), 187–205.
35. Brown RM, McClelland NI, Deininger RA, Tozer RG .(1970). A Water Quality Index—Do We Dare? *Water Sew Works* 117, 339–343.
36. Carroll D (1962) Rainwater as a chemical agent of geologic processes: a review. In *USGS Water Supply Paper*, p. 1535.
37. Chadha, D.K. (1999). A proposed new diagram for geochemical classification of natural waters and interpretation of chemical data. *Hydrogeology Journal* 7 (5), 431–439.
38. Cherchali M, Moulla A, Amrous K, Ouarezki S, Rezka A, Daas N (2021) The Continental Intercalaire groundwaters of the Tidikelt (In-Salah region, Algeria). *Hydrochemical and isotopic features, Isotopes in Environmental and Health Studies*, 57:3, 217-235. DOI: 10.1080/10256016.2021.1875221.
39. Darling, W.G., Sorensen, J.P.R., Newell, A.J., Midgley, J., Benhamza, M. (2018). The age and origin of groundwater in the Great Western Erg Sub-Basin of the North-

- Western Sahara Aquifer System: Insights from Krechba, Central Algeria. *Applied Geochemistry* 96:277–86. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.07.010>.
40. Davis SN, DeWiest R.J. (1966). "Hydrogeology." Wiley, New York.
41. De Lamotte, D. F., Leturmy, P., Missenard, Y., Khomsi, S., Ruiz, G., Saddiqi, O., Guillocheau, F., & Michard, A. (2009). Mesozoic and Cenozoic vertical movements in the Atlas system (Algeria, Morocco, Tunisia): an overview. *Tectonophysics*, 475(1), 9–28.
42. Deepali M, Deepak B, Malpe KD, Pravin DP, Peiyue Li. (2020). Hydrogeochemical evaluation, suitability, and health risk assessment of groundwater in the watershed of Godavari Basin, Maharashtra, Central India. *Environ Sci Pollut Res*. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10032-7>.
43. Dercourt, J., Zonenshain, L. P., Ricou, L.-E., Kazmin, V. G., Le Pichon, X., Knipper, A. L., Grandjacquet, C., Sbertshikov, I. M., Geyssant, J., & Lepvrier, C. (1986). Geological evolution of the Tethys belt from the Atlantic to the Pamirs since the Lias. *Tectonophysics*, 123(1–4), 241–315.
44. Dhaouadi L, Besser H, Karbout N, Khaldi R, Haj-Amor Z, Sihem Maachia S, Ouassar F. (2022). Environmental sensitivity and risk assessment in the Saharan Tunisian oasis agro-systems using the deepest water table source for irrigation: water quality and land management impacts. *Environ Dev Sustain* 24, 10695–10727 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01878-z>
45. Dhaouadi L, Besser H, Wassar F, Kharbout N, Ben Brahim N, As Wahba M, Kang Kang Y. (2020). Agriculture sustainability in arid lands of southern Tunisia: Ecological impacts of irrigation water quality and human practices. *Irrigation and Drainage*, Volume69, Issue5. <https://doi.org/10.1002/ird.2492>
46. Di W, Guilin H, Mingming H, Yuchun W, Jinke L, Jie Z, Xiaoqiang L (2021) Major elements in the upstream of Three Gorges Reservoir: An investigation of chemical weathering and water quality during flood events. *Water* 13 (4). <https://doi.org/10.3390/w13040454>.
47. Djouder, H. (2010). Sédimentologie, stratigraphie séquentielle et qualité réservoir du Dévonien inférieur, Bassin de Berkine (Algérie).
48. Djouder, H. (2019). Silurian succession from North Africa: Sedimentology, ichnology and thermal history for a new era of hydrocarbon exploration.

49. Djouder, H., Lüning, S., Da Silva, A.-C., Abdallah, H., & Boulvain, F. (2018). Silurian deltaic progradation, Tassili n'Ajjer plateau, south-eastern Algeria: Sedimentology, ichnology and sequence stratigraphy. *Journal of African Earth Sciences*, 142, 170–192.
50. Doneen LD. (1964). Notes on water quality in agriculture; Department of Water Science and Engineering, University of California, Davis, CA, USA.
51. Drid, M. (1989). Sur quelques aspects de la diagenèse organique et minérale dans le bassin de Timimoun et le sillon de Sbaâ (Sahara Central Algérien). Thèse Doct., Univ. Bordeaux, 3, 239 p.
