

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE KASDI MERBAH OUARGLA

Faculté des Sciences Appliquées

Département de Génie civil et Hydraulique

Année 2022/2023

N° d'enregistrement :

/...../...../...../...../



THESE

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat

En Traitement et Epuration des eaux

**Représentation des analyses Hydrochimiques et
Adsorption du fluorure des eaux souterraine dans
Le Sud Algérien : Cas de cuvette de Touggourt**

Présenté et soutenue publiquement

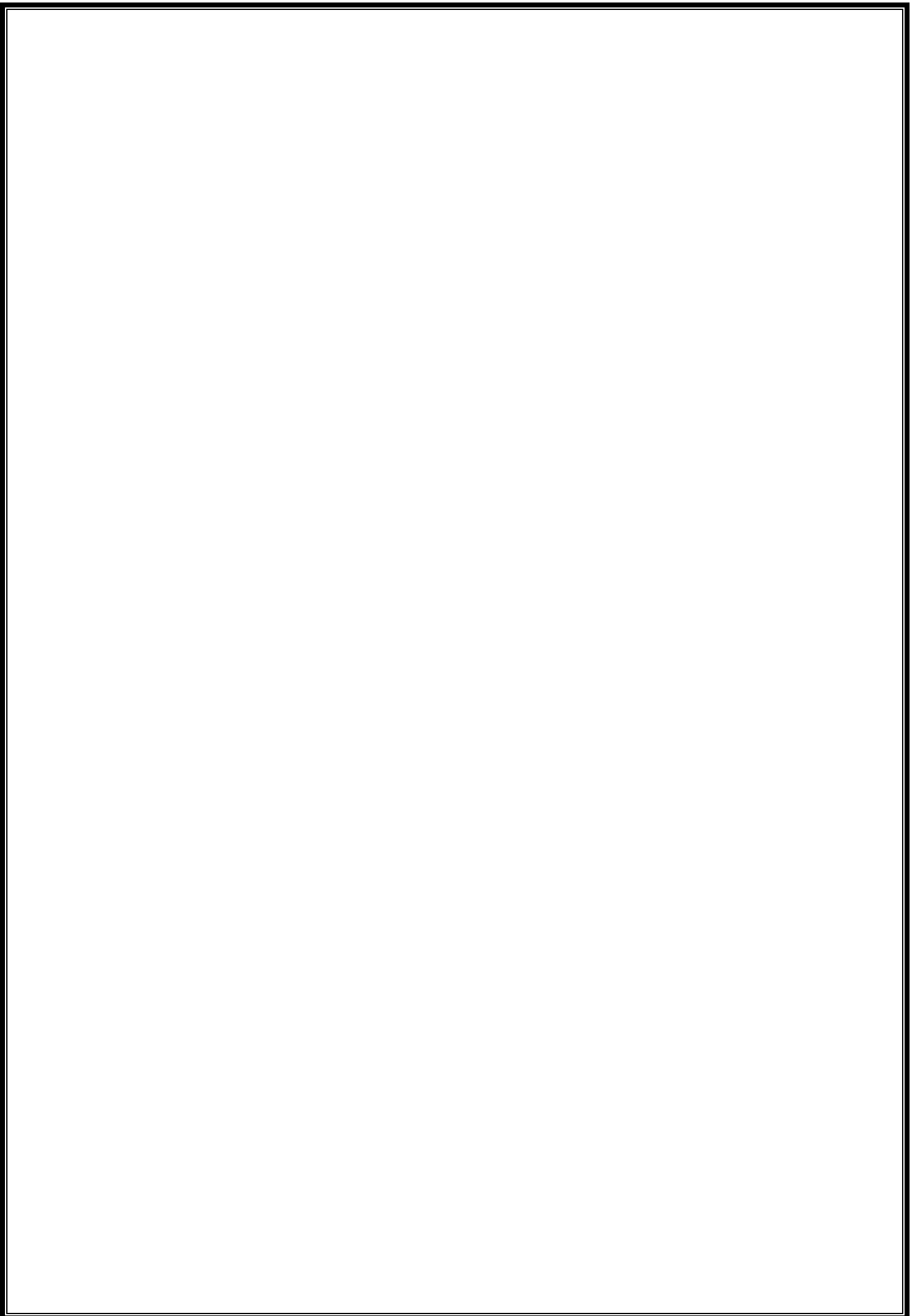
Par :

KADRI Abdelaziz

Le 25/05/2023

Devant le jury composé de :

Mr. SAGGAI Sofiane	Professeur	U.K.M. Ouargla	Président
Mr. KATEB Samir	Professeur	U.K.M. Ouargla	Promoteur
Mr. GHOMRI Ali	Professeur	U.CHL (El Oued)	Examineur
Mr. KHECHANA Salim	Professeur	U.CHL (El Oued)	Examineur
Mr. BEN MENIN Abdelkader	MCA	U.K.M. Ouargla	Examineur
Mr. BAOUIA Kais	MCA	U.K.M. Ouargla	Co-Promoteur



Dédicaces

*A ma chère mère de qui je tire mon
inspiration et mon désir de toutes les
vertus*

A mon père

À mes frères et sœurs

A tous ceux qui me sont chers



Kadri Abdelaziz

Remerciement

« Merci à DIEU le tout puissant de m'avoir toujours guidé dans mes choix, afin de savoir classer mes priorités

Je tiens particulièrement à remercier Mr. KATEB Samir, professeur à l'UKM (Ouargla), et Mr. BAOUIA Kais MCA à l'UKM (Ouargla), de m'avoir guidé et encouragé durant tout le long de ma graduation et mon doctorat. Je leur suis reconnaissant de leur patience et de la confiance scientifique qu'ils m'ont toujours témoignée.

J'exprime mes sincères remerciements à Mr. SEGGAI Sofian, Professeur à l'UKMO, d'avoir accepté de présider le jury de ma thèse. Qu'il trouve ici mes profonds remerciements pour ses encouragements incessants et ses orientations bénéfiques et fructueuses.

Je suis très sensible à l'honneur que me font, Mr. GHOMRI Ali, Professeur à U.CHL (El Oued) et Mr. KHECHANA Salim, Professeur à U.CHL (El Oued), et Mr. BEN MENIN Abdelkader MCA à l'UKM (Ouargla) ; pour l'honneur qu'ils m'ont donné d'avoir accepté juger ma thèse.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à tous les enseignants du département de Génie civil e Hydraulique, à l'UKMO, pour leurs aides et encouragements incessants. Et par la peur d'oublier, je tiens à remercier et saluer toute personne, de près ou de loin, qui m'a aidé quoi qu'avec un mot à arriver à écrire ces mots ... Pour ceux qui ont été cités ou non ... je dis à eux ... merci »

Kadri Abdelaziz /Mai 2023

ملخص:

يهدف هذا العمل إلى تقييم المياه الجوفية المخصصة لإمداد مياه الشرب والري (92 بئراً) في منطقة تقرت. بالنظر إلى نتائج التحليلات الكيميائية، غالبًا ما تكون تركيزات العناصر الرئيسية أعلى من المعايير الموصى بها. اعتمادًا على النتائج المتحصل عليها، يمكن القول إن المياه الجوفية لطبقة (le Complex terminal) في منطقة الدراسة غير مناسبة للإمداد بمياه الشرب. حيث حصلنا على نتائج مؤشر جودة مياه (WQI) بين 28.33 و140.33. وفقًا لتصنيف WQI، تمثل 23% من العينات مياه ذات نوعية جيدة، و20% مياه ذات نوعية رديئة، و30% مياه ذات نوعية رديئة للغاية، و27% مياه غير صالحة للاستهلاك. وفقًا لمؤشر IWQI الخاص بتحديد قابلية استعمال المياه في مجال السقي، تم تصنيف ملاءمة المياه الجوفية للسقي إلى فئتين من قيود استخدام المياه. وجدنا أن 65% من المياه الجوفية بها قيود استخدام عالية، مما يشير إلى أنها يمكن أن تسبب أضرارًا جسيمة للتربة، مما يؤدي إلى إتلاف النباتات وإصابتها. في حين أن 35% المتبقية من العينات صُنفت على أنها ذات قيود شديدة الاستخدام (SR) على الرغم من أن منطقة الدراسة بها نفاذية عالية للتربة، إلا أن الترشيح المفرط للملح في منطقة جذور المحاصيل سيزيد من تلوث المياه الجوفية، لذا فإن أفضل ما يمكن التوصية به هو توفير الإمدادات الكافية للتصريف. مع زراعة المحاصيل المقاومة للملوحة. أكثر من 61% من العينات المدروسة تتميز بتركيزات تتجاوز معيار الفلوريد المسموح به في مياه الشرب (1.5 ملجم / لتر). يتم عرض النتائج التي تم الحصول عليها، حيث يمثل كل منها تركيز الفلوريد المتبقي وكفاءة الإزالة بدالة جرعة الممتازات. نسبة التخفيض القصوى هي 70.67%، 85.33% للفحم المنشط لنوى الزيتون-CANO-T ° 600 و T ° 400 على التوالي، والسبب في استقرار الكمية الممتصة هو انعكاس التفاعل بين الماز والممتازات، هذه المرحلة تعبر عن نقطة التكافؤ بين الكربون المفعّل و أيونات الفلور. ويلاحظ أنه عندما تزداد كمية الكربون من حيث الكتلة يزداد امتصاص أيونات الفلوريد على سطح الكربون المنشط. يعتبر هذا زيادة في التلامس بين أيونات الفلوريد وكتلة الممتازات، ويفسر ذلك زيادة مساحة سطح الكربون المنشط، مما يؤدي إلى زيادة مواقع امتصاص أيونات الفلوريد. من ناحية أخرى، وجد أنه بعد معالجة المحلول بكمية أكبر من 0.2، يحدث انخفاض في مردود إزالة الفلور، ويمكن تفسير ذلك من خلال تشبع سطح كتلة الممتازات بأيونات الفلور.

الكلمات المفتاحية: المياه الجوفية، الفلور، الكربون المنشط، نواة الزيتون، تقرت، IWQI.

Abstract:

This work aims to assess the groundwater suitability for drinking and irrigation (92 boreholes) in the Touggourt region. Given the results of the chemical analyses, the concentrations of the major elements are often higher than the recommended standards. Like this assessment, it can be said that the waters of the Complexe Terminal aquifer in the study area are unsuitable for the supply of drinking water. The results of water quality index (WQI) founded between 28.33 and 140.33. According to WQI classification, 23% of the samples represent good quality water, 20% poor quality water, 30% very poor-quality water and 27% water unfit for consumption. According to the IWQI index of the study area, the suitability of groundwater for irrigation is classified into two categories of water use limitations. We found that 65% of groundwater has high use restrictions (HR). In the other hand, the rest 35% of samples founded to have severe restriction (SR), which indicates that it can cause serious damage to the soil, which leads to damage and injury to plants. Although the study area has extremely high soil permeability, but the excessive leaching of salt from the root zone of crops will further pollute groundwater, so the best that can be recommended is to provide adequate supplies for drainage. with the planting of salt-tolerant crops. More than 61% of the studied samples founded to have concentrations exceeding the drinking water standard (1.5 mg/l) of fluoride. The results obtained are shown, where each of them represents the concentration of residual fluoride and the removal efficiency as a function of the adsorbent dose. The maximum reduction percentage is 70.67%, 85.33% for the Activated Charcoal of Olive Stones CANO-T°400 and CANO-T°600 respectively, the reason for stabilizing the amount adsorbed is the reversibility of the interaction between adsorbate and adsorbent, this step expresses the equilibrium point between carbon and fluorine ions. It is noted that when the amount of carbon in terms of mass increases, the adsorption of fluoride ions increases on the surface of the activated carbon. This is considered to be an increase in the contact between fluoride ions and the adsorbent mass, this is explained by the increase in the surface area of the activated carbon, which leads to an increase in the adsorption sites of fluoride ions. On the other hand, it is found that after having treated the solution with an amount greater than 0.2, there is a decrease in the yield of the fluorine eliminated, and this can be explained by the saturation of the surface of the adsorbent mass in fluorine ions.

Key word: Groundwater, fluorine, Activated carbon, Olive kernels, Touggourt, IWQI.

Résumer

Ce travail a pour but d'évaluer les eaux souterraines destinées à l'alimentation en eau potable et à l'irrigation (**92 forages**) dans la région de **Touggourt**. Compte tenu des résultats des analyses chimiques, les concentrations des éléments majeurs sont souvent supérieures aux normes recommandées. A l'instar de cette évaluation, on peut dire que les eaux de l'aquifère de Complexe Terminal de la zone d'étude sont impropres à l'approvisionnement en eau potable. Où nous avons obtenue des résultats de l'indice de qualité des eaux (WQI) compris entre 28,33 et 140,33. Selon la classification de WQI, 23% des échantillons représentent une eau de bonne qualité, 20% une eau de mauvaise qualité, 30% une eau de très mauvaise qualité et 27% une eau impropre à la consommation.

Selon l'indice IWQI de la zone d'étude, l'adéquation des eaux souterraines pour l'irrigation est classée en deux catégories de limitations d'utilisation de l'eau. Nous avons constaté que 65% des eaux souterraines ont des restrictions d'utilisation élevées, Les échantillons restants (35%) ont été classés comme sévère restriction (SR), ce qui indique qu'elles peuvent causer de graves dommages au sol, ce qui entraîne des dommages et des blessures aux plantes. Malgré que la zone d'étude a une perméabilité du sol extrêmement élevée, mais le lessivage excessif du sel de la zone des racines des cultures polluera davantage les eaux souterraines, donc le mieux qui peut être recommandé est de fournir des fournitures adéquates pour le drainage avec la plantation de cultures tolérantes au sel. Plus de 61% de ces eaux ayant des concentrations dépassent la norme de potabilité (1.5 mg/l) de fluor dans l'eau de boisson. Les résultats obtenus sont représentés, où chacun d'eux représente la concentration du fluorure résiduel et le rendement d'élimination en fonction de la dose d'adsorbant. Le pourcentage maximal de la réduction est 70.67 %, 85.33 % pour le Charbon Actif des Noyaux d'Olive CANO-T°400 et CANO-T°600 respectivement, la raison de stabilisation de la quantité adsorbée est la réversibilité de l'interaction entre l'adsorbat et l'adsorbant, cette étape exprime le point d'équilibre entre le charbon et les ions de fluor. On remarque que lorsque la quantité du charbon en termes de masse augmente, l'adsorption des ions fluorure augmente à la surface du charbon actif. Ceci est considéré comme une augmentation du contact entre les ions fluorure et la masse adsorbante, cela s'explique par l'augmentation de la surface du charbon actif, ce qui entraîne une augmentation des sites d'adsorption des ions fluor. D'autre part, on constate qu'après avoir traité la solution avec une quantité supérieure à 0,2, on constate une diminution du rendement du fluor éliminé, et cela peut s'expliquer par la saturation de la surface de la masse adsorbante en ions fluor.

Mot clé : Les eaux souterraines, le fluor, Charbon actif, Noyaux d'Olives, Touggourt, IWQI.

SOMMAIRE

Résumé

TABLE DES MATIÈRES

Liste des tableaux

Liste des figures

Table des matières

INTRODUCTION GENERAL

Chapitre -I- Hydrochimie des eaux souterrains

I.1 Introduction :	3
I.2 Généralités sur l'eau	3
.....	3
I.3 Ressources en eaux	4
I.4 Paramètres globaux de la qualité des eaux	4
I.4.1 Les Caractéristiques Organoleptiques :	4
I.4.2 Les caractéristiques Physico-chimiques de l'eau :	5
I.5 L'usage de l'eau	8
I.5.1 L'usage domestique	8
I.5.2 Les besoins agricoles	8
I.5.3 Les besoins industriels	9

Chapitre -II- Généralité sur le fluor

II.1 Introduction :	10
II.2 Caractéristiques physico- chimiques du fluor	11
II.2.1 Propriétés physiques :	11
II.2.2 Propriétés chimiques :	11
II.3 Les sources de fluorure	11
II.3.1 Mécanisme de libération des fluorures dans l'eau	11
II.3.2 Sources alimentaires de fluor	13
II.3.3 Sources industrielles de fluor	14
II.4 Fluor et la santé	15
II.4.1 Normes et recommandations	15
II.4.2 La fluorose	17
II.4.3 Fluorose endémique en Algérie	19

Chapitre -III- Phénomène d'adsorption

I.1 Introduction :	3
I.2 Généralités sur l'eau	3
.....	3
I.3 Ressources en eaux	4
I.4 Paramètres globaux de la qualité des eaux	4
I.4.1 Les Caractéristiques Organoleptiques :	4
I.4.2 Les caractéristiques Physico-chimiques de l'eau :	5
I.5 L'usage de l'eau.....	8
I.5.1 L'usage domestique	8
I.5.2 Les besoins agricoles.....	8
I.5.3 Les besoins industriels.....	9
II.1 Introduction :	10
II.2 Caractéristiques physico- chimiques du fluor	11
II.2.1 Propriétés physiques :	11
II.2.2 Propriétés chimiques :	11
II.3 Les sources de fluorure.....	11
II.3.1 Mécanisme de libération des fluorures dans l'eau.....	11
II.3.2 Sources alimentaires de fluor	13
II.3.3 Sources industrielles de fluor	14
II.4 Fluor et la santé	15
II.4.1 Normes et recommandations	15
II.4.2 La fluorose.....	17
II.4.3 Fluorose endémique en Algérie	19
IV.1 Introduction.....	26
IV.2 Définition des charbons actifs.....	26
IV.3 Les différentes formes du charbon actif	27
a- Le Charbon actif en grain (CAG)	27
b- Le Charbon actif en poudre (CAP).....	27
c- Charbon actif texture.....	27
IV.4 La classification du charbon selon la taille du pore	28
IV.4.1 Les macropores :	28
IV.4.2 Les micropores :	29
IV.4.3 Les mésopores :	29
IV.5 Fabrication du charbon actif	30
a) Physique :	30
b) Chimique.....	30
IV.5.1 Matériaux utilisés pour la préparation des charbons actifs.....	30
a) Origine végétale	30
b) Origine animale	30

c) Origine minérale.....	30
IV.6 Le charbon actif comme adsorbant	31
IV.6.1 L'activation	31
IV.6.2 Comparaison des deux procédés d'activation.....	32
IV.7 Les avantages et les inconvénients de charbon actif	33
a) Avantages du charbon actif.....	33
b) Inconvénients du charbon actif	33
V.1 Introduction :.....	34
V.2 Localisation géographique et Caractérisation hydrochimique des eaux souterraines de	34
la région sud-est algérienne (Touggourt) – le cas de l'excès du fluor	34
V.3 Géomorphologie.....	35
V.4 Cadre géologique.....	35
V.4.1 Géologie de la cuvette du bas Sahara.....	35
V.4.2 Lithostratigraphie :	37
V.4.3 Les coupes géologiques :	38
V.5 Cadre Hydrogéologique.....	40
V.6 Echantillonnage.....	42
II V.6.1 Répartition des forages étudiés.....	43
V.7 Représentation Hydrochimique d'une eau	45
a) Diagramme à barres :	45
b) Graphiques à secteurs :	46
c) Diagrammes de Stiff :	46
d) Graphiques dispersés (Nuage de points) :	46
e) Diagrammes de Schoeller :	46
f) Diagramme de Piper :	47
V.8 Prélèvement d'eau et méthode d'analyse du Fluor :	49
V.9 Protocole expérimental utilisé lors du Préparation du Charbon Actif	51
VII.2 Etude de quelque paramètre influençant sur l'adsorption	98
VII.2.1 Influence du Temps de contact	98
VII.2.2 Influence de la masse d'adsorbant	101
VII.3 Cinétique d'adsorption.....	103
VII.3.1 Les isothermes d'adsorption.....	104

Chapitre -IV- Généralité sur Le Charbon Actif

IV.1 Introduction	26
IV.2 Définition des charbons actifs	26
IV.3 Les différentes formes du charbon actif.....	27
a- Le Charbon actif en grain (CAG).....	27

b-	Le Charbon actif en poudre (CAP)	27
c-	Charbon actif texture	27
IV.4	La classification du charbon selon la taille du pore.....	28
IV.4.1	Les macropores :	28
IV.4.2	Les micropores :	29
IV.4.3	Les mésopores :	29
IV.5	Fabrication du charbon actif.....	30
a)	Physique :	30
b)	Chimique.....	30
IV.5.1	Matériaux utilisés pour la préparation des charbons actifs.....	30
a)	Origine végétale	30
b)	Origine animale	30
c)	Origine minérale.....	30
IV.6	Le charbon actif comme adsorbant	31
IV.6.1	La carbonisation.....	31
IV.6.2	L'activation.....	31
IV.6.3	Comparaison des deux procédés d'activation.....	32
IV.7	Les avantages et les inconvénients de charbon actif.....	33
a)	Avantages du charbon actif	33
b)	Inconvénients du charbon actif.....	33
V.1	Introduction :	34
V.2	Localisation géographique et limites	34
V.3	Géomorphologie	35
V.4	Cadre géologique	35
V.4.1	Géologie de la cuvette du bas Sahara	35
V.4.2	Lithostratigraphie :	37
V.4.3	Les coupes géologiques :	38
V.5	Cadre Hydrogéologique	40
V.6	Echantillonnage	42
II	V.6.1 Répartition des forages étudiés.....	43
V.7	Représentation Hydrochimique d'une eau	45
a)	Diagramme à barres :	45
b)	Graphiques à secteurs :	46
c)	Diagrammes de Stiff :	46
d)	Graphiques dispersés (Nuage de points) :	46
e)	Diagrammes de Schoeller :	46
f)	Diagramme de Piper :	47

Chapitre -VI- Représentation Hydrochimique des eaux souterraines de la vallée de Touggourt (Oued Righ)

VI.1	Introduction :.....
VI.2	Caractérisation hydro chimique des eaux souterraines de la région de Touggourt.....
VI.3	Évaluation de la potabilité des eaux.....
VI.3.1	Faciès chimiques des eaux.....
VI.3.2	Potabilité des eaux selon le degré hydrométrique :.....
VI.3.3	Indice de qualité de l'eau (WQI)
VI.4	Aptitude des eaux à l'irrigation
VI.4.1	SAR
VI.4.2	L'indice de Kelly.....
VI.4.3	Le pourcentage de sodium SSP (Na%)
VI.4.4	Indice de perméabilité (IP) :
VI.4.5	Carbonate de sodium résiduel (RSC)
VI.4.6	Risque de magnésium (MHR)
VI.4.7	Indice de qualité des eaux d'irrigation (IWQI)
VI.4.8	La distribution spatiale des paramètres
VI.5	Origines des éléments chimiques
VI.6	L'indice de saturation
VI.7	Analyse de la qualité des eaux par les Méthodes statistiques
VI.7.1	Analyse en Composantes principales « ACP » :.....
VII.2	Etude de quelque paramètre influençant sur l'adsorption.....
VII.2.1	Influence du Temps de contact.....
VII.2.2	Influence de la masse d'adsorbant
VII.3	Cinétique d'adsorption
VII.3.1	Les isothermes d'adsorption.....

LISTE DES TABLEAUX

Tableau III- 1: Comparaison entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique	23
Tableau IV- 1: Classification de la taille des différents pores selon l'IUPAC.....	29
Tableau VI- 1: Statistique des paramètres hydrochimique des eaux souterraines.....	54
Tableau VI- 2: Analyses spectrophotomètre des Fluor au niveau des forages d'AEP au secteur de Touggourt.....	64
Tableau VI- 3: Classification des échantillons des eaux souterraines Destinés à l'AEP.....	68
Tableau VI- 4: Plage des valeurs de TH.....	71
Tableau VI- 5: Classification des eaux de la zone d'étude selon le degré hydrométrique	71
Tableau VI- 7: Normes de qualité de l'eau potable de l'OMS et normes algériennes avec les pondérations attribuées aux paramètres de qualité.....	73
Tableau VI- 8: Valeurs limites des paramètres pour les mesures de qualité (qi)	78
Tableau VI- 9: Poids relatif w_i de chaque paramètre dans IWQI. (Meireles et al. 2010)	79
Tableau VI- 10: Indices de qualité de l'eau d'irrigation des eaux souterraines.	80
Tableau VI- 13: Classification de l'eau basée sur les valeurs SAR (Bauder, T.A., et al 2003)	82
Tableau VI- 15: Classification des Taux des chlorures dans l'eau d'irrigation.	83
Tableau VI- 16: Caractéristiques et classes de l'indice de qualité des eaux.....	87
Le tableau VI- 17 a été brièvement modifié à partir du tableau du (Meireles, A. et al. 2010)..	87
Tableau VI- 18: Classes et valeurs IWQI des échantillons d'eau souterraine	89
Tableau VI- 19: Matrice de corrélation appliquée aux paramètres hydrochimique des eaux souterraines.	90
Tableau VI- 20: Statistiques des indices de saturations.....	94
Tableau VI- 21: Les valeurs propres de la matrice	96
Tableau VII- 1: Les condition initiales et les résultats obtenu dans le cas d'une $T^{\circ}400C$	99
Tableau VII- 2: Les condition initiales et les résultats obtenu dans le cas d'une $T^{\circ}600C$	99
Tableau VII- 3: Paramètres des isothermes de Langmuir et Freundlich.	107
Tableau VII- 4 : La comparaison entre les résultats obtenue dans le travail du (Baouia.K.2017)	107

LISTE DES FIGURES

<i>Figure II-07: Cas de fluorose dentaire (NAULLEAU GUILLAUME.2008)</i>	17
<i>Figure IV- 1: Illustration d'un charbon</i>	26
<i>Figure IV- 2: Un Charbon actif en grain (CAG)</i>	27
<i>Figure IV- 3: Un Charbon actif en poudre (CAP)</i>	27
<i>Figure IV- 4: Clichés de microscopie électronique à balayage de la structure d'un charbon actif</i>	28
<i>Figure IV- 5: La classification du charbon selon la taille du pore</i>	28
<i>Figure IV- 6: Schéma de l'adsorption physique de polluants par un charbon actif</i>	29
Figure VI- 1: Localisation des forages avec Leurs nappes captées des eaux	52
Figure VI- 2: Boite à moustache du pH dans les eaux souterraines	55
Figure VI- 3: Répartition spatiale des valeurs de la conductivité électrique (en $\mu\text{S}/\text{cm}$) des eaux souterraines du vallée d'Oued Righ (Touggourt)	56
Figure VI- 4: Variation spatiale des teneurs en calcium des eaux souterraines de la cuvette d'oued Righ (Touggourt).	57
Figure VI- 5: Variation spatiale des teneurs en magnésium des eaux souterraines du vallée d'Oued Righ (Touggourt)	58
Figure VI- 6: Variation spatiale des teneurs en sodium des eaux souterraines du vallée d'Oued Righ (Touggourt)	59
Figure VI- 7: Variation spatiale des teneurs en potassium des eaux souterraines du vallée d'Oued Righ (Touggourt)	60
Figure VI- 8: Variation spatiale des teneurs en bicarbonates des eaux souterraines du vallée d'Oued Righ (Touggourt)	61
Figure VI- 9: Répartition spatiale des teneurs en sulfates dans les eaux souterraines du vallée d'Oued Righ (Touggourt)	62
Figure VI- 10: Variation spatiale des valeurs de chlorures des eaux souterraines du vallée d'Oued Righ vallée d'Oued Righ (Touggourt)	63
Le fluor dans l'eau provient principalement de la dissolution des minéraux naturels présents dans les roches et les sols avec lesquels l'eau réagit (Ravindra et Garg, 2007). La fluorine (CaF_2), la cryolithe (Na_3AlF_6), la fluo apatite ($\text{Ca}_5\text{F}(\text{PO}_4)$) et les micas sont les principaux minéraux qui le contiennent (Amadou et al., 2014).	
Figure VI- 11: Histogramme de la concentration du Fluor en mg/l dans la ville de Touggourt	65
Figure VI- 12: Diagramme de Piper présent les faciès hydrogéochimiques des eaux souterraines d'Oued Righ (Touggourt).....	67
Figure VI- 13: Diagramme de Setiff présent les faciès hydrogéochimiques des eaux souterraines d'Oued Righ (Touggourt).....	69

Figure VI- 14:Diagramme de Schoeller-Berkaloff	70
L'indice de qualité des eaux de l'Oued Righ est compris entre 28,33 et 140,33. Une carte de distribution spatiale du WQI (IQE) des eaux souterraines dans la zone d'étude est présentée dans la	
Figure VI- 15.....	73
Figure VI- 16:distribution spatiale du WQI (IQE) des eaux souterraines dans la zone d'étude	74
Figure VI- 17:Na vs Cl dans l'aquifère de la région de CT Oued Righ (les eaux d'irrigation)	81
Figure VI- 21:Distrubition géospatiale du "IWQI"	84
Figure VI- 22(a) : La distribution spatiale des paramètres	85
Figure VI- 23: La distribution spatiale des paramètres (la suite).....	86
Figure VI- 24: Ca vs HCO ₃ dans les eaux souterrains (CT et CI) de la zone d'étude (Touggourt).	91
Figure VI- 25:Cl vs Na dans les eaux souterrains (CT et CI) de la zone d'étude(Touggourt).	91
Figure VI- 26:Ca vs SO ₄ dans les eaux souterrains (CT et CI) de la zone d'étude(Touggourt).	92
Figure VI- 27:Mg vs SO ₄ dans les eaux souterrains (CT et CI) de la zone d'étude (Touggourt).	92
Figure VI- 28:Indices de saturation des minéraux carbonatés et évaporitiques.	95
Figure VI- 29:Principaux facteurs de l'analyse en composantes principales.....	96
Figure VI- 30:Représentation graphique en ACP des eaux souterrains de la région de Touggourt (Oued Righ).	97
Figure VII- 1: Evolution du Fluor résiduel en fonction du temps de contact (T°400 +T°600)	100
Figure VII- 2: Rentabilité d'adsorption en fonction le temps de contact (T°400+T°600).....	100
Figure VII- 3: Variation du fluor résiduel par rapport la dose du charbon (T°400+T°600).....	102
Figure VII- 4:Rentabilité d'adsorption en fonction de la dose du charbon (T°400+T°600).....	102
Figure VII- 5:Présentation du modèle de Freundlich sur l'adsorption de Fluor par des noix d'olive (T°400 C)	105
Figure VII- 6:Présentation du modèle de Freundlich sur l'adsorption de Fluor par des noix d'olive (T°600 C)	105
Figure VII- 7:Présentation du modèle de Langmuir sur l'adsorption de Fluor par des noyaux d'olive (T°400 C)	106
Figure VII- 8: Présentation du modèle de Langmuir sur l'adsorption de Fluor par des noix d'olive (T°600 C)	106
Figure VII- 9: Rentabilité des différentes méthodes d'élimination du fluor	108

Introduction

Introduction

L'eau est une ressource naturelle très importante qui est essentielle à la vie sur terre. L'eau potable polluée est responsable d'environ 80 % de toutes les maladies dans le monde (WHO.2007). Récemment, les changements climatiques, en plus du taux de croissance démographique élevé, sont considérés comme l'un des principaux facteurs qui entraînent une pression croissante sur l'approvisionnement en eau dans le monde. et de la propagation de certaines guerres régionales entre pays.

De la population mondiale et de la propagation de certaines guerres régionales entre pays. Il en résulte une augmentation de la demande et une baisse de la qualité de l'eau. Ces pressions sont exacerbées par la demande généralisée en eau potable, l'irrigation, la croissance urbaine, le développement industriel et le tourisme (Nouayti, N.2015).

Au cours des deux dernières décennies, l'Algérie a connu une croissance considérable de sa population et de son développement économique et social, ce qui a nécessité la mise en œuvre de projets de traitement de l'eau pour rendre l'eau potable ou appropriée à des fins industrielles et agricoles ; malgré les efforts déployés ces dernières années, le pays devra faire face à un déficit de 1 milliard de m³ à l'horizon 2025 (El-MBellaredj, A. et al.2018). Pour la plupart des régions du sud, qu'elles soient urbaines ou industrielles, les eaux souterraines du sud algérienne constituent la seule source d'approvisionnement en eau. La vulnérabilité de l'environnement naturel, en particulier des aquifères, est devenue un problème mondial, ce qui rend nécessaire le recours aux eaux souterraines.

La détérioration de l'environnement naturel, en particulier des aquifères, est devenue un problème mondial, qui nécessite de se fier aux eaux souterraines comme principale source d'approvisionnement en eau pour divers usages.

Les eaux souterraines sont faciles à extraire et représentent une ressource unique et essentielle dans les régions sèches. Par conséquent, le contrôle et la surveillance de la qualité des eaux souterraines sont essentiels pour la gestion à long terme de cette ressource vulnérable (Abdelbaki, C. ; Hacène, F.B.2007).

De nombreux minéraux, dont Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, Cl⁻ et F⁻, sont nécessaires au corps humain ; néanmoins, des quantités excessives de ces éléments peuvent être dangereuses pour la santé en fonction de leurs proportions. (Zobidi ammar.2010).

Le fluorure est un oligo-élément bénéfique, indispensable à la croissance et au maintien des tissus osseux et des dents mais l'intervalle admise de la consommation humaine pour des teneurs comprises entre 0,5 et 1,5 mg/l, (OMS ;**Messaitfa, 2008**)

De nombreuses régions du désert du nord de l'Algérie sont touchées par le problème de la fluorose, dentaire et squelettique (en particulier la fluorose dentaire), qui est causée par la présence d'ions fluor dans des teneurs qui dépassent la norme conseillée par l'OMS (1,5 mg/l), d'après les résultats de l'enquête qui a été réalisée. Dans la région du sud-est de l'Algérie, il a été constaté que plus de 70% de la population souffre de fluorose (**Messaitfa.A.2008**).

si L'eau souterraine dans la région de Touggourt est l'unique source d'eau potable et d'irrigation, et puisque cette région a été classé comme endémique pour la fluorose (**Zobidi ammar2010**) et surtout en compte tenu du manque de connaissances sur les sources potentielles de fluorure, notre travail contribué pour évaluer et déterminer les différents caractéristiques des eaux souterrains et leur aptitude à la consommation humain et à l'utilisation agricole ainsi que la distribution des teneurs en fluor dans les eaux , de localiser les zones à risque et de contribuer à réduire les teneurs excessives en fluor à travers l'utilisation d'un charbon actif synthétisé de déchets agricole représentant par des noyaux d'olives.

Nous avons divisé ce travail en sept chapitres :

Le premier chapitre a pour but de présenter les propriétés physique et chimique des eaux de façon générale avec ses diverses utilisations ; Le deuxième chapitre présente de façon générale les propriétés, les sources et les effets du fluorure, Le troisième chapitre présente la technique d'adsorption, les types et les paramètres influençant sur ce phénomène chimique ; Le quatrième chapitre présente les propriétés et les types du matériau le plus utilisé comme adsorbant (charbon actif) notamment dans le domaine de traitement des eaux pour éliminer les différents polluants ; Le cinquième chapitre est réservé l'hydrologie et caractéristique géographique de la région d'étudiée, puis Mentionner les matériaux et méthodes utilisés pour l'étude et l'analyse des résultats, ainsi que mentionner les types de représentations hydrochimique de type graphiques, suivi de l'explication d'un protocole expérimental qui on a utilisée lors de la préparation du charbon actif pour adsorber les ions fluorures ;le sixième chapitre présente les différentes techniques de représentations hydrochimique appliquées aux eaux potables, et aux eaux d'irrigation ; regroupe les résultats avec leurs interprétations.

Le dernier chapitre est consacré la defluoruration des eaux synthétisées par le procédé d'adsorption sur un charbon actif de base de noyaux d'olives en proposant de faire l'étude des conditions optimales des paramètres influents (concentration, la dose d'adsorbant et le temps de contact). En fin, une conclusion et de recommandation.

Chapitre-I-

« *Hydrochimie des eaux souterrains* »

I.1 Introduction :

L'eau est la substance vitale de base sur terre pour tous les êtres vivants, c'est pourquoi notre planète s'appelle la planète bleue. Et donc grâce à la présence d'eau liquide sur la terre que la vie peut émerger sous la forme que nous lui connaissons. Parce qu'il est formé d'eau, de dioxyde de carbone, de sels minéraux et d'un apport énergétique (en l'occurrence l'énergie solaire). L'eau est également indissociable de tous les êtres vivants, et c'est l'un des principaux composants. L'eau recouvre plus de 70 % de la surface de la terre. Une masse d'eau peut être existante dans les endroits suivants : rivière ; lac ; mer ; océan ; dont le cycle hydrologique explique la circulation de l'eau au sein milieu terrestre naturel. (BERTRAND, 2008).

L'Algérie est comme les autres pays africains comptent sur l'eau souterraine qui est la seule source durable de l'eau consacrée à la consommation humaine (Carter RC & Parker, 2009).

Les ressources en eaux souterraines représentent une ressource majeure pour les populations en Algérie est la source unique d'eau potable de qualité, ces eaux souterraines contribuent fortement à la sécurité alimentaire de notre pays.

I.2 Généralités sur l'eau

L'eau est une molécule chimique de forme simple qui est liquide à la pression et à la température ambiantes. L'eau est un gaz à la pression atmosphérique (1 atmosphère) au-dessus de 100 °C et un solide en dessous de 0°C. H₂O est son nom chimique., (ABDESSELEM, 1999). La molécule H₂O est formée après la liaison covalente entre l'atome d'hydrogène et l'atome d'oxygène, l'angle entre les trois atomes est égal à 106° (HOH), la longueur de la liaison soit 96 PM. (KHAMMAR, 2019).

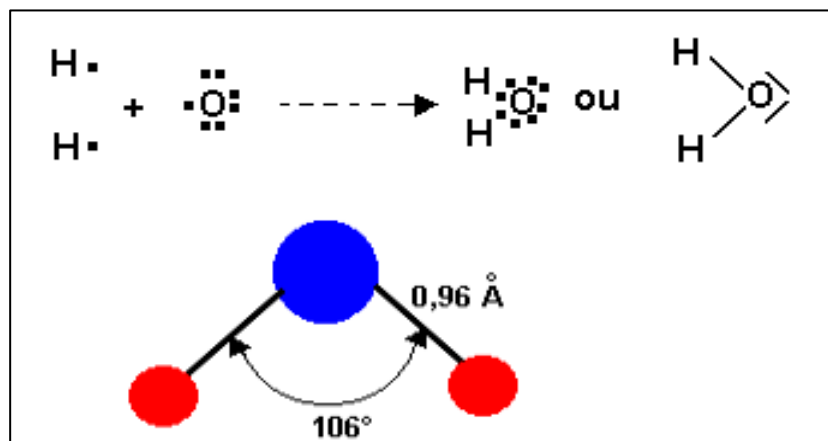


Figure I-1 : La structure atomique de l'eau (KHAMMAR, 2019)

I.3 Ressources en eaux

Les sources naturelles d'eau disponibles sont les eaux souterraines (aquifères), les eaux superficiels qui s'écoulent ou retenues comme les rivières ;les lacs ;les barrages et l'eau de mer. (JEAN-CLAUDE, 1983).La figure suivante représente les différentes sources d'eau sur la terre.

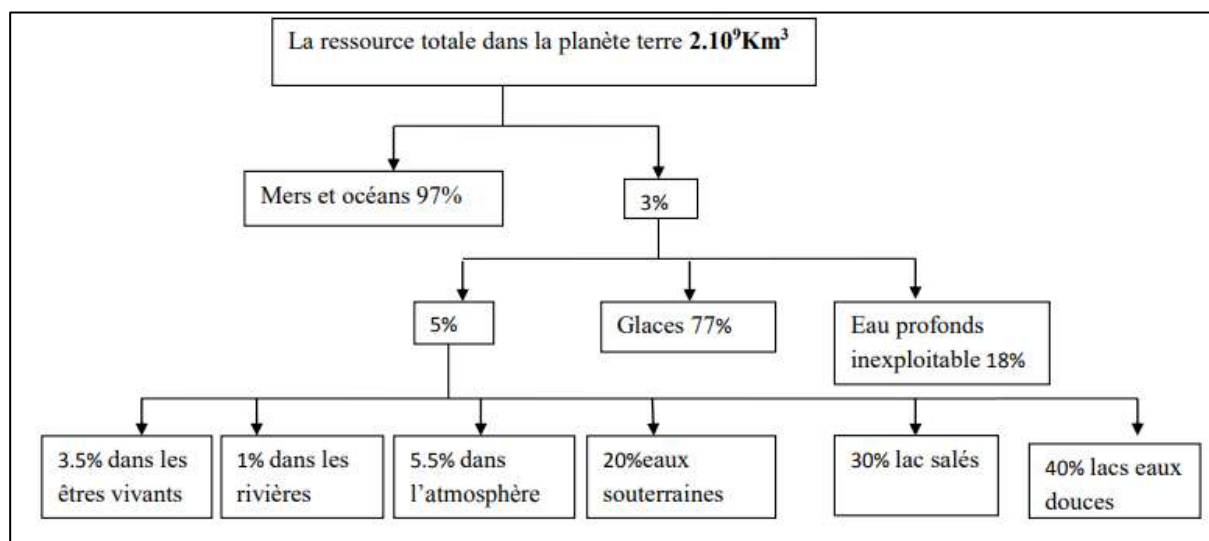


Figure I-2 : Différentes formes de la ressource eau et ses répartitions sur la planète (PAPA, 2005)

I.4 Paramètres globaux de la qualité des eaux

Lorsque l'eau répond aux exigences requises (caractéristiques physicochimiques, qualité organoleptique, constituants indésirables ou dangereux, alors il est propre à la consommation humaine, cette eau est considérée comme potable. (Legube Bernard, 2015). La qualité des eaux souterraines peut être excellente, naturellement dégradée (en raison de la turbidité et des micro-organismes, du fer et du manganèse, de l'ammonium, de l'arsenic, du sélénium, du fluor et de la dureté, par exemple), ou dégradée par l'activité humaine (en raison des nitrates, des pesticides, des solvants chlorés, des additifs pétroliers ou d'autres micropolluants). (Legube Bernard, 2015).

I.4.1 Les Caractéristiques Organoleptiques :

Ces nombreuses qualités doivent être évaluées au moment de l'échantillonnage car, par exemple, certains parfums peuvent disparaître après l'expédition ou l'aspect de l'échantillon peut être modifié pendant le stockage.

I.4.1.1 Couleur

D'après **MOKDDEM** et **OUDDANE (2005)** ce paramètre représente une nuisance de point de vue esthétique. La source de la coloration de l'eau peut être :

- En milieu naturelle à cause de la présence de manganèse et de fer surtout dans les eaux souterraines, et l'existence des substances humiques dans les eaux de superficiel.
- Résultant à cause de la phénomène d'eutrophisation.
- D'origine chimique industrielle (colorants et industrie textile).

I.4.1.2 L'odeur :

Le test de l'odeur est subjectif car il s'agit d'une évaluation et non d'une mesure, L'eau potable doit être inodore non seulement au moment du prélèvement, mais aussi après 10 jours à une température de 26°C dans un récipient fermé. Les produits chimiques, les débris organiques en décomposition, les protozoaires ou les organismes aquatiques sont les sources possibles des odeurs.

I.4.1.3 La Saveur :

Il est important de comprendre que la plupart des problèmes organoleptiques de l'eau du robinet sont causés par les traitements au chlore. Mais les problèmes bactériologiques ne devraient pas survenir à la suite d'une baisse du taux de chlore.

La minéralisation de l'eau, selon qu'elle est faible ou forte, introduit un goût plus ou moins accentué et permet de distinguer certains types d'eau. Une saveur douce et agréable est une exigence pour une eau potable décente. Certains sels, comme le chlorure de calcium et l'hydrogénocarbonate de sodium, doivent être présents en quantités comparables à la salive pour que l'eau soit considérée comme insipide.

I.4.2 Les caractéristiques Physicochimiques de l'eau :

La concentration des composants distinctifs et les valeurs des qualités physiques et chimiques doivent être fournies dans l'analyse d'une eau naturelle.

I.4.2.1 Les caractéristiques physiques :

I.4.2.1.1 La Température :

L'eau potable doit être plus fraîche en été et plus chaude en hiver que l'air ambiant. L'eau potable doit avoir une température comprise entre 8 et 15 C° pour étancher la soif ; une température comprise entre 20 et 25 C° ne le fait pas. Le précédent Conseil des Communautés européennes avait fixé la température à 12 C° à titre indicatif. En réalité, la santé des personnes n'est pas directement affectée par la température de l'eau.

I.4.2.1.2 Le pH :

Le pH c'est un indice de l'alcalinité et l'acidité de l'eau ; à pH 7, une substance est considérée comme neutre ; en dessous de pH 7, elle est dite acide ; et au-delà de pH 7, elle est dite basique. Il est rare que le pH exclue la potabilité. Il s'agit néanmoins de l'un des indicateurs les plus cruciaux de la qualité de l'eau. Il doit être contrôlé correctement pendant toutes les procédures de traitement.

I.4.2.1.3 La Conductivité :

Le test de la conductivité qui exprime la transmission électrique permet d'évaluer de manière rapide et très approximative la minéralisation total de l'eau. Le lien entre la conductivité et la minéralisation est montré dans le tableau suivant.

Tableau I-1 : Classifications de la Conductivité.

