

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Kasdi Merbah Ouargla

FACULTE DES SCIENCES APPLIQUEES

Département Génie civil et hydraulique

Mémoire fin d'études

MASTER en Ressources hydriques

Domaine : Science et technique

Filière : hydraulique

Spécialité : Ressources hydriques

Présenté par :

Amiri Abdennour

Thème

**Essai d'établissement d'un nouveau indice de qualité des eaux  
souterraines (Applications à la région de Ouargla)**

**Soutenu publiquement le : 15/07/2023**

**Devant le jury composé de :**

**SAGGAI Sofiane**

**Pr (UKM Ouargla)**

**Président**

**BAOUIA Kais**

**MAA (UKM Ouargla)**

**Examineur**

**KOUADRI Saber**

**Dr (UKM Ouargla)**

**Encadreur**

**KATEB Samir**

**Pr (UKM Ouargla)**

**Co-encadreur**

**Année Universitaire : 2022/2023**

# Dédicace

À ceux qui sont heureux de notre succès et attristés par notre échec, je dédie cet humble travail aux proches de cœur, de sang et de loyauté. A ma famille, qui est le carburant de mon aspiration, à mes chers mère et père, à mes sœurs Sarah, Djihad, Oumayma et Sawsan, à mon frère Nadir, A mes proches Adem et Djoumana et à mes tantes Zahra, Fatiha et Naima, A mon oncle Mohammed et Abdelkader je dédie ce travail.

A un frère qui n'est pas né de ma mère, mon cher ami Islam.

A mes professeurs estimés, à mes collègues respectés à mon collègue et amie Ihsene et ses parents, à ma chère famille, et à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin, même avec une prière, je dédie ce travail.

# Remerciements

Lorsque le don est efficace et que l'effort est distingué, alors la gratitude a un sens. Avec toute ma gratitude, et mon appréciation, j'adresse mes remerciements à mon professeur et encadreur, le **Dr.KOUADRI Saber**, qui était un frère pour moi avant enseignant et mentor, qui avait tout le mérite, après allah, d'avoir accompli cet humble travail Je remercie mon Co-encadreur professeur, **Dr.KATEB Samir**, pour son soutien

Je suis heureux d'adresser mes sincères remerciements et d'exprimer notre profonde gratitude au jury et d'évaluer mon travail **Pr. Saggai Sofiane** et **Dr. Baouia Kais** .

## الملخص

بهدف تقييم جودة المياه الفيزيائية والكيميائية لطبقة المياه الجوفية *Moi pliocène* في ورقلة و معرفة مدى ملائمتها للزراعة و نشاطات أخرى , بالاعتماد على 25 عينة من مناطق متفرقة من ورقلة (البلديات ورقلة, نقوسة, سيدي خويلد, رويسات, عين البيضة ) قمنا بحساب نسبة امتصاص الصوديوم (SAR) ، نسبة الصوديوم القابلة للذوبان (SSP)، مؤشر النفاذية (PI)، مؤشر كيلي (KI) نخلص حسب هذا التحليل الى ان طبقة *Moi pliocène* غير مناسبة الى حد ما للممارسات الزراعية. بهدف تطوير مؤشر جودة مياه جديد كليا يراعي متطلبات المنطقة و يصحح بعض الثغرات في المؤشرات الموجودة من قبل قمنا بنقد مؤشر (Horton 1965) و ركزنا على فكرتين أساسيتين , الاولى هي ان هذا الأخير لم يحدد وزن ثابت لكل معامل من المعاملات و ترك المجال مفتوح لاختيار اوزان المعاملات و هذا الامر يؤدي الى تباين كبير في النتائج بين الباحثين الفكرة الثانية و الأهم هي انه يصنف الماء المقطر (خالي تماما من المعادن و الاملاح أي تراكيز العناصر صفر) على انه ماء ممتة الجودة و هذا يتعارض مع توصيات منظمة الصحة العالمية , و عليه قمنا بتطوير مؤشرنا الخاص الذي يصحح الثغرات سالفة الذكر , بعد تمثيل المجال المثالي لجميع العناصر المستهدفة ( pH . TDS . DT . Cl . Mg . Ca . F . Fe . NO<sub>3</sub>) استخرجنا معادلات خطية تحويلية (ET) لكل عنصر كي نتمكن من تحويل كل العناصر الى وحدة واحدة , قمنا أيضا بإعطاء وزن محدد لكل عنصر ثم تم تطبيق المؤشر لل 25 عينة و مقارنة نتائجه مع نتائج مؤشر Horton 1965 و كانت النتائج متطابقة (مياه غير مناسبة).