52. Edmunds WM, Guendouz AH, Mamou A, Moulla A, Shand P, Zouari K. (2003). Groundwater evolution in the Continental Intercalaire aquifer of southern Algeria and Tunisia: trace element and isotopic indicators. *Appl. Geochem.* 18, 805–822.
53. Egbueri JC, Ezugwu CK, Unigwe CO, Onwuka OS, Onyemesili OC, Mgbenu CN. (2021). Multidimensional analysis of the contamination status, corrosivity and hydrogeochemistry of groundwater from parts of the Anambra Basin, Nigeria. *Anal Lett* 54, 2126–2156. <https://doi.org/10.1080/00032719.2020.1843049>.
54. Egbueri, J.C. (2019). Groundwater quality assessment using pollution index of groundwater (PIG), ecological risk index (ERI) and hierarchical cluster analysis (HCA): A case study. *Groundwater for Sustainable Development* 10:100292. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100292>.
55. Egbueri, J.C., Agbasi, J.C., Ayejoto, D.A., Khan, M.I., Khan, M.Y.A.. (2023). Extent of anthropogenic influence on groundwater quality and human health-related risks: an integrated assessment based on selected physicochemical characteristics. *Geocarto International* 38(1):2210100. <https://doi.org/10.1080/10106049.2023.2210100>.
56. Eid MH, Elbagory M, Tamma AA, Gad M, Elsayed S, Hussein H, Moghanm FS, Omara AED, Kovács A, & Péter S. (2023). Evaluation of Groundwater Quality for Irrigation in Deep Aquifers Using Multiple Graphical and Indexing Approaches Supported with Machine Learning Models and GIS Techniques, Souf Valley, Algeria. *Water*, 15(1), 182. <https://doi.org/10.3390/w15010182>.
57. El Mountassir, O.; Bahir, M.; Ouazar, D.; Ouhamdouch, S.; Chehbouni, A.; Ouarani, M. (2020). The use of GIS and water quality index to assess groundwater quality of krimat aquifer (Essaouira; Morocco). *SN Appl. Sci.* 2020, 2, 1–16. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-2653-z>.
58. Eldaw, E.; Tao, H.; Adam, K.; Yahaya, M. (2021). Classification of Groundwater Suitability for Irrigation Purposes Using a Comprehensive Approach Based on the AHP

- and GIS Techniques in North Kurdufan Province, Sudan. *Appl. Water Sci*, 2021. 1–19. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01443-z>.
59. Elhag M (2016) Evaluation of Different Soil Salinity Mapping Using Remote Sensing Techniques in Arid Ecosystems, Saudi Arabia. *Journal of Sensors* Volume 2016, Article ID 7596175, 8 pages. <http://dx.doi.org/10.1155/2016/7596175>
60. Faradj, M., *La région du Touat durant le XVIIIe et le XIXe siècle*, Alger, OPU, (1977) (en langue arabe).
61. Foster, S.S.D., Lawrence, A.R., Morris, B.L. (1997). *Groundwater in urban development: assessing management needs and formulating policy strategies*. World Bank Technical Paper 390.
62. Freeze, R.A., Cherry, J.A. (1979). *Groundwater*. Prentice Hall, Inc, New Jersey.
63. Gaagai A, Aouissi HA, Bencedira S, Hinge G, Athamena A, Heddam S, Gad M, Elsherbiny O, Elsayed S, Eid MH, & Ibrahim H (2023) Application of Water Quality Indices, Machine Learning Approaches, and GIS to Identify Groundwater Quality for Irrigation Purposes: A Case Study of Sahara Aquifer, Doucen Plain, Algeria. *Water*, 15(2), 289. <https://doi.org/10.3390/w15020289>.
64. Gad M, Gaagai A, Eid MH, Szűcs P, Hussein H, Elsherbiny O, Elsayed S, Khalifa MM, Moghanm FS, Moustapha ME, Tolan DA, Ibrahim H. (2023). Groundwater Quality and Health Risk Assessment Using Indexing Approaches, Multivariate Statistical Analysis, Artificial Neural Networks, and GIS Techniques in El Kharga Oasis, Egypt. *Water*, 15(6), 1216. <https://doi.org/10.3390/w15061216>
65. Gaillardet, J.; Dupre, B.; Louvat, P.; Allegre, C.J. (1999). Global silicate weathering and CO₂ consumption rates deduced from the chemistry of large rivers. *Chem. Geol.* 1999, 159, 3–30.