Intervalle de la Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	Catégories
Conductivité < 100	<i>minéralisation très faible</i>
100 < conductivité < 200	<i>minéralisation faible</i>
200 < conductivité < 333	<i>minéralisation moyenne</i>
333 < conductivité < 666	<i>minéralisation moyenne accentuée</i>
666 < conductivité < 1 000	<i>minéralisation importante</i>
Conductivité < 1 000	<i>minéralisation élevée</i>

La limite recommandée pour la conductivité à 20 C est de 2500 S/cm, selon les règles du CCE « Conseil des Communautés Européennes » pour la qualité des eaux destinées à l'usage humain. Dans les zones irriguées, et lorsque une eau caractérisé par une conductivité supérieure à 1500 s/cm est considérée comme difficile à utiliser.

I.4.2.1.4 Les Matières en suspension (MES) :

Le sable, les boues, les particules organiques, le plancton, etc. sont des exemples de matières en suspension qui par fois existent et se trouvent dans l'eau et qui varient beaucoup selon le cours d'eau. Parmi les autres facteurs, on peut citer le type de terrain traversé, la saison, la pluviométrie, les travaux réalisés, les rejets effectués, etc.

Les déséquilibres entre espèces causés par des niveaux plus élevés ça se peut l'empêchement de la pénétration de la lumière, diminuer le taux d'oxygène dissous et entraver le développement des poissons.

Le paramètre turbidité fait désormais l'objet de contrôles et de limitations dans le cadre de ces directives et de la réglementation française.

I.4.2.1.5 La Turbidité :

L'argile, les colloïdes du plancton et d'autres particules organiques sont tous associés à la turbidité. Les précipitations peuvent être bénéfiques. La turbidité empêche la lumière de se propager dans les mers profondes et, par conséquent, la quantité de plantes qui peuvent pousser est limitée et souvent totalement éliminée. La plupart des eaux de surface ne peuvent être consommées directement. Elles doivent être clarifiées soit en utilisant une step de décantation, soit par la technique de l'ajout d'un coagulant, soit par un système de filtration, soit par une assamblage et combinaison de ces différentes technique. Même si le chlore résiduel libre est maintenu dans le système pendant une heure, il semblerait que des niveaux de turbidité supérieurs à 5 NTU limitent la destruction des coliformes. Les exigences relatives à la turbidité de l'eau potable varient considérablement et sont assez différentes.

L'OMS recommande une limite de 5 unités NTU (Nephelometry Turbidity Unit) et précise que la turbidité doit être inférieure à 1 NTU en cas de désinfection.

I.4.2.1.6 L'Oxygène dissous :

La capacité d'oxygène (O₂) dans l'eau varie selon sa source : les eaux de surface peuvent avoir des concentrations relativement élevées d'oxygène, ils sont souvent proches à l'état de saturation, alors que les eaux profondes ne contiennent souvent que quelque milligrammes d'oxygène dissous par 1 litre. L'OMS conseille de maintenir les niveaux d'oxygène dissous aussi proches que possible de la saturation. Il n'existe pas de valeurs guides suggérées pour la santé.

I.4.2.2 Les caractéristiques chimiques :**I.4.2.2.1 La Dureté totale ou Titre hydrométrique (TH) :**

Les ions Ca²⁺ et Mg²⁺, qui sont existents dans la solution sous forme de sels solubles, considéré comme des éléments principale responsables de la dureté de l'eau. En fonction des types de sels que les ions alcalino-terreux peuvent produire lorsqu'ils interagissent avec les ions négatifs de l'eau, on distingue la dureté temporaire de la dureté permanente.

Tableau I-2 : Les valeurs du titre hydrométrique (Dureté totale).

TH (°F)	0 à 7	7 à 15	15 à 30	30 à 40	Plus de 40
Eau	Très douce	Eaux douce	Moyennement douce	Dure	Très dure

Bien que l'OMS ne suggère pas de chiffre pour l'eau destinée à la consommation humaine ; il note qu'une dureté élevée peut entraîner la formation de dépôts tandis qu'une dureté faible peut entraîner des problèmes de corrosion.

I.4.2.2.2 L'Alcalinité (TA - TAC) :

Lorsque des bases et des sels à faible acidité sont présents, l'eau est dite alcaline. L'alcalinité des eaux naturelles est généralement présente à cause d'hydrogénocarbonates, de carbonates et d'hydroxydes.

A partir des valeurs relatives du titre alcalimétrique complet (TAC) et le titre alcalimétrique (TA) ; on peut connaître les quantités d'hydroxydes, de carbonates ou alcalino-terreux qui sont présents dans l'eau.

Lorsqu'il est mesuré en meq / l ou en °F, le TA détermine la concentration totale en hydroxyde de la formulation et seulement 50 % de sa teneur en carbonate.

suivante :

$$T = [OH^-] + 1/2 [CO_3^{2-}] \text{ 3meq/l ou } ^\circ F$$

I.5 L'usage de l'eau

I.5.1 L'usage domestique

Les eaux de consommation publique sont utilisées à différentes fins, alors qu'une personne moyenne utilise 120 l/j, soit 1 % est utilisé pour la boisson, 6 % pour la cuisine et les 93 % restants pour les toilettes, les douches, les installations sanitaires, d'autres usages domestiques.

I.5.2 Les besoins agricoles

L'eau est fortement utilisée dans l'agriculture pour l'irrigation et l'élevage. L'irrigation nécessite de grands volumes d'eau (un hectare de maïs consomme 200 000 m³ d'eau pendant sa période végétative, et un hectare de riz 400 000 m³ en moyenne).

I.5.3 Les besoins industriels

L'utilisation de l'eau dans le domaine d'industrie varié pour diverses fonction, notamment comme milieu réactionnel, comme liquide de refroidissement et comme matière première (dans le secteur industriel) (dans l'industrie chimique, par exemple).

Ce n'est qu'après avoir comparé la qualité de l'eau aux critères exigés par les utilisateurs que l'on peut la contrôler ou l'utiliser à des fins spécifiques. La norme de chaque consommateur doit répondre catégoriquement aux exigences de potabilité pour cet usage. Par conséquent, les limites fixées par l'OMS servent essentiellement la potabilité de l'eau. La quantité d'irrigation nécessaire est généralement faible et dépend largement de la salinité et de la texture du sol. La norme requise par le secteur industriel est toujours basée sur la zone d'application.

Conclusion

On a montré dans ce chapitre des généralités sur les eaux l'hydrochimie tel que les paramètres globaux de la qualité de l'eau, les caractéristiques Physicochimiques des eaux et les différents usages de l'eau.

Chapitre-II-

« Généralité sur le Fluor »

II.1 Introduction :

Le fluorure est un élément majeur qui suscite l'intérêt dans le monde récent alors qu'il est reconnu comme le contaminant inorganique le plus grave dans les eaux potables au niveau mondiale. La consommation d'eau contenant des quantités excessives de fluorure est un problème mondial. Il y a environ 25 pays dans le monde où la fluorose est endémique, et est plus répandue en Inde, en Chine et dans certaines régions d'Afrique (**Figure II–1**). On ne sait pas combien de personnes sont actuellement touchées par cette maladie, mais des estimations prudentes font état de dizaines de millions de personnes (**OMS 2004**). Le fluor est l'élément avec l'électronégativité et la réactivité les plus élevées du tableau périodique, se présente principalement sous la forme de l'ion fluorure (F^-). Dans l'environnement naturel, le fluor est présent sous la forme de l'ion fluorure, F^- . Le fluor est un élément omniprésent dans l'environnement. La plupart des problèmes de fluorure dans l'environnement sont dus à la mobilisation du fluorure dans les conditions naturelles. Le fluor, l'élément du fluorure, s'associe à de nombreux dépôts minéraux contenant des minéraux fluorés et l'altération, la dissolution et d'autres processus pédogéniques peuvent libérer du fluorure dans les eaux souterraines. Même si le fluor est considéré comme un élément essentiel pour la santé humaine, notamment pour le renforcement de l'émail des dents, des doses excessives peuvent être nocives. Bien que le fluorure soit présent dans l'air, l'eau et les aliments, c'est par l'eau potable qu'il entre le plus souvent dans la chaîne alimentaire (**Fawell et al. 2006**).

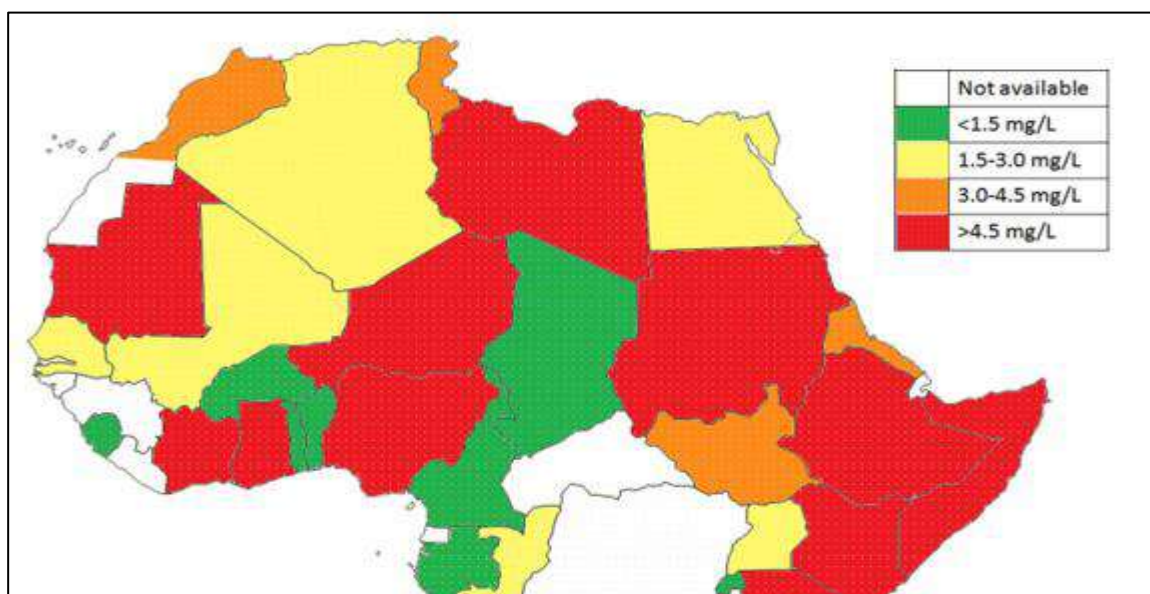


Figure 0–1: Concentrations de fluorure rapportées dans certaines eaux souterraines africaines. (**Kwai Malak Kwai Kut et al .2016**)

II.2 Caractéristiques physico- chimiques du fluor

II.2.1 Propriétés physiques :

Le fluor est un élément plus lourd que l'air qui est pratiquement incolore et jaunâtre dans le cas des conditions normales de pression et de température. Il a une odeur distinctive, répulsive et facilement perceptible à des concentrations d'environ 0,02 ppm.

Tableau II-1:Caractéristiques ionique du fluor

PROPRIETES	Valeurs
Masse molaire	38 g
Point de fusion	-219,61°C
Point d'ébullition	-188,13°C

II.2.2 Propriétés chimiques :

Le Fluor est classé dans le groupe 17 « Halogènes » du tableau périodique de MENDELEV, de tous les éléments chimiques, il est le plus électronégatif et donc le plus réactif. Il a une forte capacité à capter les électrons et se combine spontanément avec la majorité des éléments.

La plupart des minéraux et des composés organiques réagissent avec lui et, dans certaines circonstances, les gaz nobles également. N'oubliez pas que tous les éléments, sauf l'argon et le néon et l'hélium, peuvent se mélanger au fluor.

II.3 Les sources de fluorure

II.3.1 Mécanisme de libération des fluorures dans l'eau

Le fluor participe pour 0,08 % à la constitution de la croûte terrestre solide. Le Fluor F est un élément terrestre à très grande électronégativité, il n'existe pas à l'état libre dans la nature mais sous forme de fluorures, en combinaison avec des métaux alcalins et alcalinoterreux. Les minéraux les plus souvent rencontrés sont :

- Spath- fluor ou fluorine (CaF_2)
- Cryolite : $\text{Na}_3 \text{Al F}_6$
- Fluorapatite : $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$

Les eaux naturelles constituent la source naturelle majeure d'ingestion des fluorures. La plus grande source de fluorure pour l'homme est la croûte terrestre, où il est abondant. Le ruissellement et l'érosion des sols peuvent entraîner la présence de quantités importantes de fluorure dans les cours d'eau naturels. Le mécanisme de libération du fluorure dans l'eau commence pendant les processus d'altération et de mouvement et circulation de l'eau dans les roches et les sols, le fluor peut être atteint et se dissoudre dans les eaux souterraines. Cependant, cela dépend du type de roche qui est entré en contact avec les eaux souterraines (**Jovine Malago et al.2017**). De même, l'excès de concentration ionique de l'eau souterraine, comme les bicarbonates de sodium ou les carbonates de sodium, augmente l'activité de dissociation du fluorure et précipite le CaCO_3 comme le montre l'équation ci-dessous (**Jovine Malago et al.2017**).

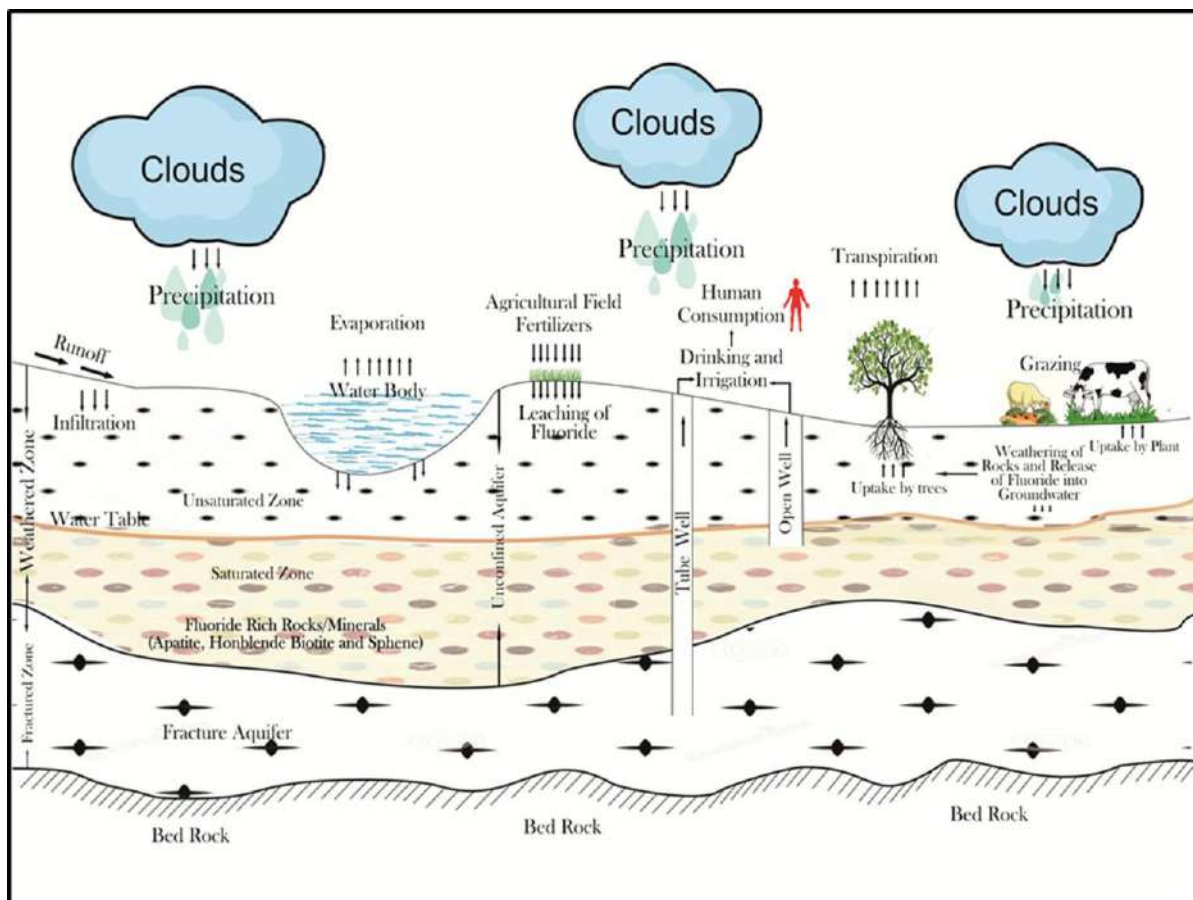
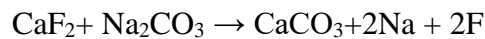


Figure 0-2 : Le diagramme schématisant les sources de fluorure existantes dans l'environnement (**modified after Karunanidhi et al. 2019**)

On peut noter que le long temps de séjour de l'eau dans les roches favorise un temps de contact et une exposition plus importante. Ainsi, si la roche possède minéraux dissolvables contenant du fluorure et que des conditions favorables sont disponibles, le fluorure peut facilement être libéré dans l'eau (**Jovine Malago et al.2017 ; Mamatha, P. et S. M. Rao.2010 ; Saxena, V. et S. Ahmed.2001**). La concentration en fluorure des eaux de surface varie également beaucoup en fonction de la teneur en fluorure des eaux souterraines alimentant un cours d'eau donné. Cependant, dans les lacs, elle varie selon la classe chimique du lac et les lacs riches en Na se sont avérés être riches en fluorure (**Jovine Malago et al.2017**).

II.3.2 Sources alimentaires de fluor

L'eau potable fournit la majeure partie du fluor, mais pratiquement tous les aliments en contiennent des traces. Le reste est surtout présent dans les poissons et les crustacés, qui ont la teneur en fluor la plus élevée de tous les aliments d'origine animale, soit de **0,015 à 0,2** mg par 100 g². Une tasse de thé contient jusqu'à 1 mg³ de fluor, ce qui en fait une source importante de fluor. (**Jesus Cardenas.2017 ;Baouia.2017**).

Tableau II- 2: Teneur en fluorures par catégorie d'aliments d'origine végétale et animale

Origine végétale	mg/Kg de MS	Origine animale	mg/Kg de MS
Céréales	0,2 à 1,7	Bœuf (muscle)	1,2 à 2,0
Pain	0,5 à 1,0	Mouton (foie)	3,5
Riz	0,5 à 0,7	Morue salée	5
Pâtes alimentaires	0,8 à 1,1	Saumon	19,3
Pommes de terre : peau et partie superficielle	2,7 à 7,0	Sardine	1,8
Pommes de terre : pulpe	0,8 à 1,3	Lait	0,1 à 0,7
Salade	5,6 à 6,7	Œuf (blanc)	1,1 à 1,4
Pomme	2	Œuf (jaune)	0,4 à 2,0
Banane	0,6		
Noix	7,8		
Thé (sec) dans 100g	120 à 190		

Ou MS : matière sèche.

II.3.3 Sources industrielles de fluor

La vulnérabilité de la qualité des eaux souterraines entraîne des problèmes de santé en général et la fluorose endémique est considérée parmi les grands problèmes dans le monde, car elle limite l'utilisation durable des ressources en eaux souterraines pour l'approvisionnement en eau domestique, l'agriculture et l'environnement (**Chengcheng Li et al.,2019 ; Karen et al., 2017 ; Bovolo et al., 2009**).

Ce problème est intensifié dans les zones intérieures arides et semi-arides, où les processus naturels accélèrent la détérioration de la qualité de l'eau par la dissolution des évaporats et des roches fluorées et des eaux paléo-salines. Dans les zones agricoles, ces processus naturels sont fréquemment accompagnés d'activités anthropiques telles que la surexploitation des eaux souterraines, le drainage des eaux usées et l'application d'engrais/pesticides, qui provoquent progressivement l'apparition/l'émergence d'eaux souterraines salines à forte teneur en fluor.

En fait, l'augmentation de la F du sol par les activités anthropiques est un processus cumulatif, **Li et al. (2012)** ont calculé trois sources anthropiques (chutes de poussière, les engrais chimiques et l'eau d'irrigation) de F dans le sol des terres agricoles (**Mei Wang et al.2019**).

Les recherches ont indiqué que le F peut atteindre le sol à partir de l'air et les sources anthropogéniques comme le F gazeux des usines finissent par se déposer dans les sols sur une période de temps (**Mei Wang et al.2019 ; Ozsvath.2009**).

En effet le fluor est utilisé pour fabriquer des produits chimiques fluorés ainsi que des produits tels que le verre, la céramique, le ciment, la brique, l'acier, l'acier, les fonderies, le traitement de surface. Un contaminant possible des engrais phosphatés est le fluorure de sodium, qui est utilisé dans la production de plusieurs insecticides.

En général, « le fluorure de sodium (**NaF**), le fluorure de potassium (**KF**) et le fluorure de calcium (**CaF₂**) » sont les trois formes chimiques qui prédominent dans l'eau. Fluorure dans l'acide (**HF**), on peut trouver des complexes de fluorures avec du silicium, du bore ou de l'aluminium. (**Anes.2005**).

II.4 Fluor et la santé

La consommation des quantités excessives d'eau fluorée peut avoir un impact négatif sur la santé des personnes qui entrent en contact avec l'eau. Par conséquent, la teneur en fluorure de l'eau potable doit répondre à des normes très précises.

L'ingestion à long terme de concentrations de fluorure supérieures à 1,5 mg/L est considérée comme préjudiciable à la santé humaine et entraîne une fluorose du squelette dentaire, des déformations osseuses invalidantes, une diminution de la capacité de raisonnement, une baisse du quotient intellectuel et des problèmes de développement chez les enfants (**Neeraj Pant et al., 2021 ; Yelidji et al., 2017**).

II.4.1 Normes et recommandations

Selon l'OMS, si la concentration du fluor supérieures à 1,5 mg/l, l'eau ca sera donc dangé à la santé humaine. Un excès de fluorure peut entraîner une fluorose dentaire et squelettique, une maladie qui peut provoquer une marbrure des dents, une calcification des ligaments (**Fawell et al. 2006**). L'ingestion à long terme d'eau potable riche en fluorure peut ouvrir la voie à des déformations osseuses invalidantes, au cancer (**Yiamouyiannis 1993**), à une diminution des capacités cognitives, à une baisse du quotient intellectuel et à des problèmes de développement chez les enfants (Li et al. 1994). Les populations de la ceinture tropicale sont en contact étroit avec leur environnement et les anomalies géochimiques jouent donc un rôle dans la santé des gens (**Dissanayake et Chandrajith 2009**). Un argument est que la toxicité du fluorure augmente avec la quantité d'eau potable consommée, en particulier dans les tropiques humides, donc la concentration maximale admissible de fluorure dans l'eau potable doit être abaissée par rapport à la limite existante de l'OMS (**Dissanayake 2005 ; OMS 1996, 2004**). Cependant, l'attention sur le fluorure porte principalement sur son élimination (**Ayoob et al. 2008b ; Mohapatra et al. 2009 ; Veressinina et al. 2001**). Certaines études de base ont signalé que le fluorure est un contaminant des eaux souterraines dans le monde tropical (**Dissanayake 1991 ; Jacks et al. 1993**). Une fois, **Ayoub et Gupta (2006)** ont porté leur attention sur l'examen des sources, la géochimie, la distribution et les impacts sur la santé et ont fait un rapport détaillé. La présence de fluorure dans l'eau ne confère aucune couleur, odeur ou goût. Par conséquent, il agit comme un poison invisible.

La quantité acceptable de fluor dans l'eau potable en Algérie est de 0,3 mg/L, tandis que la teneur maximale admissible est de 2 mg/L à 20°C. La température moyenne de l'eau et de l'air a été prise en compte lors de l'élaboration de ces directives. (**norme Algérie, 1992**).

Tableau II-3: les teneurs de fluor en fonction de la température moyenne annuelle de l'eau dans les eaux de consommation humaine (OMS, 1985).

T° moy Annuelle de l'eau (°C)	Teneur Optimale De F en(mg/l)	Teneur Maximale De F en(mg/l)	Teneur Limite De F en(mg/l)
10	01	1,074	1,64
10,55	0,956	1,024	1,548
11,11	0,916	0,979	1,465
11,67	0,888	0,94	1,393
12,22	0,848	0,905	1,329
12,78	0,821	0,873	1,27
13,33	0,796	0,844	1,218
13,89	0,773	0,819	1,17
14,45	0,753	0,795	1,127
15	0,733	0,774	1,088
15,55	0,714	0,752	1,048
16,11	0,698	0,734	1,015
16,67	0,682	0,716	0,983
17,22	0,667	0,7	0,953
17,78	0,654	0,685	0,925
18,33	0,64	0,67	0,897
18,89	0,629	0,657	0,874
19,45	0,618	0,644	0,85
20	0,6	0,632	0,828
21,11	0,587	0,61	/
21,66 à 27,77	/	/	0,8
28,33 à 32,22	/	/	0,7

II.4.2 La fluorose

Les conséquences directes de la consommation régulière de l'eau potable dont une teneur excessive en fluorure comprend la fluorose dentaire et la fluorose squelettique (Neeraj Pant 2021 ; Ahmed Laatar et al., 2003).

II.4.2.1 Fluorose dentaire

Le fluorose dentaire est répandu dans le monde, en particulier où la population dépend d'une eau contenant des concentrations relativement élevées de Fluor ; comme :la Tanzanie, le Sénégal,l'Inde,Les Etats Unis d'Amérique et certaines paus d'Eoupe (Mameri et al., 1998). Il s'agit de la décoloration et des dommages structurels des tissus durs des dents après un apport prolongé de fluorure à une dose optimale de plus de 0,5 à 1,5 mg/L pendant la période de minéralisation dentaire, à partir du troisième mois de naissance dans le l'utérus jusqu'à l'âge de 12 ans environ (Naulleau Guillaume,2008).



Figure II-03: Cas de fluorose dentaire (NAULLEAU GUILLAUME.2008)

II.4.2.2 Fluorose osseuse

Une consommation excessive de fluorure dans les os provoque une maladie rare appelée Le Fluorose Osseuse,et sa source est souvent de l'eau,et dans de très rares cas,elle est d'origine alimentaire ou industrielle (D. Khalifa et al. 2020). L'exposition à long terme à de grandes quantités de fluor provoque une fluorose osseuse. La radiologie l'identifie comme cliniquement latente. Les principaux indicateurs cliniques sont des déformations osseuses prolongées avec un risque accru de fracture en raison de la fragilité des os et des douleurs osseuses périphériques, qui sont souvent dissimulées par des douleurs neuropathiques. L'ostéoporose et la fluorose osseuse qui provoquent des déformations du squelette (Figure II-4).

Une faible masse osseuse et des modifications des os, sont des symptômes de cette maladie dangereuse. La colonne vertébrale présente souvent les symptômes les plus graves.

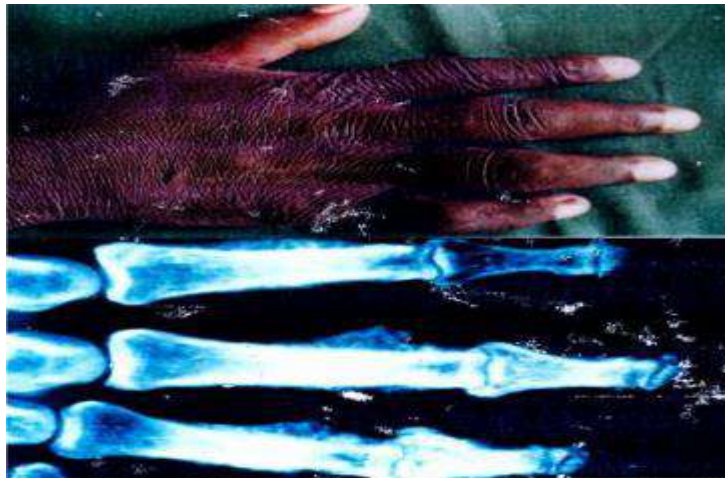


Figure II0-4 : La main d'un tailleur sénégalais est un exemple de fluorose osseuse après 15 ans d'exposition à une eau de $F > 4$ mg/l. (AYACHI OMAR Asma ; MESSAÏTFA Amar.,2017 ; Pontié et al., 2006)

Les effets biologiques et sanitaires résultant d'une consommation excessive et immodérée de fluor diffèrent selon la différence de concentration de ce dernier. Le tableau II-4 récapitule ces effets.

Tableau II-5 : Effets du fluor en fonction des concentrations (AYACHI OMAR Asma ; MESSAÏTFA Amar.,2017 ; Smith et Hodge, 1959)

La Concentration	L'Effet	Le Milieu
2 ppm	La végétation endommagée	AIR
1 ppm	La réduction des caries	EAU
> 2 ppm	L'Email tacheté	EAU
8	ostéosclérose	EAU
20 à 80 mg/jour	Fluorose paralysante	EAU +AIR
50	Affectations thyroïdiennes	EAU ou Nourriture
100	Retard de croissance	Eau ou Nourriture
< 125	Affections rénales	Eau ou Nourriture
2,5 ÷ 5 gr	Mort	Une Dose Critique

II.4.3 Fluorose endémique en Algérie

Les eaux souterraines ont tendance à contenir une concentration plus élevée de fluorure (WHO), en raison de caractéristiques physicochimiques, géologiques et climatiques.

L'UNICEF a classé l'Algérie parmi les pays dont les eaux souterraines contiennent une concentration en ions fluorure supérieure à 0,5 mg/l, en particulier dans le sud-est (tableau II-5.)

Les travaux de **Belmabdi et Messaïtfa, (2014 ;2011) ; Messaïtfa, 2008 ; Achour et Yousef 2001**; « confirme qu'un pourcentage considérable et non négligeable, d'habitants du sud algérien, sont touchés par la fluorose dentaire ». Cette intoxication au fluor est également attribuée à la forte consommation de certains aliments riches en fluor, notamment les dattes et le thé (**Naulleau Guillaume,2008**).

Le thé est une boisson très consommée, notamment chez les populations du sud algérien ;boire du thé une fois par jour peut entraîner une consommation de plus de 4 mg/L (**Baouia.k2015**) . **Institut National de Santé Publique (INSP)** a fourni une enquête en 1980 comme le tableau suivant résumé, dont quelques résultats apparaissent au **Tableau II-5**.

- **Tableau II- 6:Pourcentage d'habitants atteints de fluorose dentaire au Sud Algérien (INSP)**

La région	(%)
« Ghardaia »	1,3
« Laghouat »	3,2
« Touggourt »	18
« El-Oued »	20
« Djamaa »	36
« Ouargla »	44

Conclusion

Ce chapitre a pour but d'identifier les propriétés physiques et chimiques du fluorure et son impact sur la santé humaine en cas de dépassement de la limite autorisée, ainsi que ses sources naturelles les plus importantes, auxquelles les processus géologiques contribuent souvent de manière significative et directe. Bien que l'excès de fluorure soit parfois causé par les activités humaines (**Brindha et Elango, 2011**). Les sources de fluorure alginate dans les eaux

souterraines sont liées au contexte géologique de la région. Les roches ignées et autres roches contenant des minéraux fluorés, comme l'apatite, la biotite, la cryolite, la fluorine et le spath fluor sont des sources naturelles de fluorure dans les eaux souterraines (**Gandhi et al., 2012 ; Johnson et Bretzler, 2015**). Les dépôts de jeunes roches ignées du Tertiaire à la période actuelle sont généralement associés à des concentrations élevées de fluorure dans les eaux souterraines.

L'altération à long terme ainsi que la pénétration et l'écoulement des eaux de pluie à travers ces roches entraînent des concentrations plus élevées de fluorure dans les eaux souterraines. Le fluorure dans les eaux souterraines provenant des activités humaines comprend l'utilisation d'engrais phosphatés, la combustion du charbon et l'argile utilisée dans les industries céramiques (**Brindha et Elango, 2011**).

Chapitre-III-

« *Phénomène d'adsorption* »

III.1 Introduction

Ce chapitre vise à présenter d'une manière théorique tous les aspects de la technique séparative choisie dans cette étude, qui est l'adsorption. Il sera question de donner sa définition, de préciser les types d'adsorption (physique et chimique), et de présenter les aspects des cinétiques, de l'équilibre, et de la thermodynamique de l'adsorption. En fin, les différents points relatifs à l'adsorption en dynamique qui permettent d'évaluer la performance d'un procédé sont évoqués.

III.2 Définition

C'est le processus d'adhésion ou de rassemblement d'un adsorbant, qu'il soit liquide ou gazeux (ce qu'on appelle l'**adsorbat**) à la surface d'une substance solide (appelé **adsorbant**) ; ou c'est un processus de liaison physique ou chimique d'un certain nombre de molécules avec les sites actifs à la surface d'un solide. Le degré d'adsorption dépend de la relation entre la nature et la taille du matériau adsorbant et la surface du matériau adsorbant, le charbon est considéré comme l'une des surfaces adsorbantes les plus connues. Le processus opposé d'adsorption est appelé désorption. Ce processus implique la séparation du matériau adsorbant de la surface adsorbante par un certain nombre de réactions, ce qui nécessite de restituer l'énergie libérée au système.

III.3 Principe

Le processus d'adhésion d'un fluide (molécules de liquide ou de gaz) à la surface d'un solide adsorbant est appelé adsorption. Les sites actifs sont les endroits où les molécules d'adsorbat adhèrent. L'adsorption physique est utilisée pour la distinguer de l'adsorption chimique, qui modifie la structure moléculaire du soluté (contrairement à l'adsorption physique) et est, en général, un processus irréversible. L'affinité de l'adsorbant envers l'adsorbat est due à deux types de liaisons : chimiques ou physiques. On parle d'adsorption physique pour la distinguer de l'adsorption chimique.

III.4 Différents types d'adsorption

Plusieurs études ont indiqué que le processus d'adsorption peut être divisé en deux types : Lorsque le matériau adsorbant s'approche de la surface adsorbante, le processus d'adsorption se produit en fonction de la nature du matériau adsorbant, de la surface adsorbante et de la température du processus d'adsorption.

Si les molécules sont liées par des liaisons faibles représentées par des forces de Van der Waals. On parle d'adsorption physique et son abréviation est Physisorption, et si la liaison entre les molécules est constituée de forces chimiques fortes, on parle d'adsorption chimique et son abréviation est (Chimisorption).

III.4.1 Adsorption physique

Le phénomène d'adsorption physique ou physisorption se caractérise par le fait que les interactions entre adsorbant et adsorbat sont assurées par des forces électrostatiques de type dipôle, liaison hydrogène ou Van der Waals. L'adsorption physique est un processus réversible, rapide et n'entraîne pas de modification des molécules adsorbées .

III.4.2 Adsorption chimique

L'adsorption chimique ou chimisorption se caractérise par des liaisons chimiques fortes entre l'adsorbant et l'adsorbat de type covalente ou ionique. L'adsorption chimique est un processus lent et irréversible. La désorption dans ce cas est difficile .

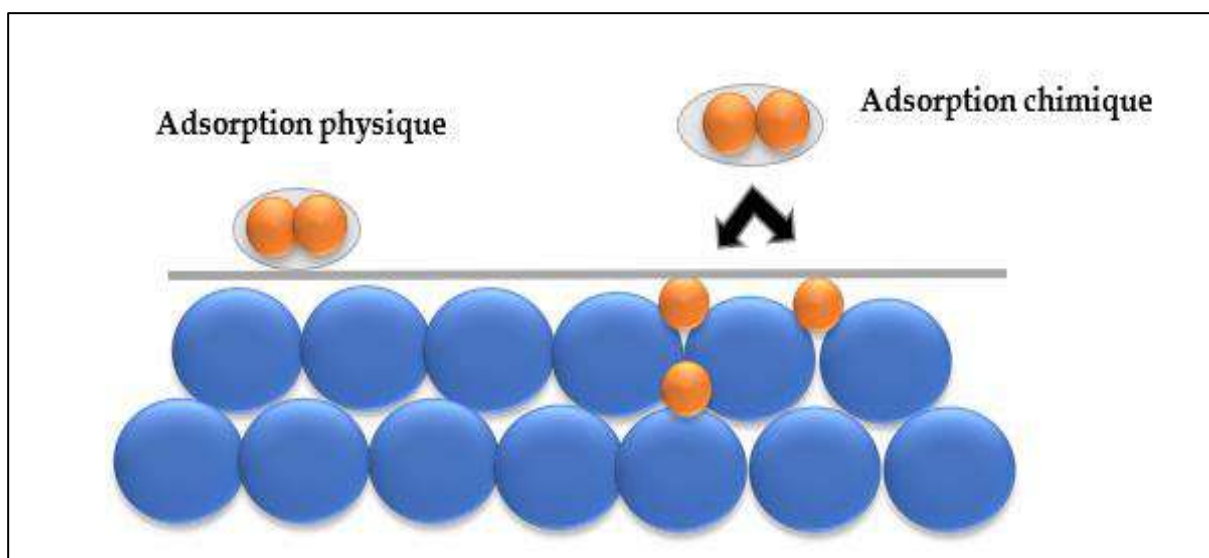


Figure III- 1:phénomène et types d'adsorption

Dans le **tableau III-1** présente quelques caractéristiques comparatives entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique.

Tableau III- 1: Comparaison entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique

Propriétés	Adsorption physique	Adsorption chimique
Energie d'adsorption	5 ÷ 10 Kcal/mole	20 ÷ 100 Kcal/mole
Température de processus	Inférieure à la température d'ébullition de l'adsorbat	Elevée
Type de liaison	Physique (Van der Waals)	Chimique
Désorption	Moyennement parfaite	Difficile
Energie d'activation	Non appréciable	Peut être mise en jeu
Cinétique	Très rapide	Lente
Etat de surface	Formation de multicouches	Conduit tout ou plus à une monocouche

III.5 Facteurs influençant l'adsorption

Plusieurs paramètres, ou variables, qui ont un impact sur le processus d'adsorption et se reflètent dans les propriétés de l'adsorbant et de l'adsorbat, déterminent l'équilibre d'adsorption entre l'adsorbant et l'adsorbat (Tizaoui, 2013).

III.5.1 Propriétés de l'adsorbat

Le taux d'adsorption augmente dans les cas suivants :

- Si la concentration de l'adsorbat augmente,
- Si la polarité diminue,
- Si la solubilité diminue,
- Si l'ionisation ou la dissociation diminue,
- Si la température augmente, l'adsorption chimique est endothermique, ce qui fait que le taux d'adsorption augmente à haute température (par contre l'adsorption physique est exothermique).

III.5.2 Propriétés de l'adsorbant

Les caractéristiques suivantes de l'adsorbant doivent être prises en compte pour déterminer si un polluant sera adsorbé et en quelle quantité :

➤ **La surface spécifique :**

La surface d'un solide par unité de masse est appelée sa surface spécifique. Il s'écrit « m²/g ».

La surface spécifique d'adsorption est directement liée à l'adsorption. Cette surface dépend de la surface géométriquement unique, ainsi que des pores, marches et autres défauts de la surface. Cela dépend également de la taille du solide (adsorbant). La surface exposée d'un solide augmente lorsqu'il est divisé en plus petits morceaux. (**Bouziane, 2007**).

➤ **La température :**

Comme le phénomène d'adsorption est exothermique, des températures plus froides produisent de meilleurs résultats. La température des types affecte le taux d'adsorption.

➤ **La polarité :**

En fonction de ce qui est le plus polaire, un soluté polaire aura une plus grande affinité pour le solvant ou l'adsorbant.

- ❖ Dispersion de la taille des pores ;
- ❖ composition physico-chimique de la surface ;
- ❖ Le pH : Au point isoélectrique de l'adsorbant, le taux d'adsorption, est à son maximum (neutralité électrique).

➤ **Nature de l'adsorbant et le mode d'adsorption**

Comme les composés à adsorber doivent circuler dans un solvant plus ou moins visqueux, les caractéristiques d'un adsorbant utilisé en phase liquide sont souvent différentes de celles des adsorbants utilisés en phase gazeuse.

De nombreuses interactions déterminent la manière dont les produits chimiques sont absorbés sur les surfaces. Plusieurs types de liaisons peuvent coexister en même temps, en fonction de la composition de l'adsorbant et des caractéristiques des molécules adsorbées

Conclusion

L'objectif de ce chapitre est de présenter toutes les facettes de l'approche séparative de l'adsorption qui a été choisie pour cette étude sur le plan théorique. L'adsorption sera définie, les différents types (physiques et chimiques) d'adsorption seront décrits et la cinétique, l'équilibre et la thermodynamique de l'adsorption seront présentés. Enfin, les nombreux aspects de l'adsorption dynamique sont passés en revue et la manière dont ils peuvent être utilisés pour évaluer les performances des procédés.

Chapitre-IV-

« Généralité sur Le Charbon Actif »

IV.1 Introduction

L'utilisation du charbon sur la base de ses propriétés absorbantes est une idée très ancienne, et donc des textes datant de 2000 avant JC témoignent de l'utilisation de cette substance à des fins de purification de l'eau (**J. Masschelein.1996**). La première utilisation à l'échelle industrielle de cette substance était dans le procédé de raffinage du sucre. Par conséquent, le charbon actif est historiquement le premier adsorbant largement utilisé. La première utilisation généralisée de cette substance fut dans le traitement de l'eau potable au cours du 18^e siècle, en même temps que le développement de l'activation afin d'augmenter les propriétés d'adsorption du carbone, d'où le nom de "charbon actif".

IV.2 Définition des charbons actifs

Le charbon actif est un matériau ayant la propriété de retenir et de stabiliser et fixer certaines molécules à son contact du fait de sa structure carbonée poreuse, car il est constituée majoritairement d'atomes de carbone en très fort pourcentage et est obtenu dans la plupart des cas après l'étape de carbonisation à haute température (**M. L. Sekirifa.2013**).



Figure IV- 1:Illustration d'un charbon

Lors du traitement de l'eau, le charbon actif fonctionne bien, notamment en ce qui concerne les qualités organoleptiques de l'eau (goût, odeur et couleur). Il est disponible sous forme de granulés ou de poudre. (<https://www.encyclopedie.fr/local/616>).

IV.3 Les différentes formes du charbon actif

Le charbon actif est disponible sous deux formes différentes : en **grain** ou en **poudre**.

a- Le Charbon actif en grain (CAG)

Des particules de 0,5 à 10 mm de diamètre constituent le charbon actif en grains, ou CAG. Les granulés de charbon actif ont un large éventail de propriétés physiques en fonction du produit final. La principale méthode de production des granulés utilisés pour le traitement des gaz est l'activation physique. (Brani.2011).

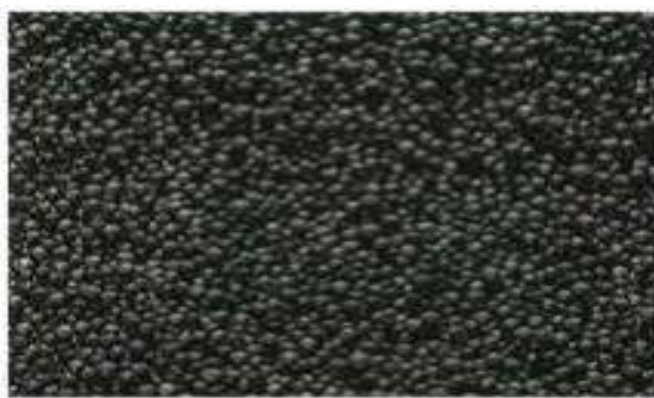


Figure IV- 2: Un Charbon actif en grain (CAG)

b- Le Charbon actif en poudre (CAP)

Le charbon actif pulvérisé est réduit en minuscules particules d'une taille comprise entre 1 et 100 µm. Il est fréquemment utilisé pour le traitement des effluents liquides et est généralement créé au cours du processus de fabrication chimique. (Brani.2011).



Figure IV- 3: Un Charbon actif en poudre (CAP)

c- Charbon actif texture

Par rapport aux charbons actifs en grains ou en poudre, il est fabriqué différemment. Après avoir été finement broyée, la matière première carbonée est partiellement oxydée à l'air. Sous

l'air, une oxydation partielle. Il y a aussi un liant. Après avoir été transformée en pâte, cette poudre est ensuite utilisée pour créer des extrudés cylindriques d'un diamètre et d'une longueur spécifiques. Ces extrudés sont ensuite activés par un flux de gaz après avoir été carbonisés à 900 C dans un four rotatif. La majorité des applications de ces matériaux sont en phase gazeuse. (Mbaye GUEYE.2009).

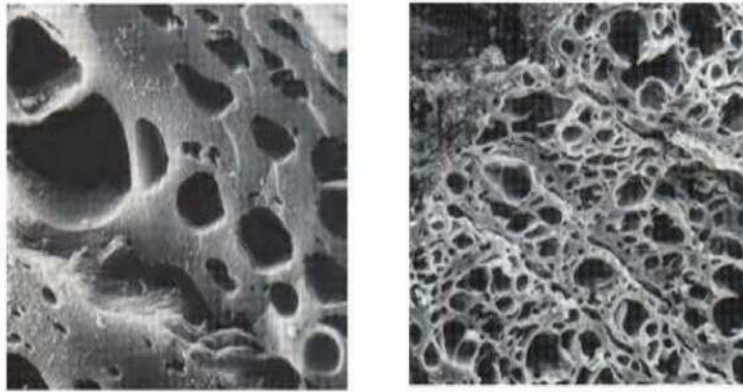


Figure IV- 4: Clichés de microscopie électronique à balayage de la structure d'un charbon actif.