## Résumé

Dans le but d'évaluer la qualité physique et chimique de l'eau de la nappe (Moi pliocène) à Ouargla et connaissant son aptitude à l'agriculture et à d'autres activités, Sur la base de 25 prélèvements provenant de différentes zones de Ouargla (communes : Ouargla, N'Goussa, Sidi Khouiled, Aïn Beïda, Rouissat ) .Nous avons calculé le taux d'absorption du sodium (SAR), le taux de solubilité du sodium (SSP), l'indice de perméabilité (PI), l'indice de Kelly (KI) Nous concluons d'après cette analyse que (Moi pliocène )la couche est inappropriée pour les pratiques agricoles.Dans le but de développer un tout nouvel indice de la qualité de l'eau qui prend en considération les besoins de la région et corrige certaines lacunes des indicateurs existants, nous avons critiqué l'indice de (Horton 1965) et mis l'accent sur deux idées de base.La première : cette dernière n'a pas spécifié de poids fixe pour chaque transaction et a laissé le champ libre pour choisir des poids de transaction et cela conduit à une grande différence dans les résultats entre les chercheurs.La deuxième et la plus importante idée est qu'elle classe l'eau distillée (complètement exempte de minéraux et de sels, c'est-à-dire des concentrations d'éléments nulles) comme une eau de haute qualité, et cela est contraire aux recommandations de l'Organisation mondiale de la santé. Par conséquent, nous avons développé notre indice qui corrige les écarts précités, après avoir représenté le champ idéal pour tous les éléments cibles (pH. DT. TDS. Ca. Mg. Cl. SO<sub>4</sub> NO<sub>3</sub>. Fe. F) Nous avons extrait des équations des transformatrices linéaires (ET) pour chaque élément afin de pouvoir convertir tous les éléments en une seule unité, nous avons également donné un poids spécifique pour chaque élément, puis l'indice a été appliqué pour 25 échantillons et comparé ses résultats avec les résultats de l'indice Horton 1965, les résultats sont identiques (Unsuitable eau).

## Summary

In order to assess the physical and chemical water quality of the aquifer (Moi pliocène) In Ouargla and knowing its suitability for agriculture and other activities, Based on 25 samples from different areas of Ouargla (municipalities: Ouargla, N'Goussa, Sidi Khouiled , Ain Beida,Rouissat ) .We calculated the sodium absorption ratio (SAR), sodium soluble ratio (SSP),Permeability Index (PI), Kelly Index (KI) We conclude according to this analysis that (Moi pliocène )the layer is inappropriate for agricultural practices. With the aim of developing a completely new water quality index that takes into consideration the requirements of the region and corrects some gaps in the existing indicators, we criticized the index of (Horton 1965) and focused on two basic ideas.The first: this last did not specify a fixed weight for each transaction and left the field open to choose transaction weights and this leads to a great difference in the results among researchers. The second and most important idea is that it classifies distilled water (Completely free of minerals and salts, i.e. element concentrations zero) as water of high quality, and this is contrary to the recommendations of the World Health Organization, Therefore, we developed our indx that corrects the aforementioned gaps, after representing the ideal field for all target elements (pH. DT. TDS. Ca. Mg. Cl. SO<sub>4</sub>. NO<sub>3</sub> .Fe. F) We extracted transformative linear equations (ET) for each element in order to be able to convert all the elements into one unit, we also gave a specific weight for each element and then the index was applied for 25 samples and compared its results with the results of the Horton Index 1965, and the results are identical (Unsuitable water).