66. Garrels, R.M.; Mackenzie, F.T. (1967). Origin of the Chemical Composition of Some Springs and Lakes. In: Stumm, W., Ed., *Equilibrium Concepts in Natural Water Systems*, Chap. 10, American Chemical Society, Washington DC, 222-242. 1967. <http://dx.doi.org/10.1021/ba-1967-0067.ch010>.
67. Ghienne, J.-F., Boumendjel, K., Paris, F., Videt, B., Racheboeuf, P., & Salem, H. A. (2007). The Cambrian-Ordovician succession in the Ougarta Range (western Algeria, North Africa) and interference of the Late Ordovician glaciation on the development of the Lower Palaeozoic transgression on northern Gondwana. *Bulletin of Geosciences*, 82(3), 183–214.

68. Gibbs, R.J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science* 1970, 170, 1088–1090.
69. Gleick, P.H. (2003). Global freshwater resources: Soft-path solutions for the 21st century. *Science*, Nov 28;302(5650):1524-8. doi: 10.1126/science.1089967.
70. Gopinath, S.; Srinivasamoorthy, K.; Saravanan, K.; Prakash, R. (2019). Tracing Groundwater Salinization Using Geochemical and Isotopic Signature in Southeastern Coastal Tamilnadu, India. *Chemosphere*, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.036>.
71. Hadeid M, Bellal SA, Ghodbani T, Dari O. (2018). L’agriculture au Sahara du sud-ouest algérien : entre développement agricole moderne et permanences de l’agriculture oasienne traditionnelle. *Cah. Agric.* 27: 15005.
72. Hammad, N., Bouselsal, B., Boussaada, N., Satouh, A., Lakhdari, A.S. (2023). Application of water quality index to assess the potability of the Phreatic Aquifer in Ouargla, Algeria. *Ecological Engineering and Environmental Technology* 24(5):36–45. <https://doi.org/10.12912/27197050/163122>.
73. Hao, C., Jiading, W., Fei, Z., Yaxing, Z., Chunying, X. (2022). Hydrochemical Characteristics and Formation Mechanisms of Groundwater in West Zoucheng City, Shandong Province, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10136-2>.
74. Hao, Q.; Xiao, Y.; Chen, K.; Zhu, Y.; Li, J. (2020). Comprehensive Understanding of Groundwater Geochemistry and Suitability for Sustainable Drinking Purposes in Confined Aquifers of the Wuyi Region, Central North China Plain. *Water* 2020, 12, 3052. <https://doi.org/10.3390/w12113052>.
75. Haritash, A.K., Kaushik, C.P., Kanal, A., Kumar, Y.A. (2008). Suitability assessment of groundwater for drinking, irrigation and industrial use in some North Indian Villages. *Environmental Monitoring and Assessment* 145:397–406. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0048-x>.
76. He, X.; Peiyue L.; Jing N.; Song, H.; Ningning, Y. (2022). Geochemical Processes during Hydraulic Fracturing in a Tight Sandstone Reservoir Revealed by Field and Laboratory Experiments. *J. Hydrol*, 2022. 612 (PC): 128292. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128292>.
77. Hem JD. (1989). "Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water," 3rd edition. United States Geological Survey Water Supply Paper 2254.

78. Hill RA (1940). "Geochemical patterns in Coachella Valley." Transactions of the American Geophysical Union, 1940, vol. 21, pp. 46-53.
79. Horton, R.K. (1965). An Index Number System for Rating Water Quality. J. Water Pollut. Control Fed. 1965, 37, 300–306.
80. Houari I.M, Bouselsal B, Lakhdari A.S. (2024). Evaluating Groundwater Potability and Health Risks from Nitrates in the Semi-Arid Region of Algeria. Ecological Engineering & Environmental Technology 2024, 25(6), 222–236. <https://doi.org/10.12912/27197050/186954>
81. Houatmia, F.; Azouzi, R.; Charef, A.; Bédir, M. (2016). Assessment of groundwater quality for irrigation and drinking purposes and identification of hydrogeochemical mechanisms evolution in northeastern Tunisia. Environ. Earth Sci. 2016, 75, 746. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5441-8>.