(Source: Schema selon Stoeckli,1990)

IV.4 La classification du charbon selon la taille du pore

Les diamètres des pores sont classés en trois catégories par l'IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry.1987) :

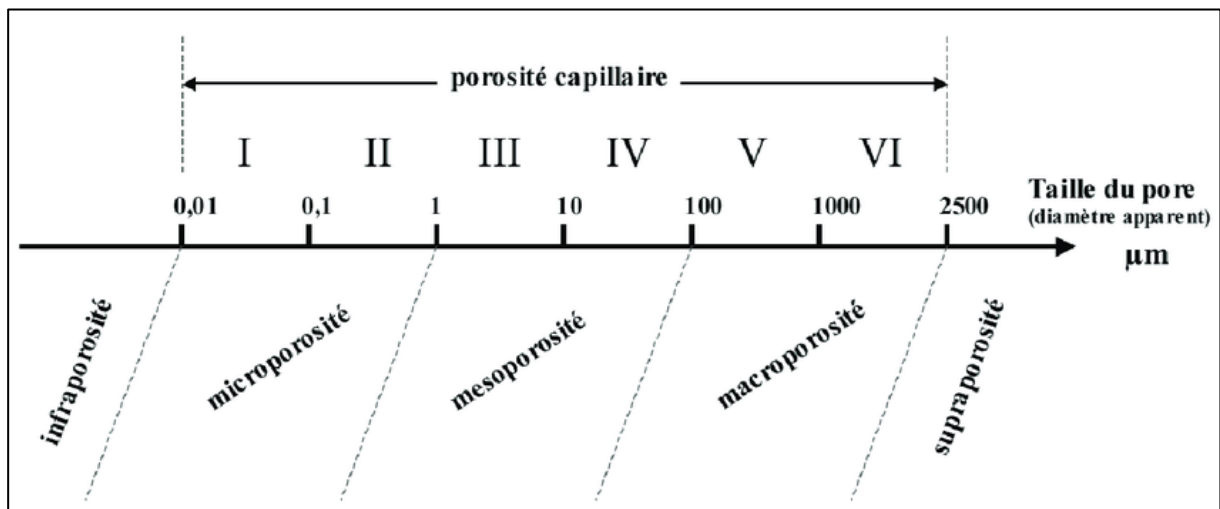


Figure IV- 5: La classification du charbon selon la taille du pore

IV.4.1 Les macropores :

Ils aident les molécules adsorbées à aller vers les minuscules pores à l'intérieur de la particule carbonée en agissant comme un transporteur. Les macropores ont un rôle très important dans le

taux de diffusion vers les mésopores et les macropores, même s'ils ne sont pas vitaux pour leur capacité à absorber d'énormes quantités de matière..

IV.4.2 Les micropores :

Ils constituent la majorité de la surface intérieure, où se produit la plus grande partie de l'adsorption. On estime qu'au moins 90 % de la surface active d'un carbone est microporeuse.

IV.4.3 Les mésopores :

agissent comme un pont entre ceux-ci et les pores minuscules, qui proviennent des macropores.

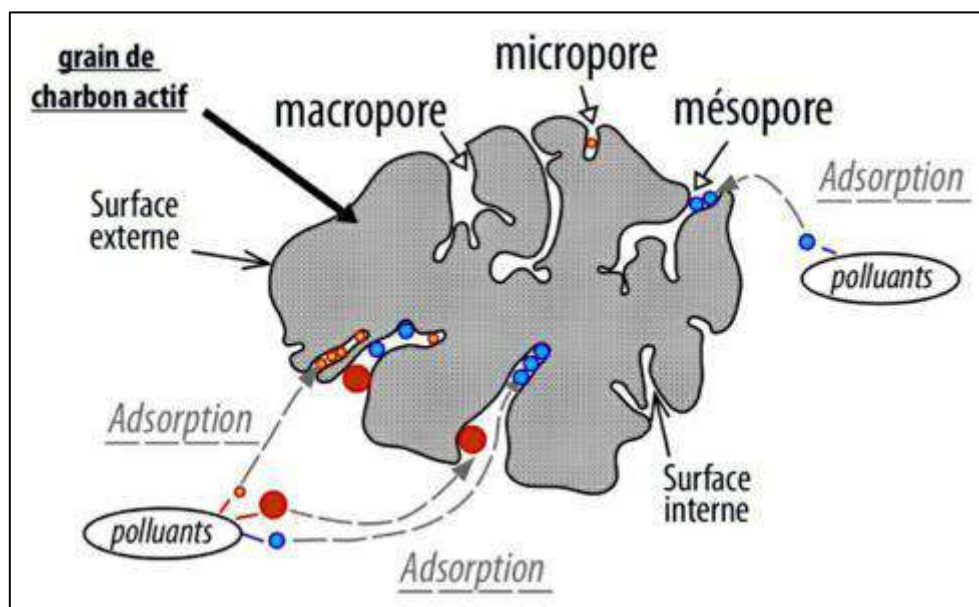


Figure IV- 6: Schéma illustre l'adsorption de type physique de polluants par un charbon actif.

On peut résumer ces classifications dans le tableau suivant :

Tableau IV- 1: Classification de l'IUPAC des tailles des différents pores.

Pores	Diamètre (nm)	Volume poreux (cm ³ /g)
Macro-pores	>50	0,2 ÷ 0,8
Méso-pores	2-50	0,02 ÷ 0,1
Micro-pores	< à 2	0,2 ÷ 0,6

IV.5 Fabrication du charbon actif

Pour obtenir du charbon actif, la matière choisie est calcinée à haute température, de sorte à créer une porosité. Dans un deuxième temps, le charbon est activé soit de façon physique soit de façon chimique.

a) Physique :

Activation physique par la carbonisation à 800 / 1.000 °C sous atmosphère contrôlée, en présence de vapeur d'eau de dioxyde et de carbone (N. Kania .2010).

b) Chimique

Ce procédé est plus récent que le procédé physique (surtout à partir de bois), il s'agit d'utiliser un agent chimique pour la déshydratation produit un matériau déshydraté puis suivi par la réorganisation structurale lors de la pyrolyse ;dans ce cas, la pyrolyse se fait à des températures plus faibles (400-600°C) (N. Kania .2010,F. Al Mardini .2008)

IV.5.1 Matériaux utilisés pour la préparation des charbons actifs

L'identification et le choix de la matière première sont des étapes essentielles dans la production de charbon actif. Une large gamme de matériaux contenant du carbone, d'origine végétale, animale ou minérale, peut être utilisée comme matière première.

a) Origine végétale

De nombreux matériaux d'origine végétale se présentent sous diverses formes et peuvent être utilisés pour créer des charbons actifs : comme les noyaux de fruits, coque d'amande, enveloppes de céréales, chêne etc. (Satonaka, S.et al.2000 ; Diana C.S.Azevedo, et al.2007 ; Bosh.H.1994;Valix, M .2004 ; Mukana.2000; Mukana.2000 ; Rodriguez, J.,1993 ; Reinoso, F.R. et M.M. Sabio 1992)

b) Origine animale

La majorité des carbones actifs proviennent des os des animaux, mais ils peuvent également provenir de leur sang ou même de leurs chairs.

c) Origine minérale

La plupart des charbons actifs sont fabriqués à partir de substances combustibles telles que la tourbe ou le charbon minéral.

IV.6 Le charbon actif comme adsorbant

La majorité des adsorbants produits et utilisés dans plusieurs applications domestiques et industrielles, en particulier dans les domaines de la purification de l'eau et de l'air, sont des charbons actifs. La porosité, la surface spécifique et les groupes fonctionnels de surface des charbons actifs sont considérés comme responsables de leur capacité à absorber les substances, comme indiqué par **(R.Malik et al.2007)**. Les propriétés des charbons actifs sont influencées par le précurseur (matière première), le processus de fabrication et les conditions environnementales (température de pyrolyse et temps d'activation, etc.). Diverses matières carbonées, telles que le bois, les coquilles de noix de coco, le charbon de bois naturel et les déchets agricoles, sont utilisées pour créer des charbons actifs. **(O. Joseph.2009)**.

Ces adsorbants sont principalement fabriqués par deux processus : la carbonisation et l'activation. Les deux types de processus d'activation sont l'activation physique et l'activation chimique, qui sont permettons d'augmenter la surface spécifique, d'améliorer le développement de la structure poreuse du charbon et d'améliorer le rendement **(Bestani. B.2005)**.

La carbonisation

Certaines espèces sont éliminées lors de la décomposition thermique des matériaux carbonés. Cette phase s'effectue à des températures inférieures à 700°C et sous un flux continu de gaz inerte (absence d'oxygène). **Slokar, Y.M. 1998**. La teneur en carbone du précurseur augmente pendant la carbonisation car l'oxygène et l'hydrogène sont chauffés. La carbonisation fait également évoluer la structure du précurseur vers l'état cristallin du graphite, en fonction des conditions de traitement du matériau ; plus la structure du précurseur est proche de celle du graphite, plus elle est ordonnée. La principale source de la porosité du matériau carbonisé est constituée par les atomes de carbone restants, qui sont disposés de manière irrégulière dans les interstices entre les réseaux aromatiques ayant une structure en feuille **(O. Joseph.2009)**..

IV.6.1 L'activation

La structure poreuse produite par la carbonisation et sa surface spécifique peuvent toutes deux bénéficier de l'activation. **(R.Malik et al.2007)**. Des agents oxydants, chimiques ou physiques, sont utilisés à cette fin. Le processus d'activation utilisant de l'oxygène, du dioxyde de carbone ou de la vapeur est le moyen physique. Il consiste à combiner le dioxyde de carbone et la vapeur d'eau avec la substance carbonisée pour la gazéifier. **(N. Syna, M. Valix.2003 ; R.Malik et al.2007)**. Le type d'agent d'activation affecte la répartition de la porosité du matériau. Par exemple, l'utilisation de dioxyde de carbone comme agent oxydant favorise la création de

microporosité, tandis que l'utilisation de vapeur d'eau encourage la croissance de porosité à plus grande échelle. (K.V. Tomas.2001), et le développement de groupes fonctionnels de surface, souvent oxydés, qui sont à l'origine d'interactions entre le solide et les molécules adsorbées. (L.M. Sun et F. Meunier.2007 ;C. Manole.2007). En général, une température élevée et une période d'activation très longue ont été utilisées pour l'activation physique. (A. Demirbas .2009). En outre, lors de l'activation chimique, la carbonisation et l'activation sont effectuées simultanément. La décomposition pyrolytique est affectée par l'application de substances oxydantes, telles que l'acide sulfurique (H_2SO_4), l'acide phosphorique (H_3PO_4) ou le chlorure de zinc ($ZnCl_2$), qui sert également de déshydrateur. (R.Malik et al.2007). Les conditions de l'activation, telles que la température, la durée et l'agent activateur, ont un impact important sur la structure du produit final. En effet, les agents oxydants chimiques augmentent le rendement en empêchant la production de composés volatils (méthanol, acide acétique, et de goudron etc.) (M. Molina et al.1996). Des températures plus basses sont souvent nécessaires pour que l'activation chimique et la carbonisation se produisent. Le résultat final est un produit présentant une variété de qualités de groupes fonctionnels et de texture (surface particulière et porosité) (types de fonctions organiques présentes à la surface). Ils sont essentiels au processus d'adsorption.

IV.6.2 Comparaison des deux procédés d'activation

Pour les raisons suivantes, l'activation chimique semble être une meilleure technique que l'activation physique : Contrairement à l'activation physique, qui implique deux phases distinctes de carbonisation et d'activation, l'activation chimique produit des charbons actifs en une seule étape. L'activation physique nécessite plus d'énergie en raison de leurs températures d'activation. Cependant, comme la carbonisation à des températures extrêmement élevées est évitée lors de l'utilisation de l'activation chimique, le rendement du charbon actif est supérieur. Les procédures de lavage, qui sont nécessaires pour éliminer l'agent d'activation et ajoutent des étapes supplémentaires au processus de création des charbons actifs, constituent le principal inconvénient de cette méthode. Compte tenu de ce qui a été décrit précédemment, nous décidons d'utiliser le procédé d'activation chimique pour produire du charbon actif.

IV.7 Les avantages et les inconvénients de charbon actif

a) Avantages du charbon actif

- Le charbon actif en granulés coûte 2 à 3 fois plus cher que le charbon actif en poudre.
- En cas de pics de pollution involontaires ou transitoires, des montants supplémentaires peuvent être ajoutés.
- Comme une grande partie de la surface de contact est immédiatement disponible, l'adsorption se produit rapidement.

b) Inconvénients du charbon actif

- Si le charbon actif est combiné à des boues d'hydroxyde, il ne peut pas être régénéré.
- Sans utiliser une quantité importante de charbon actif en poudre, il est difficile d'éliminer les derniers vestiges de contaminants.

Conclusion

Ce chapitre vise à présenter la nature du charbon avec ses différentes formes soit CAP et CAG ; ensuite on a vu la classification du charbon selon la taille du pore ; de plus, nous avons examiné les Matériaux utilisés pour la préparation des charbons actifs. En fin, les différents points relatifs à l'utilisation du charbon en tant qu'adsorbant suivent par les avantages et les inconvénients de charbon qui permettent d'évaluer la performance d'un procédé sont évoqués.

Chapitre-V-

« Matériels et méthodes »

V.1 Introduction :

Dans ce chapitre, nous donnons une description générale du milieu physique de la zone d'étude en mettant l'accent sur sa localisation géographique, son contexte géologique et son contexte hydrogéologique. Puis nous présentons les matériels et les méthodes qui ont été utilisés pour évaluer les eaux souterraines dans la région de Touggourt

V.2 Localisation géographique et Caractérisation hydrochimique des eaux souterraines de la région sud-est algérienne (Touggourt) – le cas de l'excès du fluor

La région de Touggourt est située au sud-est de l'Algérie et représente le versant sud de la vallée de l'Oued Righ, qui part du sud au village d'Al-Goug (Touggourt) et se termine à une distance de 150 km au nord vers le village d'Om Thiour (100 km de la wilaya). Biskra). Administrativement, Oued Righ fait partie de deux wilayas, selon la nouvelle division administrative : Touggourt et Oued Souf. En raison de la grande extension de la zone d'étude, nous ne nous intéressons qu'à l'étude de la partie située sur le territoire de la Province de Touggourt ; Autrement dit, Oued Righ Sud, qui comprend les circuits de Touggourt, Temacine et Megarine. Sa délimitation naturelle est marquée par :

- Au Sud les dunes de grand erg oriental de la wilaya de Ouargla.
- A l'Est les dunes de la wilaya d'Oued Souf.
- Au Nord les daïras de Djamaa, et El Meghaïer.
- A l'Ouest par la wilaya de Ghardaïa.

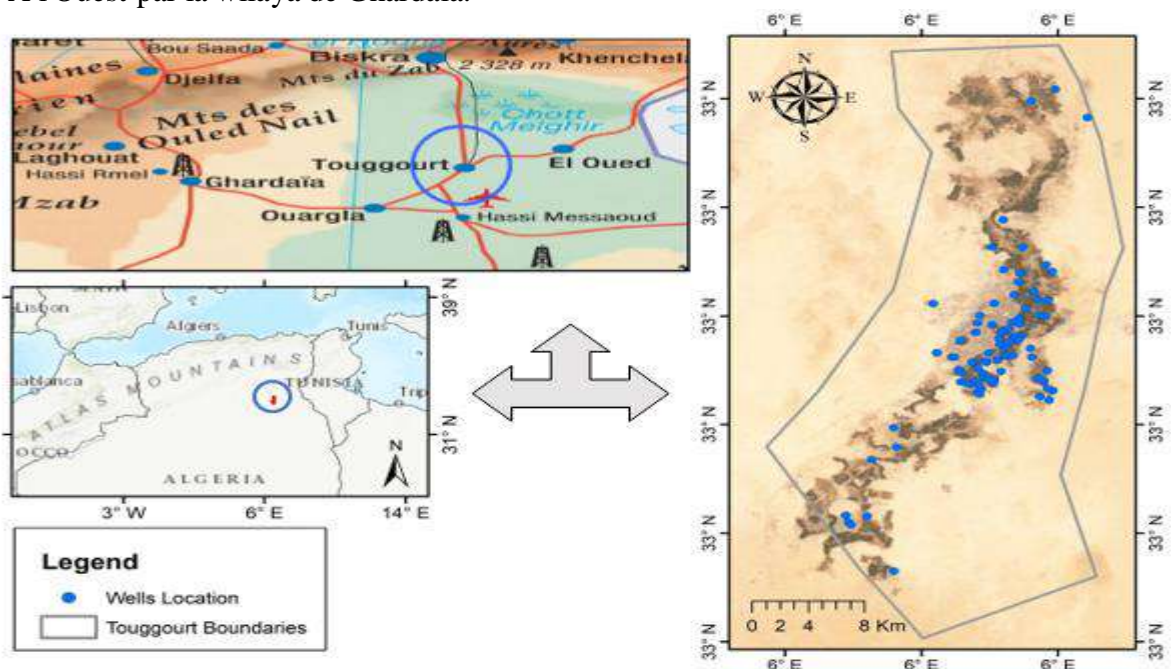


Figure V- 1 : Situation géographique de la zone d'étude par rapport à l'Algérie

La vallée Sud d'Oued Righ occupe une superficie de l'ordre de 1874 km² qui est répartie en 8 communes et englobe une population de 247221 habitants (**Source : ONS 2008**).

V.3 Géomorphologie

Cette zone est représentée comme une dépression (large fossé) orientée sud/nord et de forme homogène. Les rives varient considérablement ; elles passent souvent de 90 mètres à Goug à 45 mètres à Djamaa. En raison de sa faible altitude, en particulier dans la région nord du Chott où les altitudes sont inférieures au niveau de la mer, cette zone est connue sous le nom de Bas Sahara.

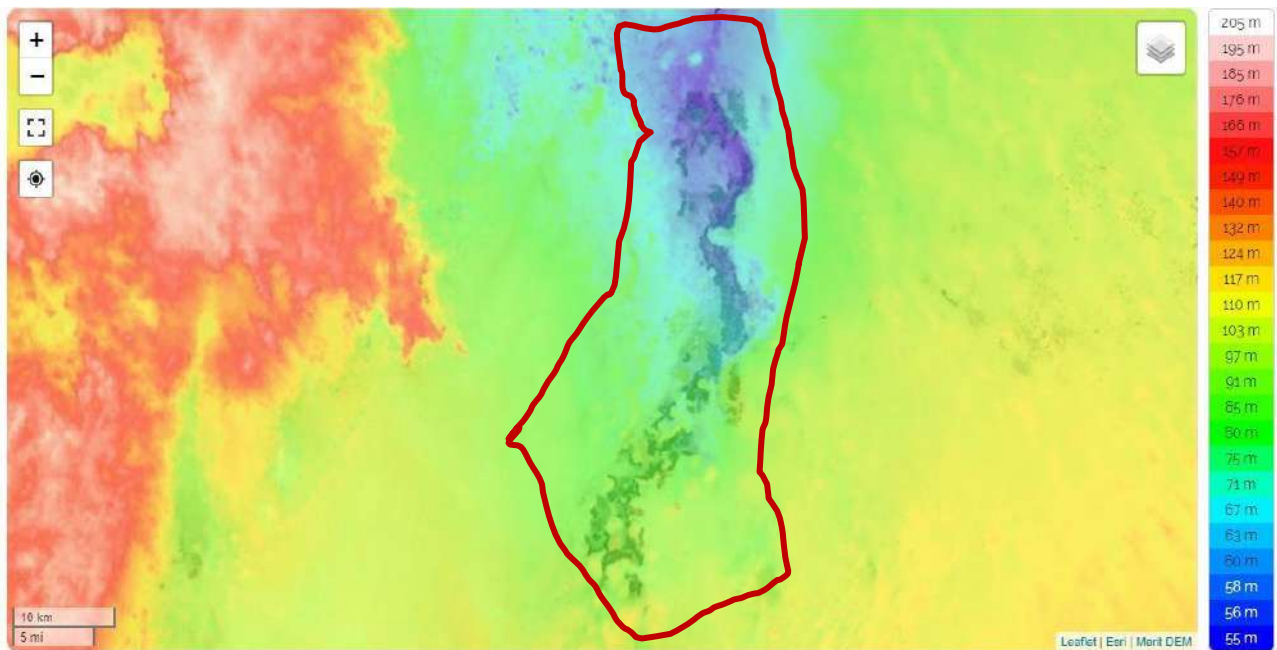


Figure V- 2 : Relief de la zone d'étude

V.4 Cadre géologique

D'un point de vue géologique, nous présenterons une synthèse des écrits de nombreux auteurs qui ont fait des recherches sur la géologie du Sahara septentrional. Busson, Fabre et (1976). Cuhe et Bel (1969). Dermagne et Bel (1966). Sans oublier les efforts des chercheurs des universités nationales et internationales et des entreprises pétrolières.

V.4.1 Géologie de la cuvette du bas Sahara

Le bas Sahara est représenté comme un grand bassin avec la crête du Mzab à l'ouest, les hamadas de Tadmaït et de Tinhert au sud et les plateaux du Dahar tunisien à l'est. Ses marges, de hauteur modeste, sont légèrement inclinées en direction de la dépression créée par l'axe SSW-NNE des Oueds M'ya et Righ.

Ainsi, le Bas Sahara est présenté comme un bassin synclinal avec des terrains allant du Cambrien au Tertiaire qui sont en grande partie cachés par le vaste erg oriental. Sur les frontières, on peut néanmoins observer quelques affleurements. Nous séparons trois ensembles, de bas en haut :

Les terrains paléozoïques qui affleurent au Sud ; Les terrains du Mésozoïque et Cénozoïque, Des dépôts continentaux de la fin du Tertiaire et du Quaternaires qui occupent le centre de la cuvette (**KHADRAOUI, BOUNEGAB, 2014**).

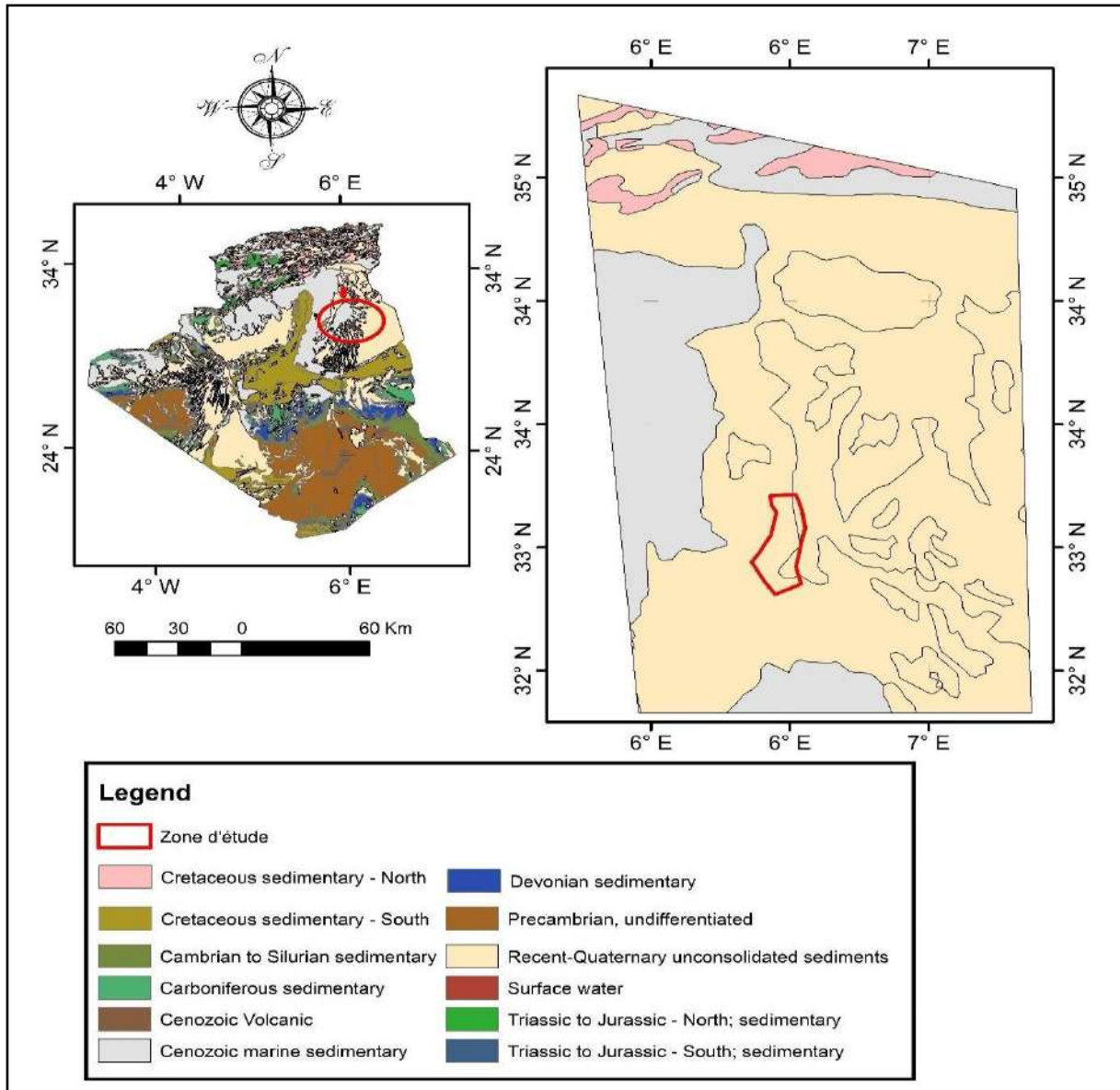


Figure V- 3: Carte de la géologie du bas Sahara selon ERESS (1972).

V.4.2 Lithostratigraphie :

L'analyse des différents forages traversant la série stratigraphie commençant du barrémien jusqu'au Mio-pliocène (Tableau V-1), nous a amenés à distinguer des formations variées de type détritiques, carbonatées, et évaporitiques qui sont liées à des environnements de dépôts différents (Bel et Dermagne, 1966) : continental, lagunaire, néritique et marin profond.

L'épaisseur de ces dépôts est très variable, qui peut atteindre 600 mètres.

Tableau V- 1 : Série stratigraphique de la zone étudiée (Touggourt).

Ordre	Etage
1	Barrémien
2	Aptien
3	Albien
4	Vraconien
5	Cénomanién
6	Turonien
7	Sénonien
8	Eocène
9	Mio-pliocène

- ❖ **Le Barrémien** : caractérisé par des formations détritiques, principalement une alternance entre des grés, argile et sable, indiquant un milieu continental.
- ❖ **L'Aptien** : est représenté par des dépôts carbonatés essentiellement des calcaire, dolomie et marne ce qui indique un milieu de sédimentation marin profond et parfois peu profond, traduisant une fluctuation de niveau de la mer.
- ❖ **L'albien** : souvent gréseux et argileux avec des passages calcaireux à marneux caractérisant un milieu continental avec quelques incursions marines. Constitué le CI qui représente la source la plus importante du Sahara.
- ❖ **Vraconien** : ce niveau est matérialisé par des formations carbonatées (calcaire dolomitique avec présence de marne) donc un milieu marin. Ces formations viennent en transgression au-dessus des formations continentales de l'albien.
- ❖ **Cénomanién** : Au-dessus des carbonates marins du Vraconien Les évaporites et les argiles se déposent. Cette variation indique le passage d'un régime marin peu profond à un régime lagunaire chargé de déposer les évaporites et les argiles gypsifères.
- ❖ **Turonien** : Lorsque l'environnement marin a atteint ce stade de stabilité, une barre calcaire uniforme dépassant parfois les 100 mètres de hauteur a pu se déposer. La stabilisation turonienne de l'écosystème marin n'est cependant que momentanée à Oued Righ.

- ❖ **Sénonien** : Le Sénonien est divisé en trois sous-stades de bas en haut : le Sénonien salifère (sel massif), le Sénonien lagunaire (anhydrite), qui témoigne clairement du régime lagunaire qui a prévalu dans le Sahara oriental pendant toute la durée du Sénonien inférieur. puis s'ajoute le Sénonien carbonaté (beaucoup plus dolomie et calcaire), ces dépôts traduisent un environnement marin peu profond qui vient s'installer par transgression.
- ❖ **Eocène** : à sa base la sédimentation est carbonatée (calcaires à nummulites) et sont caractérisés par des dépôts marins et en sa partie supérieure, il se présente par des dépôts lagunaires en alternance avec des argiles, des évaporites et des calcaires, marquant la fin de l'Eocène par une régression, ainsi le régime marin est remplacé par un régime continental.
- ❖ **Le Mio-Pliocène** : caractérisé par une sédimentation continentale, généralement des dépôts mixtes clastiques et carbonaté (sables et argile parfois des calcaires).

V.4.3 Les coupes géologiques :

La corrélation stratigraphique que réalisé au **2021 par Bouterid Chahrazad** sur la base des logs de 21 forages montrent, une variation latérale de faciès, d'épaisseur ainsi que de la profondeur pour toute la série.

Afin de montrer l'allure de la série, quatre coupes ont été réalisées, la première Nord-Sud, la deuxième section Est-Ouest au Nord de la région, la troisième Est-Ouest au centre et la quatrième NW-SE positionnée au Sud (Fig.29). à l'aide de **Rockworks**, elle est faite un modèle géologique 3D ce qui a abouti à une représentation montrant en claire la géométrie des unités géologiques.

Les unités géologiques identifiées et modélisées sont, de la base au sommet : (1) Barrémien ; (2) Aptien;(3) Albien ; (4) Cénomaniens ; et (5) Turonien (6) Sénonien (7) Eocène et (8) Mio-pliocène.

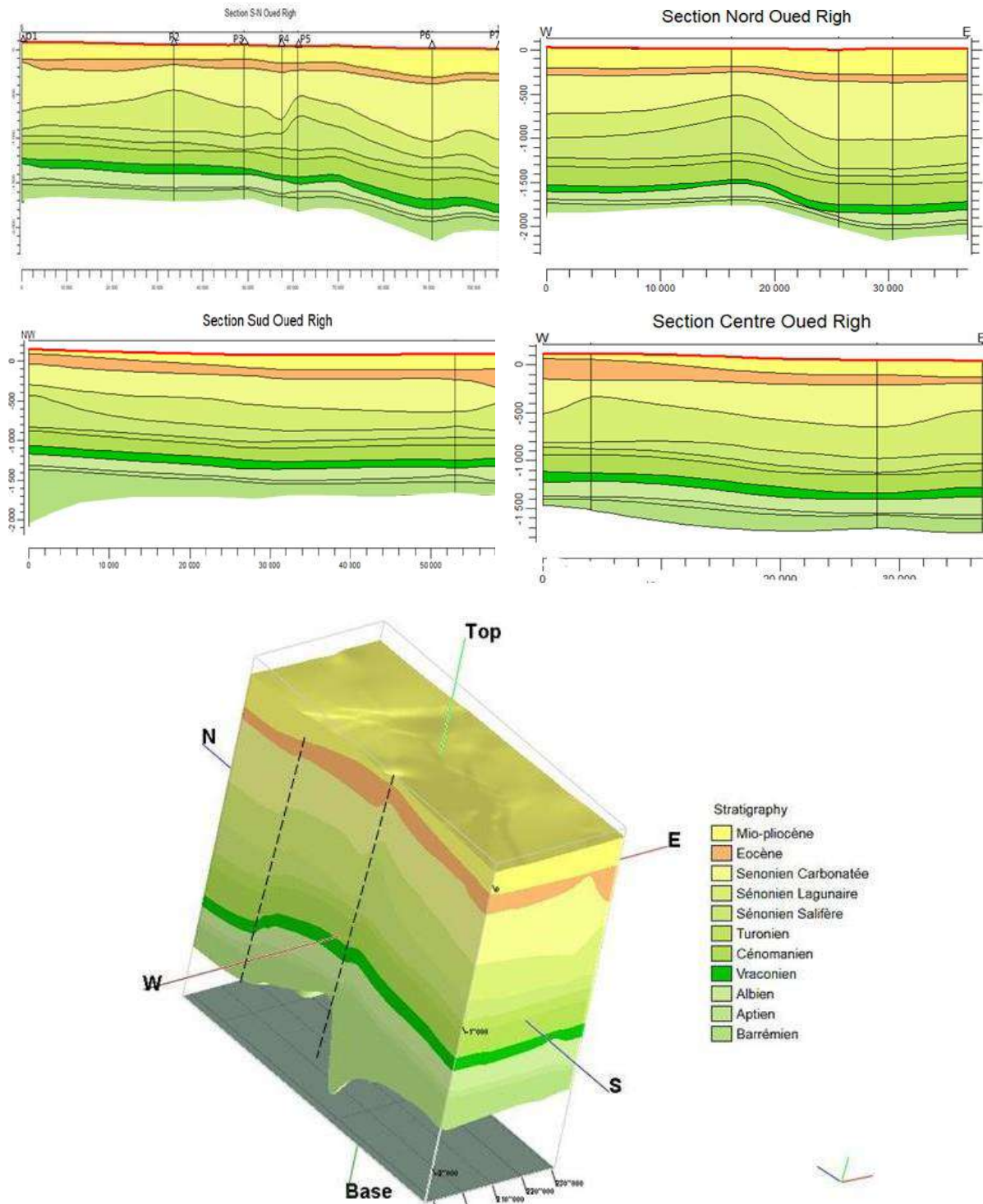


Figure V- 4 : Les coupes géologique et le Modèle géologique en 3D de la zone d'étude (BouteridChahrazad.2021)

V.5 Cadre Hydrogéologique

La zone d'étude repose sur deux systèmes aquifères qui sont actuellement présents et exploités dans la cuvette de l'Oued Righ. (*Belksier M.S., et al.2014*) :

- ❖ Le premier est un intercalaire continental profond (CI), principalement composé de grès et de sables d'âge albien.
- ❖ Comparé au premier, le second, le Complexe terminal (CT), est peu profond, multicouche et plus petit. Il est composé de deux ensembles distincts : l'un continental, constitué de grès, de graviers et de sable d'âge mio-pliocène, qui forme les première et deuxième couches du Complexe Terminal (TC1) (TC2) ; l'autre, TC3, est marin, constitué de calcaires d'âge sénonien-éocène.

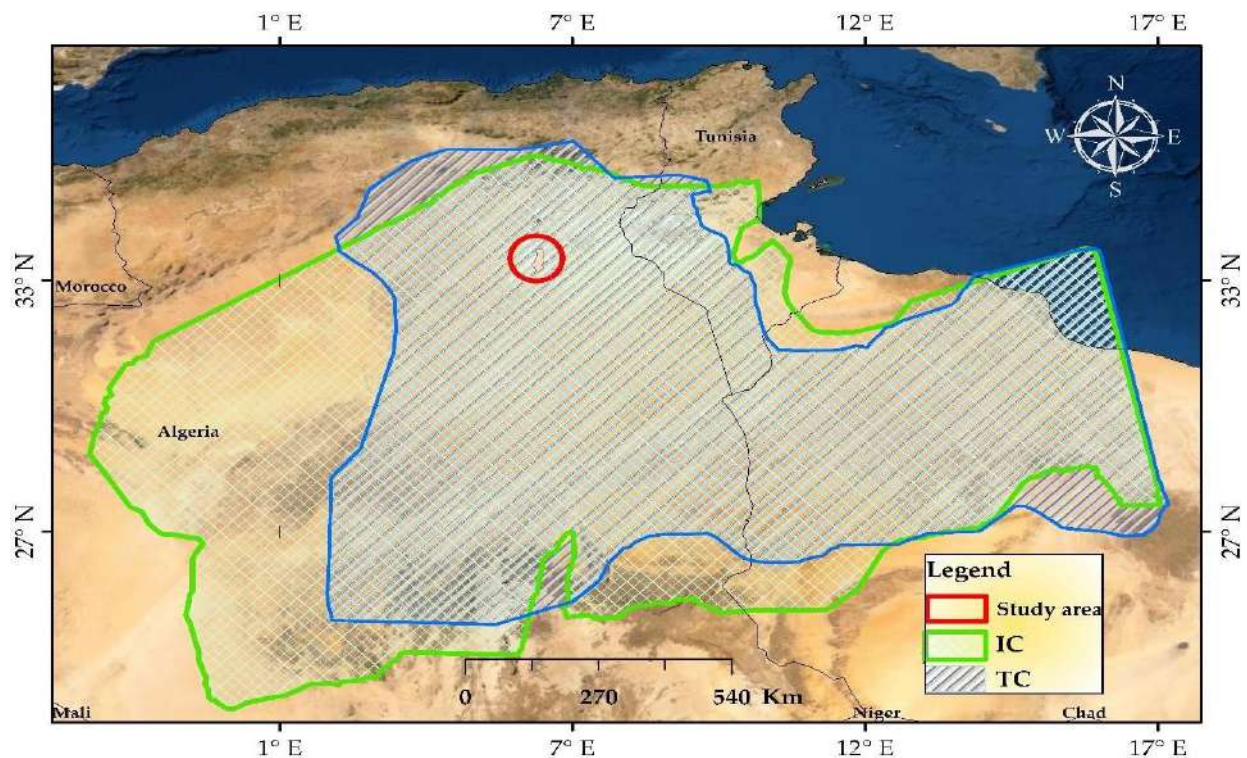


Figure V-5 Carte du système aquifère du nord du Sahara (SSO (Sahara and Sahel Observatory).2003)

Ces deux groupes sont recouverts par un aquifère peu profond composé de sables fins à moyens du quaternaire au récent. L'écoulement tend à se faire en direction du Chott Marouane, qui est la sortie naturelle, d'après les cartes piézométriques qui ont été élaborées. Toutes les oasis de la vallée possèdent une nappe phréatique superficielle. Elle se trouve dans les sables fins à moyens d'âge quaternaire qui comprennent également des cristaux de gypse. Du sud au nord, elle s'épaissit, avec une épaisseur moyenne d'une vingtaine de mètres. Au sud de Djamaa, la nappe

est cylindrique et diverge légèrement au sud de Touggourt avant de devenir concave à Touggourt. Les grès, les sables, les graviers et les argiles font partie des dépôts détritiques continentaux du Mio-Pliocène. Les formations marines (calcaires et dolomies) du Sénonien carbonaté, parfois les argiles et les évaporites de l'Éocène, l'anhydrite et les sels du Sénonien lagunaire, les bancs calcaires du Turonien, les argiles et les marnes du Cénomaniens, les formations gréseuses et argilo-sableuses de l'Albien se trouvent tous au fond de l'eau. (HOUARI Idir Menad, et al.2014). La gravité fait que les eaux souterraines s'écoulent du sud vers le nord, ce qui signifie que l'eau est lourde en minéraux et qu'elle se déplace vers le nord. L'Éocène inférieur carbonaté se joint au Sénonien carbonaté pour former l'aquifère "Sénono-Éocène". Les argiles et marnes de l'Éocène moyen et supérieur recouvrent directement cet ensemble, créant une frontière imperméable entre les deux aquifères (HOUARI Idir Menad, et al.2014). La présentation de la carte piézométrique du Complexe Terminal (Figure V-6) montre un sens d'écoulement de façon général qui suit le modèle topographique, c'est-à-dire du Sud vers le Nord et présente des zones de convergences indiquant les zones de surexploitation où se trouvent les palmeraies et les villes.

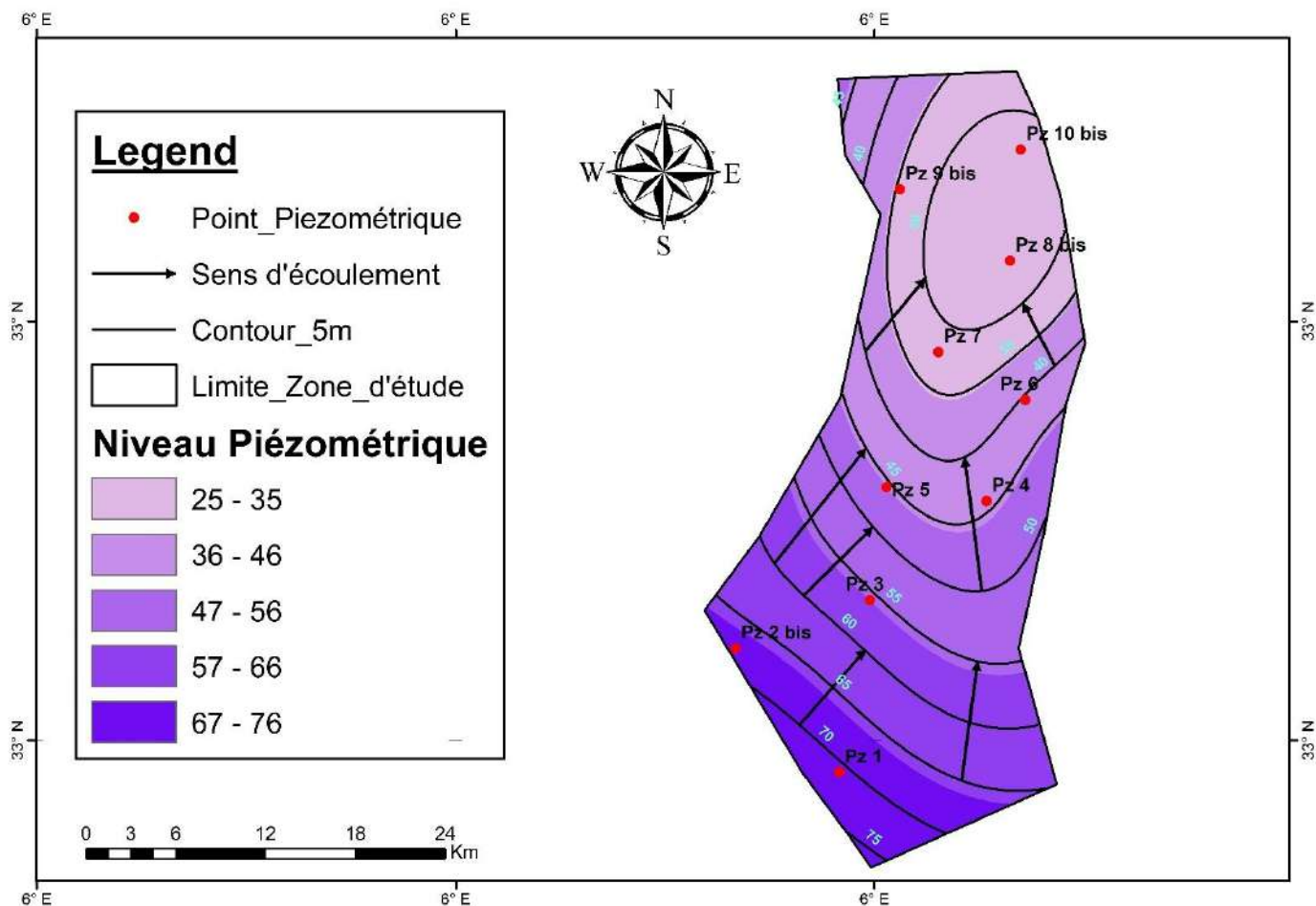


Figure V-6 Carte piézométrique du système aquifère de la région d'étude

V.6 Echantillonnage

Afin de mener cette étude, et depuis 2019, nous avons mené une campagne de collecte de toutes les données disponibles sur les différentes eaux souterraines de la région de Touggourt et ses environs, et notamment les analyses physico-chimiques qui ont été menées sur les prélèvements au niveau du laboratoire ANRH Ouargla, où des équipements portables multiparamètres permettent d'évaluer les paramètres physiques (pH, température, conductivité) du site. Il est ensuite placé dans des bouteilles en plastique après avoir été filtré et acidifié pour les cations, pour être analysé.