## Liste des tableaux

Table 1 Le degré de dureté de l'eau.....	17
Table 2 la note moyenne, les poids temporaires et les poids.....	27
Table 3 Les fonctions des sous-indices Dinius WQI .....	29
Table 4 les huit variables de l'indicateur OWQI et leurs équations de transformation .....	30
Table 5 Les classées de valeurs WPI .....	34
Table 6 la plage de chaque Paramètre.....	35
Table 7 Les valeurs et les classées de l'IWQI .....	36
Table 8 le volume après dilution ainsi que le réactif colorimétrique pour chaque élément .....	46
Table 9 représente le nombre de réactifs et le temps pris pour chaque élément .....	49
Table 10 Normes de l'OMS pour chaque composant.....	52
Table 11 statistique des l'indice de qualité d'eau et des élément .....	53
Table 12 les normes des indices de stabilité de l'eau .....	53
Table 13 Statistiques des indices de stabilité de l'eau.....	55
Table 14 Résumé des indices de l'eau à l'irrigation.....	56
Table 15 Présentation statistique des résultats des indices d'aptitude des eaux à l'irrigation .....	56
Table 16 Le principe de fonctionnement des indicateurs.....	61
Table 17 les valeurs optimale pour chacun élément.....	62
Table 18 les équations de transformation pour les paramètres sélectionnés.....	65
Table 19 Critère de classification de IQES_SEA.....	66
Table 20 Les résultats du calcul des indices de Horton est IQES_SEA.....	66
Table 21 comparaison dans l'état critique.....	68

## Liste des figures

Figure 1 moléculaires de l'eau .....	3
Figure 2 les courbes des transformation des valeur (Qi).....	26
Figure 3 Le modèle conceptuel de l'indice intégré de la qualité de l'eau (IWQI) .....	35
Figure 4 Situation géographique d'Ouargla .....	38
Figure 5 Aspect Géomorphologique d'Ouargla .....	40
Figure 6 Aspect hydrogéologique d'Ouargla .....	42
Figure 7: Distribution spatiale des caractéristiques de l'eau d'irrigation à SIDI KHOULED.....	57
Figure 8 Diagramme de Piper présent les eaux souterraines de moi Pliocène.....	58
Figure 9 Diagram de USSL pour la classification des eaux destiner à l'irrigation .....	59
Figure 10 Diagram de Wilcox de l'aptitude des eaux à l'irrigation.....	60
Figure 11 Les courbes des tendances des intervalles optimales pour chaque élément.....	64

# Table des matières

Dédicace .....	I
Remerciements .....	II
Résumé .....	IV
Liste des tableaux .....	VI
Liste des figur .....	VI
Table des matières .....	VII
Introduction général .....	1
Chapitre I.....	2
La composition des eaux souterraines.....	2
I.1.  Introduction.....	3
I.2.  Propriétés moléculaires de l'eau .....	3
I.3.  Types de roches et eaux souterraines .....	4
I.4.  Zones de profondeur et d'eaux souterraines.....	5
I.5.  Réactions dans le sol.....	6
I.6.  Caractère biologique des eaux souterraines .....	7
I.7.  Propriétés physiques des eaux souterraines.....	9
I.8.  Chimie des eaux souterraines.....	10
I.8.1.  Solutés naturels.....	10
I.8.2.  Principaux constituants dissous dans les eaux souterraines .....	10
I.8.3.  Éléments mineurs, éléments traces et radionucléides .....	15
I.8.4.  Solides dissous totaux et dureté des eaux souterraines (TDS).....	16
I.8.5.  Gaz et pH des eaux souterraines .....	17
I.8.6.  Solutés organiques.....	18
I.9.  Conclusion.....	19
Chapitre II .....	20
Les indices des qualités des eaux.....	20
II.1.  Introduction.....	21
II.2.  Unités chimiques et équilibre .....	21
II.3.  Indicateurs d'eau d'irrigation .....	22
II.3.1.  Taux d'adsorption de sodium (SAR) .....	22
II.3.2.  Indice de perméabilité (IP) .....	22
II.4.  Indices de qualité de l'eau (Horton, 1965).....	23
II.5.  Indice de qualité de l'eau de Brown (NSF-WQI).....	24