82. Idda, S., Bonté, B., Mansour, H., Bellal, S. A., & Kuper, M. (2017). Monument historique ou système bien vivant? Les foggaras des oasis du Touat (Algérie) et leur réalimentation en eau par pompage.
83. Jarraya Horriche F, Benabdallah S. (2020). Assessing Aquifer Water Level and Salinity for a Managed Artificial Recharge Site Using Reclaimed Water. Water, 12(2), 341. <https://doi.org/10.3390/w12020341>
84. Karunanidhi, D., Aravinthasamy, P., Subramani, T., Deepak, K., Raj, S., (2021). Investigation of health risks related to multipath entry of groundwater nitrate using Sobol sensitivity indicators in an urban-industrial sector of south India. Environmental Research 200: 0013-9351.
85. Kaur, L., Rishi, M.S., Siddiqui, A.U. (2020). Deterministic and probabilistic health risk assessment techniques to evaluate non-carcinogenic human health risk (NHHR) due to fluoride and nitrate in groundwater of Panipat Haryana, India. Environmental Pollution 259, 113711. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113711>.
86. Kebili, M., Bouselsal, B., Gouaidia, L. (2021). Hydrochemical Characterization and Water Quality of the Continental Intercalary Aquifer in the Ghardaïa Region (Algerian Sahara). Journal of Ecological Engineering. 22(10), 152–162. <https://doi.org/10.12911/22998993/142041>.
87. Kelley, W.P. (1963). Use of Saline Irrigation Water. Soil Sci. 1963, 95, 355–391.
88. Kharroubi M., Bouselsal B., Ouarekh M., Benaabidate L., Khadri R. (2022). Water Quality Assessment and Hydrogeochemical Characterization of the Ouargla Complex

- Terminal Aquifer (Algerian Sahara). *Arabian Journal of Geosciences* 1–24.
<https://doi.org/10.1007/s12517-022-09438-z>
89. Kharroubi, M., Bouselsal, B., Ouarekh, M., Benaabidate, L., & Rahma Khadri, R. (2022). Water quality assessment and hydrogeochemical characterization of the Ouargla complex terminal aquifer (Algerian Sahara). *Arab J Geosci* 15, 251.
<https://doi.org/10.1007/s12517-022-09438-z>
90. Kharroubi, M., Bouselsal, B., Sudhir, K.S. (2024). Groundwater quality and non-carcinogenic element health risks assessment using multi-technical models: A case of the deep aquifer of the complex terminal in Ouargla city (southeastern Algeria). *Groundwater for Sustainable Development* 25 (2024) 101140.
<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101140>.
91. Khelfaoui F, Sayad L, Attoui B, Bouselsal B, Ghezaili S. (2021). Contribution of a geographic information system to assess the vulnerability to groundwater pollution of the free water table from the Oued Souf region (South-east Algeria). *Civil and environmental engineering reports. CEER* 2021; 31 (3): 0001-0017.
<https://doi.org/10.2478/ceer-2021-0031>.
92. Klett, T. R. (2000). Total petroleum systems of the Trias/Ghadames Province, Algeria, Tunisia, and Libya; the Tanezzuft-Oued Mya, Tanezzuft-Melrhir, and Tanezzuft-Ghadames. US Geological Survey.
93. Kshitindra, K.S.; Geeta, T.; Suresh, K. (2020). Evaluation of Groundwater Quality for Suitability of Irrigation Purposes: A Case Study in the Udham Singh Nagar, Uttarakhand. *J. Chem*, 2020. <https://doi.org/10.1155/2020/6924026>.
94. Lakhdari AS, Bouselsal B. (2024). Investigation of the quality of the groundwater and the nitrate pollution hazards to human health in the desert region of Algeria. *Ecological Questions* 35(2024)4. <http://dx.doi.org/10.12775/EQ.2024.053>.
95. Lakhdari AS, Bouselsal B, Saibi H, Ouarekh M. (2025). Assessment of Groundwater Quality and Hydrogeochemical Properties in the Adrar Continental Intercalaire Aquifer of the Algerian Sahara. *Applied Water Science*, 2025.
96. Larson T.E.; Skold, R.V. (1958). Laboratory studies relating mineral quality of water to corrosion of steel and cast iron, *Corrosion* 14(6), 43–46.