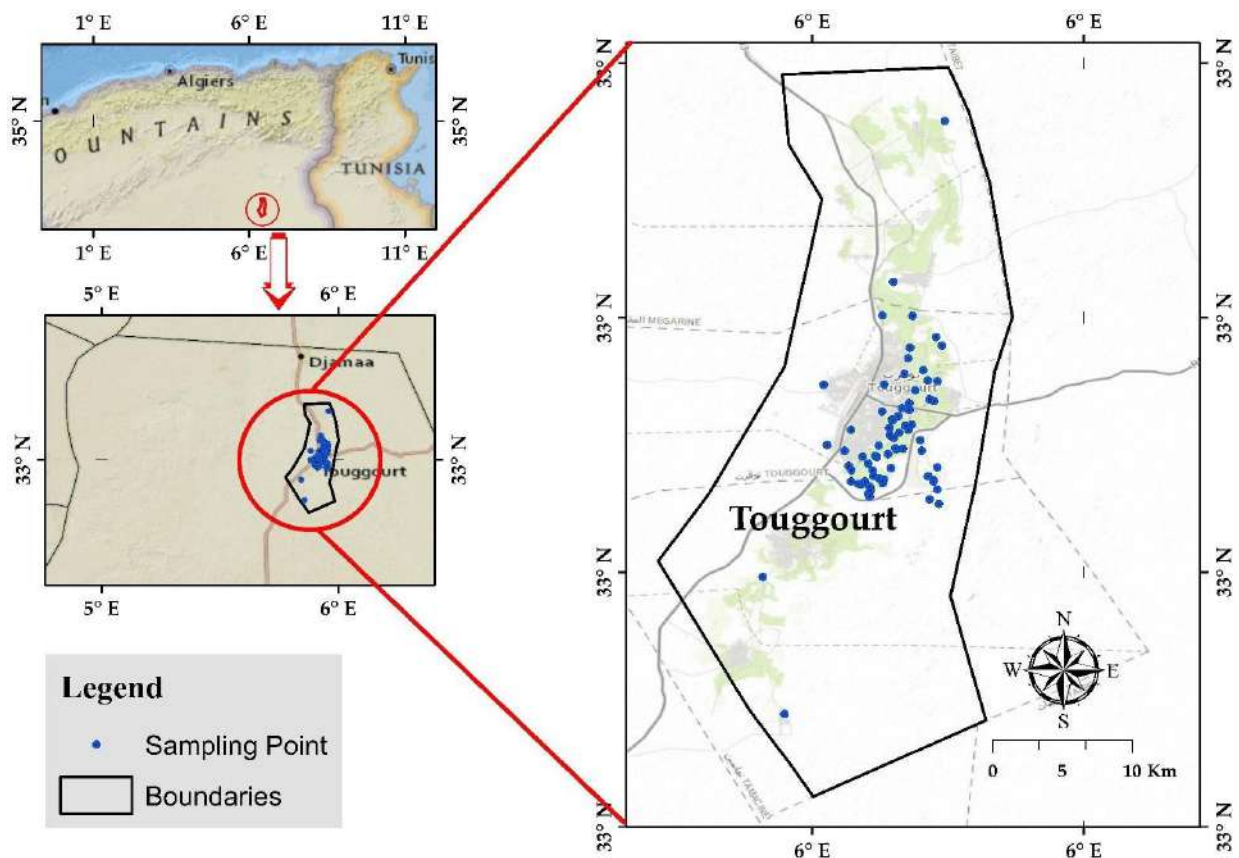


Figure V- 5: Carte d'inventaire des puits de Prélèvement

La titrimétrie a été utilisée pour mesurer le calcium, le magnésium et le chlore ; La photométrie a été utilisée pour mesurer les sulfites et un spectrophotomètre pour mesurer le sodium et le potassium. Par spectrométrie d'absorption atomique de flamme, potassium (**Belksier.M.S. et al.2016 ; Khechana. S., Derradji R., 2014**).

II V.6.1 Répartition des forages étudiés

Le tableau V- 2 illustre des recensements qu'ils sont faits d'après les visites sur terrain des points d'eau en basant sur les listings de l'inventaire du l'ANRH de la wilaya de Ouargla (unité de Touggourt).

Tableau V- 3: Les Caractéristiques et localisation des forages dans la zone d'étude

N°	Nom de Puits	Latitude (X)	Longitude(Y)	Nappe captée	Usage
F1	El Goug	32,907094	6,007066	MIOPLIOCENE	AEP
F2	Château	32,946393	5,97808	SENONIEN	AEP
F3	Blidet Amor 02	32,95139	5,99	ALBIEN	AEP
F4	Béni Soude	33,107546	6,082959	MIOPLIOCENE	AEP
F5	Béni Soude 02	33,107448	6,0829536	SENONIEN	AEP
F6	Ain Sahara N°3	33,07936	6,04427	MIOPLIOCENE	AEP
F7	Ain Sahara N°1	33,07947	6,04579	ALBIEN	AEP
F8	Ain Sahara N°2	33,08311	6,03462	ALBIEN	AEP
F9	Sidi Mehdi N°3	33,04768	6,10066	ALBIEN	AEP
F10	Sidi Mehdi N°1	33,05234	6,10896	ALBIEN	AEP
F11	Sidi Mehdi N°2	33,06003	6,1033	ALBIEN	AEP
F12	Sidi Slimane	33,2952778	6,1105556	ALBIEN	AEP
F13	Belair	33,12271	6,07146	MIOPLIOCENE	AEP
F14	Centre ADE	33,11303	6,06232	MIOPLIOCENE	AEP
F15	Mostakbal N°2	33,12254	6,03236	ALBIEN	AEP
F16	Temacine 01	32,9969444	5,9930556	ALBIEN	AEP
F17	Temacine 02	33,022585	6,00713	ALBIEN	AEP
F18	Meggarine 01	33,19	6,0772222	ALBIEN	AEP
F19	Blidet Amor 01	32,9444444	5,9797222	SENONIEN	AEP
F20	Blidet Amor 03	32,951913	5,976503	SENONIEN	AEP
W1	Melange -GOOG	32,907094	6,007066	CT1	Irrig
W2	Melange château Beni SWED	33,107448	6,0829536	CT1	Irrig
W3	Forage Ain Sahra N°2	33,08311	6,03462	CT1	Irrig
W4	F SIDI MAHDI N°2	33,06003	6,1033	CT1	Irrig
W5	Forage BILAIRE	33,12271	6,07146	CT1	Irrig
W6	Mela Meggarine	33,19	6,0772222	CT1	Irrig
W7	Forage secour ZAOUIA ABIDIA	33,12965	6,08438	CT1	Irrig
W8	F STATION ENEZALA	33,07947	6,04579	CT1	Irrig
W9	Forage Secour MEGGARINE	33,04768	6,10066	CT1	Irrig
W10	Forage secour EL-MOSTAKBEL TGT	33,2952778	6,1105556	CT1	Irrig
W11	Forage secour cité NACER	33,12254	6,03236	CT1	Irrig
W12	Forage secour EL-MANAR NEZLA	32,9969444	5,9930556	CT1	Irrig
W13	Asli Lekda Naga D36 F76	33,06666667	6,063888889	CT1	Irrig
W14	DEBBA Med D36 F77	33,07722222	6,073888889	CT1	Irrig
W15	Benabdessadek D36 F78	33,07527778	6,066666667	CT1	Irrig
W16	Algmi Ahmed D36 F81	33,07111111	6,061	CT1	Irrig
W17	Gougui M. Salah D36 F75	33,06944444	6,048611111	CT1	Irrig

W18	DJABOURABBI	D36 F69	33,06083333	6,071388889	CT1	Irrig
W19	Lemkacer Djed.	D36 F71	33,06305556	6,064444444	CT1	Irrig
W20	M.V.Guermite Larbi	D36 F74	33,05111111	6,061	CT1	Irrig
W21	Bassassi H'mida	D35 F17	33,04944444	6,062	CT2	Irrig
W22	Benzanoune	D34 F79	33,08027778	6,079166667	CT2	Irrig
W23	Guettay (Soukria)	D34 F99	33,10611111	6,0875	CT2	Irrig
W24	Benzanoune N'cira	D34 F110	33,08111111	6,078611111	CT2	Irrig
W25	Baghourri	D34 F111	33,08083333	6,083611111	CT2	Irrig
W26	Bourennane	D34 F112	33,09666667	6,089166667	CT2	Irrig
W27	Doudja	D34 F113	33,09444444	6,074722222	CT2	Irrig
W28	Zaoualia Chemorra	D34 F114	33,10527778	6,07	CT2	Irrig
W29	Brella	D34 F115	33,1	6,076666667	CT2	Irrig
W30	Berguiga AEK	D34 F119	33,06805556	6,075833333	CT2	Irrig
W31	Guermi	D34 F123	33,09583333	6,085	CT2	Irrig
W32	Bouyerrou 2	D34 F124	33,08277778	6,067777778	CT2	Irrig
W33	Berrahmoune	D34 F130	33,08777778	6,0775	CT2	Irrig
W34	Lalla Rouina	D34 F131	33,08972222	6,075	CT2	Irrig
W35	Ourih (Ma hada)	D34 F140	33,09138889	6,081111111	CT2	Irrig
W36	Ben.agga. Saci	D34 F134	33,10222222	6,080555556	CT2	Irrig
W37	Bekakra	D34 bis F5	33,04472222	6,106666667	CT2	Irrig
W38	Lemoussekh Med	D34bis F7	33,06277778	6,099722222	CT2	Irrig
W39	Guemazi	D34bis F9	33,07944444	6,095555556	CT2	Irrig
W40	Taleb Messaoud	D34 bis F10	33,05416667	6,105555556	CT2	Irrig
W41	Belmustapha	D34bis F14	33,05944444	6,103055556	CT3	Irrig
W42	BADAUI	D33 F121	33,11305556	6,100555556	CT3	Irrig
W43	Lekrabe	D33 F105	33,125	6,105833333	CT3	Irrig
W44	AIN Boughaba	D33 F122	33,11194444	6,103611111	CT3	Irrig
W45	Benaouda (Bassa)	D32 F131	33,14	6,086944444	CT3	Irrig
W46	Laassadi	D32 F154	33,13222222	6,096666667	CT3	Irrig
W47	Benseriani	D32 F165	33,14833333	6,108611111	CT3	Irrig
W48	Belahcen A.Hafidh	D32 F167	33,15388889	6,104722222	CT3	Irrig
W49	Bennacer	D32 F168	33,16777778	6,089722222	CT3	Irrig
W50	BASSOU KHALIFA	D32 F169	33,08638889	6,094722222	CT3	Irrig
W51	INRA	D34bis F6	33,06861111	6,105555556	CT3	Irrig
W52	Kharfi	D33 F112	33,12555556	6,099444444	CT3	Irrig
W53	BENZOUH	D36 F56	33,06666667	6,050277778	CT3	Irrig
W54	Lekda(Benhaddia)	D36 F57	33,07611111	6,065555556	CT3	Irrig
W55	Ranou	D36 F61	33,05944444	6,05	CT3	Irrig
W56	BENSEDDIK	D36 F62	33,05833333	6,070555556	CT3	Irrig
W57	Berguiga(Salhine)	D34 F137	33,09944444	6,076944444	CT3	Irrig
W58	Mohamed Amrane 2	D36 F64	33,05722222	6,056388889	CT3	Irrig
W59	BADA	D36 F33	33,05972222	6,070555556	CT3	Irrig
W60	Mohamed Amrane 3	D36 F70	33,05944444	6,058888889	CT3	Irrig

W61	BENTEBBA	D36 F72	33,07555556	6,0575	CI	Irrig
W62	GOUGUI El-Aiche	D36 F79	33,06166667	6,067777778	CI	Irrig
W63	Merdjadja	D36 F82	33,05777778	6,054722222	CI	Irrig
W64	Gihet El Ghaba	D32 F129	33,14694444	6,088055556	CI	Irrig
W65	GOUGUI Rabah	D36 F90	33,05361111	6,062777778	CI	Irrig
W66	Maniol	D32 F125	33,16805556	6,070277778	CI	Irrig
W67	KAFI (Ouerrih)	D34 F96	33,09305556	6,086944444	CI	Irrig
W68	Belmustapha	D34bis F14	33,05944444	6,103055556	CI	Irrig
W69	Tidjma (François)	D33 F19	33,11888889	6,091388889	CI	Irrig
W70	HACINI Belkacem	D36 F83	33,05611111	6,061944444	CI	Irrig
W71	Ain Sahra (Farou)	D35 F15	33,09305556	6,05	CI	Irrig
W72	Laarabi	D33 F75	33,11055556	6,0875	CI	Irrig

Avec : Irrig : Irrigation ; AEP : Alimentation en eau potable.

V.7 Représentation Hydrochimique d'une eau

V.7.1 Méthodes graphiques

Pour la représentation des composants chimiques de l'eau, un certain nombre d'approches graphiques différentes ont été développées. Pour la présentation, les principaux composants chimiques sont fréquemment employés. La collecte et l'affichage des données chimiques d'une manière simple pour une inspection visuelle est un aspect important de l'étude de l'eau. Les graphiques sont utilisés pour comparer les similitudes et les différences de concentration des ingrédients chimiques dans chaque échantillon d'eau examiné. Les graphiques sont également utilisés pour détecter le mélange de différents types d'eau et pour mettre en évidence les processus chimiques qui se produisent lorsque l'eau traverse le système aquifère. À cette fin, un certain nombre de stratégies de présentation des données permettant d'afficher les principaux constituants chimiques au cours d'une année ont été créées, notamment :

a) Diagramme à barres :

Les lectures de concentration en milli équivalent par litre sont affichées sur les barres. Il est couramment utilisé pour représenter la qualité chimique. Chaque analyse est représentée par une barre verticale dont la hauteur est proportionnelle à la concentration totale en anions ou en cations. Les concentrations relatives et totales des composants dissous sont indiquées dans ces graphiques. Les constituants chimiques des cations totaux sont représentés à gauche de la barre verticale, et les anions à droite. Les diagrammes à barres montrent les similitudes ou les différences entre les eaux à partir de leurs plages de concentration, ainsi que les constituants chimiques des cations totaux sont représentés à gauche de la barre verticale et les anions à droite. La concentration des principaux ions ou groupes d'ions étroitement liés est indiquée dans ces segments, qui sont divisés horizontalement et caractérisés par un motif d'ombrage caractéristique

b) Graphiques à secteurs :

On utilise un cercle pour représenter les concentrations globales des principaux cations et anions dans un échantillon d'eau. La composition en pourcentage, en degrés, est représentée par les segments du cercle. Ce style de figure est probablement le mieux utilisé pour montrer la composition de l'eau sur une section ou une colonne géologique.

c) Diagrammes de Stiff :

Stiff (1951) a introduit une nouvelle façon d'exprimer les données d'analyse chimique, en utilisant quatre axes parallèles et un axe vertical. Stiff a présenté une procédure dans laquelle quatre concentrations de cations sont tracées à gauche de l'axe vertical zéro et quatre anions sont tracées à droite, avec toutes les valeurs en milliéquivalent par litre. Les eaux de qualité comparable définissent une forme distincte de celles de qualité variable lorsqu'elles sont assemblées pour former un motif polygonal irrégulier. La méthode de Stiffs, qui est simple à appliquer et peut être ajustée pour s'adapter à l'eau analysée, peut être utile pour comparer les eaux, en particulier les eaux fortement minéralisées. Elle est mieux adaptée aux données sur les eaux souterraines interconnectées qu'aux enquêtes aléatoires sur les eaux de surface. Les motifs rigides sont pratiques pour comparer rapidement et visuellement des eaux provenant de diverses sources. L'utilisation de la barre horizontale inférieure avec les ions carbonates est facultative car ils sont proches de zéro dans la plupart des eaux. Les concentrations des différents ions augmentent à mesure que la surface des polygones s'agrandit.

d) Graphiques dispersés (Nuage de points) :

Nous pouvons montrer la relation entre deux variables à l'aide du diagramme de dispersion. Il peut être utilisé pour déterminer comment deux ensembles de données sont liés. La corrélation est une mesure de la relation entre deux variables quelconques (les variables sont des entités qui ont des valeurs ou des formes distinctes). Le calcul des coefficients de corrélation est donc le calcul de la mesure de la relation, qui indique la taille ou l'ampleur de la relation. Le diagramme de dispersion est le résultat du tracé de valeurs ou de points sur des axes de coordonnées rectangulaires (notre papier millimétré habituel) indiquant les axes x et y.

e) Diagrammes de Schoeller :

Schoeller (1962) a proposé de tracer les concentrations d'anions et de cations sur du papier graphique semi-logarithmique. Les concentrations sont indiquées en milliéquivalents par litre sur un graphique. Ce style de diagramme nous permet de comparer visuellement la composition de différents types d'eau. Dans le schéma, elles sont reportées sur six échelles logarithmiques

Régulièrement espacées. Une ligne droite relie les points tracés ; Ce style de graphique affiche non seulement la valeur absolue de chaque ion, mais aussi les différences de concentration entre les différentes analyses d'eau souterraine. En raison de l'échelle logarithmique, une ligne droite reliant les emplacements A et B de deux ions dans un échantillon d'eau est parallèle à une autre ligne droite reliant les ions identiques dans un autre échantillon d'eau, ce qui implique que le rapport des ions dans les deux études est le même.

f) Diagramme de Piper :

Cette méthode a été développée par Arthur M. Piper. (1944). Parce que ceux qui ont des caractéristiques comparables seront probablement tracés ensemble en tant que groupes, le diagramme expose les similitudes et les différences parmi un grand nombre d'échantillons d'eau souterraine. Les étapes pour dessiner un diagramme de Piper sont les suivantes.

- Calculer la concentration des ions majeurs analysés.
- Calculer le pourcentage en milliéquivalents d'anions et de cations respectivement, en combinant Na^+ et K^+ , CO_3^{2-} et HCO_3^- .
- Reporter chaque valeur dans le triangle cations - anions à la base du champ central en forme de losange.
- Prolongez le point par des lignes pointillées dans le champ du losange central.
- Selon la concentration totale de solides dissous, le point d'intersection des lignes pointillées prolongées des triangles cations et anions peut être agrandi ou encerclé.

Dans les premiers stades de l'interprétation géochimique, les concentrations totales de solides dissous sont généralement sans importance, et les points sont souvent suffisants, ce qui permet de représenter un plus grand nombre d'échantillons. Les relations chimiques entre les eaux peuvent être représentées en termes plus exacts avec un diagramme de Piper qu'avec toute autre approche graphique. En chimie des eaux souterraines ce diagramme est un outil d'interprétation très important.

Tableau V- 4 : Comparaison entre les présentations graphique

Les Présentations graphiques	AVANTAGES	INCONVÉNIENTS
Diagramme à barres	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Il donne une idée de la concentration globale des cations et des anions. ✓ Visuellement fort. ✓ Peut facilement comparer deux ou trois ensembles de données. 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Il ne convient pas aux grands échantillons d'eau. ✓ Il ne donne pas de caractéristiques claires du type d'eau. ✓ A utiliser uniquement avec des Données discrètes.
Graphiques à secteurs	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Visuellement attrayant. ✓ Indique le pourcentage du total pour chaque catégorie. ✓ Il permet une comparaison visuelle rapide des analyses chimiques individuelles. 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Il n'est pas adapté à la présentation graphique de grandes analyses. ✓ Difficile de comparer 2 ensembles de données. ✓ A utiliser uniquement avec des données discrètes.
Diagrammes de Stiff	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Il est relativement simple à construire. ✓ Il donne un modèle clair pour les ions du même type d'eau. ✓ Il donne une image directe du type d'eau au moyen de formes. 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Il n'est pas pratique pour l'analyse de grands échantillons. ✓ Il ne donne pas la concentration des ions présents sous forme directe.
Graphiques dispersés	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Montre une tendance dans la relation des données. ✓ Conserve les valeurs exactes des données et la taille de l'échantillon. ✓ Montre le minimum/maximum et les valeurs aberrantes. 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Difficile de visualiser les résultats dans les grands ensembles de données. ✓ Une ligne de tendance plate donne des résultats peu concluants. ✓ Les données sur les deux axes doivent être continues.
Diagrammes de Schoeller	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Il est largement utilisé pour comparer les Analyses d'eau. ✓ Il peut être adapté pour déterminer le degré de saturation de l'eau. ✓ Il montre la différence de concentration entre diverses analyses d'eau. 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Il n'indique pas directement le Type d'eau. ✓ A utiliser uniquement avec des données continues.
Diagramme de Piper	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Il est utile pour représenter et comparer la qualité de l'eau car il révèle les similitudes et les différences entre les échantillons d'eau. ✓ Il vous donne directement les différents types d'eau. ✓ Il peut traiter les résultats de nombreux échantillons d'eau dans un même graphique. 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Il n'est pas bon pour quelques ensembles de données, ce qui le rend difficile à comparer.

V.8 Prélèvement d'eau et méthode d'analyse du Fluor :

Les travaux expérimentaux pour ce travail ont été menés dans les laboratoires des institutions suivantes :

- Laboratoire de génie de l'eau et de l'environnement en milieu Saharien (GEEMS).
- Laboratoire bio ressources sahariennes préservation et valorisation. (BRSPV).
- Laboratoire des travaux publics des sud (LTPS).
- Laboratoire d'Agence National des Ressources Hydraulique (ANRH).

Préparation de la solution mère :

Nous prenons un bécher gradué d'une capacité de 1000 ml et le remplissons d'eau distillée, y ajoutons une quantité de poudre de Fluorure de sodium d'un poids de 6.7 mg et on le met sur le dispositif mélangeur magnétique pendant 03 minutes rapidement (200 rpm) pour rendre le mélange homogène puis on réduit la vitesse à (60 rpm) pour un autre 10 minutes pour s'assurer que le Fluorure de sodium est bien dissous.



Figure V-7: Préparation de la solution mère

L'étude de l'analyse chimique concerne la concentration en fluorure est basée sur un échantillonnage d'accompagnement a été réalisé entre janvier et février 2019, un total de 13 échantillons d'eau souterraine ont été collectés dans l'aquifère supérieur de la plaine de Touggourt à partir d'un forage qui couvre la majorité de l'aquifère. Les échantillons prélevés dans les eaux souterraines ont été conservés dans des bouteilles en plastique de 250 ml. Avant le prélèvement, les bouteilles sont rincées avec l'eau du forage.



Figure V-8: Analyse des Fluor par Spectrophotomètre

Il existe plusieurs méthodes d'analyse des fluorures dans l'eau potable, notamment les méthodes spectrophotométriques. La spectrophotométrie est une méthode d'analyse quantitative qui consiste à mesurer l'absorbance d'une substance chimique. Plus l'échantillon est proche, plus il est clair et plus l'absorbance est élevée. Pour mesurer l'absorbance, qui contient des informations sur la concentration d'une espèce chimique, on utilise un spectrophotomètre.

La mesure de la concentration du fluor a été réalisée au Laboratoire d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement de la Région Saharienne. Faculté des sciences appliquées, Département d'ingénierie civile et hydraulique, Université de Kasdi Merbeh-Ouargla.

Tableau V- 5 : Les matériels utilisés

Appareils utilisés au travail	Utilisation	Codification
Multi paramètres	Ph, Conductivité, T°	HANNA HI9829
Balance Sensible	Poids	/
Turbidimètre	Turbidité	/
Spectrophotomètre	Concentrations	DR6000
Four d'incinération	Calcination	Nabertherm de 30-3000°
Etuve	Séchage	MEMMERT 880-302
Agitateur	Agitation	/
Broyeur	Broyage	MATEST A092/AD/0008

V.9 Protocole expérimental utilisé lors du Préparation du Charbon Actif

Les noyaux d'olives, avec de l'eau distillée jusqu'à la disparition de l'odeur et l'obtention d'une eau de rinçage claire. Les noyaux ont été séchés pendant 24 heures à une température de 105 °C dans une étuve. Ensuite les noyaux ont été broyés et tamisés pour obtenir une poudre, puis lavés plusieurs fois avec de l'eau distillée pour éliminer les impuretés (la poussière et des substances hydrosolubles) puis séchés à 105°C pendant 24 h avant de subir une activation.

On peut résumer les étapes de préparation comme suit :

- 1) Nettoyage des noyaux d'olive en utilisant l'eau de robinet et par suivre l'eau distillé
- 2) Faire le séchage dans une étuve pendant 24 heures avec une température de 105°C
- 3) Broyage + Tamisage (pour obtenir des grains de taille inférieur à 2mm)
- 4) Mettre notre échantillon dans des feuilles en aluminium et aspirer l'air
- 5) On commence la carbonisation pendant 1 heure à une température variable
- 6) On laisse refroidir le charbon obtenu puis gardé dans un flacon hermétique.
- 7) Faire l'activation chimique (par voie acide) de telle façon imprégné notre cendre par **H₃PO₄ à 85 %**.

La phase d'imprégnation consiste à tremper une prise de **100 g** poudre de coques dans **200 ml** du réactif d'activation et laisser à macérer pendant **24 heures** dans l'étuve à **105°C**

- 8) On procède ensuite à une série de filtrations et de lavage :
 - 02 fois à l'eau distillée bouillante
 - Plusieurs fois à l'eau distillée froide

Jusqu'à ce que le **pH** du filtrat soit compris entre **6 et 7**

- 9) On sèche à l'étuve à **105°C** puis gardé dans un flacon hermétique.



Figure V-9 : Préparation du Charbon Actif

Chapitre-VI-

*« Représentation Hydrochimique
des eaux souterrains de la vallée
de Touggourt (Oued Righ) »*

VI.1 Introduction :

Pour recueillir des informations sur la variabilité spatiale de la qualité des eaux souterraines dans la zone d'étude, un réseau d'échantillonnage a été choisi. Ce réseau comporte 20 points d'eau destinés à la consommation humaine et 72 autres utilisés dans le domaine agricole.

Les différentes méthodes utilisées portent sur deux types de paramètres :

- ❖ Les paramètres physiques mesurés généralement sur terrain (le TDS et le pH)
- ❖ Les paramètres chimiques, ce sont les ions : les cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) et les anions (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-).

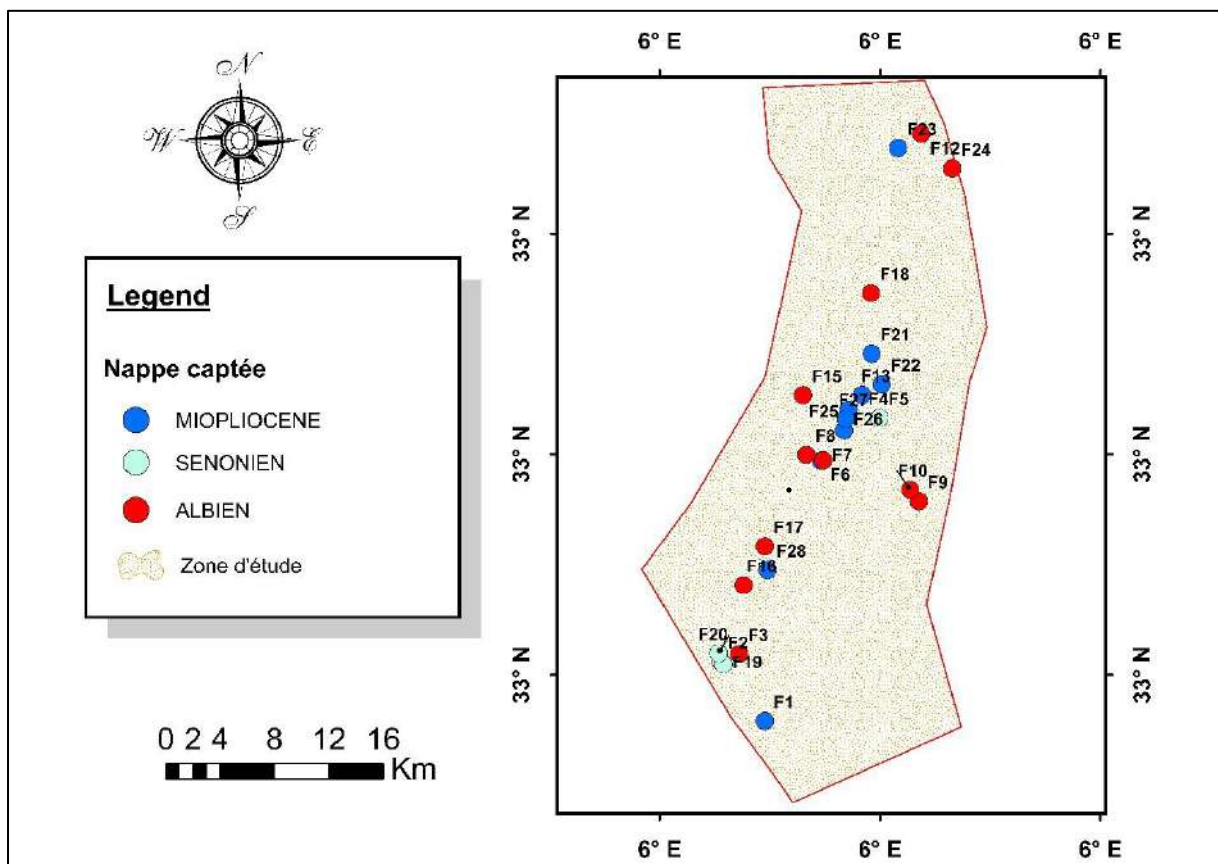


Figure VI- 1: Localisation des forages avec Leurs nappes captées des eaux

Les résultats physico-chimiques obtenus seront la base de nos interprétations pour :

- ❖ Connaître les faciès chimiques des eaux de cette région ;
- ❖ Déterminer les zonalités regroupant les faciès hydro chimiques ;
- ❖ Donner une idée sur la potabilité et l'aptitude de ces eaux à l'irrigation selon les normes ;
- ❖ Cartographier et évoluer dans l'espace la qualité des eaux au niveau de cette région.

VI.2 Caractérisation hydro chimique des eaux souterraines de la région de Touggourt

La composition chimique d'une eau est un facteur clé pour définir sa qualité et, par conséquent, son affectation à des usages tels que l'irrigation, l'industrie, etc. La découverte de la nature de la chimie de l'eau et de sa qualité est l'une des fonctions traditionnelles de l'hydrochimie (**El Asslouj et al, 2007**).

La genèse des éléments chimiques des eaux souterrains varie à travers les réactions avec les roches et sa milieu géologique et de ce fait, leurs qualités peuvent conduire à des informations sur les environnements dans lesquels les eaux auraient circulé.

En ce qui concerne les données des eaux souterrains traitées dans le cadre de cette étude, on a effectué le traitement des eaux prélevées au niveau des eaux de souterrains (cuvette du Touggourt sud est Algérien) qui sont contrôlées régulièrement par une analyse complète chaque mois, l'échantillonnage et le dosage des éléments ont été assuré par les opérateurs de l'Algériennes Des Eaux (ADE) et l'agence nationale des ressources hydriques (ANRH) depuis de 2019.

« Le système aquifère septentrional du Sahara (SASS) couvre une zone assez vaste qui borde la Libye, la Tunisie et l'Algérie. Le Continental Intercalaire (CI) et le Complexe Terminal (CT) sont deux réservoirs constitués d'un certain nombre de couches aquifères présentes dans ce bassin. Le Complexe Terminal est un complexe assez hétérogène composé d'épisodes tertiaires, principalement du Miocène, et de dépôts carbonatés du Crétacé supérieur. Environ 350 000 km² du bassin oriental du Sahara septentrional sont couverts par le système aquifère du Complexe terminal. L'expression "aquifère du complexe terminal" fait référence à un certain nombre d'aquifères répartis sur plusieurs formations géologiques. Dans l'une ou les deux formations litho-stratigraphiques suivantes, cette nappe peut essentiellement circuler : Sables du Mio-Pliocène ; carbonates du Sénonien et de l'Eocène. La profondeur de la CT est comprise entre 100 et 600 mètres. » (**Busson, 1970 ; Fabre, 1976**).

le tableau VI-1 présent les critères statistiques des différents paramètres hydrochimique dans chaque nappe.

Tableau VI- 1: Statistique des paramètres hydrochimique des eaux souterraines.

	<i>pH</i>	<i>TDS</i> (mg/L)	<i>EC</i> (dS/m)	<i>TH</i> (mg/l) de <i>CaCO3</i>	<i>Ca²⁺</i> (mg/l)	<i>Mg²⁺</i> (mg/l)	<i>Na⁺</i> (mg/l)	<i>K⁺</i> (mg/l)	<i>Cl⁻</i> (mg/l)	<i>SO4</i> (mg/l)	<i>HCO3</i> (mg/l)
CT1											
Min	6,80	1630	2,64	820	232	58,32	270	25,93	152,96	520	120,99
Moy	7,07	2426,92	4,23	1657,06	319,74	143,83	440,36	42,42	605,63	907,00	397,69
Max	7,50	3160	6	2285,40	448,88	269,78	780	56,85	1155,67	1575	1018
Range	0,70	1530	3,36	1465,40	216,88	211,46	510	30,92	1002,71	1055	897,01
Ecart-Type	0,25	394,39	1,33	357,09	112,68	90,05	221,47	11,73	450,49	446,52	382,56
CT2											
Min	6,9	1960	2,21	1050	109	109,37	210	18,95	71	413,99	113
Moy	7,19	2984,04	6,8	2085,91	186,51	397,88	590,77	30,00	1352,94	1235,75	222,05
Max	7,4	4135	10,2	2692,7	529,06	543	1410	39,56	2496	1625	1330
Range	0,5	2175	7,99	1642,7	420,06	433,63	1200	20,61	2425	1211,01	1217
Ecart-Type	0,14	606,13	2,02	424,19	86,57	104,53	299,13	11,10	587,46	260,12	263,31
CT3											
Min	7,07	2312	5,78	2114,8	293	293	343	25,93	523	1516	83
Moy	7,37	2828,8	7,072	2768,96	391,3	435,5	524,1	42,42	1054,9	2219,2	111,35
Max	7,91	3672	9,18	3264	477	573	716	56,85	1486	2746	136
Range	0,84	1360	3,4	1149,2	184	280	373	30,92	963	1230	53
Ecart-Type	0,27	402,84	1,01	357,45	50,01	77,19	112,33	11,73	259,59	317,88	15,36
CI											
Min	6,7	1112	2,45	800	180,36	58	200	15,96	84	54	140,97
Moy	7,2	2467,8	4,0	1302,2	307,19	143,79	496,52	29,59	427,55	751,52	479,94
Max	7,4	7995	8,27	2730	573	369,44	1626	46	1191,28	1625	1350
Range	0,7	6883	5,82	1930	392,78	311,14	1426	29,92	1106,99	1571	1209,03
Ecart-Type	0,21	1550,67	1,87	607,99	143,83	86	412	12,25	386	456	418,94
<i>Normes</i>											
<i>Nationals</i>	9	/	2800	200	200	150	200	12	500	400	/
<i>Normes</i>											
<i>OMS</i>	8,5	1500	1500	500	200	150	200	12	600	600	600

VI.1.1 Les paramètres physiques :

VI.1.1.1 Potentiel hydrogène (pH)

La concentration de protons H^+ dans l'eau est déterminée par le pH de la solution. Il donne un aperçu de la stabilité de l'équilibre formé entre les différentes formes d'acide carbonique et est lié au système tampon créé par les carbonates et les bicarbonates. (El Blidi et al, 2003 ; Himmi et al, 2003). Sur une échelle de 0 à 14, la valeur du pH diminue avec l'augmentation de l'acidité et vice versa. La mesure a été effectuée sur le terrain, puis vérifiée en laboratoire à l'aide d'un pH-mètre.

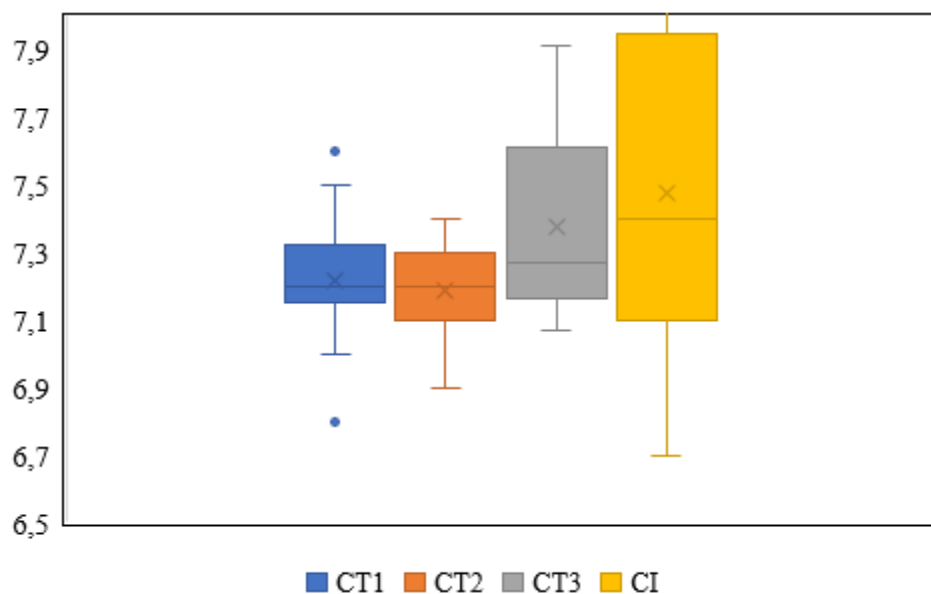


Figure VI- 2:Boite à moustache du pH dans les eaux souterraines

La figure VI-2 présente la variabilité du pH dans les échantillons des forages étudiée, les deux systèmes d'aquifère (CI+CT) ont une eau souterraine appropriée de façon convenable avec les normes nationales et internationales dans tous les échantillons selon les valeurs du pH, avec un minimum de 6,7 et un maximum de 7,91.

VI.1.1.2 La Conductivité électrique :

La conductivité électrique de l'eau désigne sa capacité à transporter un courant électrique. La quantité de matières dissoutes, la charge ionique, la capacité d'ionisation, la motilité et la température de l'eau jouent toutes un rôle à cet égard. Par conséquent, la conductivité électrique peut révéler le degré de minéralisation d'une eau. Les valeurs des eaux minéralisées aux stations observées variaient de 2210 à 10200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure VI-2) dans les nappes de complexe terminale alors que les nappes de CI ayant des valeurs qui oscillaient entre 2450 et 8270 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

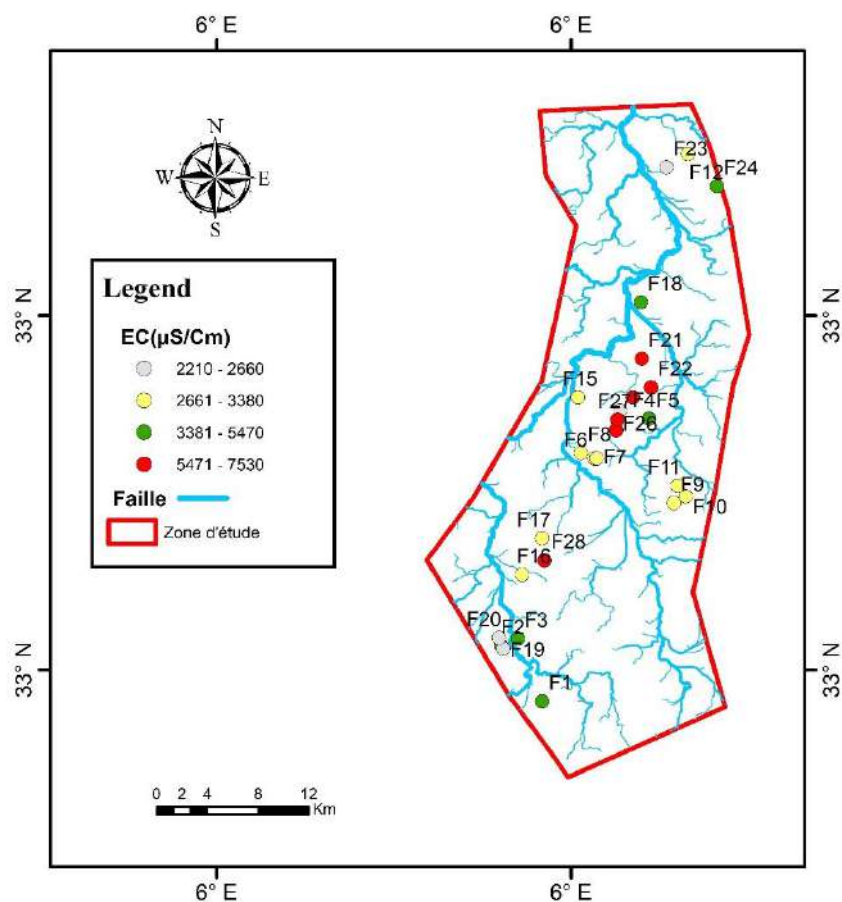


Figure VI- 3: Répartition spatiale des valeurs de la conductivité électrique (en $\mu\text{S}/\text{cm}$) des eaux souterraines du vallée d'Oued Righ (Touggourt)

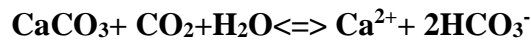
Le lessivage de la roche réservoir où les fluides ont été trouvés semble être la cause de ces valeurs élevées car il est directement proportionnel à la quantité de solides (les sels minéraux et non les matières organiques) dissous dans l'eau.

VI.1.2 Les Paramètres Chimiques :

VI.1.2.1 Les cations :

a) Le Calcium (Ca^{2+})

Le calcium est un élément alcalino-terreux, qui constitue une part importante de la dureté de l'eau, est présent en quantités notables dans presque toutes les eaux de surface, il est généralement l'élément dominant. sa teneur varie essentiellement suivant la nature des terrains traversés. Il provient essentiellement de la dissolution des roches carbonatées suite à la présence du gaz carbonique, selon l'équation suivante :



Le calcium peut être provient à partir la solubilité des formations gypseuses $\text{CaSO}_4(\text{H}_2\text{O})_2$ (Dib, 2009). Les normes de potabilité pour avoir un eau de bonne qualité exigent des concentrations varie entre 100 à 400 mg/l de calcium. (RODIER, J.1984).

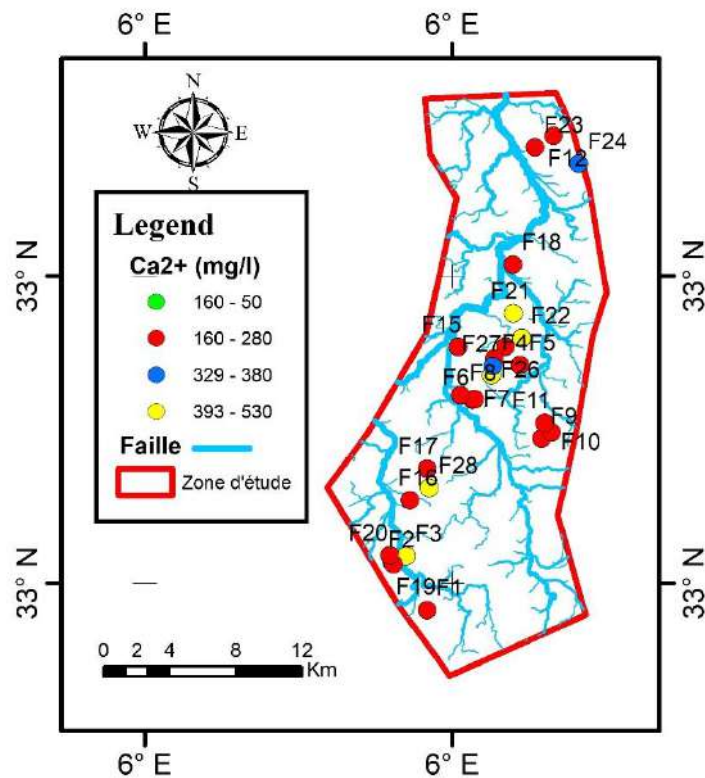


Figure VI- 4: Variation spatiale des teneurs en calcium des eaux souterraines de la cuvette d'oued Righ (Touggourt).

Les teneurs en calcium des eaux destinés à la consommation humaine varient de 174 mg/l à 841,58 mg/l (Figure VI-3) Ces teneurs sont loin d'être compatible avec les normes établis par l'OMS. Donc les eaux échantillonnées de la cuvette d'oued Righ (Touggourt) sont riches en

calcium. A l'exception du 5 forages (F17-F18-F20-F23-F27) ont des concentrations inférieures à la valeur maximale admissible qui est de 200 mg/L [N.A] tous les autres points étudiés affichaient la valeur maximale (841,58mg/L), Les teneurs élevées en calcium pourraient être attribuées à la dissolution de la calcite ainsi que d'autres minéraux calciques tels que le gypse.

b) Le Magnésium (Mg^{2+})

Toutes les eaux naturelles contiennent du magnésium, qui est un élément important de la dureté de l'eau. La présence de magnésium dans les eaux souterraines est liée à la nature lithologique de la roche environnante. Il provient de l'attaque par l'acide carbonique des roches magnésiennes et de la mise en solution du magnésium sous forme de carbonates et bicarbonates (Nordine Nouayti et al ,2015). Les teneurs en Mg^{2+} dans les différents points d'eau de ce secteur oscillent autour de 58.30mg/l comme valeur minimale enregistrée au point (F7) et 418.04 mg/l comme valeur maximale enregistrée au point (F25), par rapport aux normes de potabilité de l'eau recommandées par l'OMS (30mg/l).