<b>II. 6.</b>	<b>Indice de qualité de l'eau Dinius</b> .....	27
<b>II.6. 1.</b>	<b>Dinius(1972)</b> .....	27
<b>II.6. 2.</b>	<b>Dinius(1987)</b> .....	28
<b>II. 7.</b>	<b>Oregon WQI</b> .....	28
<b>II. 8.</b>	<b>L'indice de la qualité de l'eau du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME-IQE)</b> .....	30
<b>II. 9.</b>	<b>Indice de pollution de l'eau</b> .....	32
<b>II. 10.</b>	<b>Indice intégré de la qualité de l'eau (I IQE)</b> .....	34
<b>II. 11.</b>	<b>Conclusion</b> .....	36
<b>Chapitre III</b> .....		37
<b>Présentation de la zone d'étude</b> .....		37
<b>III. 1.</b>	<b>Introduction</b> .....	38
<b>III. 2.</b>	<b>Situation géographique</b> .....	38
<b>III. 3.</b>	<b>Aspect Climatique</b> .....	39
<b>III. 4.</b>	<b>Aspect Géomorphologique</b> .....	39
<b>III. 5.</b>	<b>Aspect géologique</b> .....	39
<b>III. 6.</b>	<b>Aspect hydrogéologique</b> .....	40
<b>III.6. 1.</b>	<b>Les faciès du Continental Intercalaire</b> .....	40
<b>III.6. 2.</b>	<b>Le Complexe Terminal</b> .....	41
<b>III. 7.</b>	<b>Conclusion</b> .....	42
<b>Chapitre IV</b> .....		43
<b>Matériels et Méthodes</b> .....		43
<b>IV. 1</b>	<b>Introduction</b> .....	44
<b>IV. 2</b>	<b>Echantillonnage</b> .....	44
<b>IV. 3</b>	<b>Mesures in situ</b> .....	45
<b>IV.3. 1.</b>	<b>PH et conductivité (CE)</b> .....	45
<b>IV. 4</b>	<b>Mesures et analyses au laboratoire</b> .....	46
<b>IV.4. 1.</b>	<b>Protocole d'étalonnage pour les éléments (TAC ; TH ; Ca<sup>+</sup> ; Cl<sup>-</sup>)</b> .....	46
<b>IV.4. 2.</b>	<b>Sodium et Potassium</b> .....	47
<b>IV.4. 3.</b>	<b>Le protocole pour mesuré la concentration des éléments (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ; SO<sub>4</sub><sup>-</sup>)</b> .....	49
<b>IV. 5</b>	<b>Traitement des résultats</b> .....	49
<b>IV.5. 1.</b>	<b>Diagrammes</b> .....	49
<b>IV.5. 2.</b>	<b>Présentation d'Arc Gis</b> .....	50
<b>IV. 6</b>	<b>Conclusion</b> .....	50
<b>Chapitre V</b> .....		51

<b>Résultats et discussion.....</b>	<b>51</b>
<b>V. 1. Introduction.....</b>	<b>52</b>
<b>V. 2. Caractérisation des eaux souterraine .....</b>	<b>52</b>
<b>V.2. 1. L’aptitude à la consommation humaine.....</b>	<b>52</b>
<b>V. 3. L’aptitude à l’irrigation.....</b>	<b>55</b>
<b>V. 4. Critique des indices de qualité existant .....</b>	<b>61</b>
<b>V.4. 1. Développement mathématique de l'indice de qualité des eaux sous terraine de Sud Est Algérienne (IQES-SEA).....</b>	<b>61</b>
<b>V.4. 2. Sélection des paramètres : .....</b>	<b>62</b>
<b>V.4. 3. Calcule des écarts et des valeurs optimales : .....</b>	<b>62</b>
<b>V.4. 4. Principes de développement de l’indice.....</b>	<b>63</b>
<b>V. 5. Calcule de l’indice de qualité d’eau d’Ouargla et interprétation des résultats :.....</b>	<b>65</b>
<b>V. 6. Conclusion.....</b>	<b>68</b>
<b>Conclusion générale .....</b>	<b>69</b>
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUE .....</b>	<b>73</b>

## **Introduction général**

## Introduction Général

---

Lorsque nous parlons d'eau, deux termes principaux doivent être inclus, quantité et qualité. La quantité pourrait être facilement estimée en fonction des besoins requis, en utilisant une seule unité paramétrique, d'autre part la qualité de l'eau considérée comme l'arbitre pour dire que cette eau est appropriée ou non, mais la question ici est, est-ce que l'eau appropriée pour l'industrie pourrait être utilisée dans les pratiques agricoles ou comme eau potable ? La réponse est non. La composition chimique et microbienne de l'eau joue le rôle principal dans son aptitude à des usages différents.

Nous pouvons décrire l'eau souterraine comme une solution chimique très complexe dans sa composition, dans un état de mouvement semi-continu qui suit les préceptes de la gravité, se déplaçant entre différents milieux à la recherche d'un équilibre. Ce dernier acquiert sa formation à partir de la dissolution des matériaux présents dans les types de roches et de sols avec lesquels il est en contact permanent.

De nombreux composants pourraient être analysés dans l'eau (ions chimiques, microbiens, métaux lourds, composants radioactifs...), La question ici, dois-je analyser tous ainsi les éléments pour connaître l'aptitude de mon eau ? Techniquement oui, mais pratiquement c'est très difficile et inefficace. Alors, quels paramètres devraient être inclus dans le jugement ?