97. Legrand, P. (1967). *Le Dévonien du Sahara algérien*.
98. Leprêtre, R., Frizon de Lamotte, D., Combier, V., Gimeno-Vives, O., Mohn, G., & Eschard, R. (2018). The Tell-Rif orogenic system (Morocco, Algeria, Tunisia) and the

- structural heritage of the southern Tethys margin. *BSGF-Earth Sciences Bulletin*, 189(2), 10.
99. Liaghat, S.M.S.K.E.A.M. (2013). Groundwater quality assessment using the Water Quality Index and GIS in Saveh-Nobaran aquifer, Iran. *Science* 2013. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2770-8>.
 100. Luo, W., Gao, X., Zhang, X. (2018). Geochemical processes controlling the groundwater chemistry and fluoride contamination in the Yuncheng Basin, China—An area with complex hydrogeochemical conditions. *PLoS ONE* 13(7): e0199082.
 101. Makhoukh, M., Sbaa, M., Berrahou, A., & Vanclooster, M. (2011). Contribution à l'étude de l'impact d'un site minier abandonné dans la haute Moulouya sur la qualité de l'Oued Moulouya, Maroc. *Afrique Science: Revue Internationale Des Sciences et Technologie*, 7(3).
 102. Marandi, A.; Shand, P. (2018). Groundwater chemistry and the Gibbs Diagram. *Appl. Geochem.* 2018, 97, 209–212. doi:10.1016/j.apgeochem.2018.07.009.
 103. Massa, D., & Vachard, D. (1979). Le Carbonifère de Lybie occidentale biostratigraphie et micropaléontologie position dans le domaine Téthysien d'Afrique du Nord. *Revue de l'Institut Français Du Pétrole*, 34(1), 3–66.
 104. Massuel, S., George, B.A., Venot, J.P., Bharati, L., Acharya, S. (2013). Improving assessment of groundwater-resource sustainability with deterministic modelling: a case study of the semi-arid Musi sub-basin, South India. *Hydrogeology Journal* 21(7):1567-1580.
 105. Matthess G (1982). *The Properties of Ground Water*. John Wiley and Sons, New York.
 106. Mezlah, H. (2006). Les mud-mounds du Dévonien moyen du bassin de l'Ahnnet et ses régions limitrophes (Sud-Ouest algérien) *Sédimentologie-Diagenèse*. École Nationale Supérieure des Mines de Paris.
 107. Mirzabeygi, M.; Mozghan N.; Nader Y.; Mahmoud S.; Amir, H.M. (2016). Evaluation of Corrosion and Scaling Tendency Indices in Water Distribution System: A Case Study of Torbat Heydariye, Iran. *Desalin. Water Treat*, 2016, 3994 (April). <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1162206>.
 108. Mudgal, K.D., Kumari, M., Sharma, D.K. (2009). Hydrochemical analysis of drinking water quality of Alwar District, Rajasthan. *Natural Sciences* 7(2):30–39.
 109. Nafiyad, S.; Shankar, K. (2018). Groundwater Quality Assessment Using Water Quality Index and GIS Technique in Modjo River Basin, Central Ethiopia. *J. African Earth Sci*, 2018, 147 (June), 300–311. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2018.06.034>.

110. Nguyen, T.T.; Akira, K.; Thanh, N.T.; Naoko, N.; Hideo, A.; Romeo, G. (2015). Hydrogeochemical Assessment of Groundwater Quality during Dry and Rainy Seasons for the Two Main Aquifers in Hanoi, Vietnam. *Environ. Earth Sci.*, 2015, 73 (8), 4287–4303. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3713-8>.
111. Obeidat, M.M., Awawdeh, M., Al-Rub, F.A., Al-Ajlouni, A. (2012). An innovative nitrate pollution index and multivariate statistical investigations of groundwater chemical quality of Umm Rijam Aquifer B4, North Yarmouk River Basin, Jordan. In Vouddouris, K., Voutsas, D. (Eds.), *Water Quality Monitoring and Assessment*. Croatia: InTech, pp. 169-188. <https://doi.org/10.5772/32436>.
112. OSS. (2003). Système aquifère du Sahara septentrional : Gestion Commune d'un Bassin Transfrontière. *La houille blanche*, N°5, pp. 128-133.
113. Ouarekh M, Bouselsal B, Benaabidate L, Belksier M.S, Chellat S, Satouh A (2024). Geochemical evaluation of fluoride enrichment in the complexe terminal aquifer and its implications for human health in Oued Souf, Algerian Sahara. *Sustain. Water Resour. Manag.* 10, 163 (2024). <https://doi.org/10.1007/s40899-024-01148-6>.