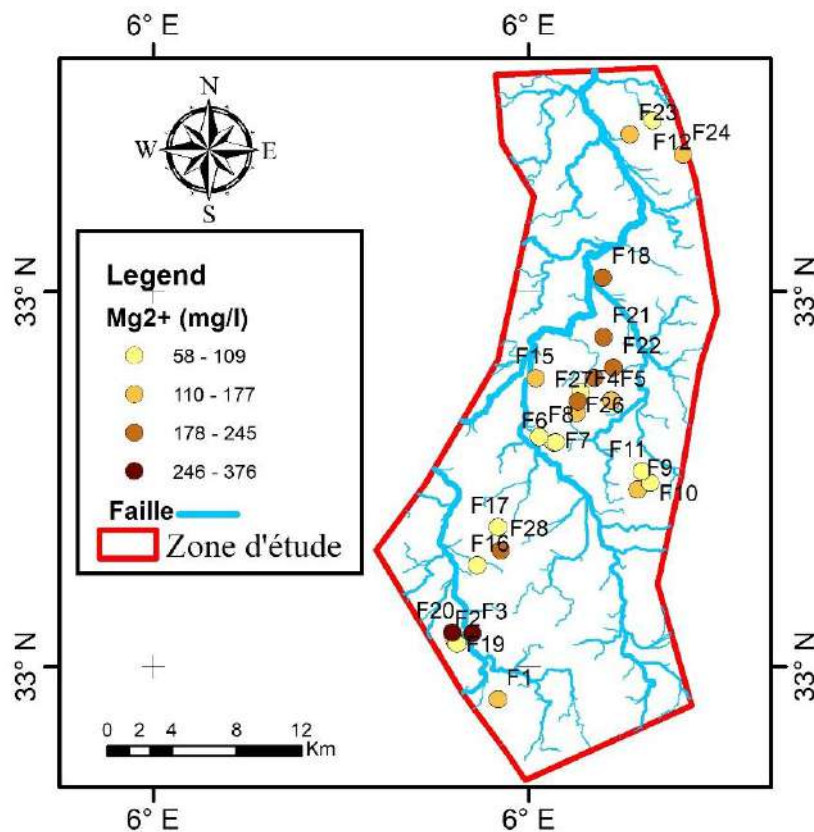


Figure VI- 5: Variation spatiale des teneurs en magnésium des eaux souterraines du vallée d'Oued Righ (Touggourt)

c) Le Sodium (Na⁺) :

La présence du Sodium dans les eaux souterraines est très variable, dû à la dissolution des évaporites qui sont fréquent dans la région d'étude sous forme d'Halite. Les concentrations du sodium (Na⁺), sont variées d'un point à un autre, on marque 200mg/l comme valeur minimale mesurée au point (F10, F11) avec 1626.30 mg/l comme anomalie au point (F12) donc une anomalie extrême qui a une relation directe avec la nature lithologique marquée par la présence d'évaporites englobant à la fois des niveaux gypsifères (CaSO₄) et des intercalations salifères (NaCl et KCl).

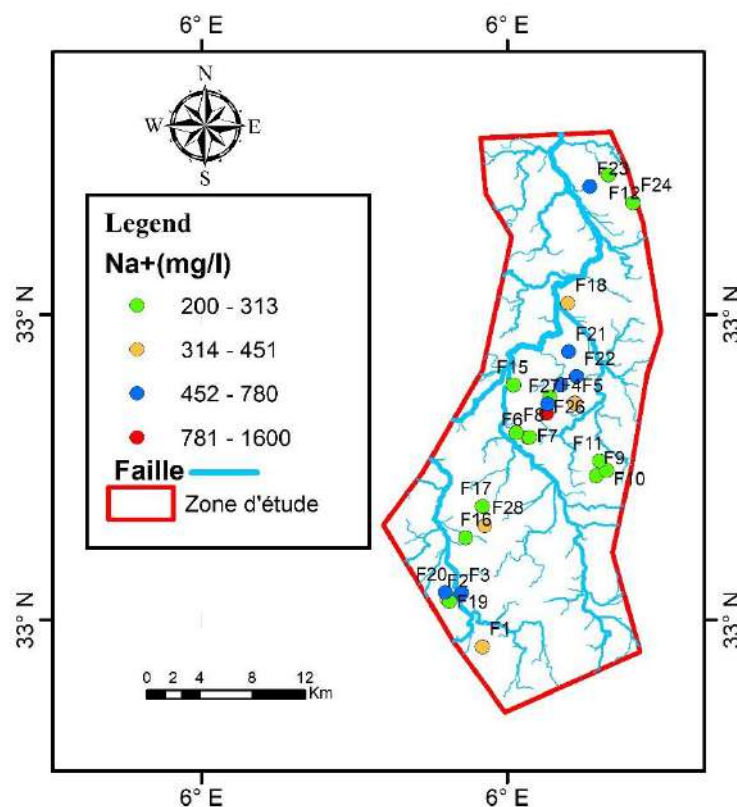


Figure VI- 6: Variation spatiale des teneurs en sodium des eaux souterraines du vallée d'Oued Righ (Touggourt)

L'analyse des données a montré que le teneur moyenne en sodium dans les eaux des points étudiés est de 523.16 mg/L (Figure VI-5). Les teneurs anormalement élevées peuvent provenir du lessivage de sels, ou de la percolation à travers des terrains salés ou de l'infiltration d'eaux saumâtres .

Les teneurs élevées en sodium des eaux de la nappe ont la même origine que celle des chlorures. En effet, le sodium accompagne généralement la pollution due aux chlorures .

d) Le Potassium (K⁺) :

L'élément le moins présent dans les eaux souterraines est le potassium. Cela est dû à l'utilisation d'engrais chimiques et aux formations argileuses riches en potassium. Il est utilisé comme engrais dans l'agriculture sous forme de chlorure de potassium, de nitrate de potassium ou de sulfate de potassium. Dans divers minerais, dont la corrolite et la sylvinite, on le trouve sous forme de chlorures doubles. On le trouve également sous forme de carbonate dans les cendres de plantes. Le potassium est un élément essentiel de la vie, en particulier pour le développement des plantes.

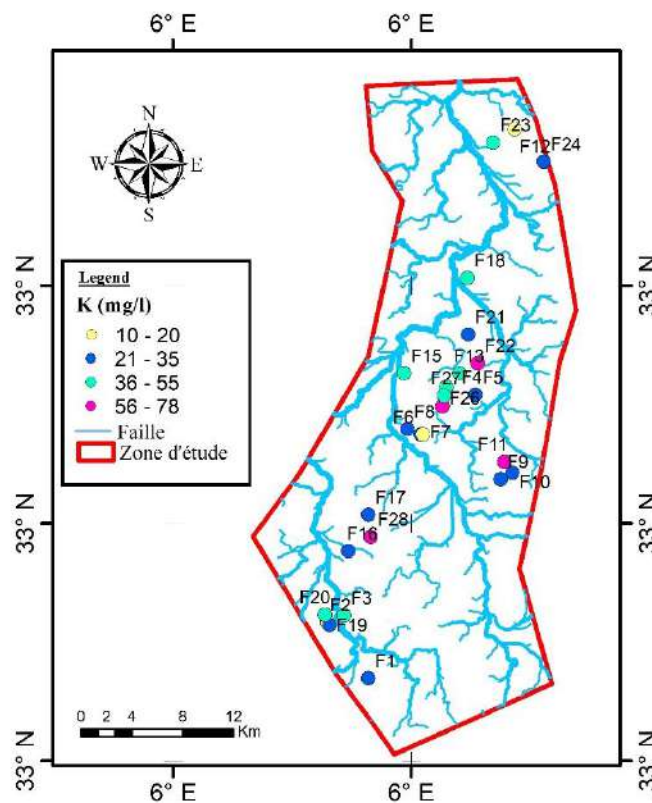


Figure VI- 7: Variation spatiale des teneurs en potassium des eaux souterraines du vallée d'Oued Righ (Touggourt)

Au niveau des eaux de cette région, la teneur en potassium varie de 10mg/l pour le point d'eau (F12) à 78mg/l pour le point (F11), tous les points sont supérieurs à la norme admise par l'OMS (12mg/l) sauf le point d'eau F12.

L'interprétation de la carte variation spatiale des teneurs du potassium, montre une augmentation des teneurs du potassium au centre du secteur d'étude (existence des formations gypseuses).

VI.1.2.2 Les anions :

a) Les Bicarbonates (HCO_3^-)

L'abondance des minéraux carbonatés dans le sol et l'aquifère, ainsi que la teneur en CO_2 de l'air et du sol dans le bassin versant, jouent tous un rôle majeur dans la détermination du niveau de bicarbonate des eaux souterraines. La gamme des concentrations de bicarbonate dans les eaux souterraines qui ne sont pas affectées par les impacts anthropiques est de 50 à 400 mg/l. Dans la gamme typique des eaux souterraines non polluées, les valeurs médianes des concentrations de bicarbonate sont d'environ 302 mg/l. Les concentrations de bicarbonate aux endroits étudiés (Figure VI-7) variaient d'un minimum de 71 mg/L à un maximum de 181,25 mg/L globalement. La circulation de ces eaux dans l'aquifère calcaire-dolomitique est probablement à l'origine de ces teneurs élevés.

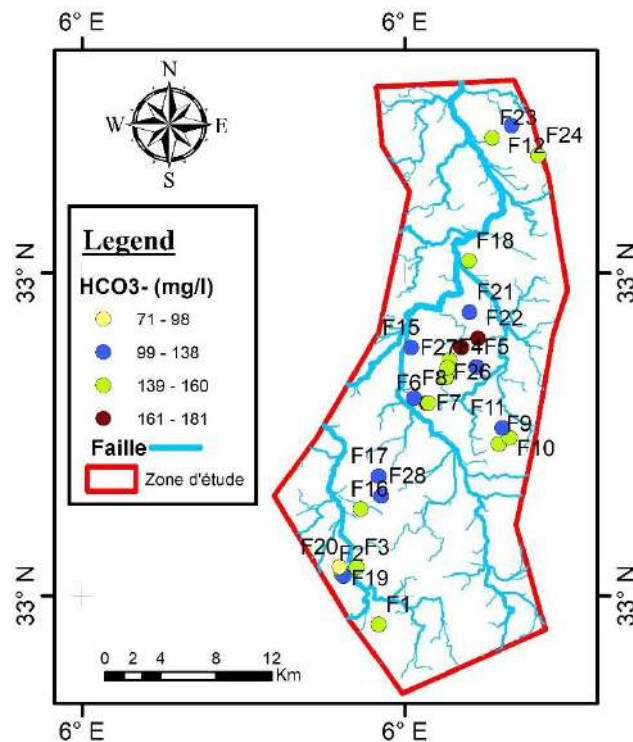
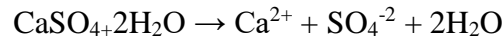


Figure VI- 8: Variation spatiale des teneurs en bicarbonates des eaux souterraines du vallée d'Oued Righ (Touggourt)

b) Les sulfates (SO_4^{2-})

Les deux principales sources de sulfates, le type de soufre dissous le plus répandu dans les eaux naturelles, sont respectivement géochimiques et atmosphériques. Son origine est liée principalement à la dissolution des formations gypseuses, selon la relation suivante :



Les eaux souterraines peuvent contenir jusqu'à 1,5 g/l de sulfates dans des circonstances normales, en raison de la grande solubilité des sulfates. L'oxydation des sulfures et la décomposition de la biomasse dans le sol sont des sources potentielles supplémentaires.

Les apports de sulfates dans les eaux souterraines peuvent résulter de diverses activités humaines et naturelles, notamment l'utilisation d'engrais sulfatés et les précipitations chargées en sulfates.

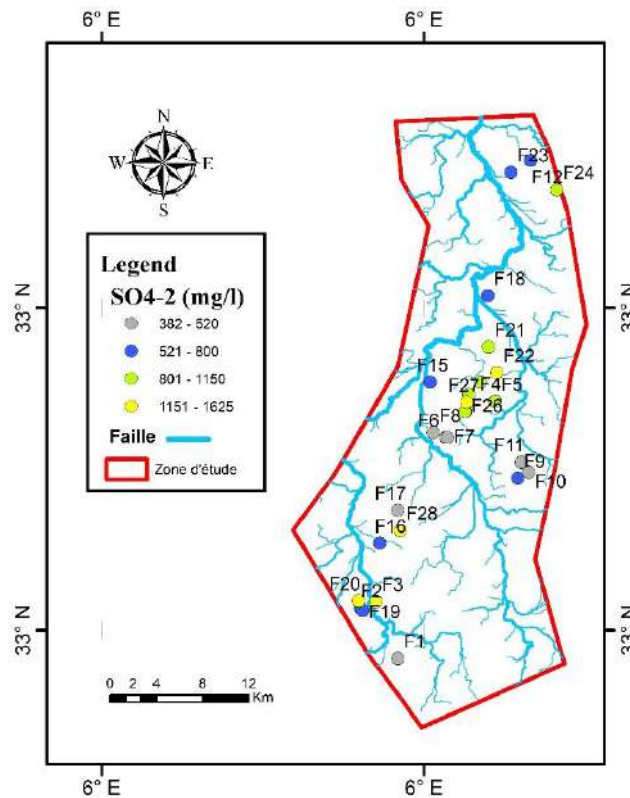


Figure VI- 9: Répartition spatiale des teneurs en sulfates dans les eaux souterraines du vallée d'Oued Righ (Touggourt)

Les eaux étudiées présentent des teneurs en sulfates très variées, allant de 382 mg/L à 1625 mg/L. La formation salifère triasique en contact avec le réservoir aquifère par l'intermédiaire de grandes failles qui dominent la structure du bassin de l'Oued Righ semble être responsable des niveaux élevés dans toutes les stations d'eau (Figure VI-8). L'eau devient lourde en sulfates

de calcium et dure et impropre à la consommation lorsqu'elle entre en contact avec le gypse. Les points d'eau surveillés ne répondent pas aux exigences minimales fixées au niveau national.

c) Le Chlore (Cl⁻)

Le chlore est presque toujours présent dans l'eau en quantités variables. Sa source principale est la dissolution des évaporites, particulièrement présentes dans les intercalations marneuses et les halites (NaCl), ainsi que l'application d'engrais agricoles. Les teneurs en chlore des eaux du bassin de l'Oued Righ (Touggourt) sont extrêmement variables. Au CT2, la concentration en Cl⁻ varie de 71 mg/l à 2496 mg/l. Les valeurs maximales admissibles fixées par les organisations internationales (250 mg/l pour l'OMS).

Le figure ci-après représente la répartition spatiale du Cl⁻

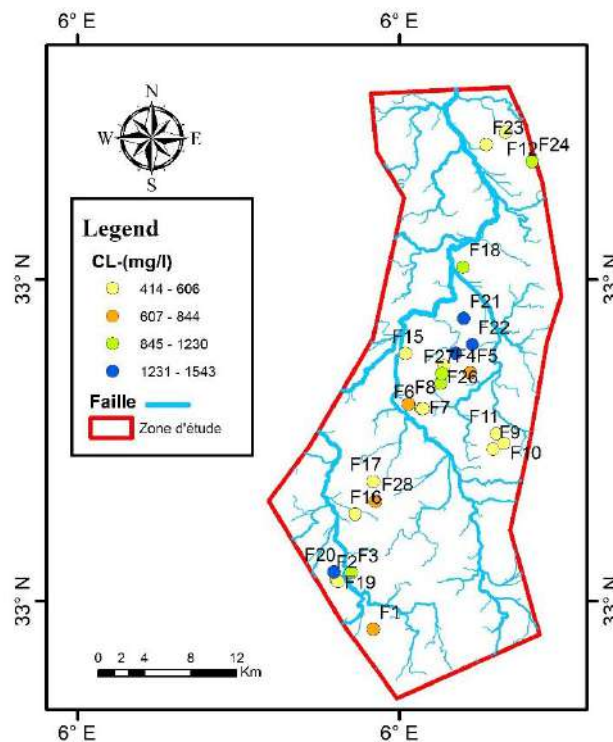


Figure VI- 10: Variation spatiale des valeurs de chlorures des eaux souterraines du vallée d'Oued Righ vallée d'Oued Righ (Touggourt)

Des concentrations supérieures à 400 mg/l sont relevées dans le sud-ouest et le centre du secteur et sont liées à l'effet des dépôts de gypse. Les autres sites d'eau ont été examinés et leurs valeurs sont inférieures à 400 mg/l.

Le Fluor

L'étude de l'analyse des ions fluorure réalisée sur les échantillons d'eau des forages exploités dans cette zone a montré des concentrations allant de 0,51 à 3,9 mg/l. Comme le montre le tableau suivant :

Tableau VI- 2: Analyses spectrophotomètre des Fluor au niveau des forages d'AEP au secteur de Touggourt

Commune	Forage	F (mg/l)
NEZLA	F-Station Traitement AinSahra	1,92
	F-Complexe Nezla	1,8
	F-Albien SIDI MEHDI 02	0,66
	F-Albien SIDI MEHDI 03	0,7
	F-Albien Ain Sahra	0,74
TOUGGOURT	F Complexe ADE	1,7
	F Elmostakbel	3,93
	F-Centre ADE Touggourt	1,75
	F- Albien Touggourt (Rimel3)	0,51
	F-ALBIEN Elmostakbel	1,8
TEBESB ESTE	F Ben Yessoued	1,83
	F Bel air Château	1,64
ZAOUIA LABIDIA	F Zaouia	0,97

Le fluor est présent dans tous les aquifères de la région et sa concentration varie d'un aquifère à l'autre, allant d'une valeur minimale de 0,66 mg/l à une valeur maximale de 3,93 mg/l. Sa teneur varie pour les aquifères CT (Miopliocène à Sénonien) entre 0,97 mg/l et 3,93 mg/l. La nappe de l'Albien présente la concentration la plus faible, soit 0,51 mg/l. Comme on peut le constater, les eaux souterraines de cette région contiennent des quantités de fluor supérieures à la limite légale de 1,5 mg/l pour l'eau potable.

Le fluor dans l'eau provient principalement de la dissolution des minéraux naturels présents dans les roches et les sols avec lesquels l'eau réagit (**Ravindra et Garg, 2007**). La fluorine (CaF_2), la cryolithe (Na_3AlF_6), la fluo apatite ($\text{Ca}_5\text{F}(\text{PO}_4)$) et les micas sont les principaux minéraux qui le contiennent (**Amadou et al., 2014**).

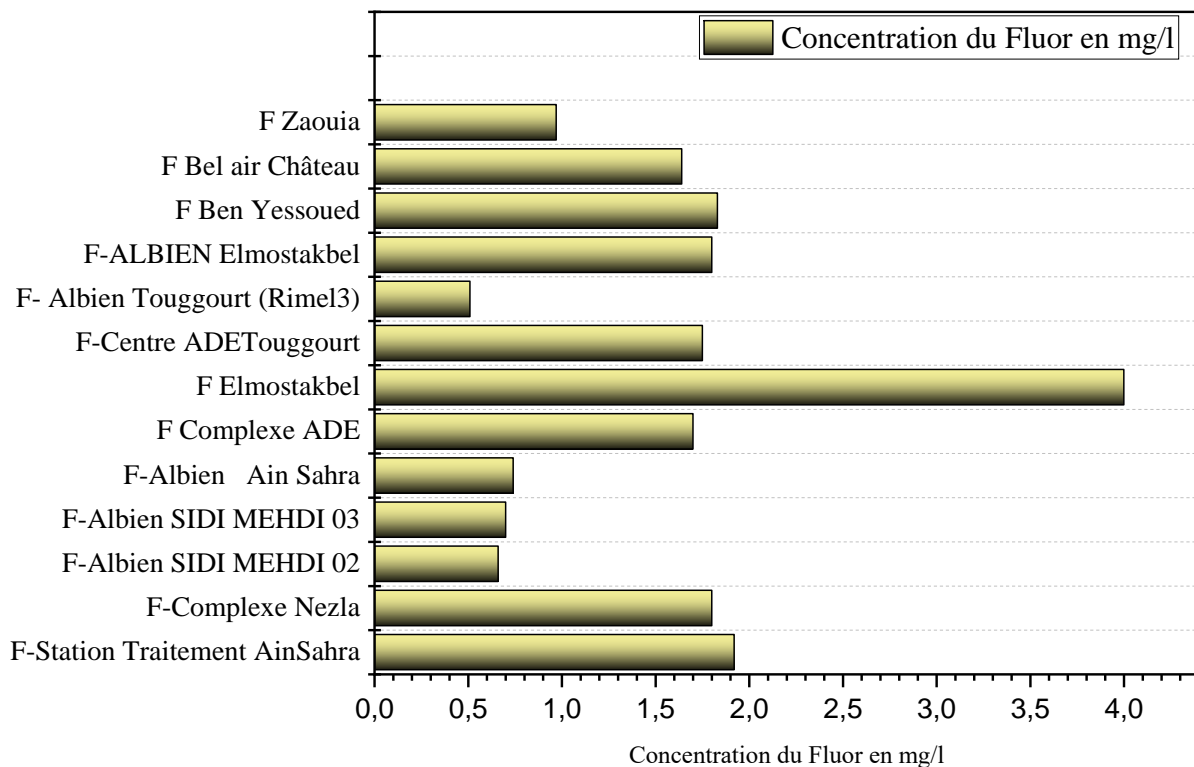


Figure VI- 11: Histogramme de la concentration du Fluor en mg/l dans la ville de Touggourt

VI.3 Évaluation de la potabilité des eaux

Les valeurs du Potentiel hydrogène (pH) des eaux de la région varient entre 6.7 et 7.91, avec une moyenne de 7.21 ; cela signifie que tous les échantillons sont dans la plage autorisée par normes nationales et internationales. En ce qui concerne la conductivité électrique varie entre 2210 et 8270 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, avec une valeur moyenne de 3943 $\mu\text{S.cm}^{-1}$. Nous constatons que ces valeurs ne correspondent pas aux normes de « l'Organisation mondiale de la santé », qui définit la valeur souhaitable de la conductivité électrique est 1500, alors que la limite nationale maximale admissible soit de 2800, ce qui signifie que les puits contenant une valeur inférieure à celle-ci sont acceptables dans une certaine mesure. Les eaux à une conductivité admissibles sont celles du puits de : F14 au centre ADE (2640 $\mu\text{S.cm}^{-1}$), F19 au puit de Blidet Amor 01 (2210 $\mu\text{S.cm}^{-1}$), F20 au puit de Blidet Amor 03 (2660 $\mu\text{S.cm}^{-1}$), F10 au puit de Sidi Mehdi

N°1(2790 μ S.cm-1), et F18 au puit de Megarine 01 (2450 μ S.cm-1) ; quant aux valeurs de la conductivité électrique des échantillons restants, elles ne sont pas tout à fait souhaitables.

La dureté des eaux souterraines du site varie entre 800 et 2730 (mg/l) de CaCO₃, avec une moyenne de 1397 (mg/l) de CaCO₃. La quantité de calcaire dans l'eau peut être déterminée par sa dureté, qui est liée à sa teneur en calcium et en magnésium. Plus le calcium et le magnésium sont présents, plus l'eau est "dure". Cela suggère que la dureté totale de l'eau se situe entre moyenne et dure. Selon les directives de l'OMS et la réglementation algérienne, toutes les eaux très dures ne sont pas acceptables, mais la consommation d'eau dure n'est généralement pas nocive. L'eau calcaire aide l'organisme à obtenir la dose quotidienne de calcium dont il a besoin (solidification des os, fonctionnement des muscles, transmission de l'influx nerveux, processus de coagulation du sang). Ça c'est un point de vue sanitaire mais le grand problème qui se pose est l'entartage au niveau de la tuyauterie et par conséquent le sous dimensionnement des conduites d'approvisionnement en eau potable ; dans ce cas le traitement par l'adoucissement de ces eaux est indispensable.

Les ions sulfate (SO₄²⁻) présents dans l'eau potable à des concentrations supérieures à la valeur recommandée peuvent avoir un impact sur la santé humaine car ils peuvent provoquer des diarrhées (**Amadou et al., 2014 ; CDC-EPA, 1999**).

L'analyse de nos données montre que les teneurs en sulfate peuvent être considérées admissibles selon les normes de l'OMS (2011) à l'exception des puits de (F1, F4, F13) de la nappe Mi pliocène ;(F2, F5, F20) de la nappe Sénonien; et (F3, F8, F9, F15, F16) de la nappe Albien où elles dépassent la Limite admissible fixée par l'OMS qui est de 600 mg/L.

Le fluorure est l'un des composants les plus importants de l'eau potable pour des raisons de santé. Les ions fluorure sont la forme de fluorure que l'on trouve dans l'eau (F⁻). Une concentration de F⁻ dans l'eau potable inférieure à 0,5 mg/L peut favoriser la carie dentaire (**Jordana et Batista, 2004**). Le fluorure présent dans l'eau potable peut entraîner une fluorose dentaire ou une fluorose osseuse à des doses très élevées (plus de 1,5 à 2 mg/L) (**Amadou et al., 2014 ; OMS, 2000**).

Plus de 61,5% des forages échantillonnés à Touggourt présentent des teneurs en fluor supérieures à 1,5 mg / L et donc des risques pour la santé humaine dans la région. Alors que seulement 38% des forages avaient des concentrations en fluor inférieures à 1,5 mg/l.

VI.3.1 Faciès chimiques des eaux

Parmi les méthodes de classification des eaux naturelles on va élaborer la classification de Piper et la méthode de Schöeller-Berkaloff.

VI.3.1.1 Diagramme de Piper

Le diagramme de Piper (1954) montre l'équilibre chimique entre les cations et les anions. Il est utilisé pour classer les faciès hydrochimique des eaux souterraines. « Le diagramme de Piper se compose de deux triangles équilatéraux dont les côtés sont divisés en cent (100) parties égales correspondant à des quantités en réaction pour cent (calculé par rapport à des ions de même signe). Ainsi dans chaque triangle, on obtient un point représentatif. Les deux parallèles supportant ces deux points s'entrecroisent en un seul point dans le losange ABCD », puis montre des pourcentages équivalents d'anions et de cations et leur état combiné dans un losange indiquant la nature du faciès chimique des eaux qui vont nous permettre de classer et comparer les eaux naturelles de la vallée d'Oued Righ (Touggourt). Pour effectuer cette classification, on va représenter les résultats des analyses chimiques sur le diagramme de Piper en utilisant le logiciel de l'hydrochimie Diagrammes (Figure VI-11).

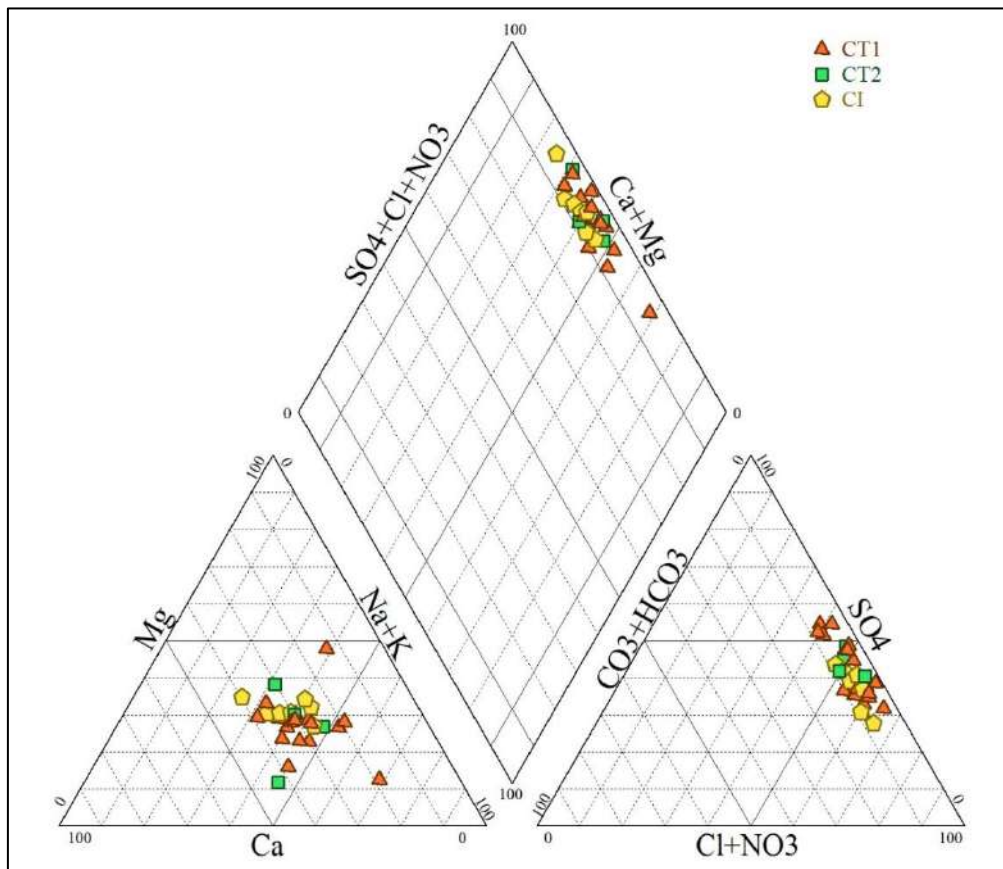


Figure VI- 12:Diagramme de Piper présent les faciès hydrogéochimiques des eaux souterraines d'Oued Righ (Touggourt)

Ce diagramme montre comment les faciès chimiques des eaux de l'aquifère (CT+Cl) varient, y compris chlorure-sodium, sulfate-sodium, sulfate-calcium, chlorure-calcium et bicarbonate-calcium.

En reportant les résultats des analyses chimiques des eaux de l'Oued Righ sur le diagramme triangulaire de piper, on remarque l'impact des formations aquifères sur la qualité des eaux.

Tableau VI- 3: Classification des échantillons des eaux souterraines Destinés à l'AEP

Famille	Faciès chimique	%	Nappe Captée	Puits
Sulfates	Na- SO ₄	60	MIOPLIOCENE	F1, F4, F13, F14
			SENONIEN	F20
			ALBIEN	F3, F8, F9, F15, F16, F17, F18
	Ca - SO ₄	5	ALBIEN	F11
Chlorures	Na- Cl	20	MIOPLIOCENE	F6
			SENONIEN	F2, F5
			ALBIEN	F7
	Ca - Cl	5	ALBIEN	F10
Bicarbonates	Ca - HCO ₃	5	SENONIEN	F19
	Na - HCO ₃	5	ALBIEN	F12

On remarque que tous les échantillons ont une dominance respective des ions sulfate, chlorure et bicarbonate pour les anions, tandis que le sodium est le cation qui indique la majorité des échantillons et suivi par le calcium.

Le faciès sulfate de sodium, représenté par des eaux salées, est le plus répandu (par un facteur de 60%), selon le diagramme de Piper. En raison de la grande solubilité et de la forte concentration des sels, ces fluides ont une salinité primaire et une alcalinité secondaire élevées. Ils proviennent de la lixiviation de roches triasiques gypso-salifères. (**Abdelghani et al ;2001**)

Le diagramme de Stiff (Figure VI-12) montre que la tendance des cations dans tous les échantillons est de l'ordre de $Na^+ > Ca^{+2} > Mg^{+2} > K^+$ avec le sodium comme cation dominant, suivi par le calcium et la tendance des anions est de l'ordre de $SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^-$, avec le sulfate comme anion dominant.

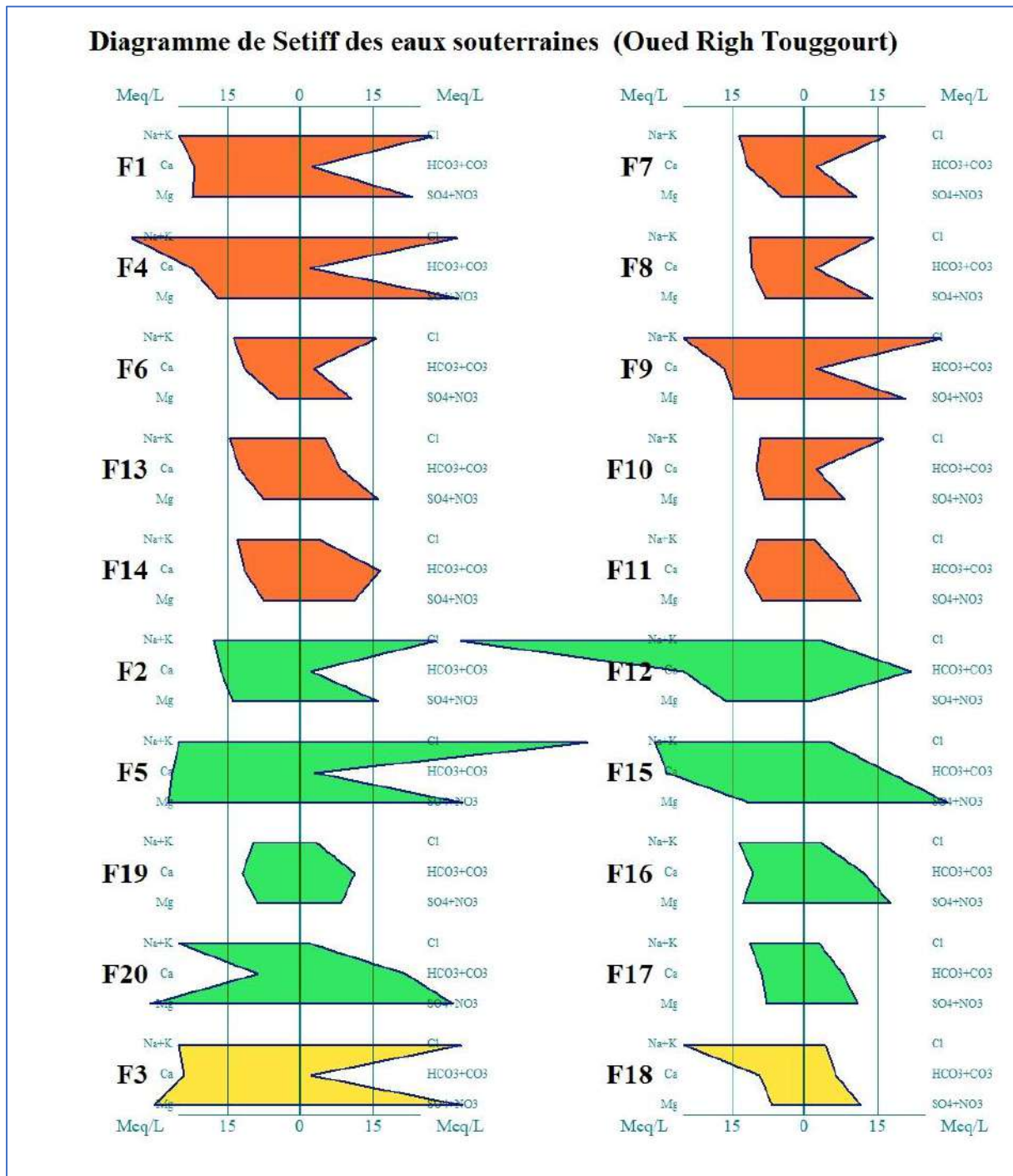


Figure VI- 13:Diagramme de Setiff présent les faciès hydrogéochimiques des eaux souterraines d'Oued Righ (Touggourt).

VI.3.1.2 Diagramme de Schöeller-Berkaloff :

La présentation des concentrations des anions et cations sur le diagramme de Schoeller-Berkaloff (Figure VI-13), permet de distinguer que le faciès chimique dominant est sulfaté chloruré sodique et potassique avec : $SO_4 > Cl > HCO_3$ et $Na+K > Ca > Mg$; ce que reflète la nature de l'encaissant (calcaire, grès, argiles et gypse).

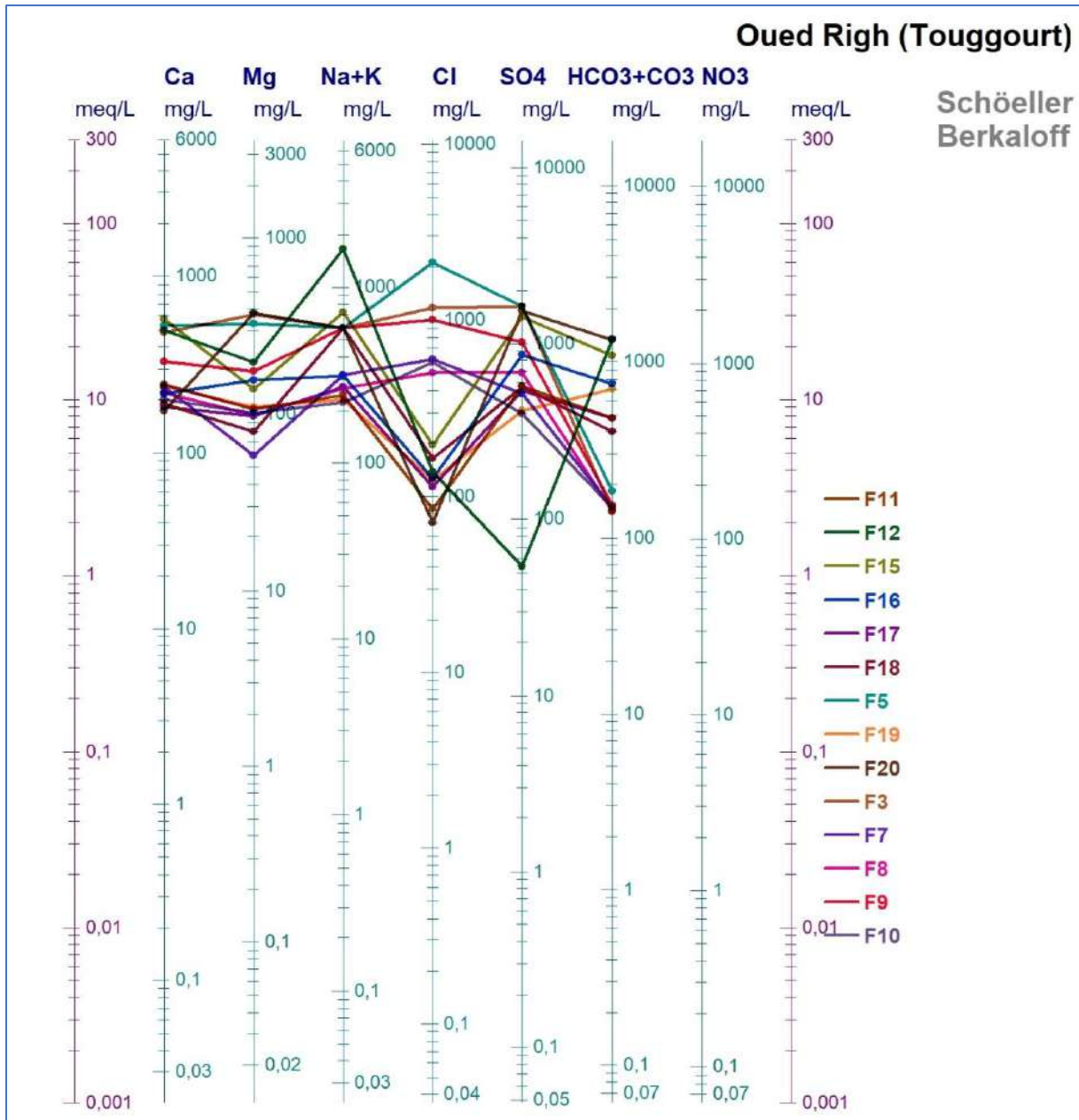


Figure VI- 14:Diagramme de Schoeller-Berkaloff

VI.3.2 Potabilité des eaux selon le degré hydrométrique :

La méthode de mesure du degré hydrométrique (dureté de l'eau) est la méthode la plus utilisée pour caractériser et évaluer la potabilité de l'eau sur la base des normes fixées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et les services de santé publique, qui ne doivent pas être dépassées pour que l'eau être potable.

Tableau VI- 4 Plage des valeurs de TH.

DHT (°F)	Status
0-7	Très douce
7-15	Douce
15-30	Plutôt dure
30-40	Dure
>40	Très dure

Elle est essentiellement cohérente avec l'existence de sels de calcium et de magnésium. Elle est directement liée au type de terrain traversé. Ils proviennent de roches dolomitiques ou calcaires. Sa désintégration est favorisée par la présence de CO₂.

$$DHT = rCa^{+2} + rMg^{+2} \text{ (en méq/l)}$$

Où 1 méq/l = 5°F.

Tableau VI- 5: Classification des forages d'eaux de la zone d'étude selon le degré hydrométrique

Nappe	Puits	DHT	Statut	Nappe	Puits	DHT	Statut
MIOPLIOCENE	F1	22,16	Plutôt dure	ALBIEN	F7	8,34	Douce
	F4	19,83	Plutôt dure		F8	9,66	Douce
	F6	8,24	Douce		F9	15,70	Plutôt dure
	F13	10,06	Douce		F10	9,26	Douce
	F14	9,64	Douce		F11	10,57	Douce
	F2	15,30	Plutôt dure		F12	20,73	Plutôt dure
	F5	27,00	Plutôt dure		F15	20,10	Plutôt dure
SENONIEN	F19	10,57	Douce	F16	11,89	Douce	
ALBIEN	F20	20,02	Plutôt dure	F17	8,56	Douce	
	F3	27,52	Plutôt dure	F18	8,05	Douce	

Compte tenu des résultats des analyses chimiques des tableaux (Tableau VI- 6) et (Tableau VI- 5), ainsi que les normes algériennes de potabilité des eaux le principal problème de qualité

de l'eau semble être la salinité, car les eaux souterraines se caractérisent par une minéralisation élevée, dépasse largement la norme. Les concentrations des autres éléments majeurs (le sodium, le sulfate, le chlorure et le bicarbonate) sont souvent supérieures aux normes recommandées. A l'instar de cette évaluation, on peut dire que les eaux de l'aquifère de Complexe Terminal de Oued Righ (Touggourt) sont impropres à l'alimentation en eau potable.

VI.3.3 Indice de qualité de l'eau (WQI)

L'indice de qualité de l'eau est une méthode simple utilisée pour l'analyse de la qualité générale en utilisant un groupe de paramètres réduisant de grandes quantités d'informations à un seul nombre, généralement sans dimension, d'une manière simple et reproductible (Abbasi et al 2012). Horton (1965) a fourni la première formule de tous les paramètres nécessaires à la détermination de la qualité des eaux souterraines, qui décrit l'influence composite de plusieurs paramètres importants pour la gestion et l'évaluation de la qualité de l'eau. (Tyagiet et al 2013). L'indice de qualité d'un échantillon d'eau a été calculé pour l'évaluation de l'IQE en utilisant les valeurs analysées, standard et admissibles des ions présents dans l'eau (Pradhan et al. 2001 ; Asadi et al. 2007). Le calcul de l'IQE commence par l'attribution de poids aux paramètres mesurés en fonction de leur importance relative. Le poids maximal de 5 a été attribué à des paramètres comme le sodium, le chlorure, le TDS et le sulfate en raison de leur importance dans les évaluations de la qualité de l'eau. Un poids inférieur de 1 est attribué au bicarbonate car il joue un rôle comparativement moins important dans l'évaluation de la qualité de l'eau (Vasanthavigar et al. 2010). Dans la deuxième étape, les poids relatifs (R_{wi}) ont été calculés en utilisant l'équation suivante :

$$R_{wi} = \frac{A_{wi}}{\sum_1^n A_{wi}}$$

Où R_{wi} est le poids relatif,

A_{wi} est le poids assigné de chaque paramètre,

et n est le nombre de paramètres.

Les poids relatifs calculés (R_{wi}) de chaque paramètre et des normes de qualité de l'eau sont donnés dans le tableau 3. L'évaluation de la qualité du i ème paramètre a été calculée en divisant leur concentration avec les normes de qualité de l'eau respectives ; cette valeur est multipliée par 100 et donnée dans l'équation suivante :

$$Q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100$$

Où Q_i est l'indice de qualité, C_i est la concentration du paramètre chimique spécifique dans chaque échantillon d'eau (mg/l), et S_i est la norme algérienne d'eau potable pour chaque paramètre chimique (mg/l). Le sous-indice pour le chaque paramètre est déterminé par :

$$SI_i = Q_i * W_i$$

Enfin, le WQI (IQE) est calculé à partir de :

$$WQI = \sum SI_i$$

Où SI_i est le sous-indice du chaque paramètre, Q_i est le classement basé sur la concentration du paramètre, et n est le nombre de paramètres.

Tableau VI- 7: Normes de qualité de l'eau potable de l'OMS et normes algériennes avec les pondérations attribuées aux paramètres de qualité

Paramètres	Algerian standard	WHO standards	Assigned weight (A_{w_i})	Relative weight (R_{w_i})
pH	6.5-8.5	7 - 8	1	0.0322
$c_{25^{\circ}C}$	2800	400	3	0.0967
TH (mg/l) de $CaCO_3$	500	500	3	0.0967
Chloride (mg/l)	500	250	5	0.1612
Sulfate (mg/l)	400	25	5	0.1612
Calcium (mg/l)	200	75	3	0.0967
Magnesium (mg/l)	150	30	3	0.0967
Sodium (mg/l)	200	200	5	0.1612
Potassium (mg/l)	20	20	2	0.0645
Bicarbonate (mg/l)	-	-	1	0.0322
			$\sum_i A_{w_i} = 31$	$\sum_i R_{w_i} = 1$

L'indice de qualité des eaux de l'Oued Righ est compris entre 28,33 et 140,33. Une carte de distribution spatiale du WQI (IQE) des eaux souterraines dans la zone d'étude est présentée dans la **Figure VI- 15**.

Selon la classification de WQI, 23% des échantillons représentent une eau de bonne qualité, 20% une eau de mauvaise qualité, 30% une eau de très mauvaise qualité et 27% une eau impropre à la consommation.