Si l'on combinait les caractéristiques d'un échantillon d'eau par une opération mathématique ! Nous obtenons un nouveau nombre qui réunit et résume toutes les caractéristiques qu'il contient, et nous permet de juger de la qualité de cet échantillon à travers un groupe de champs. Nous appelons ce chiffre l'indice de la qualité de l'eau.

En 1965, le premier indice de qualité de l'eau créé par Horton, après cela, de nombreux chercheurs travaille à l'élaboration de nouveaux indices pour évaluer la qualité de l'eau et son aptitude à des usages différents. Le travail cerne à une première partie à la caractérisation des eaux souterraines au niveau d'Ouargla la couche Mio Pliocène et déterminer leur aptitude à la consommation humaine et à l'utilisation en irrigation en utilisant des indices de qualité déjà existant. Dans une deuxième partie, on va critiquer les indices utiliser et détecter les points faibles de chaque indice, après et enfin, on va développer mathématiquement un nouvel indice adéquate a notre zone d'étude. une nouvelle méthode pour décrire la qualité de l'eau, l'a appliquée dans la région d'ouargla sur la couch du Mio Pliocène, la comparaison de résultats avec les résultats de WQI (Horten).

# Chapitre I

La composition des eaux souterraines.

## I.1. Introduction

Dans ce chapitre, nous présenterons une compilation bibliographique qui décrit la formation des eaux souterraines, à partir de la composition de la molécule d'eau, à travers son interaction avec les couches de la terre, jusqu'à ses propriétés physiques et chimiques.

## I.2. Propriétés moléculaires de l'eau

La géométrie d'une molécule d'eau n'est pas sans rappeler le visage d'une célèbre souris de dessin animé. Les deux atomes d'hydrogène sont liés à l'atome d'oxygène en partageant des électrons externes, formant des liaisons covalentes. L'angle entre les deux liaisons est d'environ  $105^\circ$ . L'eau est une molécule polaire car la distribution de la charge électrique associée aux protons et aux électrons est asymétrique. L'extrémité oxygène de la molécule est quelque peu chargée négativement, tandis que les extrémités hydrogène sont quelque peu chargées positivement.

La polarité de la molécule d'eau provoque une attraction électrostatique vers d'autres molécules polaires et vers des molécules chargées. Les extrémités hydrogène d'une molécule d'eau sont attirées par les extrémités oxygène d'autres molécules d'eau, formant des liaisons faibles appelées liaisons hydrogène. La liaison hydrogène provoque la liaison des molécules d'eau en grappes dans lesquelles il existe un arrangement fixe éphémère comme dans un cristallin solide. Ces grappes se forment et se désagrègent continuellement, n'existant que pendant une courte tranche de temps, de l'ordre de  $10^{-12}$  secondes (**Stumm et Morgan, 1996**). Ces grappes atteignent la taille de 100 molécules d'eau (**Snoeyink et Jenkins, 1980**).