114. Ouarekh, M., Bouselsal, B., Belksier, M.S., Kharroubi, M. (2023). Hydrogeochemical and Groundwater Flow Studies in El Oued Region (Southeast Algeria). In: Kallel, A., et al. *Selected Studies in Environmental Geosciences and Hydrogeosciences. CAJG 2020. Advances in Science, Technology & Innovation*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-43803-5_40.
115. Ouarekh, M., Bouselsal, B., Belksier, M.S., Benaabidate, L. (2021). Water quality assessment and hydrogeochemical characterization of the Complex Terminal aquifer in Souf valley, Algeria. *Arabian Journal of Geosciences*, 14, 2239. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-08498-x>.
116. Ould Baba S.M. (2005). Recharge et paléo recharge du système aquifère du Sahara septentrional. Thèse de Doctorat en Géologie, Université de Tunis el Manar 271p.
117. Panneerselvam, B., Karuppannan, S., Muniraj, K. (2021). Evaluation of drinking and irrigation suitability of groundwater with special emphasizing the health risk posed by nitrate contamination using nitrate pollution index (NPI) and human health risk assessment (HHRA). *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 27(5):1324–1348. <https://doi.org/10.1080/10807039.2020.1833300>
118. Parkhurst, D.L.; Appelo, C. (2013). Description of Input and Examples for PHREEQC Version 3: A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional

- Transport, and Inverse Geochemical Calculations; 2328-7055; US Geological Survey: Reston, VA, USA, 2013.
119. Piper, A.M. (1944). Graphical interpretation of water analysis. Transactions of the American Geophysical Union., 25:914 -923.
120. Raghunath, H.M. (1987). Groundwater Pollution and Legislation. Groundwater, 2nd ed.; Taylor and Francis: Abingdon, UK, 1987. 31.
121. Rajmohan N, Masoud MHZ, Niyazi BAM (2021) Assessment of groundwater quality and associated health risk in the arid environment, Western Saudi Arabia. Environ Sci Pollut Res 28, 9628–9646 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11383-x>
122. Ramesh, K., Soorya, V. (2012). Hydrochemical analysis and evaluation of groundwater quality in and around Hosur, Krishnagiri District, Tamil Nadu, India. International Journal of Research in Chemistry and Environment 2(3):13–122.
123. Remini B. (2011). The foggaras of the Sahara oasis belt: past, present and future, Doctorate in science, Mohamed Khider-Biskra University, 217 p.
124. Remini B. (2024) The Algerian Foggara part 2: the wealth of know-how. Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°58, June 2024, pp. 147-177
125. Remini B., Achour B., Kechad R. (2010). Types of foggara in Algeria, Water Sciences Review (Canada-France), Vol. 23, No. 2, pp. 105-117.
126. Richards, L.A. (1954). Determination of the properties of saline and alkali soils. In Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils, Agriculture Handbook No. 60; United States Department of Agriculture: Washington, DC, USA, 1954; pp. 7–53.
127. Roy, B.; Pramanik, M.; Manna, A.K. (2023). Hydrogeochemistry and quality evaluation of groundwater and its impact on human health in North Tripura, India. Environ Monit Assess, 2023, 195, 39. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10642-3>.
128. Sabaou, N. (2007). Coastal Plain Depositional Systems of the “Trias Carbonate” in the Berkine Basin, Algeria. 3rd EAGE North African/Mediterranean Petroleum and Geosciences Conference and Exhibition, cp-16.
129. Sabaou, N., Ait-Salem, H., & Zazoun, R. S. (2009). Chemostratigraphy, tectonic setting and provenance of the Cambro-Ordovician clastic deposits of the subsurface Algerian Sahara. Journal of African Earth Sciences, 55(3–4), 158–174.
130. Sahu, P., Kisku, G.C., Singh, P.K., Kumar, V., Kumar, P., Shukla, N. (2018). Multivariate statistical interpretation on seasonal variations of fluoride-contaminated groundwater quality of Lalganj Tehsil, Raebareli District, UP, India. Environmental Earth Sciences. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7658-1>

131. Satouh A., Bouselsal B., Chellat, S., Benaabidate L. (2021). Determination of Groundwater Vulnerability Using the DRASTIC Method in Ouargla Shallow Aquifer (Algerian Sahara). *Journal of Ecological Engineering*, 22(6), 1–8. [Htps ://doi.org/10.12911/22998993/137680](https://doi.org/10.12911/22998993/137680)
132. Sawyer, C.N., McCarty, P.L. (1967). *Chemistry for Sanitary Engineers*, 2nd edn. McGraw-Hill, New York, p. 518.
133. Schoeller, H. (1967). *Geochemistry of Groundwater: An International Guide for Research and Practice*; UNESCO: India, 1967; Chapter 15; pp. 1–18.