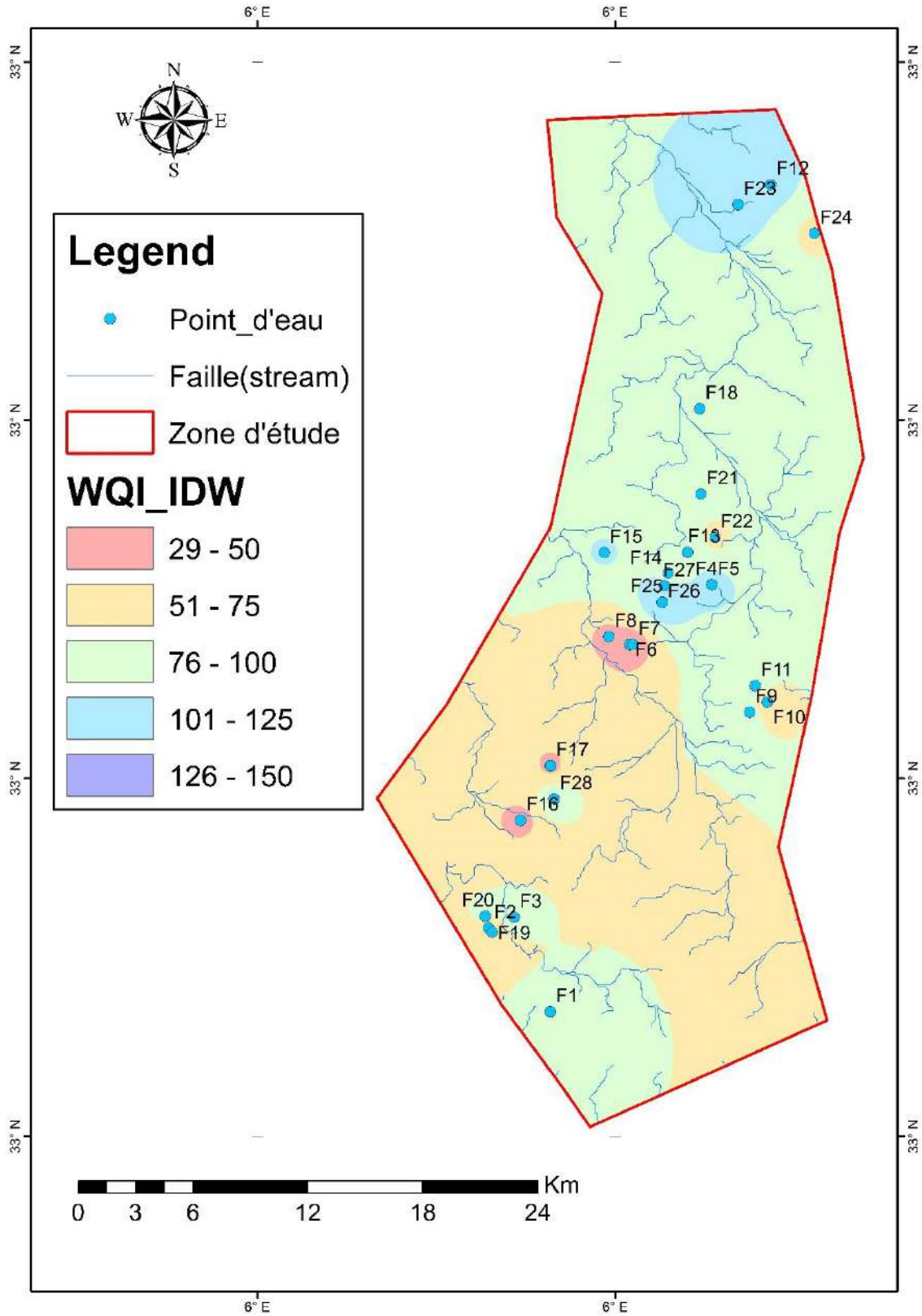


Figure VI- 16: distribution spatiale du WQI (IQE) des eaux souterraines dans la zone d'étude

VI.4 Aptitude des eaux à l'irrigation

La qualité de l'eau d'irrigation est l'un des facteurs importants, directement liée par la santé des humains et des autres êtres vivants (**Bhuyan et al. 2018**). La qualité des eaux souterraines dans une région est régie à la fois par des processus naturels et des effets anthropiques (**Pejman et al. 2009**). La surveillance de la qualité de l'eau est un moyen important pour le développement durable et fournit des données essentielles pour la gestion de l'eau (**Jalali 2009**).

La qualité de l'eau d'irrigation est généralement définie en termes de solides dissous totaux, de cations et d'anions majeurs. Les trois problèmes les plus courants associés à la mauvaise qualité de l'eau dans le monde sont la salinité, la réduction de la perméabilité et l'augmentation de la toxicité des ions spécifiques (**Singh et al. 2018**). Cependant, la qualité de l'eau, qu'elle soit bonne ou mauvaise, ne se traduit pas uniquement par des paramètres physiques et chimiques (**Pham 2017**).

La qualité de l'eau d'irrigation est définie par le type et la concentration de sels et de solides dissous (**Etteieb et al. 2017**). Les informations sur la qualité de l'eau d'irrigation sont d'une importance capitale pour comprendre les changements dans la qualité du produit et les modifications nécessaires dans la gestion de l'eau (**Ramakrishnaiah et al. 2009**). L'agriculture est le principal consommateur d'eau, l'irrigation utilisant plus des deux tiers des ressources en eau douce disponibles dans le monde (**Aliyu et al. 2017**).

La qualité de l'eau d'irrigation doit être surveillée en permanence pour un développement durable dans les zones agricoles. Diverses méthodes ont été appliquées pour évaluer l'effet de l'eau d'irrigation sur les plantes et les sols. De nombreux chercheurs ont utilisé des indices hydrochimiques tels que le SAR, Na%, KI, PI et le coefficient de l'eau d'irrigation (**Li et al. 2013 ; Fakhre 2014 ; Cieszynska et al. 2012 ; Brindha et Elango 2013**).

Au lieu d'utiliser un seul paramètre, l'utilisation combinée des analyses chimiques de tous les ions devrait donner de meilleurs résultats (Hem 1985). En outre, l'IWQI utilise un ensemble d'indicateurs et simplifie la qualité de l'eau à une seule valeur, ce qui est considéré comme une meilleure solution (**Saedi et al. 2010**).

Un indice est plus utile à des fins de comparaison (quels puits ont une qualité d'eau particulièrement mauvaise) et pour des questions générales (**Semiromi et al. 2011 ; Sayiter Yıldız et Can Bülent Karakuş, 2019**).

VI.4.1 SAR

Ce paramètre a été initialement proposé par Richards (1954), et il est utilisé pour évaluer la tendance des ions Na à l'adsorption sur le sol, et la tendance des niveaux de cations dissous à entrer dans les régions d'échange cationique du sol. Les concentrations élevées de sodium affectent la perméabilité du sol et ont un effet direct sur la salinité totale de l'eau. Cela indique que de telles concentrations peuvent être toxiques pour les produits délicats (González-Acevedo et al. 2016). La détection du risque de salinité dépend des mesures de conductivité électrique. Le concept de SAR est utilisé pour la détection d'un danger probable lié au sodium (Almeida et al. 2008). Le SAR est calculé à l'aide de l'équation 1 (Richards 1954).

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

Où toute concentration en méq / l.

VI.4.2 L'indice de Kelly

Les concentrations de Na, Ca et Mg dans l'eau représentent un risque alcalin (Dhembare 2012). Pour le calcul du paramètre KI, la concentration de Na est mesurée par rapport à Ca et Mg, et dans la plupart des eaux, Ca et Mg conservent leur état d'équilibre. Dans la plupart des eaux, Ca et Mg conservent leur état d'équilibre. Le KI est calculé à l'aide de l'équation 2 (Kelley 1940).

$$\text{KR} = \text{Na}^+ / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$$

Où toute concentration en méq / l.

VI.4.3 Le pourcentage de sodium SSP (Na%)

La quantité de sodium dans l'eau d'irrigation est généralement définie comme Na%. La concentration de sodium dans l'eau induit l'échange d'ions Ca^{2+} et Mg^{2+} . Ce processus d'échange à son tour réduit la perméabilité du sol, ce qui entraîne un mauvais drainage interne. En raison de sa réactivité avec le sol, le sodium est considéré comme un ion important pour la classification de l'eau d'irrigation, et il réduit la perméabilité (Vasanthavigar et al. 2010 ; Ishaku et al. 2011). Na% est utilisé pour déterminer la qualité de l'eau à des fins agricoles. L'eau d'irrigation avec un Na% élevé provoque un retard de croissance chez les plantes (Mohammed et al. 2015). Le Na% est déterminé par le calcul de la proportion relative de tous les cations disponibles dans l'eau (Ishaku et al. 2011).

$$\% \text{Na} = (\text{Na}^+ + \text{K}^+) / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+)$$

Où toute concentration en méq / l.

VI.4.4 Indice de perméabilité (IP) :

Cet indice a été développé par **Doneen (1964)** pour déterminer l'adéquation de l'eau pour l'irrigation et catégorise les eaux en Classe 1 ($PI > 75\%$), Classe 2 ($25\% < PI < 75\%$) et Classe 3 ($PI < 25\%$). Les eaux de classe 1 et de classe 2 sont classées comme " bonnes " et " convenables " en raison de leur perméabilité maximale plus élevée (**Rahman et al. 2014**). La perméabilité du sol est affectée par la quantité d'ions Na, Mg, Ca et HCO_3^- dans le sol. L'IP est calculé à l'aide de (**Ghazaryan et Chen 2016**).

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

Où, les concentrations sont données en méq / l.

VI.4.5 Carbonate de sodium résiduel (RSC)

Eaton (Eaton 1950) a suggéré que le carbonate de sodium résiduel (RSC) défini par la formule suivante

$$RSC = (HCO_3^- + CO_3^{2-}) - (Ca^{2+} + Mg^{2+})$$

Où, les concentrations sont données en méq / l.

« Est un bon indice du risque de sodicité d'une eau d'irrigation. Les anions HCO_3^- et CO_3^{2-} présents dans l'eau d'irrigation ont tendance à précipiter les ions calcium et magnésium dans le sol, ce qui et les ions magnésium dans le sol, ce qui entraîne une augmentation de la proportion d'ions sodium. Pour cette raison, le RSC a été considéré comme indiquant le risque de sodicité de l'eau. Eaton (1950) a conclu que l'eau contenant plus de 2,5 meq/l de RSC ne convient pas à l'irrigation. L'eau contenant 1,25 à 2,5 meq/l était considérée comme marginale et celle contenant moins de 1,25 meq/l probablement sûre » (**Saber.K2022**).

VI.4.6 Risque de magnésium (MHR)

Les concentrations élevées d'ions magnésium dans l'eau d'irrigation entraînent une baisse des rendements des cultures agricoles à cause de la contribution d'une concentration élevée de magnésium à l'alcalinité du sol (**Gowd 2005**). À cette fin, Szabolcs (**Szabolcs 1964**) a proposé un indicateur appelé « risque de magnésium » ou « MHR » pour déterminer si les échantillons d'eau conviennent à l'irrigation (**Saber.K2022**). Le « MHR » est défini par la formule suivante :

$$MHR = (Mg^{2+} / Ca^{2+} + Mg^{2+}) \times 100$$

Où tous les ions sont exprimés en meq/L.

VI.4.7 Indice de qualité des eaux d'irrigation (IWQI)

L'IWQI a été établi par (Meireles, A.C.M et al.2010) pour évaluer l'aptitude de l'eau à des fins agricoles. Il s'agit d'une méthode simple utilisée pour l'analyse de la qualité générale en utilisant un groupe de paramètres (Saber, K.et al.2021) et en réduisant de grandes quantités de données à un seul nombre, généralement sans dimension, définissant ainsi l'IWQI par un seul nombre (Stoner, J.D.et al.1978). L'équation suivante est utilisée pour calculer le paramètre de qualité de l'eau d'irrigation (q_i) dans ce modèle, selon les limites de tolérance des paramètres comme indiqué dans le **Tableau VI-8**.

$$q_i = q_{i\max} - [(X_{ij} - X_{inf}) \times q_{iamp}] / q_{amp}$$

Où

q_i est la qualité de chaque paramètre,

$q_{i\max}$ désigne la valeur maximale de q_i pour chaque classe ;

x_{ij} désigne la valeur observée de chaque paramètre ;

x_{inf} désigne la valeur correspondant à la classe de limite inférieure du paramètre ;

q_{iamp} est l'amplitude de classe du paramètre ;

x_{amp} est la dernière valeur du paramètre exprimée dans la limite supérieure du paramètre chimique identifié.

Tableau VI- 8: Valeurs limites des paramètres pour les mesures de qualité (q_i) (Meireles et al., 2010)

q_i	EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	SAR ($(\text{mmolc L}^{-1})^{0.5}$)	Na^+ (meq l^{-1})	Cl^- (meq l^{-1})	HCO_3^- (meq l^{-1})
85-100	$200 \leq \text{EC} < 750$	$2 \leq \text{SAR} < 3$	$2 \leq \text{Na} < 3$	$1 \leq \text{Cl} < 4$	$1 \leq \text{HCO}_3 < 1.5$
60-85	$750 \leq \text{EC} < 1500$	$3 \leq \text{SAR} < 6$	$3 \leq \text{Na} < 6$	$4 \leq \text{Cl} < 7$	$1.5 \leq \text{HCO}_3 < 4.5$
35-60	$1500 \leq \text{EC} < 3000$	$6 \leq \text{SAR} < 12$	$6 \leq \text{Na} < 9$	$7 \leq \text{Cl} < 10$	$4.5 \leq \text{HCO}_3 < 8.5$
0-35	$\text{EC} < 200$ or $\text{EC} \geq 3000$	$\text{SAR} < 2$ or $\text{SAR} \geq 12$	$\text{Na} < 2$ or $\text{Na} \geq 9$	$\text{Cl} < 1$ or $\text{Cl} \geq 10$	$\text{HCO}_3 < 1$ or $\text{HCO}_3 \geq 8.5$

Après avoir normalisé les valeurs w_i , leur somme est égale à 1 selon l'équation (8) [10]

$$W_i = \sum_{j=1}^k F_j A_{ij} / \sum_{j=1}^k \sum_{i=1}^n F_j$$

Où W_i désigne le paramètre de poids pour l'IWQI ; F signifie la valeur automatique du composant 1 ; A_{ij} est la capacité des paramètres i par le facteur j ; i est le nombre de paramètres chimiques désignés par le modèle (1 à n) ; j est le nombre de facteurs sélectionnés dans le modèle (1 à k). Le poids relatif de chaque paramètre est présenté dans Tableau VI-9. Les valeurs de l'IWQI ont été calculées à l'aide de l'équation suivante (**P. Aravinthasamy et al. 2020**).

$$IWQI = \sum_{j=1}^k q_j W_i$$

Tableau VI- 9: Poids relatif w_i de chaque paramètre dans IWQI. (**Meireles et al. 2010**)

Parameters	W_i
EC	0,211
Na	0,204
HCO ₃	0,202
Cl	0,194
SAR	0,189
Total	1

Tableau VI- 10:Indices de qualité de l'eau d'irrigation des eaux souterraines.

Sample number	EC	SAR	KR	Na%	PI	RSC	MH	Sample number	EC	SAR	KR	Na %	PI	RSC	MH
W1	3,84	4,75	0,74	42,54	46,81	-18,22	51,24	W37	5,8	3,38	0,41	29,054	32,26	-31,68	83,99
W2	4,27	5,88	0,88	46,89	50,48	-19,91	52,08	W38	9,6	4,96	0,5	33,213	35,23	-47,55	84,84
W3	3,05	4,68	0,8	44,57	49,33	-14,81	50,27	W39	10	9,35	1,04	50,995	52,69	-38,45	83,47
W4	2,83	3,32	0,55	35,56	40,9	-15,87	44,7	W40	10,2	13,53	1,49	59,865	61,48	-38,38	82,07
W5	6,26	7,82	1,03	50,81	53,63	-25,93	55,89	W41	7,7	4,27	0,45	31,151	33,3	-42,65	80,8
W6	4,73	5,00	0,64	38,99	42,12	-28,14	57,54	W42	7,9	2,95	0,31	23,703	26,16	-43,05	81,98
W7	7,19	5,80	0,64	39,19	41,65	-37,79	48,52	W43	7,8	6,67	0,72	41,903	43,82	-40,75	84,3
W8	4,53	4,09	0,56	36,09	39,75	-23,93	47,19	W44	7	5,12	0,56	35,957	38,19	-39,41	81,2
W9	6,33	6,40	0,79	43,98	46,12	-31,62	21,59	W45	6,4	6,81	0,68	40,348	42,67	-46,84	83,62
W10	12,48	6,79	0,59	37,04	38,38	-64,51	52,99	W46	5,8	6,10	0,63	38,518	40,63	-44,81	78,83
W11	6,5	6,41	0,77	43,64	46,19	-31,86	50,85	W47	6	4,16	0,42	29,597	31,71	-46,78	80,18
W12	5,89	3,91	0,43	29,95	32,38	-39,79	48,82	W48	6,3	2,92	0,28	21,979	24,48	-50,86	82,92
W13	7,1	3,12	0,35	25,98	28,6	-37,51	81,68	W49	7,5	4,85	0,5	33,52	35,8	-43,71	77,06
W14	6,7	8,21	0,93	48,30	50,29	-36,4	81,24	W50	8,4	4,68	0,49	32,722	34,71	-44,36	83,99
W15	6,9	4,62	0,54	35,16	37,73	-34,19	81,88	W51	9,2	4,07	0,4	28,513	31,21	-48,23	83,97
W16	6,6	6,18	0,72	42,00	44,63	-33,71	79,91	W52	5,9	6,10	0,7	41,205	43,54	-35,6	84,05
W17	7,9	3,90	0,41	28,99	31,31	-43,47	82,56	W53	5,78	4,13	0,44	30,322	32,64	-42,74	57,42
W18	7,3	3,69	0,42	29,80	32,39	-35,82	81,92	W54	5,95	3,69	0,4	28,62	30,59	-40,94	56,97
W19	7,1	3,08	0,37	27	30,16	-32,34	83,86	W55	6,12	3,22	0,31	23,535	25,28	-53,25	62,42
W20	7,4	9,34	1,13	52,96	54,91	-32,41	79,83	W56	6,63	3,49	0,36	26,211	28,14	-46,69	69,66
W21	5,8	10,38	1,24	55,43	57,36	-32,55	74,28	W57	6,46	3,34	0,33	24,667	26,75	-49,96	63,68
W22	6,1	3,33	0,39	27,96	30,85	-34,54	82,48	W58	6,29	5,40	0,5	33,28	34,85	-56,76	64,63
W23	6	5,03	0,63	38,61	41,31	-30,03	78,88	W59	6,29	3,72	0,35	25,979	27,86	-54,1	58,76
W24	5,9	7,84	0,95	48,82	51,01	-31,64	80,63	W60	6,46	3,24	0,29	22,284	23,98	-61,87	62,63
W25	5,6	5,33	0,63	38,62	41,01	-33,98	88,73	W61	6,63	3,76	0,38	27,627	29,66	-46,56	60,13
W26	5,5	10,11	1,31	56,71	58,79	-27,73	86,22	W62	6,8	4,33	0,42	29,44	31,2	-51,97	63,17
W27	6,2	11,07	1,47	59,53	61,52	-26,37	85,87	W63	6,97	4,41	0,4	28,652	30,31	-58,43	60,85
W28	5,4	8,56	1,06	51,36	53,56	-30,65	82,77	W64	5,95	4,65	0,41	28,928	30,42	-63,41	65,38
W29	4,9	9,55	1,23	55,19	57,48	-27,68	81,29	W65	7,82	5,04	0,5	33,131	34,83	-49,97	69,53
W30	5,2	8,19	1,1	52,33	54,88	-25,58	84,13	W66	7,99	4,61	0,5	33,112	35,07	-41,68	58,88
W31	6,4	10,70	1,24	55,44	57,06	-35,14	79,38	W67	8,33	4,40	0,41	29,234	31,07	-54,46	65,65
W32	6,5	11,25	1,52	60,29	62,3	-25,5	79,58	W68	8,5	4,95	0,45	31,13	32,76	-58	66,18
W33	6,9	3,95	0,44	30,42	32,94	-38,68	75,83	W69	7,31	5,27	0,48	32,641	33,97	-57,68	66,29
W34	6,9	4,48	0,52	34,28	36,89	-34,8	81,69	W70	8,5	4,56	0,4	28,782	30,18	-62,12	69,46
W35	6,8	4,86	0,59	36,91	39,68	-32,26	71,15	W71	9,18	5,71	0,52	34,379	35,96	-57,37	72,65
W36	4,9	15,17	1,88	65,25	66,93	-30,15	82,5	W72	7,48	4,98	0,44	30,396	31,84	-63,1	72,58

Ou SAR et KR sont sans unité ; Na%, PI et MH sont des pourcentages (%) ; RSC est exprimé en meq Γ^{-1} ; EC est défini en dS cm^{-1} .

Les valeurs de la conductivité électrique reflétés par les dommages causés par la salinité sont des considérations très importantes dans l'évaluation de la pertinence de l'eau utilisée pour l'irrigation en raison de son effet sur la pression osmotique de la solution du sol et la capacité des plantes à absorber l'eau par ses racines (Rodier,2009). Le **tableau VI- 11** indique une valeur de conductivité électrique élevée, comprise entre 4,9 et 10,2 dS.cm⁻¹ dans l'aquifère CT. Selon une étude antérieure (Gharbi, A et al.2019), on peut conclure que la salinité et la minéralisation de l'eau sont d'origine géologique. Ceci s'explique par la composition lithologique des couches qui contiennent des sels évaporés, du gypse et de la dolomite, ce qui entraîne une détérioration de la qualité de l'eau.

Les concentrations élevées de sodium sont indésirables dans l'eau parce que le sodium s'adsorbe sur les sites d'échange cationique du sol, ce qui provoque la rupture des agrégats du sol (défloculation), colmatant les pores du sol et le rendant imperméable à l'écoulement de l'eau (Wetzel, R.G., 1983).

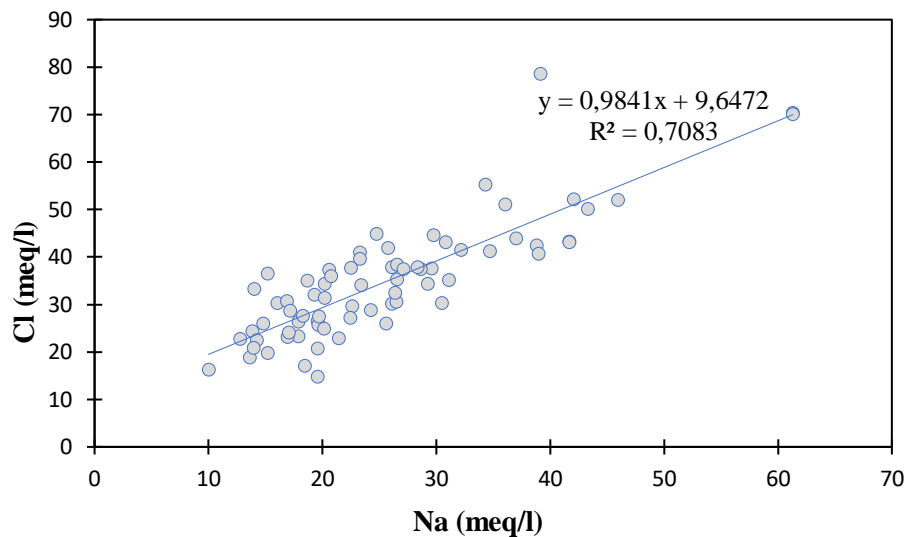


Figure VI- 17: Na vs Cl dans l'aquifère de la région de CT Oued Righ (les eaux d'irrigation)

La concentration en ions sodium (Na⁺) des échantillons d'eau a varié entre 230 et 1410 mg l-1 avec une moyenne de 588,07 mg. L-1. La figure 5 montre les distributions spatiales des concentrations en ion sodium (Na⁺) dans la zone d'étude. Les résultats actuels montrent une légère variation dans les schémas de distribution du sodium. La représentation graphique de la **figure VI- 18** montre une forte corrélation entre Na⁺/Cl⁻ qui s'explique par le mécanisme d'acquisition de la salinité dans les eaux naturelles dû à la dissolution de l'halite contenue dans les évaporites. Cette augmentation est due au phénomène d'échange de bases, l'eau interagissant

avec les minéraux argileux qui fixent un ion calcium après la libération de deux ions sodium (**Chaib, W., et al.2013, Bouselsal,B. et Belksier M.S.2018**).

Le rapport d'adsorption du sodium (SAR), la caractéristique de qualité de l'eau la plus courante qui détermine le taux normal d'infiltration de l'eau, est utilisé pour indiquer le danger alcalin. (**Ayers R.S., et Westcot D.W. 1985**). Les valeurs SAR dans les échantillons d'eau étudiés variaient de 2.92 à 15.17 meq/L ; ces valeurs ont été entrées dans un système GIS pour construire une carte de distribution spatiale du SAR comme illustrer sur la Figure VI-18. Selon les catégories SAR, les eaux souterraines sont impropres à l'irrigation si la valeur est supérieure à dix-huit (**Varol, S., et Davraz, A. 2015**). Selon la classification de Richards (**Richards, L.A., 1954**) basée sur les valeurs de SAR comme indiqué dans le **tableau VI- 12**, tous les échantillons ont été jugés appropriés pour l'irrigation dans les eaux souterraines étudiées.

Tableau VI- 13:Classification de l'eau basée sur les valeurs SAR (**Bauder, T.A., et al 2003**)

% d'adsorption de la Soduim (SAR)	Catégories
< 10	Excellent
10-18	Bon
18-26	Douteux
> 26	Inadéquat

Les concentrations en chlorure sont l'autre paramètre introduit comme indice qui définit la toxicité spécifique des ions. Dans la zone d'étude, l'analyse chimique des échantillons d'eau a montré que la moyenne des concentrations en ions chlorure est de 1234,23 mg l-1 alors que les valeurs maximales et minimales sont respectivement de 2749,38 mg l-1 et 523 mg l-1 (**Tableau VI- 14**). Les plantes sont affectées par la concentration en chlorure pour deux raisons : d'une part, le chlore est un nutriment minéral et sa carence provoque des problèmes métaboliques qui interfèrent avec la croissance, d'autre part, l'excès de chlorure entraîne de graves dysfonctionnements physiologiques qui nuisent à la fois à la qualité et à la formation du rendement (**Christoph-Martin Geilfus,2018**). Par rapport aux critères mentionnés dans Tableau VI- 10, les concentrations en ions chlorure dans tous les échantillons d'eau étaient très élevées. Ainsi, en termes d'ions chlorure, l'eau peut ne pas être adaptée à l'irrigation des cultures sensibles.

Tableau VI- 15: Classification des Taux des chlorures dans l'eau d'irrigation.

Chlorure (mg\l)	Effet sur les cultures
Inférieur à 70	Généralement sans danger pour toutes les plantes
70-140	Les plantes sensibles sont endommagées
141-350	Les plantes modérément tolérantes sont endommagées
Supérieure à 350	Peut causer de graves problèmes

Les distributions spatiales des concentrations en ions chlorure sont présentées dans **Figure VI- 19**. Cette variation des chlorures peut être due à la composition géologique de la zone d'étude ou au drainage agricole qui se déverse dans le cours d'eau Oued Righ.

VI.4.8 La distribution spatiale des paramètres

Le SIG pourrait être un outil puissant pour la gestion de l'approvisionnement en eau, la cartographie des zones, la détermination de la disponibilité de l'eau, l'évaluation des risques de problèmes environnementaux, la production de solutions et la prise de décisions politiques rapides (Varol, S., et Davraz, A. 2015).

Dans cette étude, nous avons utilisé le logiciel Microsoft Excel 2019 pour le calcul des paramètres et la préparation des données dans ArcGIS 10.8.2 pour préparer les cartes de distribution spatiale des paramètres de qualité des eaux souterraines tels que la conductivité électrique (EC), les solides dissous totaux (TDS), les indices de qualité de l'eau (SAR, PI, SSP, RSC, MHR, KR), les anions, les cations et l'indice de qualité des eaux d'irrigation (IWQI).

Les cartes de distribution géospatiale de toutes les caractéristiques énumérées ci-dessus ont été créées en utilisant la technique d'interpolation inverse (IDW) pour produire une base de données sur la qualité des eaux souterraines pour l'eau d'irrigation dans la zone d'étude (**Figure VI- 20 (a) et (b)**).

Ces cartes peuvent donc être utilisées pour évaluer la qualité des eaux souterraines et déterminer les meilleurs emplacements pour les nouveaux puits contenant le moins de polluants dangereux.

L'utilisation du SIG a clairement montré la variance dans la carte de l'indice IWQI, comme la figure VI-20 montre, où l'IWQI a diminué du sud au nord à cause de la conductivité électrique, alors que le SAR, l'ion sodium et l'ion chlorure ont augmenté dans cette direction, comme le montrent les figures VI-19 (a et b), respectivement.

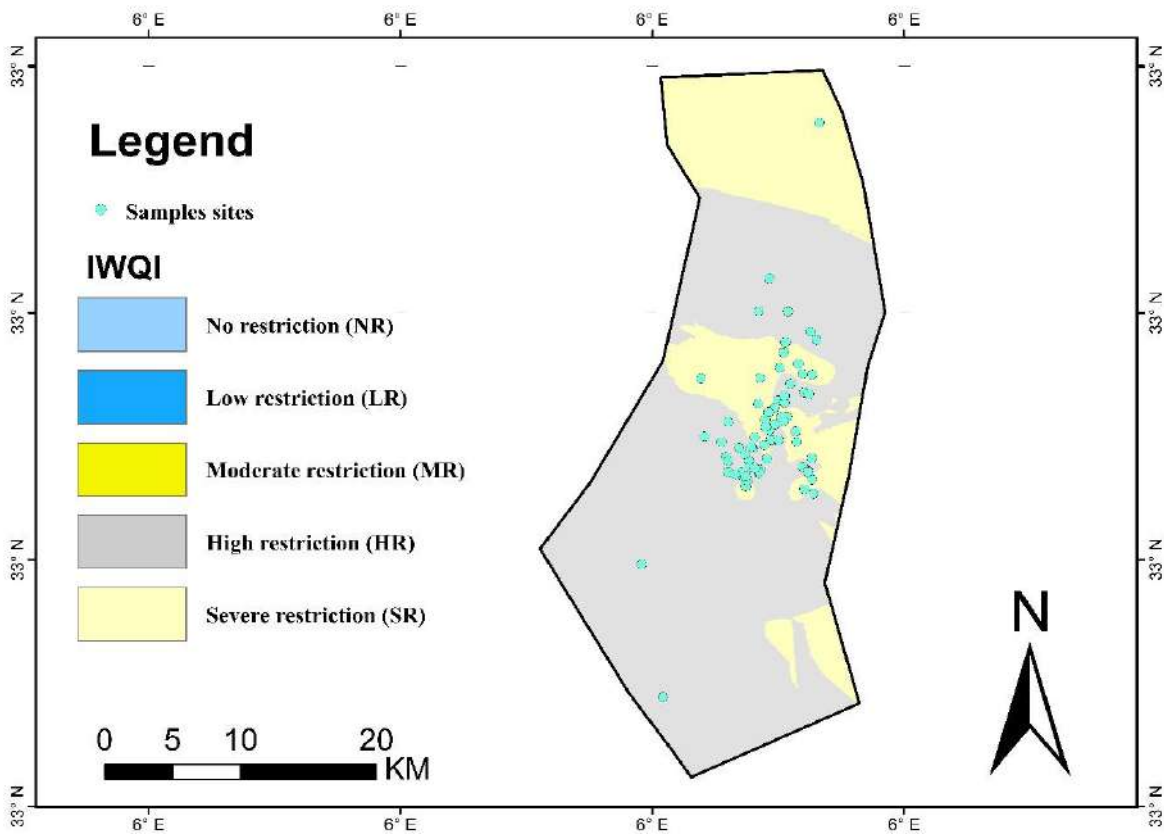


Figure VI- 21: Distrubition géospatiale du "IWQI"

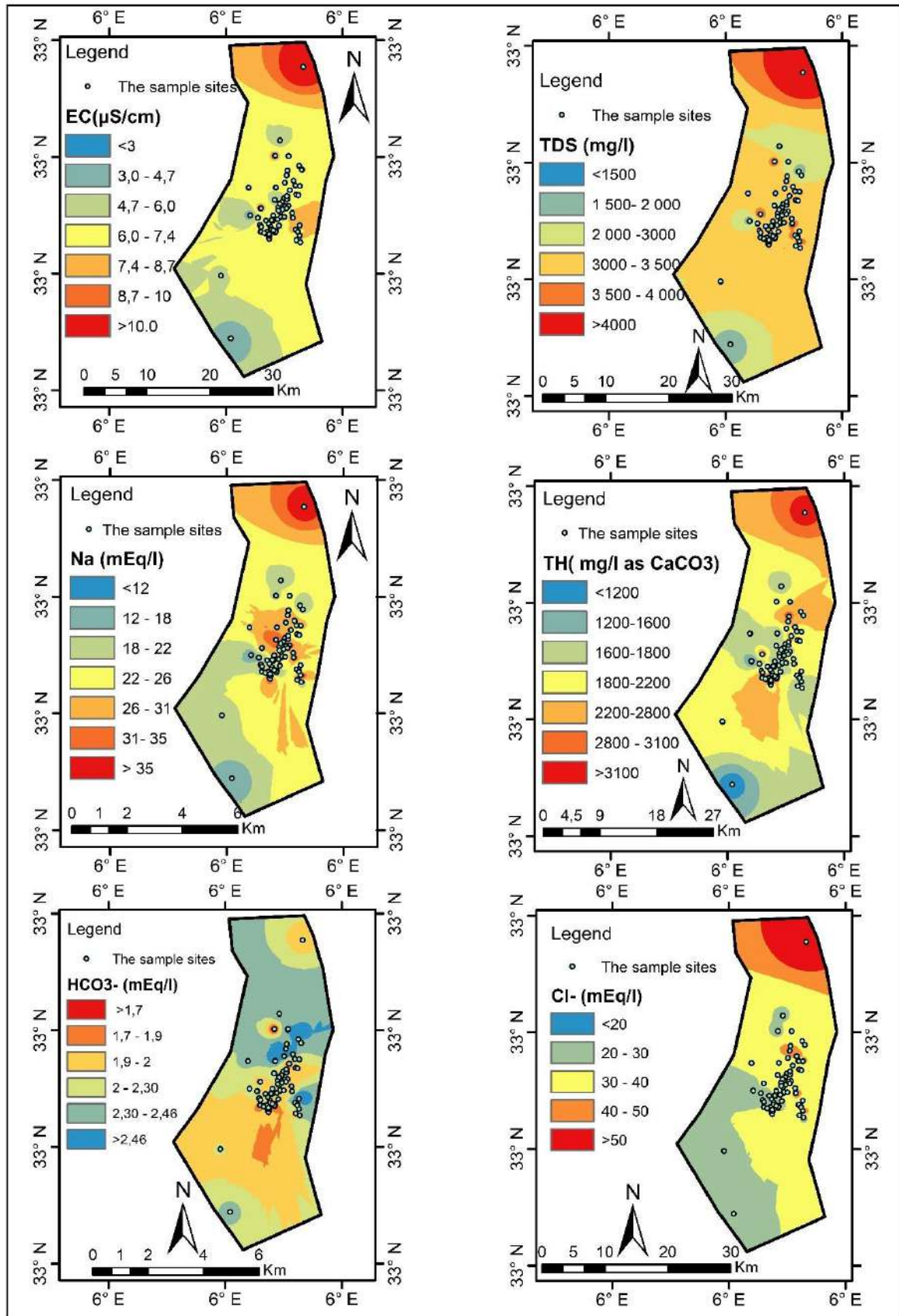


Figure VI- 22(a) : La distribution spatiale des paramètres

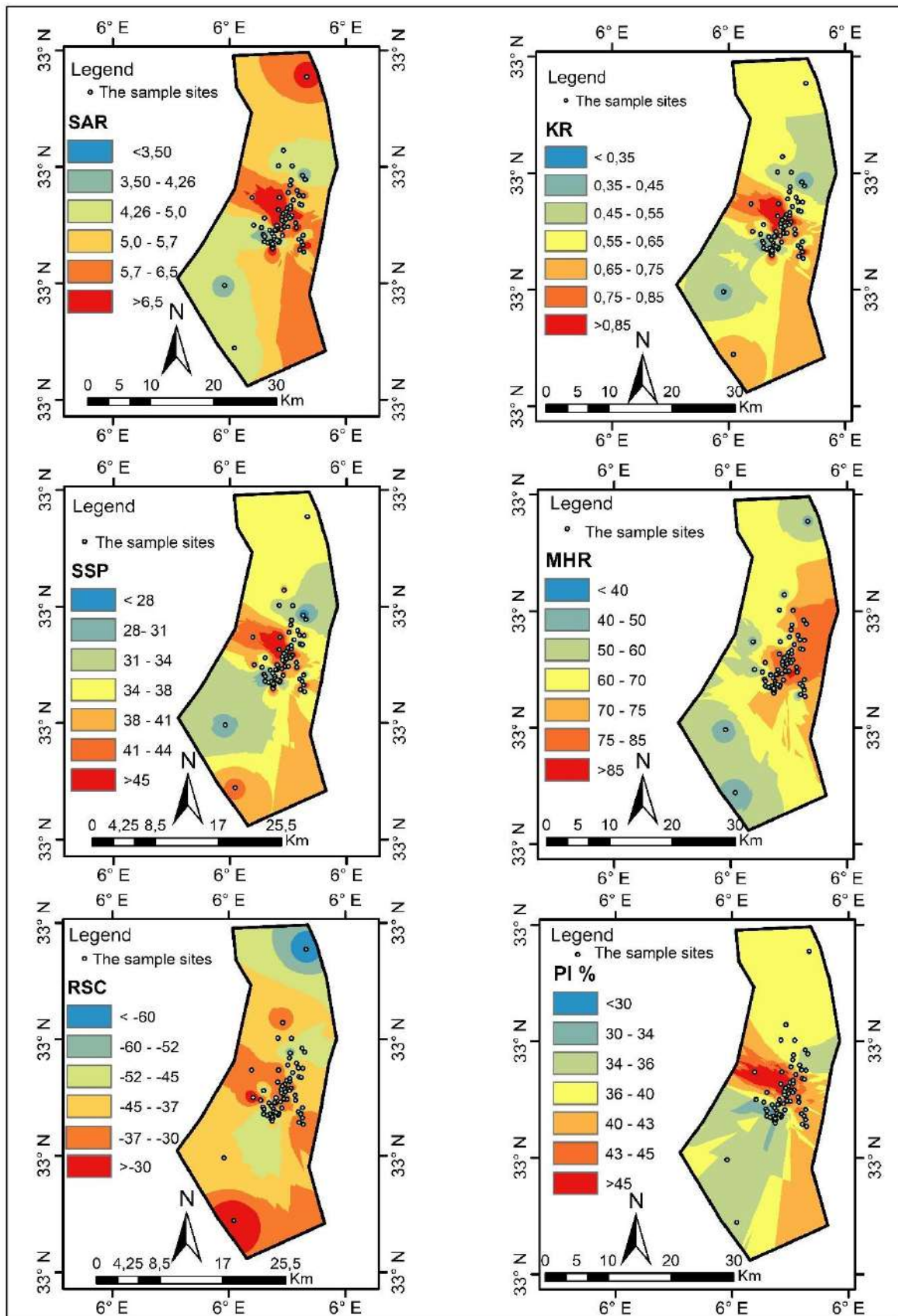


Figure VI- 23: La distribution spatiale des paramètres (la suite)

Selon la carte IWQI de la zone d'étude, l'adéquation des eaux souterraines pour l'irrigation est classée en deux catégories de limitations d'utilisation de l'eau. Nous avons constaté que 65% des eaux souterraines ont des restrictions d'utilisation élevées, ce qui indique qu'elles peuvent causer de graves dommages au sol, ce qui entraîne des dommages et des blessures aux plantes. Dans ce cas, un modeste processus de filtration du sel est nécessaire pour prévenir les dommages aux plantes. Les échantillons restants (35%) ont été classés comme sévère restriction (SR), ce qui signifie qu'ils doivent être évités et ne pas être utilisés pour l'irrigation dans des conditions normales. Cependant, cette eau peut être utilisée selon la suggestion du tableau 4 si la perméabilité du sol est élevée, en particulier lorsqu'un excès d'eau d'irrigation est appliqué, ce qui évite l'accumulation de sels. Heureusement, la zone d'étude est située dans le nord du grand Sahara algérien, qui a une perméabilité du sol extrêmement élevée (sable), mais le lessivage excessif du sel de la zone des racines des cultures polluera davantage les eaux souterraines, donc le mieux qui peut être recommandé est de fournir des fournitures adéquates pour le drainage avec la plantation de cultures tolérantes au sel (voir tableau VI-16).

Tableau VI- 16:Caractéristiques et classes de l'indice de qualité des eaux

IWQI (%)	Classe	Recommandations
85-100	Aucune restriction (NR)	« Aucun risque de toxicité pour la plupart des plantes »
70-85	Faible restriction (LR)	
55-70	Modérée restriction (MR)	« Les plantes ayant une tolérance modérée tolérance modérée aux sels peuvent être cultivées. »
40-55	Restriction élevée (HR)	« Doit être utilisé pour l'irrigation des plantes ayant une tolérance modérée à élevée aux sels avec des pratiques spéciales de contrôle de la salinité, à l'exception de l'eau à faible valeur de Na, Cl et HCO ₃ . »
0-40	Restriction sévère (SR)	« Ne doit servir qu'à l'irrigation des plantes présentant une tolérance élevée aux sels, à l'exception des eaux présentant des valeurs extrêmement faibles de Na, Cl et HCO ₃ . »

Le tableau VI- 17 a été brièvement modifié à partir du tableau du (Meireles, A.et al.2010).

Quand cet indice se situe dans l'intervalle **85 à 100 %** ; Il n'y aura aucune restriction sur l'utilisation de l'eau (NR) ; il peut être utilisé pour la majorité des sols avec une faible probabilité de causer des problèmes de salinité et de sodicité, étant recommandé le lessivage dans les pratiques d'irrigation, sauf pour les sols avec une perméabilité extrêmement faible. Mais en général dans ce cas, il n'y a pas aucun risque de toxicité pour la plupart des plantes.

Mais lorsque cet indice d'eau d'irrigation est de l'ordre de **70-85%**, alors dans ce cas il y a des restrictions, mais ce sont de faibles restrictions car il n'y a pas de risque de toxicité pour la plupart des plantes, et on parle alors de faible restriction (LR) Texture légère ou perméabilité modérée, et une filtration au sel est recommandée. Le sodium peut être présent dans les sols à textures lourdes, il est recommandé d'éviter de l'utiliser dans les sols à forte teneur en argile.

Alors que si IWQI des eaux d'irrigation dans l'intervalle de **55-70 %** peut être utilisé dans les sols ayant des valeurs de perméabilité modérées à élevées, étant suggéré un lessivage modéré des sels donc les plantes ayant une tolérance modérée aux sels peuvent être cultivées.

On aura une restriction élevée (HR) dans les eaux qui ont un IWQI de **40 à 55 %** ; ils peuvent être utilisés dans les sols à haute perméabilité sans couches compactes. Un programme d'irrigation à haute fréquence doit être adopté pour les eaux dont la CE est supérieure à 2000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et le SAR supérieur à 7,0.

Doit être utilisé pour l'irrigation des plantes ayant une tolérance modérée à élevée aux sels avec des pratiques spéciales de contrôle de la salinité, à l'exception de l'eau avec de faibles valeurs de Na, Cl et HCO_3 .

Un IWQI de **0 à 40 %** est considéré comme sévèrement restreint (SR) ; Dans des circonstances normales, il ne doit pas être utilisé pour l'irrigation. Il peut être utilisé occasionnellement dans des circonstances exceptionnelles. Le gypse doit être appliqué dans les cours d'eau à faible salinité et à SAR élevé. Des sols à haute perméabilité sont nécessaires dans les eaux à forte teneur en sel, et il faut prévoir de l'eau supplémentaire pour éviter l'accumulation de sel.

Seules les plantes ayant une haute tolérance au sel, à l'exception des eaux ayant des valeurs extrêmement basses de Na, Cl et HCO_3 .