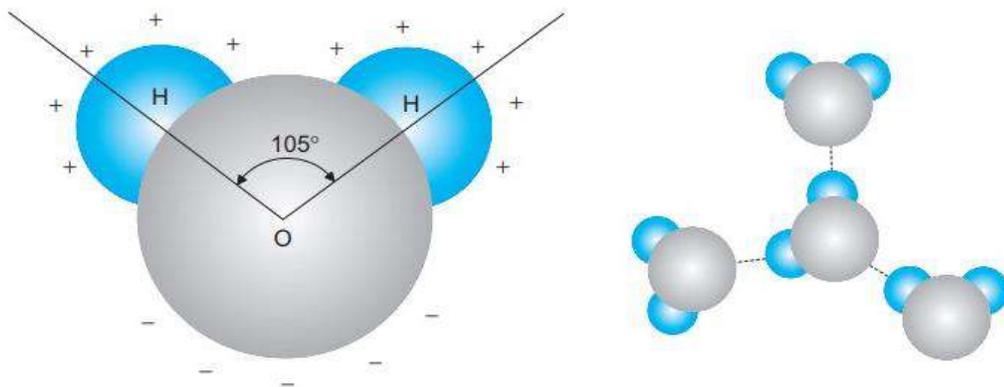


Figure 1 moléculaires de l'eau

### **I.3. Types de roches et eaux souterraines**

La qualité chimique de l'eau extraite des roches magmatiques plutoniques ou métamorphiques est presque toujours excellente avec des concentrations en sel couramment inférieures à 100 mg/l et rarement supérieures à 500 mg/l. Des exceptions se trouvent dans les zones arides où les sels peuvent être concentrés dans l'eau de recharge par évaporation. La principale raison de la teneur généralement faible en sel de ces eaux est que les minéraux silicatés sont normalement résistants à la dissolution. Le rapport calcium/sodium est souvent plus faible dans les eaux souterraines des granites que dans les autres roches et la tendance occasionnelle du sodium à prédominer sur les autres cations dépend du type de feldspaths présents. La teneur en magnésium, comme celle du calcium, est généralement faible. Comme aucun ion bicarbonate n'est dissous dans les roches granitiques, le rapport  $\text{HCO}_3/\text{CO}_2$  libre est faible. Par conséquent, la teneur en bicarbonate des eaux souterraines est normalement d'environ la moitié de la moyenne des autres roches. Cela signifie que l'eau a un pH généralement compris entre 4 et 6. Lorsque l'eau souterraine remonte à la surface, le  $\text{CO}_2$  s'échappe, le pH augmente et l'eau peut devenir alcaline par la prédominance du sodium. La proportion de silice contenue dans ces eaux souterraines peut être élevée.

#### **(Groundwater quality 1986)**

Dans les diorites et les syénites, la teneur en silice peut aller jusqu'à 55 mg/l. Les eaux souterraines des terrains granitiques contiennent normalement peu de Cl et de  $\text{SO}_4$ . Cependant, si les roches sont riches en pyrite, son oxydation donne naissance à des ions  $\text{SO}_4$ . Le fer des minéraux ferromagnésiens précipite alors. L'eau dérivée de roches ignées plutoniques basiques a normalement des rapports élevés de calcium sur sodium et de magnésium sur calcium. La teneur en magnésium et en silice de l'eau du gabbro est généralement plus élevée que celle de l'eau des roches acides car ses composants minéraux se décomposent plus facilement. Lorsque le pH et Eh sont faibles, la teneur en fer et en magnésium est relativement élevée. Cependant, l'eau des terrains de roches gabbroïques peut être légèrement alcaline avec des solides dissous totaux en moyenne de 230 mg/l. L'eau souterraine présente dans le marbre est normalement similaire à celle présente dans le calcaire et peut avoir une dureté modérée à élever. L'eau du quartzite est similaire à celle de l'eau du grès riche en silice. De nombreuses eaux de quartzite sont faibles en silice et en solides dissous totaux, et ont un rapport élevé de potassium sur sodium. Leur valeur de pH est généralement faible, car il y a très peu de minéraux qui réagissent avec le dioxyde de carbone dissous. L'eau

souterraine provenant de la serpentinite et de l'amphibolite contient généralement des concentrations modérément élevées de magnésium (**Groundwater quality 1986**).

### **I.4. Zones de profondeur et d'eaux souterraines**

En général, les variations de qualité sont plus susceptibles de se produire dans les aquifères peu profonds que dans les aquifères profonds, car les changements saisonniers de recharge et de débit dans les premiers créent des fluctuations correspondantes de la salinité.

Une forte lixiviation peut se produire dans les zones de recharge active des eaux souterraines et, par conséquent, elles peuvent présenter des concentrations de soluté relativement faibles. Néanmoins, la teneur en sel des eaux souterraines a souvent tendance à augmenter avec la profondeur. Les raisons en sont, premièrement, que plus la profondeur à laquelle l'eau souterraine se trouve est grande, plus son mouvement est lent et il est donc moins probable qu'elle soit remplacée par d'autres eaux, en particulier celles qui s'infiltrent depuis la surface. Deuxièmement, le temps de séjour plus long de l'eau signifie plus de temps pour réagir avec la roche hôte et donc plus de matière passe en solution jusqu'à ce qu'une condition d'équilibre soit atteinte. De l'eau fossile peut également se trouver à une plus grande profondeur. Par exemple, Smith et al ont utilisé des techniques isotopiques pour montrer que l'âge de l'eau dans la craie du bassin de Londres augmente vers le centre où il dépasse 25 000 ans (**Smith et al**).