134. Schoeller, H. (1965). Qualitative evaluation of groundwater resources. In *Methods and Techniques of Groundwater Investigations and Development*. UNESCO, 5483.
135. Sebbar, A., & Ait-Ouali, R. (1996). Dynamique de la plateforme carbonatee du Carbonifere du bassin de “Bechar-Mezarif”; paleoenvironnements, bioconstructions. *Bulletin, Office National de La Geologie*, 7(2), 229–251.
136. Sengupta, P. (2013). Potential health impacts of hard water. *International Journal of Preventive Medicine* 4(8):866–875.
137. Shahmohammadi, Seiran.; Asadollah, Noori.; Shafieh, Karami.; Ata, Amini.; Behzad, Shahmoradi. (2018). A Study on Corrosion and Scaling Potential of Drinking Water Supply Resources in Rural Areas of Sarvabad, West of Iran. *J Adv. Environ Health Res*, 2018, 6:52-60. <https://doi.org/10.22102/jaehr.2018.98342.1037>.
138. Shaikh, H., Gaikwad, H., Kadam, A., et al., 2020. Hydrogeochemical characterization of groundwater from semiarid region of western India for drinking and agricultural purposes with special reference to water quality index and potential health risks assessment. *Applied Water Science* 10:204. doi.org/10.1007/s13201-020-01287-z
139. Shipra, T.; Kiranmay, S. (2020). Qualitative Assessment, Geochemical Characterization and Corrosion-Scaling Potential of Groundwater Resources in Ghaziabad District of Uttar Pradesh, India. *Groundw. Sustain. Dev*, 2020, 10 (March), 100370. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100370>.
140. Shukla S, Saxena A (2021) Appraisal of groundwater quality with human health risk assessment in parts of Indo-Gangetic Alluvial Plain, North India. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 80(1):55–73. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00771-6>
141. Sonatrach, C. De, Exploration, D., Recherche, C. De, Askri, H., Belmecheri, A., Benrabah, B., Boudjema, A., Boumendjel, K., Daoudi, M., Drid, M., Ghalem, T., Docca, A. M., Ghandriche, H., Ghomari, A., Guellati, N., Khennous, M., Lounici, R.,

- Naili, H., Takherist, D., & Terkmani, M. (2000). Géologie de l ' Algérie Geology of Algeria.
142. Spalding, R.F., Exner, M.E. (1993). Occurrence of nitrate in groundwater - a review. *Journal of Environmental Quality* 22:392-402.
143. Subba Rao, N., & Chaudhary, M. (2019). Hydrogeochemical processes regulating the spatial distribution of groundwater contamination, using pollution index of groundwater (PIG) and hierarchical cluster analysis (HCA): A case study. *Groundw Sustain Dev* 9:100238. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100238>
144. Subba Rao, N. (2012). PIG: a numerical index for dissemination of groundwater contamination zones. *Hydrological Processes* 26, 3344–3350.
145. Subba Rao, N. (2021). Spatial distribution of quality of groundwater and probabilistic non-carcinogenic risk from a rural dry climatic region of South India. *Environmental Geochemistry and Health* 43, 971–993. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00621-3>.
146. Subba Rao, N., Maya, C. (2019). Hydrogeochemical processes regulating the spatial distribution of groundwater contamination, using pollution index of groundwater (PIG) and hierarchical cluster analysis (HCA): A case study. *Groundwater for Sustainable Development* 9:100238.
147. Tawfeeq, J.M.S., Dişli, E., Hamed, M.H. (2024). Hydrogeochemical evolution processes, groundwater quality, and non-carcinogenic risk assessment of nitrate-enriched groundwater to human health in different seasons in the Hawler (Erbil) and Bnaslawā Urbans, Iraq. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32715-1>.