Tableau VI- 18 résume les résultats obtenus de l'indice de qualité d'irrigation IWQI pour chaque échantillon

Tableau VI- 18: Classes et valeurs IWQI des échantillons d'eau souterraine

N° d'échantillon	IWQI (%)	IWQI class	N° d'échantillon	IWQI (%)	IWQI class
W1	46,39	HR	W37	45,7	HR
W2	45,3	HR	W38	39,66	SR
W3	53,96	HR	W39	31,05	SR
W4	54,9	MR	W40	19,17	SR
W5	35,07	SR	W41	43,21	HR
W6	44,36	HR	W42	46,99	HR
W7	40,36	HR	W43	35,41	SR
W8	45,9	HR	W44	42,03	HR
W9	38,89	SR	W45	30,68	SR
W10	28,41	SR	W46	35,39	SR
W11	37,05	SR	W47	43,5	HR
W12	45,29	HR	W48	45,69	HR
W13	45,58	HR	W49	41,1	HR
W14	33,73	SR	W50	42,22	HR
W15	44,11	HR	W51	38,08	SR
W16	36,2	SR	W52	37,35	SR
W17	42,69	HR	W53	45,58	HR
W18	44,47	HR	W54	49,4	HR
W19	48,24	HR	W55	46,04	HR
W20	33,67	SR	W56	45,71	HR
W21	32,54	SR	W57	45,26	HR
W22	45,77	HR	W58	42,62	HR
W23	44,69	HR	W59	44,71	HR
W24	35,91	SR	W60	45,11	HR
W25	44,17	HR	W61	45,92	HR
W26	34,69	SR	W62	44,38	HR
W27	33,57	SR	W63	43,49	HR
W28	35,42	SR	W64	43,14	HR
W29	34,51	SR	W65	43,39	HR
W30	37,11	SR	W66	44,44	HR
W31	32,56	SR	W67	41,94	HR
W32	33,35	SR	W68	41,19	HR
W33	44,22	HR	W69	45,36	HR
W34	43,42	HR	W70	42,06	HR
W35	43,02	HR	W71	40,16	HR
W36	22,28	SR	W72	42,04	HR

VI.5 Origines des éléments chimiques

Les eaux souterraines s'écoulent des formations carbonatées bordant la plaine jusqu'à l'aquifère. Il est ensuite drainé par une substance très hétérogène (alluvions, sables, graviers, évaporites, etc.). L'acquisition de la salinité est facilitée par les voies d'écoulement et la nature des couches traversées (Adams et al. 2001 ; Jacks 1973 ; Mehta et al. 2000 ; Schürch et al. 2000). Nous allons tenter d'identifier la source de ces ions à partir de l'analyse chimique de l'ensemble des campagnes. Selon Binet et al. (2009), le gypse et les carbonates sont les sources de calcium, donc il est crucial de déterminer la source de chaque concentration d'ions calcium pour comprendre le fonctionnement de la chimie des aquifères. Comme le gypse et les carbonates peuvent tous deux produire du calcium, il convient de distinguer ces deux sources.

La matrice de corrélation appliquée aux données sur les eaux souterraines montre de fortes corrélations entre les éléments majeurs et les paramètres physicochimiques, à savoir Na vs Cl, Ca vs SO₄, Ca vs Cl, Mg vs Cl, et Mg vs SO₄. Cette forte corrélation entre ces éléments majeurs montre leur origine commune dans les eaux souterraines. D'autre part, il existe une bonne corrélation entre la conductivité électrique (CE) et les éléments majeurs, ce qui s'explique par la participation de ces éléments à l'acquisition de la charge saline de l'eau souterraine.

Tableau VI- 19: Matrice de corrélation appliquée aux paramètres hydrochimique des eaux souterraines.

	EC	TDS	TH	Ca	Mg	Na	Cl	SO ₄	HCO ₃
EC	1								
TDS	0,47	1							
TH	0,65	0,31	1						
Ca	0,07	0,22	0,46	1					
Mg	0,77	0,25	0,86	0,07	1				
Na	0,42	0,17	0,31	-0,01	0,29	1			
Cl	0,58	0,09	0,52	-0,16	0,64	0,63	1		
SO ₄	0,53	0,21	0,80	0,52	0,72	0,12	0,32	1	
HCO ₃	-0,33	0,29	-0,25	0,15	-0,37	0,08	-0,53	-0,35	1

Le diagramme binaire Ca²⁺- HCO₃⁻ a été utilisé sur la figure VI-1. L'analyse de ce diagramme montre que 68 échantillons sur 87 ont une origine carbonatée, représentant 78,1 % de tous les échantillons.

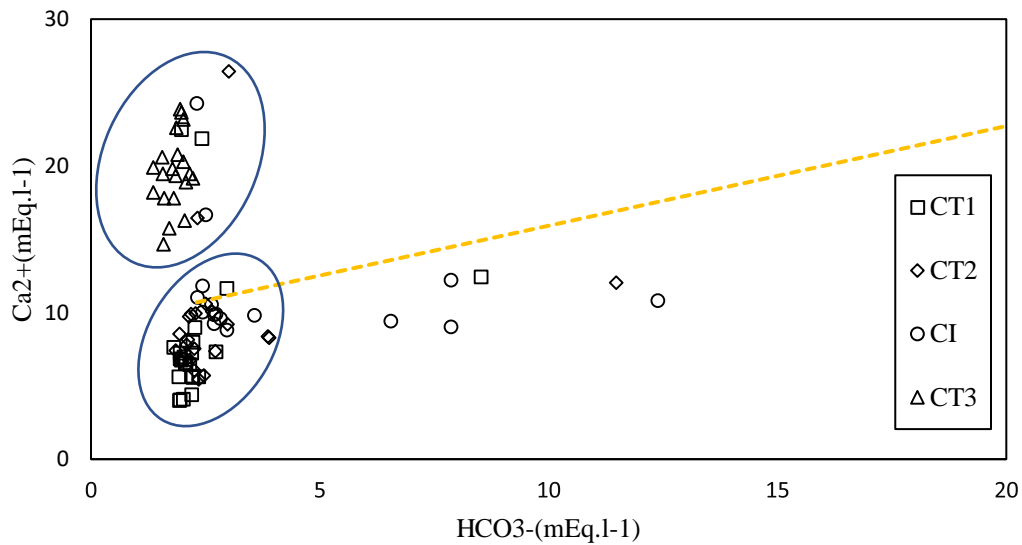


Figure VI- 24: *Ca vs HCO₃ dans les eaux souterraines (CT et CI) de la zone d'étude (Touggourt).*

L'interaction $\text{Cl}^- \text{Na}^+$ a souvent été utilisée pour déterminer le processus d'acquisition de la salinité. Avec un coefficient de régression linéaire de 0,63, la relation présentée dans (Figure VI-2) démontre le lien étroit entre le sodium et le chlorure (NaCl), indiquant une origine commune [probablement l'halite] et réaffirmant la dominance du faciès chlorure de sodium. La dissolution de l'halite dans les eaux naturelles est corrélée à la présence de Na^+ et de Cl^- . La représentation graphique de la figure 8 révèle un excès significatif de Na^+ , qui s'explique par la présence d'une source autre que l'halite pour les ions sodium. Lors de l'interaction de l'eau avec les minéraux argileux, deux ions sodium sont libérés et un ion calcium est fixé en conséquence. Cette augmentation est due au phénomène d'échange de bases. (Figure VI-25).

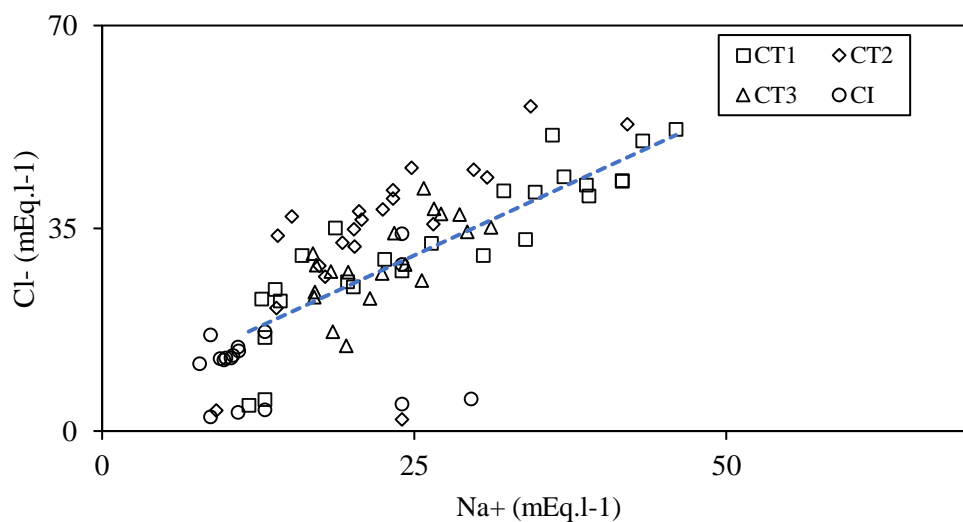


Figure VI- 25: *Cl vs Na dans les eaux souterraines (CT et CI) de la zone d'étude(Touggourt).*

Avec un coefficient de corrélation de la régression linéaire de 0,52, les sulfates ont une bonne proportionnalité avec le calcium qui montre des origines communes, soit le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) ou l'anhydrite (CaSO_4) (Figure VI-3). L'origine et probablement le sel de la kiesérite magnésienne sont décrits dans la (Figure VI-4), mais l'interaction entre le sulfate et le magnésium est fortement liée à l'évolution proportionnelle (MgSO_4). Le coefficient de corrélation de la régression linéaire est de 0,72.

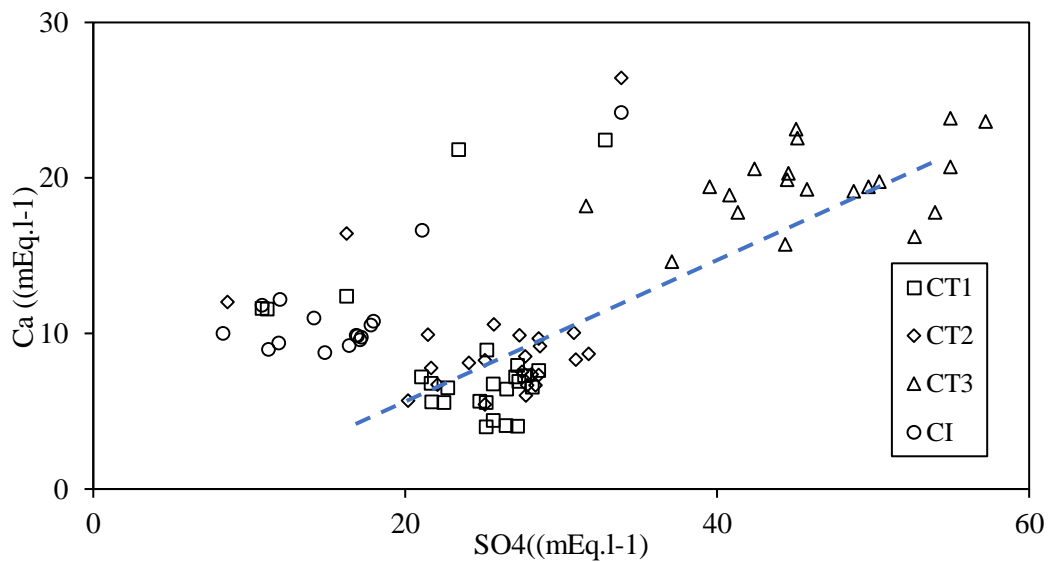


Figure VI- 26: Ca vs SO4 dans les eaux souterraines (CT et CI) de la zone d'étude(Touggourt).

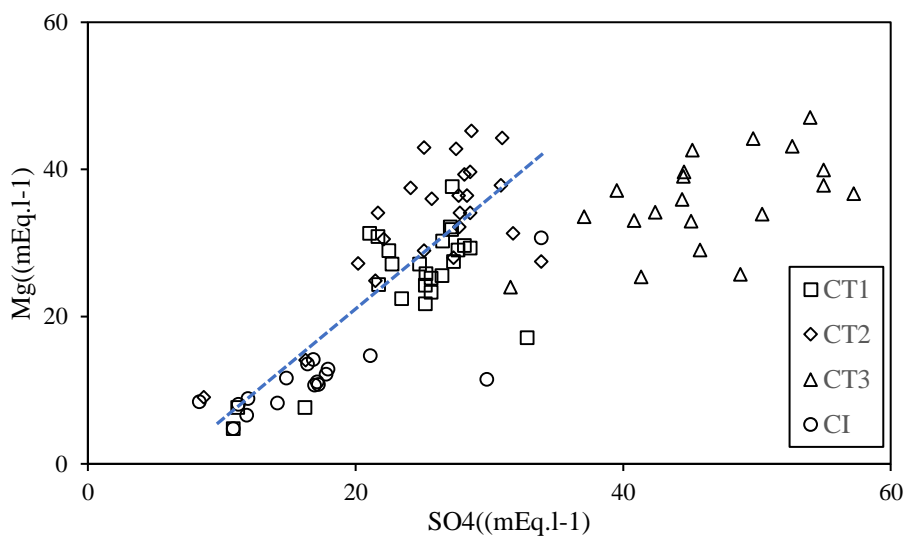


Figure VI- 27: Mg vs SO4 dans les eaux souterraines (CT et CI) de la zone d'étude (Touggourt).

VI.6 L'indice de saturation

Les principaux déterminants de la chimie des eaux souterraines sont la qualité des eaux souterraines et leurs interactions avec le sol et les roches pendant la percolation, le transport et le stockage dans les aquifères. Les produits de solubilité des différentes phases minérales impliquées influencent ces interactions, qui comprennent principalement des réactions chimiques et les résultats par les processus de dissolution et de précipitation. Les indices de saturation sont généralement employés pour exprimer la propension d'une eau à la précipitation ou à la dissolution. Ces indices peuvent être défini par le logarithme décimal du rapport des produits d'activités ionique (PAI) sur le produit de solubilité (Ks):

$$IS = \log\left[\frac{PAI}{Ks}\right]$$

Le Ks est déterminé de manière thermodynamique :

$$\ln Ks = -\frac{\Delta G^0}{RT}$$

Avec

ΔG^0 : enthalpie libre standard de réaction (J.mol⁻¹).

R : constante des gaz parfaits (1,987 10⁻³ kcal. mole⁻¹).

T : température à l'échelle Kelvin. (T = 273,15 + 25°C).

Lorsque IS = 0, la solution et la phase minérale sont en équilibre (flux de dissolution égal au flux de précipitation). Lorsque IS est inférieur à zéro et supérieur à zéro, elle est considérée comme sous-saturée. Paces (1972) propose de considérer comme saturée une eau ayant un indice de saturation compris dans l'intervalle $\pm 0,5$ compte tenu des incertitudes sur les valeurs des constantes thermodynamiques utilisées dans les calculs ainsi que de l'imprécision des mesures des paramètres physico-chimiques in situ et de l'analyse des éléments chimiques. (Kouadri.S.2022 ; Gouaidia L. et al.2017).

Dans la présente étude, les indices de saturation (IS) par rapport aux minéraux de carbonate (calcite, dolomite et aragonite) et d'évaporite (gypse, anhydrite) ont été calculés ; le tableau VI-19 suivant résumé un statistiques des déférents indices de saturation dans chaque nappe.

Tableau VI- 20: Statistiques des indices de saturations

Indices	Anhydrite	Aragonite	Calcite	Dolomite	Gypsum	Halite
CT1						
Min	-1,3	-0,8	-0,66	-0,82	-1,08	-6,04
Moy	-1,05	-0,42	-0,27	0,07	-0,83	-4,93
Max	-0,49	0,41	0,55	1,01	-0,27	-4,43
Ecart-type	0,19	0,33	0,33	0,46	0,19	0,43
CT2						
Min	-3,5	-3,29	-3,15	-5,51	-3,28	-9,02
Moy	-3,23	-2,96	-2,82	-4,77	-3,01	-7,69
Max	-2,64	-1,97	-1,83	-2,76	-2,42	-6,92
Ecart-type	0,19	0,42	0,41	0,69	0,19	0,56
CT3						
Min	-0,64	-0,48	-0,33	-0,31	-0,42	-5,33
Moy	-0,48	-0,07	0,07	0,53	-0,26	-4,99
Max	-0,34	0,57	0,72	1,75	-0,12	-4,77
Ecart-type	0,07	0,31	0,31	0,58	0,07	0,18
CI						
Min	-1,88	-0,61	-0,46	-1,18	-1,66	-6,42
Moy	-0,94	0,36	0,51	1,10	-0,72	-5,63
Max	-0,41	1,06	1,2	2,13	-0,19	-4,89
Ecart-type	0,30	0,42	0,42	0,87	0,30	0,37

Une forte évaporation entraîne la concentration de l'eau et la salinisation des sols dans les zones désertiques. Le développement agricole des zones cultivables est négativement affecté par une salinisation excessive, qui s'accompagne parfois d'une alcalinisation du complexe absorbant des sols. On peut utiliser l'irrigation pour assurer le lessivage des sels, pour diluer les solutions interstitielles, et en tout cas pour satisfaire les besoins en eau des plantes.

Cependant, la salinité des eaux de drainage du sol et des eaux souterraines est augmentée par la consommation d'eau des plantes ou la dissolution des sels. Il est nécessaire de trouver un compromis entre la maximisation de la production de l'irrigation et la prévention de la salinisation, de l'alcalinisation du sol et de la salinisation de l'eau, car les eaux souterraines doivent occasionnellement être remises en circulation.

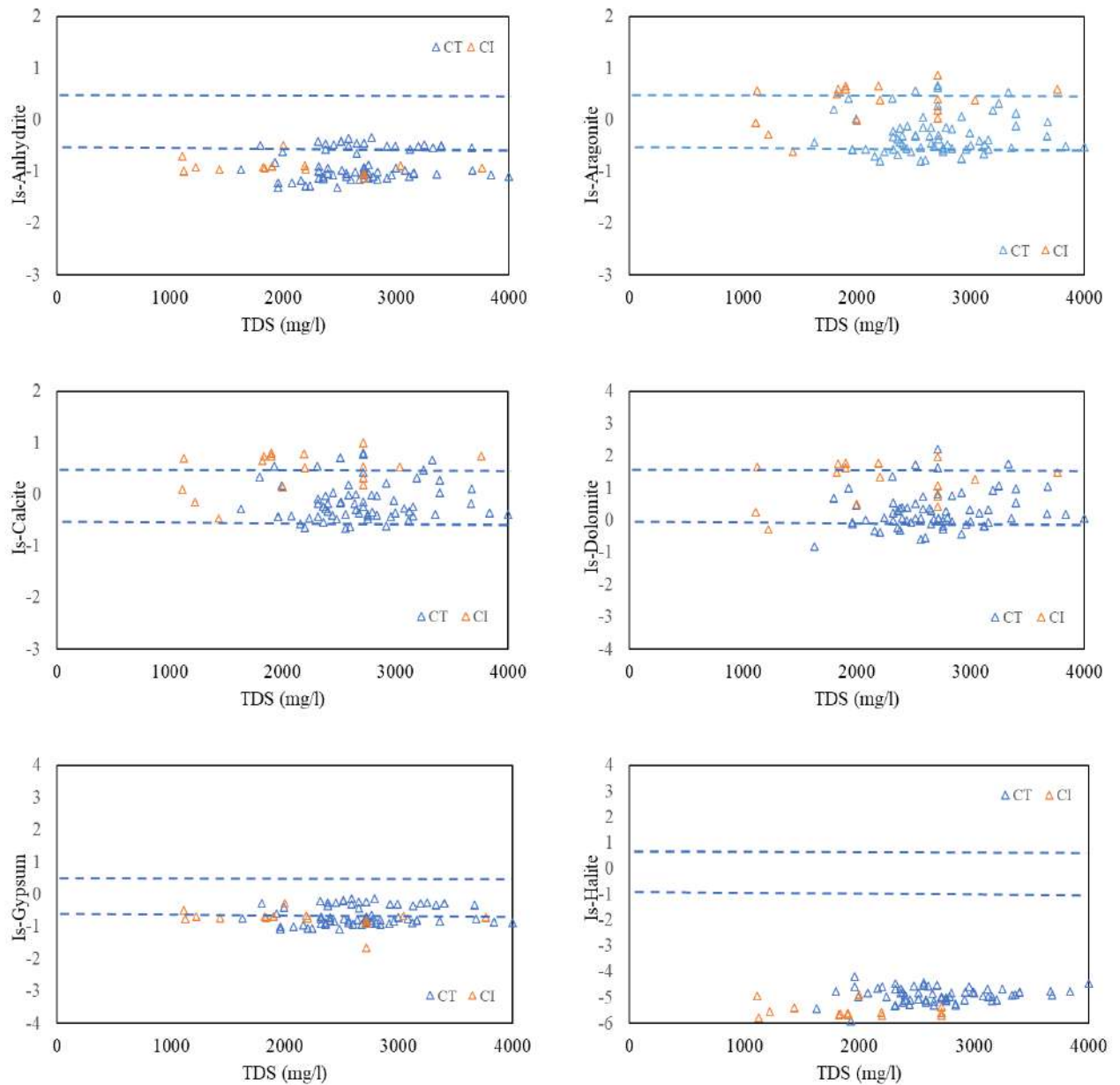


Figure VI- 28:Indices de saturation des minéraux carbonatés et évaporitiques.

Les pôles du SI de l'aquifère de la région de Touggourt en fonction du TDS sont représentés sur la figure VI-5. Dans l'explication qui suit, on suppose que l'état d'équilibre est indiqué par des valeurs SI qui se situent à moins de 0,5 unité de zéro. On pense également que la majorité des eaux souterraines sont saturées en termes de calcite, de dolomite et d'aragonite. Cependant, les échantillons d'eaux souterraines montrent que les minéraux évaporitiques y sont sous-saturés (gypse, halite et anhydrite). Il est possible d'identifier les zones de recharge, l'origine des eaux souterraines (météorique, marine, fossile, magmatique et métamorphique) et les différents composés chimiques en analysant la composition chimique et isotopique des eaux souterraines, qui reflète la composition minéralogique des roches aquifères (par exemple, carbonate, sulfate,

nitrate et ammonium). Des informations sur les mécanismes d'interaction eau-roche et microbiologique peuvent également être trouvées dans les compositions chimiques de l'eau.

VI.7 Analyse de la qualité des eaux par les Méthodes statistiques

VI.7.1 Analyse en Composantes principales « ACP » :

Plusieurs auteurs, tels que, Kebili Mokhtar et al. (2021), Nasri B. et al. (2018), L. Gouaidia et al (2017) et Abderamane et al. (2012) ont utilisé l'hydrochimie des eaux souterraines et des méthodes statistiques multivariées pour démontrer et comprendre certains processus géochimiques. Ces auteurs ont confirmé l'origine des constituants chimiques et expliqué les liens entre eux à l'aide de l'analyse en composantes principales (ACP). Cette analyse a pour but d'identifier des caractéristiques similaires sur plusieurs sites et de montrer comment les concentrations d'éléments chimiques ont changé dans le temps par rapport à l'ensemble de points d'observation. En simulant les processus qui dominent le développement hydrochimique des eaux souterraines, nous pouvons réduire le nombre des variables et isoler les groupes chimiques les plus importants.

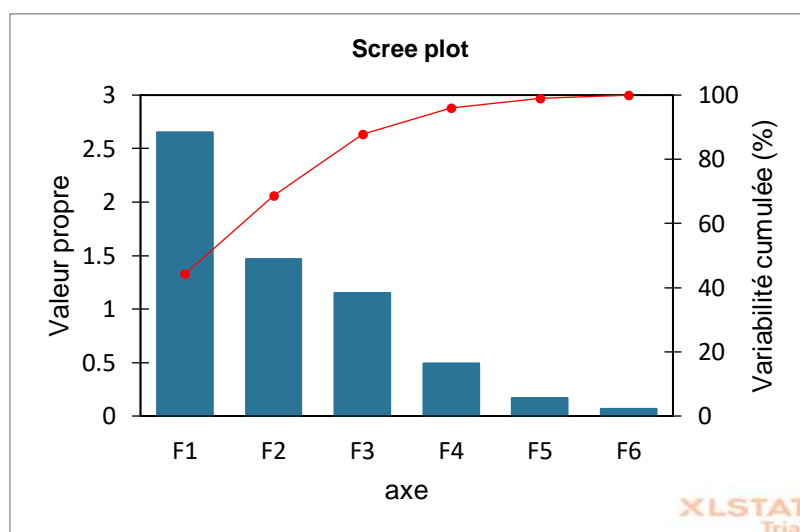


Figure VI- 29: Principaux facteurs de l'analyse en composantes principales.

L'ACP a été effectuée sur les données chimiques en utilisant le logiciel XLSTAT. Les données constituées de sept variables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-) ont été analysées sur 87 échantillons de CT et CI, et destinés à l'AEP ou à l'irrigation. La matrice des données comporte 87 individus, qui expriment 100 % des renseignements

Tableau VI- 21: Les valeurs propres de la matrice

	F1	F2	F3	F4	F5	F6
Valeur propre	2,654	1,469	1,150	0,491	0,171	0,065
Variabilité (%)	44,229	24,491	19,174	8,183	2,842	1,082
% cumulé	44,229	68,719	87,893	96,076	98,918	100,000

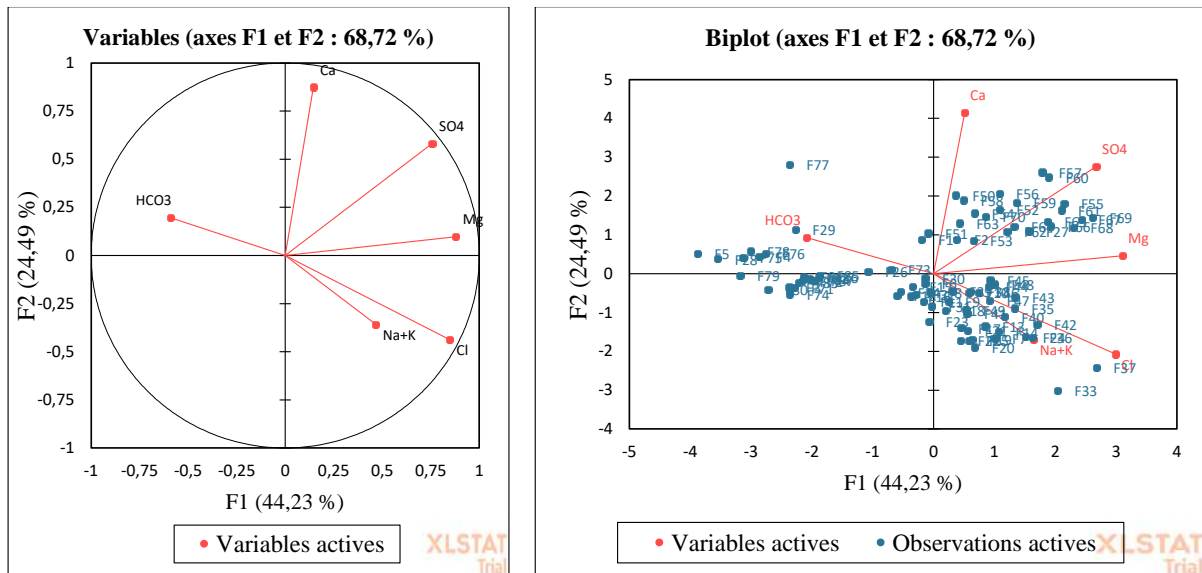


Figure VI- 30: Représentation graphique en ACP des eaux souterraines de la région de Touggourt (Oued Righ).

À partir de la matrice de corrélation on peut dire que l'axe vertical **F1** qui exprime **44,23 %** des informations oppose les eaux fortement minéralisées riche en Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+ aux eaux faiblement minéralisées riche en HCO_3^- ; étant donné qu'il est corrélé à la majorité des éléments, il est entendu qu'il est principalement lié à la minéralisation des eaux souterraines. L'axe horizontal **F2** qui exprime **24,29 %** des informations et oppose les eaux sulfatées calciques et magnésiennes aux chlorurés sodiques. Ces deux facteurs reflètent les signatures de la recharge d'eau naturelle et l'interaction eau-roche (La circulation de ces eaux dans l'aquifère calcaire-dolomitique). Par contre le facteur **F3** n'explique que 19,17% de la variance, contient les charges élevées en HCO_3^- . Le HCO_3^- peut résulter de la dissolution des minéraux carbonatés.

Ainsi, **68,72 %** de la variance totale est représentée par le plan **F1-F2**. Par conséquent, il saisit adéquatement la variabilité inhérente des données.

La représentation individuelle fait apparaître trois catégories : la catégorie "C" pour le faciès sulfate de sodium et sulfate de magnésium, la catégorie "B" pour le faciès chlorure de sodium et la catégorie "A" pour les différents faciès chlorure de sodium, chlorure de magnésium, sulfate de sodium et sulfate de magnésium. (**Figure VI- 31**).

Sur cette base, il apparaît clairement que les eaux souterraines du complexe terminale (**CT**) sont fortement minéralisée par rapport à celle du continentale intercalaire (**CI**). Cela peut aussi s'expliquer par la grande variance dans les valeurs de la conductivité électrique (**CE**) ; les Total Dissolved Solids (**TDS**) et La dureté total (**TH**) entre eux.

Chapitre-VII-

*« Etude de l'Adsorption des ions
Fluorures sur le charbon élaboré
a base des noyaux d'olives »*

VII.1 Introduction

Dans ce dernier chapitre, nous abordons l'étude de l'efficacité des charbons actifs synthétisés à base des résidus de l'agriculture dans notre cas noyaux d'olive (**CANO**) pour épurer des solutions aqueuses contenant un excès des ions fluorures préparé à partir de NaF.

Tout d'abord, en utilisant deux températures de calcination (T_{400° et T_{600°), nous avons étudié les effets de plusieurs paramètres sur la capacité d'adsorption, notamment le temps de contact, la concentration de la molécule adsorbée, le pH de la solution et la dose d'adsorbant.

Ensuite, nous avons étudié les isothermes d'adsorption, dont les paramètres reflètent les caractéristiques de surface et l'affinité de l'adsorbant. De nombreux modèles théoriques, principalement les modèles de Langmuir et de Freundlich, peuvent être utilisés pour construire les isothermes d'adsorption.

VII.2 Etude de quelque paramètre influençant sur l'adsorption

VII.2.1 Influence du Temps de contact

Mettre dans le Becher 40 ml de la solution mère puis ajouter 0,05 g de charbon actif. On met le Becher dans l'agitateur magnétique à une vitesse de 300 (tr/min) pour des durées différentes de 15 minutes à 180 minutes. Après la fin de la période, nous filtrons l'échantillon puis mesurons le pH et la concentration finale.

❖ 1^{er} cas Charbon calciné à une Température de $T=400^\circ\text{C}$

La variation de temps de contact a été réalisée dans les conditions suivantes :

La concentration initiale est $C_i = 3 \text{ mg/L}$, $V = 40\text{mL}$ et le charbon utilisé en premier temps est calciné à une température de $T=400^\circ\text{C}$; on prend une masse : $m = 0.050 \text{ mg}$. Le mélange étant en agitation avec une vitesse $\Theta = 300 \text{ (tr/min)}$, des prélèvements ont été effectués à intervalle de temps pour déterminer la concentration restante en Fluor. Le temps de contact maximum a été de 180 min.

Les conditions initiales et les résultats qui on a obtenu sont résumés dans le tableau suivant :

Tableau VII- 1: Les condition initiales et les résultats obtenu dans le cas d'une T°400C

Temperature de Calcination: T°400							
	Ech01	Ech02	Ech03	Ech04	Ech05	Ech06	Ech07
m (g)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
V (ml)	40	40	40	40	40	40	40
t(min)	15	30	45	60	90	120	180
Θ (tr/min)	300	300	300	300	300	300	300
Ci (mg/l)	3	3	3	3	3	3	3
pH _i	9,24	9,05	8,26	9,05	9,05	9,05	9,23
pH _f	8,1	8,35	7,96	8,46	8,14	8,33	8,26
Ce (mg/l)	1,85	1,67	1,22	1,11	1,16	1,06	0,93
R (%)	38,33	44,33	59,33	63,00	61,33	64,67	69,00

❖ 2^{ème} cas Charbon calciné à une Température de T=600°C

Dans ce cas, la différence de temps de contact a été réalisée dans les mêmes conditions que précédemment sauf que le charbon utilisé est carbonisé à une température de 600° C. Le tableau suivant résume les conditions initiales et les résultats obtenus dans ce cas.

Tableau VII- 2:Les condition initiales et les résultats obtenu dans le cas d'une T°600C

Temperature de Calcination: T°600							
	Ech01	Ech02	Ech03	Ech04	Ech05	Ech06	Ech07
m (g)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
V (ml)	40	40	40	40	40	40	40
t(min)	15	30	45	60	90	120	180
Θ (tr/min)	300	300	300	300	300	300	300
Ci (mg/l)	3	3	3	3	3	3	3
pH _i	7,76	9,12	9,3	9,17	8,45	8,73	8,69
pH _f	7,59	8,94	8,74	8,28	8,01	7,57	7,69
Ce (mg/l)	2,05	1,45	1,4	1,44	1,16	0,79	1,04
R (%)	31,67	51,67	53,33	52,00	61,33	73,67	65,33

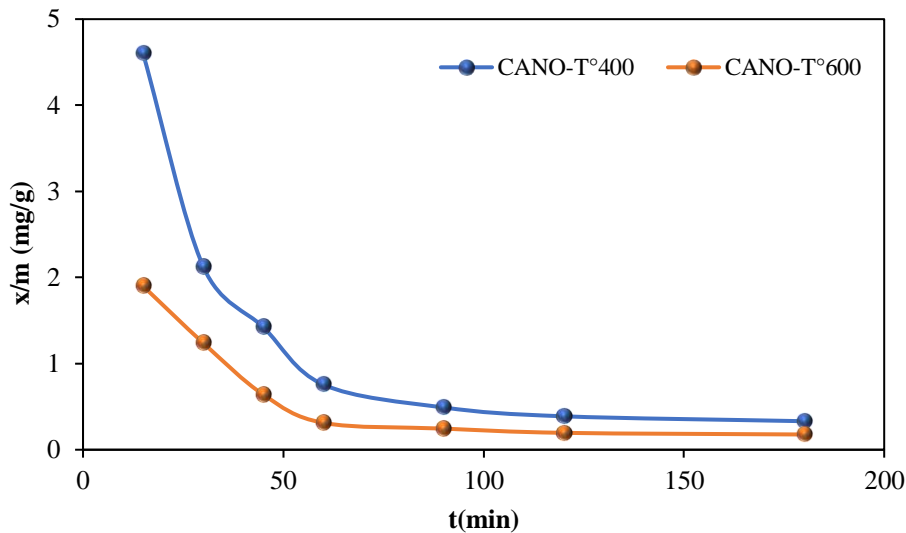


Figure VII- 1: Evolution du Fluor résiduel en fonction du temps de contact ($T^{\circ}400 + T^{\circ}600$)

Le graphique (Figure VII-1) représente l'évolution du pourcentage d'ions fluor résiduels en fonction du temps de contact, il est très clair que ce pourcentage augmente avec le temps. Nous expliquons l'augmentation de l'adsorption au début du rendement due à la présence de places vacantes prêtes à l'adsorption des ions fluorures à la surface du charbon actif. Nous avons également constaté que le temps de retour idéal pour le traitement au charbon actif est de 180 minutes.

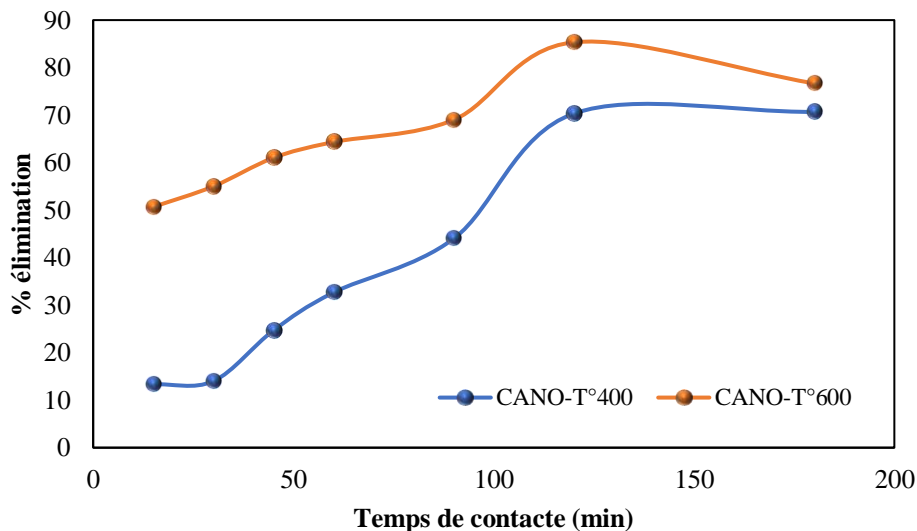


Figure VII- 2: Rentabilité d'adsorption en fonction le temps de contact ($T^{\circ}400+T^{\circ}600$)

La figure VII-2 contenue une courbe qui représente l'évolution du rendement de l'élimination des ions fluorure en termes de temps de contact, on constate que des quantités importantes d'ions fluorure jusqu'à 85.33 et 70.76 sont éliminées à ce stade où le nombre de sites actifs prêts

à la surface du carbone est nombreux et d'une plus grande importance que les sites restants après un temps plus lent jusqu'à se rapprocher de l'équivalence de sorte que la quantité d'adsorbant sera constante dans cette période, ce qui s'explique par l'apparition d'un équilibre entre adsorption et sorption. Le temps de 120 minutes est le temps idéal dans cette expérience pour éliminer la plus grande quantité d'adsorbant.

VII.2.2 Influence de la masse d'adsorbant

Pour l'augmentation de la surface de contact (variation de masse du charbon actif), le temps de contact a été de 120 min. Cependant, les masses considérées ont été de 0.01, jusqu'à 0.25 g de charbon actif pour 40 ml de solution synthétique riche en Fluor 3 mg/L.

❖ 1^{er} cas Charbon calciné à une Température de T=400°C

Temperature de calcination: T°400							
Temps de Contact :120min							
	Ech01	Ech02	Ech03	Ech04	Ech05	Ech06	Ech07
m (g)	0,01	0,025	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25
V (ml)	40	40	40	40	40	40	40
t(min)	120	120	120	120	120	120	120
Θ(tr/min)	300	300	300	300	300	300	300
Ci (mg/l)	3	3	3	3	3	3	3
pHi	7,62	7,71	7,45	8,14	7,93	8,07	8,03
pHf	7,75	8,02	7,71	8,19	7,84	8,97	9,07
Ce (mg/l)	2,6	2,58	2,26	2,02	1,68	0,89	0,88
R (%)	13,33	14,00	24,67	32,67	44,00	70,33	70,67

❖ 2^{ème} cas Charbon calciné à une Température de T=600°C

Temperature de calcination: T°600							
Temps de Contact :120min							
	Ech01	Ech02	Ech03	Ech04	Ech05	Ech06	Ech07
m (g)	0,01	0,025	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25
V (ml)	20	20	20	20	20	20	20
t(min)	120	120	120	120	120	120	120
Θ(tr/min)	300	300	300	300	300	300	300
Ci (mg/l)	3	3	3	3	3	3	3
pHi	9,09	7,93	7,07	7,84	7,36	7,03	7,53
pHf	7,71	7,63	6,86	7,7	7,54	6,92	7,79
Ce (mg/l)	1,48	1,35	1,17	1,07	0,93	0,14	0,7
R (%)	50,67	55,00	61,00	64,33	69,00	85,33	76,67

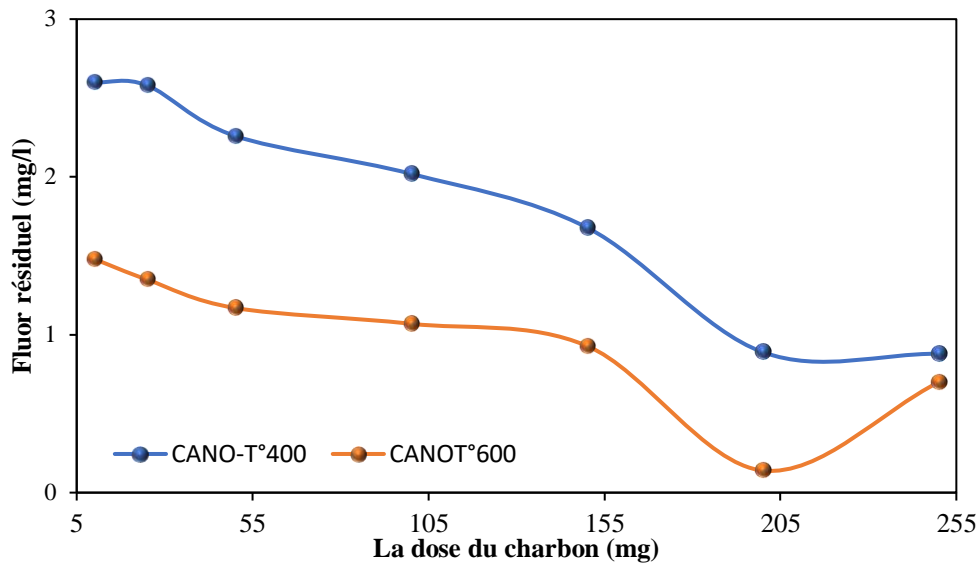


Figure VII- 3: Variation du fluor résiduel par rapport la dose du charbon (T°400+T°600)

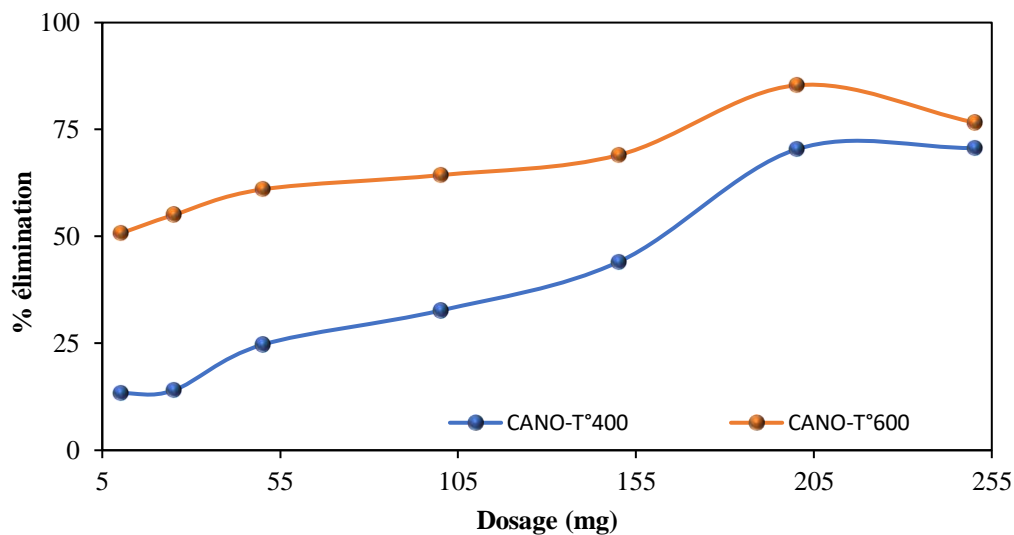


Figure VII- 4: Rentabilité d'adsorption en fonction de la dose du charbon (T°400+T°600)

Les résultats obtenus sont représentés sur la figure VII-3 et la figureVII-4, où chacun d'eux représente la concentration du fluorure résiduel et le rendement d'élimination en fonction de la dose d'adsorbant.

On remarque que lorsque la quantité du charbon en termes de masse augmente, l'adsorption des ions fluorure augmente à la surface du charbon actif. Ceci est considéré comme une augmentation du contact entre les ions fluorure et la masse adsorbante, cela s'explique par l'augmentation de la surface du charbon actif, ce qui entraîne une augmentation des sites d'adsorption des ions fluor.

D'autre part, on constate qu'après avoir traité la solution avec une quantité supérieure à 0,2, on constate une diminution du rendement du fluor éliminé, et cela peut s'expliquer par la saturation de la surface de la masse adsorbante en ions fluor.

Le pourcentage maximal de la réduction est 70.67 %, 85.33 % pour les charbons CANO-T°400 et CANO-T°600 respectivement, la raison de stabilisation de la quantité adsorbée est la réversibilité de l'interaction entre l'adsorbat et l'adsorbant, cette étape exprime l'étape d'équilibre entre le charbon et les ions de fluor.

Il est clairement démontré par le figure VII-4 qui représentent la comparaison entre les adsorbants dans les deux températures de carbonisation que le processus de calcination à la température de **T600°C** donne des résultats considérables dans l'élimination des ions fluor par rapport à la température de **T400°C** ; cela peut s'expliquer par le fait que l'augmentation de la température de calcination a un rôle efficace dans l'opération par laquelle on modifie la structure d'un corps en le soumettant à une haute température formant ainsi de nombreux pores à la surface du charbon actif.

VII.3 Cinétique d'adsorption

L'adsorption du Fluor sur le charbons actif (de noyaux d'olives) a été étudiée sur tous nos échantillons. Une masse de CANO varie de 0.01 à 0.25 g est introduite dans 40 ml de solution du Naf avec une concentration initiale 3 (mg/l), une température ambiante de 25°C et une vitesse d'agitation de 300 (tr/min). Lorsque l'équilibre est atteint, on effectue des prélèvements qui seront filtrés et dosé par spectrophotométrie. La quantité de soluté adsorbée est donnée par l'équation suivant

$$q_e = (C_0 - C_e) * mV$$

Où : q_e : La quantité de soluté adsorbée (mg/g) ;

V : Volume de solution (l) ;

C_e : Concentration massique de soluté (mg/l) ;

C_0 : Concentration massique initiale de soluté (mg/l) ;

m : Masse d'adsorbant utilisé (g).

VII.3.1 Les isothermes d'adsorption

La quantité de soluté adsorbé doit être calculée en fonction de la concentration de soluté dans la solution à l'équilibre à une température spécifique afin de tracer l'isotherme d'adsorption d'un liquide sur un solide. Un certain nombre de techniques de détermination de l'isotherme d'adsorption ont été mises à jour. Les équations de Freundlich et de Langmuir précisent comment les isothermes d'adsorption du charbon actif peuvent être utilisées.

Ensuite on a passés à l'analyse des isothermes d'adsorption selon les principes de Freundlich et Langmuir afin de mettre en évidence le phénomène d'adsorption des fluorures sur le charbon actif élaboré par les noyaux d'olive. Selon ces lois l'équilibre est défini par une courbe d'adsorption à une température spécifique qui exprime la quantité de soluté adsorbé par unité de masse d'adsorbant en fonction de la concentration de soluté à l'équilibre (C_e).

Soit $q = x/m = f(C_e)$.

➤ Loi de Freundlich

La linéarisation de la relation du Freundlich donne :

$$\ln Q_e = \ln \frac{x}{m}$$

$$D'où \ln (K C_e^{1/n}) = \ln K + \frac{1}{n} \ln C_e$$

C_e : « Concentration résiduelle de l'adsorbé à l'équilibre (mg/l) »

K, n : « Constantes de Freundlich caractéristiques de l'adsorbé et du charbon concerné »

X : « Quantité d'adsorbé (mg) »

m : « Masse de charbon actif (g). »

Suivant l'isotherme de Freundlich on trace $(\ln X/m)$ en fonction de $(\ln C_e)$, on obtient une droite de pente de $(1/n)$ et d'ordonnée à l'origine $(\ln K)$ avec régression linéaire des données expérimentales à l'équilibre qui est présentée sur la figure (VII-5).

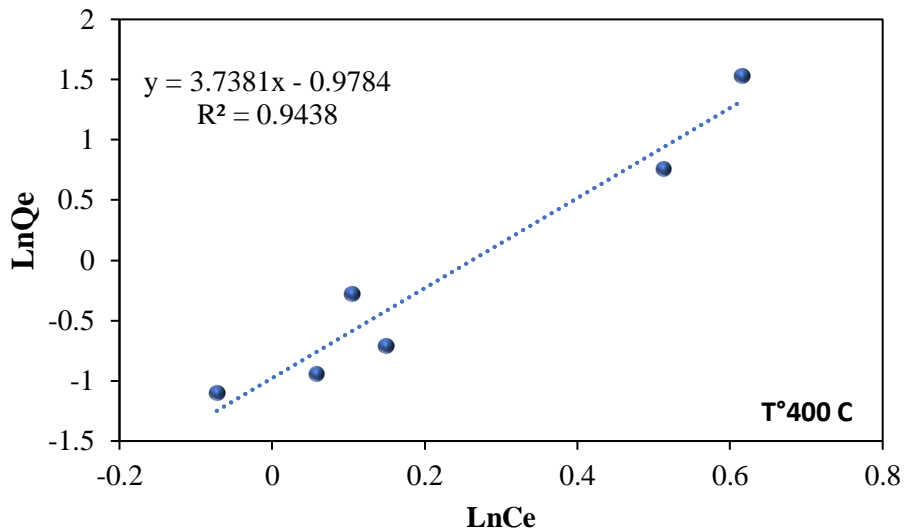


Figure VII- 5:Présentation du modèle de Freundlich sur l'adsorption de Fluor par des noix d'olive (T°400 C)

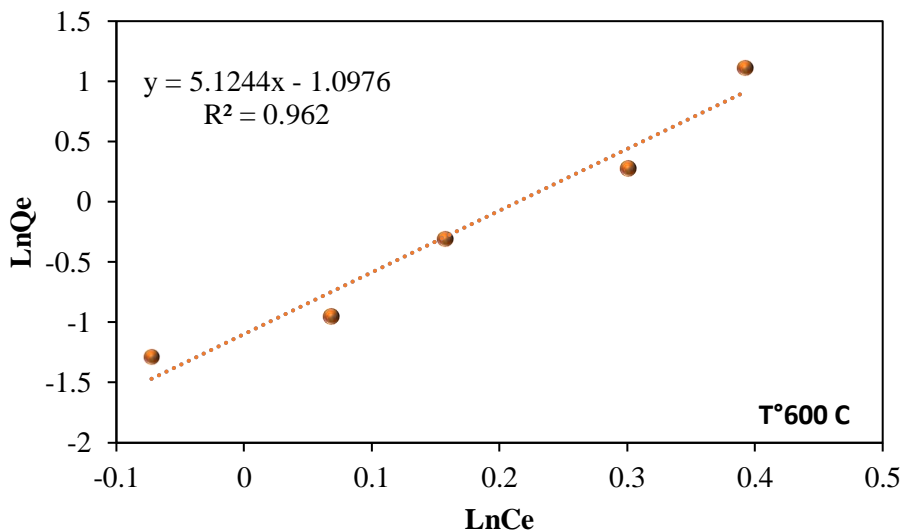


Figure VII- 6:Présentation du modèle de Freundlich sur l'adsorption de Fluor par des noix d'olive (T°600 C)

Loi de Langmuir

La linéarisation de la relation du Langmuir donne (S. Bouranene, 2002)

$$\frac{1}{Q_e} = \left(\frac{1}{bq^\circ}\right) \left(\frac{1}{C_e}\right) + \frac{1}{q^\circ}$$

Q_e : « Quantité de soluté adsorbée par unité de masse de charbon (mg/g) ».

b : « Constante d'équilibre thermodynamique en relation avec l'énergie d'adsorption. »

q° : « Quantité maximale adsorbée par unité de masse d'adsorbant et formant une couche mono moléculaire en surface (mg/g). »

Après la représentation graphique des valeurs ($1/Qe$) en fonction de ($1/Ce$), on obtient une droite de pente ($1/bq^{\circ}$) et d'ordonnée à l'origine ($1/q^{\circ}$). La figure VII-7 et La figure VII-8 montrent La régression linéaire des données expérimentales à l'équilibre suivant L'isotherme de Langmuir.

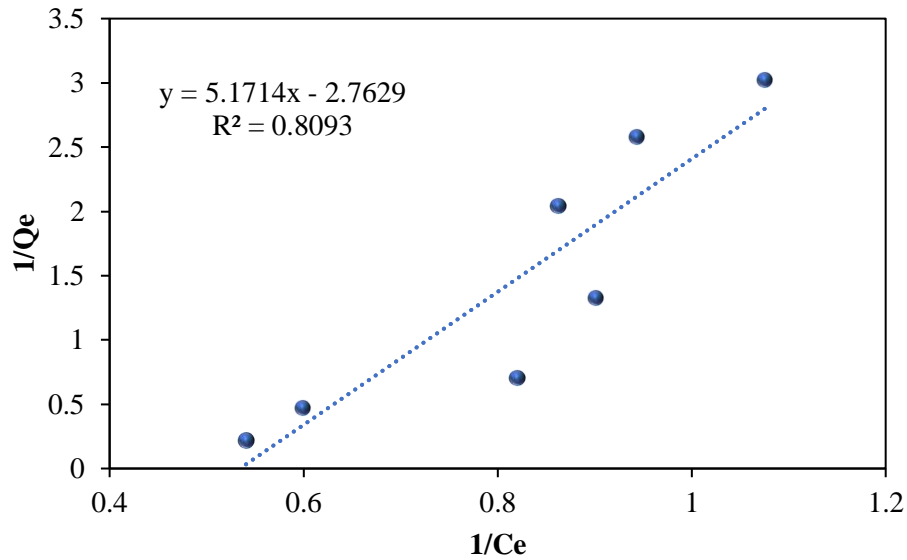


Figure VII- 7:Présentation du modèle de Langmuir sur l'adsorption de Fluor par des noyaux d'olive ($T^{\circ}400\text{ C}$)

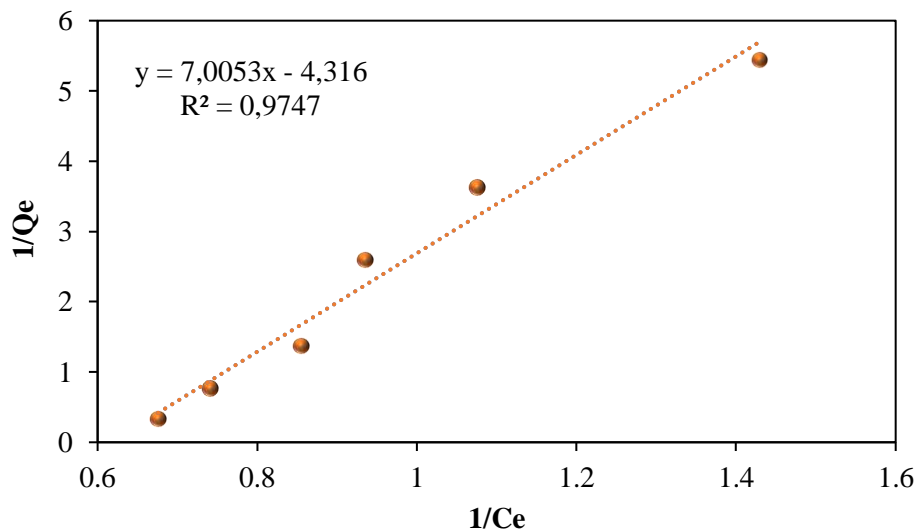


Figure VII- 8: Présentation du modèle de Langmuir sur l'adsorption de Fluor par des noix d'olive ($T^{\circ}600\text{ C}$)

Tableau VII- 3: Paramètres des isothermes de Langmuir et Freundlich.

	Freundlich			Langmuir		
	n	K	R ²	q° (mg/g)	b	R ²
T°400C	0.27	0.376	0.944	0.37986	0.952	0.809
T°600C	0.20	0.333	0.962	0.23169	1	0.974

D'après les valeurs reportées sur le tableau VII-3, on peut conclure que l'adsorption du fluor sur le charbon synthétisée et préparé par des noyaux d'olives à savoir le charbon calciné à une température de 400°C suit l'isotherme de Freundlich. Tandis que l'isothermes d'adsorption du Fluor sur le charbon activé et calciné à une température de 600°C est simulée très correctement par le modèle linéaire de Langmuir, à en juger par la valeur du coefficient de corrélation

($R^2 = 0.974$), qui affirment une adsorption monocouche et homogène (**Benamraoui F, 2014**).

Comparaison entre l'élimination par adsorption et des autres méthodes

Baouia.K.2017 a fait Plusieurs méthodes physico-chimiques pour réduire la teneur en fluor ont été testées sur l'eau des deux puits Bildet d'Amr (**Touggourt**) et d'Al-Makhdama-3 (**Ouargla**), où il a été conclu que le traitement à la chaux, au sulfate d'aluminium et à l'osmose inverse est le plus efficace, car la concentration de l'ion fluorure a diminué dans le puits de la ville de Biledt d'Amr de plus de 56 %, passant de 2 à 0.88 mg/l après l'ajout de 400 mg/l de la chaux. Alors que la concentration en fluor a diminué de plus de 58 %, passant de 2 à 0.84 mg/l en utilisant 300 mg/l de sulfate d'aluminium, tandis que dans l'usine de filtration par osmose inverse, la concentration en fluor a diminué de plus de 88 %, passant de 1 g à 0.12 mg/l.

Tableau VII- 4 : La comparaison entre les résultats obtenue dans le travail du (Baouia.K.2017)

La nature du produit	La quantité (mg/l)	La concentration initiale du Fluor (mg/l)	La concentration du Fluor après le traitement (mg/l)	Rendement D'élimination (%)	Références
Al ₂ (SO ₄) ₃	40	2	0.84	56	(Baouia,K.2017)
Ca (OH) ₂	200	2	0.88	58	
FeSO ₄	300	2,01	1,32	34,33	
Fe ₂ (SO ₄) ₃	300	2,01	1,45	27,86	
CaCl ₂	3000	2,01	1,49	25,87	
Osmose Inverse	/	1	0.12	88	Ce Travail
CANO à T°400	50	3	0,93	69,00	
CANO à T°600	50	3	0,79	73,67	

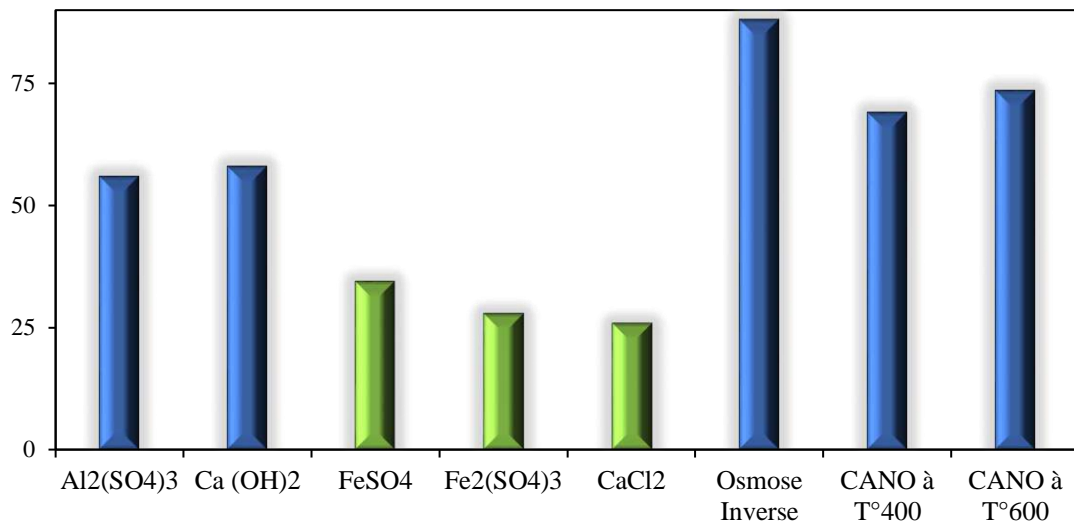


Figure VII- 9: Rentabilité des différentes méthodes d'élimination du fluor

Le pourcentage le plus élevé d'élimination du fluorure a été obtenu en utilisant l'osmose inverse ; Cependant, compte tenu de l'aspect économique, la méthode de traitement à la chaux et par l'adsorption par le charbon actif d'une base de noyaux d'olives est économiquement la meilleure, puisque le rendement du traitement dépasse 50%, et à un coût moindre par rapport à d'autres méthodes.

Conclusion

Conclusion

Notre travail a pour but d'évaluer les eaux souterraines destinées à l'alimentation en eau potable et en eau d'irrigation (**92 forages**) dans la région de Touggourt (sud de Oued Righ) à travers de nombreuses représentations hydrochimiques, puis traiter le problème des concentrations excessives de fluorure dans ces eaux qui provoquent l'évolution de fluorose, où nous avons réalisé une technique qui contribue à réduire le pourcentage de fluorure en utilisant la méthode d'adsorption à la surface du charbon actif chimiquement préparé à partir de résidus agricoles représentés dans le noyau d'olive. Compte tenu des résultats des analyses chimiques, les concentrations des éléments majeurs (le sodium, le sulfate, le chlorure et le bicarbonate) sont souvent supérieures aux normes recommandées. À l'instar de cette évaluation, on peut dire que les eaux de l'aquifère de Complexe Terminal de Oued Righ (Touggourt) sont impropres à l'approvisionnement en eau potable. Où nous avons obtenu des résultats de l'indice de qualité des eaux de l'Oued Righ est compris entre 28,33 et 140,33. Selon la classification de WQI, 23% des échantillons représentent une eau de bonne qualité, 20% une eau de mauvaise qualité, 30% une eau de très mauvaise qualité et 27% une eau impropre à la consommation.

L'étude de l'analyse des ions fluorure réalisée sur les échantillons d'eau des forages exploités dans cette zone a montré que le fluor est présent dans toutes les eaux des nappes de la région et varie d'un aquifère à l'autre ; il varie entre une concentration minimale de 0,66 mg/l et une valeur maximale de 3,93 mg/l. Pour les nappes du CT (Miopliocène avec Sénonien) sa teneur varie entre 0,97 mg/l et 3,93 mg/l. La concentration la moins élevée se rencontre dans la nappe de l'albien est de 0,51 mg/l. Plus de 61% de ces eaux ayant des concentrations dépassent les normes de potabilité qui sont de 1,5 mg/l de fluor dans l'eau de boisson. Ces forages sont (F-Ain Sahra =1,92 mg/l, F-Sidi Mahdi"02" =1,8 mg/l) à la commune de Nezla ; (F-Complexe ADE=1,7 mg/l ; F-ElMostakbal= 3,93, F-Centre ADE =1,75, F-Albien Elmostakbal= 1,8 mg/l) à la commune de Touggourt ;(F-Ben Yessoued 1,83 mg/l et F-Bel air Château =1,64 mg/l) à la commune de Tebesbeste.

Les résultats obtenus sont représentés, où chacun d'eux représente la concentration du fluorure résiduel et le rendement d'élimination en fonction de la dose d'adsorbant. Le pourcentage maximal de la réduction est 70,67 %, 85,33 % pour les charbons CANO-T°400 et CANO-T°600 respectivement, la raison de stabilisation de la quantité adsorbée est la réversibilité de l'interaction entre l'adsorbant et l'adsorbant, cette étape exprime l'étape d'équilibre entre le

charbon et les ions de fluor. On remarque que lorsque la quantité du charbon en terme de masse augmente, l'adsorption des ions fluorure augmente à la surface du charbon actif. Ceci est considéré comme une augmentation du contact entre les ions fluorure et la masse adsorbante, cela s'explique par l'augmentation de la surface du charbon actif, ce qui entraîne une augmentation des sites d'adsorption des ions fluor. D'autre part, on constate qu'après avoir traité la solution avec une quantité supérieure à 0,2, on constate une diminution du rendement du fluor éliminé, et cela peut s'expliquer par la saturation de la surface de la masse adsorbante en ions fluor. Il est clairement démontré par les résultats qui représentent la comparaison entre les adsorbants dans les deux températures de carbonisation que le processus de calcination à la température de T600°C donne des résultats considérables dans l'élimination des ions fluor par rapport à la température de T400C° ; cela peut s'expliquer par le fait que l'augmentation de la température de calcination a un rôle efficace dans l'opération par laquelle on modifie la structure d'un corps en le soumettant à une haute température formant ainsi de nombreux pores à la surface du charbon actif.

Selon l'indice IWQI de la zone d'étude, l'adéquation des eaux souterraines pour l'irrigation est classée en deux catégories de limitations d'utilisation de l'eau. Nous avons constaté que 65% des eaux souterraines ont des restrictions d'utilisation élevées, ce qui indique qu'elles peuvent causer de graves dommages au sol, ce qui entraîne des dommages et des blessures aux plantes. Dans ce cas, un modeste processus de filtration du sel est nécessaire pour prévenir les dommages aux plantes. Les échantillons restants (35%) ont été classés comme sévère restriction (SR), ce qui signifie qu'ils doivent être évités et ne pas être utilisés pour l'irrigation dans des conditions normales. Cependant, cette eau peut être utilisée selon si la perméabilité du sol est élevée, en particulier lorsqu'un excès d'eau d'irrigation est appliqué, ce qui évite l'accumulation de sels. Heureusement, la zone d'étude est située dans le nord du grand Sahara algérien, qui a une perméabilité du sol extrêmement élevée (sable), mais le lessivage excessif du sel de la zone des racines des cultures polluera davantage les eaux souterraines, donc le mieux qui peut être recommandé est de fournir des fournitures adéquates pour le drainage avec la plantation de cultures tolérantes au sel.

« Références bibliographiques »

References

1. Abbasi, S.A., Arya, D.S., 2000. Environmental Impact Assessment. Discovery Publishing House, New Delhi.
2. Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). Water quality indices. Elsevier.
3. Abdelbaki C. et F. B. Hacène, « Étude du phénomène de dégradation des eaux souterraines du groupement urbain de Tlemcen », Rev. Energ. Renouvelables, vol. 10, no 2, p. 257–263, 2007.
4. ABDESSELEM, A., (1999). Suive de la qualité microbiologique et physicochimique de trois serres alimentant de la région de Tlemcen, Mémoire d'ingénieur institut de biologie, université de Tlemcen., p 2-18.
5. Al-Hadithi, M., Hasan, K., Algburi, A. and Al-Paruany, K. 2019. Groundwater Quality Assessment Using Irrigation Water Quality Index and GIS in Baghdad, Iraq. Jordan Journal of Earth and Environmental Sciences, 10 (1) : 15-20.
6. AL-Musawi, W.H. (2014). Assessment of Groundwater Quality in UMM ER Radhuma Aquifer (Iraqi Western Desert) by Integration between Irrigation Water Quality Index and GIS, Report submitted by Civil Engineering, University of Karbala, Iraq
7. APHA, AWWA, WEF. 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and the Water Environment Federation.
8. Aravinthasamy, P., Karunanidhi, D., Subba Rao, N. et al. Irrigation risk assessment of groundwater in a non-perennial river basin of South India: implication from irrigation water quality index (IWQI) and geographical information system (GIS) approaches. Arab J Geosci 13, 1125 (2020). <https://doi.org/10.1007/s12517-020-06103-1>
9. Asma Bettahar, Imed Eddine Nezli, Rabah Kechiched, Evolution and Mineralization of Water Chemistry in the Aquifer systems of the Terminal Complex of the Wadi Righ Valley, Energy Procedia, Volume 119,2017 ,Pages 318-324, <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.115>.
10. Ayers R.S., Westcot D.W. 1985. Water quality for agriculture. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
11. A. Zoubidi, « Distribution des ions fluorures dans les eaux et les principaux liments consommés dans la willaya d'El-Oued », Mémoire de Magister, Algérie, 2010.
12. Azlaoui, M., Zeddouri, A., Haied, N., Nezli, I. E., Foufou, A. (2021). Assessment and Mapping of Groundwater Quality for Irrigation and Drinking in a Semi-Arid Area in

<https://doi.org/10.12911/22998993/140369>

14. Assami, Z., Messaïtfa, A. Fluoride in Groundwaters of Southeastern Algeria Region and Their Removal by Cattle Bone Particles. *Water Air Soil Pollut* 234, 123 (2023).
<https://doi.org/10.1007/s11270-023-06072-7>
15. Achour S., Youcef L. (2001). Excès des fluorures dans les eaux du Sahara septentrional oriental et possibilités de traitement. *E.I.N International*, 6: 47-54.
16. Achour S, la qualité des eaux du Sahara Septentrional en algérie, *Etude de l'excès en fluor*, Tribune de l'eau, Cebedeau, n°6. 1990: 42(542), 53-57
17. Ayoob.S, A. K. Gupta & Venugopal T. Bhat (2008) A Conceptual Overview on Sustainable Technologies for the Defluoridation of Drinking Water, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 38:6, 401-470, DOI: 10.1080/10643380701413310.
18. Ayoob, S., & Gupta, A. K. (2006). Fluoride in drinking water: A review on the status and stress effects. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36, 433–487.
19. Abdelgawad, A. M., Watanabe, K., Takeuchi, S., & Mizuno, T. (2009). The origin of fluoriderich groundwater in Mizunami area, Japan - Mineralogy and geochemistry implications. *Engineering Geology*, 108, 76-85.
20. Agarwal, V., Vaish, A. K., & Vaish, P. (1997). Ground water quality: Focus on fluoride and fluorosis in Rajasthan. *Current Science*, 73(9), 743–746.
21. Alabduláaly, A. I. (1997). Fluoride content in drinking water supplies of Riyadh, Saudi Arabia, *Environmental Monitoring and Assessment*, 48, 261–272.
22. Bauder, T.A., Waskom, R.M., Sutherland, P.L., Davis, J.G. (2003). Irrigation water quality criteria – 0.506, Colorado State University.
23. Baouia K., (2017). Analyse et distribution des ions fluorure dans les eaux et les aliments consommés dans le sud Algérien : cas de la wilaya de Ouargla, Thèse de Doctorat, Université de Ouargla, 95 p.
24. Brindha, K., Rajesh, R., Murugan, R., & Elango, L. (2011). Fluoride contamination in groundwater in parts of Nalgonda district, Andhra Pradesh, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 172, 481-492.
25. Brindha, K., Pavelic, P., Sotoukee, T., Douangsavanh, S., & Elango, L. (2017). Geochemical characteristics and groundwater quality in the Vientiane plain, Laos. *Exposure and Health*, 9(2), 89-104.
26. Brindha, K. and Elango, L. (2011) Fluoride in Groundwater: Causes, Implications and Mitigation Measures. In: Monroy, S.D. (Ed.), *Fluoride Properties, Applications and Environmental Management*, 111-136.
https://www.novapublishers.com/catalog/product_info.php?products_id=15895

27. Belksier M.S., 2017. Hydrogeological characteristics of the surface water table in the Oued Righ region and assessment of the impact of pollution and salinity on the quality of its waters. PhD thesis, Badji Mokhtar-Annaba-University, pp. 76-77.
28. BERTRAND, G., (2008). Utiliser l'eau de pluie, Editions Eyrolles.130 p.
29. Belmabdi A., Messaïtfa A., (2011). Distribution des Ions Fluorures dans les Eaux et les Principaux Aliments. Evaluation du Risque de la Fluorose dans deux Communautés du Sud-Est Algérien Ouargla et El-Oued, Tunis. J. Med. Plants Nat. Prod., 5: 113 - 117.
30. Belmabdi A., Messaïtfa A., (2014). Distribution of Fluoride Ions Water and the Main Food Assessing the Risk of fluorosis in Two Communities in SouthEastern Algeria: Ouargla and El Oued”, APCBEE Procedia; 172 - 176.
31. Bouchahm N. (1999). Etude de la répartition spatiale des teneurs en fluorures des eaux du Sahara Septentrional, thèse de Magistère en hydraulique, université de Biskra.
32. Busson, G., 1970. Le Mésozoïque saharien. 2ème partie : Essai de synthèse des données des sondages algéro-tunisiens. Edit., Paris, « Centre Rech. Zones Arides », Géol., 11, 811p. Ed. C.N.R.S.
33. Busson, G., 1971. Principes, méthodes et résultats d'une étude stratigraphique du Mésozoïque saharien. Edit., Paris, 464p.
34. Bahir, M., Ouhamdouch, S., Ouazar, D., & Chehbouni, A. Assessment of groundwater quality from semi-arid area for drinking purpose using statistical, water quality index (WQI) and GIS technique. Carbonates and Evaporites 35(1), 1-24 (2020).
35. BENHADDYA, M. L. (2020). Contribution à l'étude d'hydrogéochimie d'eaux de surface et eaux souterraines dans la région d'Oued Righ (Sud-Est, Algérie). Journal Algérien des Régions Arides, 14(1), 1-14.
36. Benouara, N., Laraba, A., & Hachemi Rachedi, L. (2016). Assessment of groundwater quality in the Seraidi region (north-east of Algeria) using NSF-WQI. Water Science and Technology: Water Supply, 16(4), 1132-1137.
37. Bouderbala, A. (2017). Assessment of water quality index for the groundwater in the upper Cheliff plain, Algeria. Journal of the Geological Society of India, 90(3), 347-356.
38. Bovolo, C.I, G. Parkin, M. Sophocleous ;Groundwater resources, climate and vulnerability;Environ. Res. Lett., 4 (3) (2009), pp. 1-4, 10.1088/1748-9326/4/3/035001.
39. Boyacioglu, H., 2007. Development of a water quality index based on a European classification scheme. Water SA 33 (1), 101e106.
40. Castany, G., 1982. Bassin sédimentaire du Sahara septentrional (Algérie-Tunisie). Aquifère du Continental Intercalaire et du Complexe terminal. Bull. BRGM 2 III (2), 127-147.
41. Cornet, A., 1964. Introduction à l'hydrogéologie Saharienne. Revue de Géographie Physique et de Géologie Dynamique 61, 5-72

42. Charmaine Jerome and Anitha Pius, (2010)" Evaluation of water quality index and its impact on the quality of life in an industrial area in Bangalore, South India", American Journal of Scientific and Industrial Research, Vol. (1) No. (3), pp. 595-603.
43. Chauhan, V. S., Dwivedi, P. K., & Iyengar, L. (2007). Investigations on activated alumina based domestic defluoridation units. *Journal of Hazardous Materials*, B139, 103-107.
44. Chena, N., Zhang, Z., Feng, C., Li, M., Zhu, D., Chen, R., & Sugiura, N. (2010). An excellent fluoride sorption behavior of ceramic adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*, 183, 460-465.
45. Chengcheng Li, Xubo Gao, Yongsheng Liu, Yanxin Wang, Impact of anthropogenic activities on the enrichment of fluoride and salinity in groundwater in the Yuncheng Basin constrained by Cl/Br ratio, $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^7\text{Li}$ isotopes, *Journal of Hydrology*, Volume 579, 2019, 124211, ISSN 0022-1694, (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169419309461>)
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124211>.
46. Daniel Dubost, Aridité, Agriculture et Développement : le cas des oasis algériennes. *Sécheresse* n°2 vol.3, juin (1992) 85-90.
47. Dissanayake, C. B. (1991). The fluoride problem in the ground water of Sri Lanka - environmental management and health. *International Journal of Environmental Studies*, 38(2), 137-155. DOI: 10.1080/00207239108710658.
48. Davraz, A., Sener, E., & Sener, S. (2008). Temporal variations of fluoride concentration in Isparta public water system and health impact assessment (SW-Turkey). *Environmental Geology*, 56, 159-170.
49. El-M Bellaredj A., Hamidi M, The hydrochemical characterization of the underground waters of the plain of Sidi Bel Abbès (northwestern Algeria), *Algerian J. Env. Sc. Technology*, 4:1 (2018) 671-682
50. Fabre, J., 1976. Introduction à la géologie du Sahara d'Algérie et des régions voisines. SNED, Alger, 421p.
51. Fawell, J, Bailey K., Chilton J., Dahi, E., Fewtrell. L., & Magara, Y. (2006). Fluoride in drinking water, WHO, IWA publishing, 1-144.
52. Gharbi, A., Ali, Z.I. & Zairi, M. Groundwater suitability for drinking and agriculture purposes using irrigation water quality index and multivariate analysis: case of Sidi Bouzid aquifer, central Tunisia. *Environ Earth Sci* 78, 692 (2019). <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8733-y>

53. Ghazaryan, K., Chen, Y.N., 2016. Hydrochemical assessment of surface water for irrigation purposes and its influence on soil salinity in Tikanlik oasis, China. *Environ. Earth Sci.* 75, 383.
54. Guendouz, A. et Al. 2003. Hydrogeochemical and isotopic evolution of water in the Complexe Terminal aquifer in the Algerian Sahara. *Hydrogeology Journal* (2003) 11 :483–495pp.
55. Gowd, S. S.. Assessment of groundwater quality for drinking and irrigation purposes: a case study of Peddavanka watershed, Anantapur District, Andhra Pradesh, India. *Environmental Geology*, 48(6), 702-712. (2005)
56. Holanda, J. S. and Amorim, J. A. (1997): "Management and control salinity and irrigated agriculture water" In: Congresso Brasileiro de Engenharia setting, 26, Campina Grande, pp.137-169.
57. Jassim, S.Z., and Goff, J.C. (2006). *Geology of Iraq*, Dolin Prague and Moravian Museum, Brno, 341p.
58. Jacks, G., Bhattacharya, P., Chaudhary, V., & Singh, K. P. (2005). Controls on the genesis of some high-fluoride groundwaters in India. *Applied Geochemistry*, 20, 221–228.
59. Jovine Malago, Edikafubeni Makoba, Alfred N. N. Muzuka. Fluoride Levels in Surface and Groundwater in Africa: A Review. *American Journal of Water Science and Engineering*. Vol. 3, No. 1, 2017, pp. 1-17.[https://doi: 10.11648/j.ajwse.20170301.11](https://doi.org/10.11648/j.ajwse.20170301.11).
60. Jesus Cardenas. 2017.article disponible dans le site suivant : https://www.doctissimo.fr/html/nutrition/vitamines_mineraux/fluor.htm
61. Kais Baouia, Amar Messaïfa. Distribution and removal of fluoride ions in the drinking waters in the Algerian South (Ouargla as a Showcase). *International Conference on Technologies and materials for renewable Energy, Environment and sustainability* <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.610>
62. Karunanidhi. D, P. Aravinthasamy, T. Subramani, Jianhua Wu & K. Srinivasamoorthy (2019) Potential health risk assessment for fluoride and nitrate contamination in hard rock aquifers of Shanmuganadhi River basin, South India, *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25:1-2, 250-270, DOI: 10.1080/10807039.2019.1568859.
63. Karen Ann B. Jago-on, Fernando P. Siringan, Rosana Balangue-Tarriela, Makoto Taniguchi, Yvette Kirsten Reyes, Ronald Lloren, Maria Angelica Peña, Elenito Bagalihog, Hot spring resort development in Laguna Province, Philippines: Challenges in water use regulation, *Journal of Hydrology: Regional Studies*, Volume 11, 2017, Pages 96-106, ISSN 2214-5818, <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.11.020>.
(<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214581815001469>)

64. Hichem Khammar, HADJAB RAMZI, MERZOUG DJEMOI (2019) ; Biodiversity and distribution of groundwater fauna in the Oum-El-Bouaghi region (Northeast of Algeria)
65. Kahsay, G. H., Gebreyohannes, T., Woldemariyam, F. and Emabye, T. G. (2019). Evaluation of Groundwater Quality and Suitability for Drinking and Irrigation in Ethiopia. Research Article (MEJS). 11(1) :70-89.
66. Karakuş C.B., Yildiz S., 2019. Evaluation for irrigation water purposes of groundwater quality in the vicinity of sivas city centre (turkey) by using gis and an irrigation water quality index. Irrigation and Drainage 69(1), 121-137. DOI: 10.1002/ird.2386;
67. Khanoranga, Sofia Khalid, An assessment of groundwater quality for irrigation and drinking purposes around brick kilns in three districts of Balochistan province, Pakistan, through water quality index and multivariate statistical approaches. Gexplo (2018), <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.11.007>
68. Khechana S., Derradji E.F., 2014. Qualité des eaux destinées à la consommation humaine et à l'utilisation agricole (Cas des eaux souterraines d'Oued-Souf, SE algérien), Rev. Sci. Technol., Synthèse 28 : 58-68 (2014).
69. Kwai Malak Kwai Kut, Ankur Sarswat, Anju Srivastava, Charles U. Pittman, Dinesh Mohan, A review of fluoride in african groundwater and local remediation methods, Groundwater for Sustainable Development, Volumes 2–3, 2016, Pages 190-212, ISSN 2352-801X, <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2016.09.001>.
(<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352801X16300339>)
70. Meireles, A., Andrade, E.M., Chaves, L., Frischkorn, H., Crisostomo, L.A. (2010). A new proposal of the classification of irrigation water, Revista Ciencia A gronomica, 41(3): 349-357.
71. Mamatha, P., Rao, S.M. Geochemistry of fluoride rich groundwater in Kolar and Tumkur Districts of Karnataka. Environ Earth Sci 61, 131–142 (2010). <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0331-y>
72. Messaitfa, A. Fluoride contents in groundwaters and the main consumed foods (dates and tea) in Southern Algeria region. Environ Geol 55, 377–383 (2008). <https://doi.org/10.1007/s00254-007-0983-4>
73. Muhammad Soomar Samtio, Khadim Hussain Rajper, Abdul Shakoor Mastoi, Rakhshanda Sadaf, Riaz Hussain Rajper, Asghar A. A. D. Hakro, Muhammad Hassan Agheem & Muhammad Farooque Lanjwani (2021): Hydrochemical assessment of groundwater from taluka Dahili, Thar Desert, Pakistan, for irrigation purpose using water quality indices,

74. Mei Wang, Xiang Li, Wen-yan He, Jin-xin Li, Yan-yuan Zhu, Yu-Liang Liao, Jin-yan Yang, Xiao-e Yang, Distribution, health risk assessment, and anthropogenic sources of fluoride in farmland soils in phosphate industrial area, southwest China, *Environmental Pollution*, Volume 249, 2019, Pages 423-433, ISSN 0269-7491, (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749118351649>);
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.044>.
75. MOKEDDEM, K. et OUDDANE, S., (2005) .Qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau de source Sidi Yaakoub (Mostaganem), Mémoire d'ingénieur institut de biologie –Mascara, p 18-22
76. Mohapatra.M, S. Anand, B.K. Mishra, Dion E. Giles, P. Singh, Review of fluoride removal from drinking water, *Journal of Environmental Management*, Volume 91, Issue 1, 2009, Pages 67-77, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.08.015>.
(<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479709002928>)
77. Nordine Nouayti, Driss Khattach, Mohamed Hilali .2015 « Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines des nappes du Jurassique du haut bassin de Ziz (Haut Atlas central, Maroc) Assessment of physico-chemical quality of groundwater of the Jurassic aquifers in high basin of Ziz (Central High Atlas, Morocco) ».
78. Neeraj Pant, Shive Prakash Rai, Rajesh Singh, Sudhir Kumar, Ravi K. Saini, P.Purushothaman, P. Nijesh, Yadhvir Singh Rawat, Megha Sharma, Kamaleshwar Pratap, Impact of geology and anthropogenic activities over the water quality with emphasis on fluoride in water scarce Lalitpur district of Bundelkhand region, India, *Chemosphere*, Volume 279, 2021, 130496, ISSN 0045-6535,
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130496>.
(<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653521009668>)
79. Olumuyiwa Olusola Falowo, Yemisi Akindureni, Olajumoke Ojo. Irrigation and Drinking Water Quality Index Determination for Groundwater Quality Evaluation in Akoko Northwest and Northeast Areas of Ondo State, Southwestern Nigeria. *American Journal of Water Science and Engineering*. Vol. 3, No. 5, 2017, pp. 50-60.
doi: 10.11648/j.ajwse.20170305.11
80. Omran, I., and Marwa, F. (2015). Evaluation of Drainage Water Quality for Irrigation by Integration between Irrigation Water Quality Index and GIS, *International Journal of Technical Research and Applications*, 3(4): 24 – 32.
81. O.M.S, « Fluor et santé, série de monographie », Genève, Suisse, 2002.

82. OSS (Observatoire Sahara et Sahel). 2003. Northern Sahara aquifer system: joint management of a transboundary basin. Synthesis report. OSS, Tunisia.
83. Ozsvath, D.L. Fluoride and environmental health: a review. *Rev Environ Sci Biotechnol* 8, 59–79 (2009). <https://doi.org/10.1007/s11157-008-9136-9>
84. PAPA, M., (2005). Les eaux a usage industriel, Edition EP5, p17.
85. Pontie M., Schrotter J-C., Lhassani A. et Diawara C.K. (2006). Traitement des eaux destinées à la consommation humaine Élimination domestique et industrielle du fluor en excès, *l'actualité chimique*, n° 301-302 : 1 - 8.
86. Rasul, M.K., and Waqed, H.H. (2015). Evaluation of irrigation water quality index (IWQI) for al-dammam confined aquifer in the west and southwest of karbala city, iraq, *International Journal of Civil Engineering (IJCE)*, 2(3): 21-34
87. Rodier 16. J., B. Legube, et N. Merlet, « L'Analyse de l'eau 9e édition », Entièrement Mise À Jour Dunod Paris, 2009
88. Rokbani, M.K., Gueddari N., Bouhlila, R. (2011). Use of Geographical Information System and Water Quality Index to Assess Groundwater Quality in El Khairat Deep Aquifer (Enfidha, Tunisian Sahel), *Iranica Journal of Energy and Environment*, 2(2): 133-144.
89. Singh P., Thakur J.K., Singh U.C. 2013. Morphometric analysis of Morar River Basin, Madhya Pradesh, India, using remote sensing and GIS techniques. *Environmental Earth Sciences*, 68(7), 1967–197.
90. Sebei A, Slama A and Helali M. A. Hydrochemical characterization and geospatial analysis of groundwater quality in Cap Bon region, northeastern Tunisia *Environ. Earth. Sci. (EES)* 77 (15) 1-18 (2018).
91. Stoner, J. D., 1978. Water Quality Indices for Specific Water Uses. U.S. Geological Survey Circular 770.
92. Smith F.A. et Hodge H.C., (1959). Fluoride toxicity. Chapt. 1, in Fluorine and dental health. The pharmacology and toxicology of fluorine. Edited by Muhler J.C. and Hine M.K. Indiana University Press, Bloomington, pp. 11 - 37.
93. Seifi, A., Dehghani, M., & Singh, V. P. Uncertainty analysis of water quality index (WQI) for groundwater quality evaluation: Application of Monte-Carlo method for weight allocation. *Ecological Indicators*, 117 (2020), 106653.
94. 226- Singh, C. K., Shashtri, S., & Mukherjee, S. (2011). Integrating multivariate statistical analysis with GIS for geochemical assessment of groundwater quality in Shiwaliks of Punjab, India. *Environmental Earth Sciences*, 62(7), 1387–1405.
95. Tiwari A.K., Singh A.K., Mahato M.K. 2018. Assessment of groundwater quality of Pratapgarh district in India for suitability of drinking purpose using water quality index (WQI) and GIS technique. *Sustainable Water Resources Management*, 4(3), 601–616.

96. Todd, D.K., 1995. Groundwater hydrology. 3rd ed. New York: John Wiley and Sons Publications.
97. UNESCO. 1972. Study of the Water Resources of the Northern Sahara. (7 vols. And annexes). UNESCO, Paris, France.
98. Varol, S., and Davraz, A. (2015). Evaluation of the groundwater quality with WQI (Water Quality Index) and multivariate analysis: a case study of the Tefenni plain (Burdur/Turkey), Environmental Earth Science, 73: 1725–1744.
99. Wetzel, R.G., 1983b. Limnology. 2nd edn. Saunders College Publishing, Philadelphia, PA, xi + 767 pp.
100. World Health Organization (WHO). 2007. WHO Country Cooperation strategy 2008–2013: Bangladesh. WHO Country Office for Bangladesh: Dhaka, Bangladesh.
101. Wong, M.H. Dissanayake CB, Chandrajith R. Introduction to medical geology: focus on tropical environments. Environ Geochem Health 32, 83–84 (2010). <https://doi.org/10.1007/s10653-009-9278-x>
102. Zemunac, R., Savic, R., Blagojevic, B. et al. Assessment of surface and groundwater quality for irrigation purposes in the Danube-Tisa-Danube hydrosystem area (Serbia). Environ Monit Assess 193, 519 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09294-6>.
103. Zobidi AMMAR 2010. Distribution des ions fluorures dans les eaux et les principaux aliments consommés dans la willaya d'El-Oued ; Thèse de Magister.
104. Zhang, Z.; Zhang, W.; Hu, X.; Li, K.; Luo, P.; Li, X.; Xu, W.; Li, S.; Duan, C. Evaluating the Efficacy of Point-of-Use Water Treatment Systems Using the Water Quality Index in Rural Southwest China. Water 12, 867 (2020).
105. Ouali. S, 'Etude Géothermique du Sud de l'Algérie', Mémoire de Magister en Géophysique, Université de Boumerdès, Mars 2006.
106. Domenico, P. F., 1976. Physical and Chemical Hydrogeology. John Wiley and Sons. New York 824p.
107. Daniel Dubost, Aridité, Agriculture et Développement : le cas des oasis algériennes. Sécheresse n°2 vol.3, juin (1992) 85-90.
108. Langelier W. F., Ludwig H. F., 1942. Graphical methods for indicating the mineral character of natural waters: Am. Water Works Assoc. v 34, p 335- 352.
109. Rodier J., 2005. L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer. 8ème édition, Dunod, Paris.

110. Durov S.A., 1948. Classification des eaux naturelles et la représentation graphique de leur composition, Doklady Akad. Nauk. S.S.S.R. t. 59, No 1, 87-90
111. Oluwasemire, B. O., 1998. Graphical technique of presenting hydrochemical data. (unpublished) B.Sc. Seminar Department of Geology, University of Maiduguri. 33p.
112. Stiff, H. A., 1951. Interpretation of Chemical water analysis by means of pattern. Journal of petrol Technology Vol. 3 No 10 Pp 15-17.
113. Schoeller H., 1965. Qualitative evaluation of ground water resources. In: Methods and techniques of groundwater investigation and development. Water Resourc. Series No. 33. UNESCO. pp. 44-52.
114. Schoeller, H., 1962. Les eaux Souterraines. Mason and Cie. Paris 642p.
115. Piper, A. M., 1944. A graphical procedure in the geochemical interpretation of water analyses. Trans. Amer Geophysics Union Pp 914-923.
116. Hem, J. D., 1970. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. 2nd Edition. Us. Geological Survey water supply paper 1473. 268p.
117. Rouabhia A., 2006. Vulnérabilité et risques de pollution des eaux souterraines de la nappe des sables Miocènes de la plaine d'El Ma El Abiod nord-est algérien. Thèse de Doctorat en hydrogéologie. Université d'Annaba, Algérie 189p.
118. Rosset R., Ben Amor M. & Ghorbel A., 1997. Caractérisation du pouvoir incrustant des eaux d'irrigation du Cap Bon par chronoélectrogravimétrie, Comptes Rendus Académie des sciences Paris, 325, p.727-732.
119. Yelidji Y, Tossou J, Orban P, et al. 2017. Hydrogeochemical mechanisms governing the mineralization and elevated fluoride contents in precambrian crystalline aquifer groundwater in central Benin, Western Africa. Environ Earth Sci 76:691. 22 D. MARGHADE ET AL. View publication stat.
120. Yiamouyiannis John A Yiamouyiannis PhD Delaware, Ohio USA 1993; FLUORIDATION AND CANCER I He BIOLOGY AND EPIDEMIOLOGY OF BONE AND ORAL CANCER RELATED TO FLUORIDATION. Fluoride Vol.26 No.2 83-96 1993.