148. Todd, D.K. (1959). *Groundwater Hydrology*; Wiley: New York, NY, USA, 1959.
149. Touahri, M., Belksier, M.S., Bouselsal, B., Kebili, M., 2022. Groundwater Quality Assessment of Hassi Messaoud Region (Algerian Sahara). *Journal of Ecological Engineering* 2022, 23(11), 165–178. <https://doi.org/10.12911/22998993/153396>.
150. Tournier, F., Portier, E., & Pagel, M. (2010). Control of pressure dissolution and quartz cementation on the reservoir quality of glacial Ordovician sandstones from the Sbaa basin, Algeria. *SPE North Africa Technical Conference and Exhibition*, SPE-128493.
151. UNESCO, (1972). *Study of Water Resources in the Northern Sahara*. UNESCO, Paris, France.
152. UNESCO, (2012). *World's groundwater resources are suffering from poor governance*. UNESCO Natural Sciences Sector News, Paris, Natural Sciences Sector News.

153. USEPA (1994). "Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms," 3rd ed. EPA/600/4-91/002. USEPA, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Cincinnati, OH, USA.
154. USEPA, (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume 1: Human Health Evaluation Manual (Part A) (EPA/540/1-89/002: Interim Final). Washington DC: Office of Emergency and Remedial Response.
155. USEPA, (2001). Baseline Human Health Risk Assessment Vasquez Boulevard and I-70 Superfund Site, Denver, CO. <http://www.epa.gov/region8/superfund/sites/VB-170-Risk.pdf>.
156. USSL. (1954). Diagnosis and Improvement of Saline and Alkaline Soils; United States Salinity Laboratory, US Department of Agriculture: Washington, DC, USA, 1954.
157. van Vleck Anderson, R. (1936). Geology in the coastal Atlas of western Algeria (Vol. 4). Geological Society of America.
158. Verma, A., Singh, N.B. (2021). Evaluation of Groundwater Quality Using Pollution Index of Groundwater (PIG) and Non-Carcinogenic Health Risk Assessment in Part of the Gangetic Basin. *Acta Geochimica* 40(3): 419–40. <https://doi.org/10.1007/s11631-020-00446-y>.
159. Vinnarasi, F.; Srinivasamoorthy, K.; Saravanan, K.; Gopinath, S.; Prakash, R.; Ponnumani, G.; Babu, C. (2020). Chemical weathering and atmospheric carbon dioxide (CO₂) consumption in Shanmuganadhi, South India: Evidences from groundwater geochemistry. *Environ. Geochem. Health* 2020, 43, 771–790. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00540-3>.
160. WHO (2017). World Health Statistics 2017: Monitoring Health for the SDGs, Sustainable Development Goals. Geneva: World Health Organization; 2017. License: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
161. Wilcox, L.V. (1955). Classification and Use of Irrigation Water; USDA Circular No. 969: Washington, DC, USA, 1955; pp. 1–19.
162. Winn, R. M. (1973). Hydrogeology of the Albian Formation, Algeria.
163. Yaagoub, D., Hinaje, S., Fartati, M. El, Gharmane, Y., & Ouhssaine, A. (2021). Role of Triassic tectonics in the emplacement and distribution of hydrothermal mineralizations in the Aouli mining district (Upper Moulouya, Morocco). *Journal of Iberian Geology*, 47(4), 577–597.

164. Zazoun, R. S., & Mahdjoub, Y. (2011). Strain analysis of Late Ordovician tectonic events in the in-Tahouite and Tamadjert Formations (Tassili-n-Ajjers area, Algeria). *Journal of African Earth Sciences*, 60(3), 63–78.
165. Zhang, C., Li, X., Hou, X., et al. (2023). Characterization of drinking groundwater quality and assessment of human health risk in Xin'an Spring Basin, a typical mining and karst area of northern China. *Environmental Earth Sciences* 82, 282. <https://doi.org/10.1007/s12665-023-10994-0>.
166. Zhang, X.; Rong Z.; Xiong, W. (2022). Hydrogeochemistry, Identification of Hydrogeochemical Evolution Mechanisms, and Assessment of Groundwater Quality in the Southwestern Ordos Basin, China. *Environ. Sci. Pollut. Res*, 2022, 901–921.
167. Zhang, X.Y., Trame, M., Lesko, L., & Schmidt, S. (2015). Sobol sensitivity analysis: a tool to guide the development and evaluation of systems pharmacology models. *CPT Pharmacometrics Syst. Pharmacol.* 4, 69–79.