Comme le caractère de l'eau souterraine dans un aquifère change fréquemment avec la profondeur, il est parfois possible de reconnaître des zones de qualité différente de l'eau souterraine. Avec l'augmentation de la profondeur, la réaction d'échange de cations prend de l'importance et il y a un remplacement progressif du calcium et du magnésium dans l'eau par du sodium. Comme mentionné ci-dessus, de telles réactions donnent lieu à de l'eau douce. Tous les nitrates présents près de la surface de l'aquifère diminuent invariablement avec la profondeur. Par contre, les sulfates ont tendance à augmenter avec la profondeur. Cependant, à une profondeur appréciable, les sulfates sont réduits, ce qui produit une eau à faible teneur en sulfate et en bicarbonate. La teneur en chlorure a également tendance à augmenter avec la profondeur. En fait, avec l'augmentation de la profondeur, les eaux souterraines peuvent devenir non potables, en raison de leur forte teneur en chlorure. La plupart des eaux souterraines chlorées hautement salines (non associées aux évaporites) présentes en profondeur, là où la circulation des eaux souterraines est restreinte, sont fossiles (**Groundwater quality 1986**).

### I.5. Réactions dans le sol

L'eau souterraine est une solution chimique complexe qui se trouve dans un état dynamique, dont la composition est en grande partie attribuable à la dissolution de matière dans les sols et les roches par les eaux de percolation et aux réactions chimiques entre cette eau et le milieu hôte.

La dissolution des minéraux formant des roches est généralement provoquée par une attaque acide. L'acide carbonique est formé par la solution de  $\text{CO}_2$  dans l'eau de pluie. Cependant, la quantité de  $\text{CO}_2$  présente dans l'atmosphère est très faible. Plusieurs centaines de fois cette concentration se retrouve dans le sol en raison du dégagement de  $\text{CO}_2$  par les organismes vivants et de l'oxydation de la matière organique. Par exemple, selon (**Thorne et Peterson 1954**), 2 à 101 de  $\text{CO}_2$ /jour/m<sup>2</sup> de surface sont produits dans un sol où les plantes poussent vigoureusement. De telles quantités de  $\text{CO}_2$ , si elles étaient dissoutes dans l'eau, donneraient 550 à 2750 mg/l de  $\text{HCO}_3$ . Par comparaison, une eau de pluie en équilibre avec la pression partielle de  $\text{CO}_2$  dans l'atmosphère pourrait contenir 60 à 100 mg/l de  $\text{HCO}_3$ . D'autres acides tels que  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{HNO}_2$  et l'acide humique sont formés à la suite de la décomposition de la matière organique et de l'acide sulfurique est produit lorsque des minéraux tels que la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ) se décomposent.

La composition chimique des eaux souterraines peut être modifiée par la précipitation d'ions de la solution pour former des composés insolubles. Ces réactions sont généralement associées à des changements de température et de pression. Par exemple, la précipitation de carbonate de calcium et la libération de dioxyde de carbone dissous peuvent résulter d'une diminution de la pression et/ou d'une augmentation de la température. La précipitation du carbonate de calcium peut également être associée à une augmentation du pH due, par exemple, à l'échange d'ions ou éventuellement aux activités des bactéries réductrices de nitrate (**Groundwater quality 1986**).

L'échange d'ions est un processus important affectant la qualité des eaux souterraines. L'échange d'ions implique le remplacement des ions adsorbés à la surface des minéraux argileux, des composés organiques et des zéolithes par des ions en solution. La glauconite est également un important minéral échangeur d'ions dans certaines roches sédimentaires. Le processus est généralement associé à des cations et est donc appelé échange de cations ou de bases. L'échange de cations impliquant le remplacement du calcium et du magnésium dans les eaux souterraines par du sodium a lieu lorsque l'eau s'écoule sous une formation argileuse. Par exemple, le passage d'une eau dure au bicarbonate de calcium à une eau douce alcaline riche en sodium en raison de l'échange d'ions est typique des eaux souterraines qui traversent des zones de la craie recouvertes d'épaisses argiles de Londres (**INESON, J.1963**). De telles réactions produisent une eau douce dans laquelle

le sodium est le cation dominant. Le processus d'échange de cations est une réaction réversible. Un autre exemple tiré de la Craie sert d'illustration. Dans une enquête sur l'eau interstitielle de la station de pompage Chalk at Lawford dans l'Essex, Hoather a conclu que l'eau salée s'écoulant de l'estuaire de la rivière Stour avait été soumise à un échange de cations par lequel une proportion substantielle de sa teneur en sodium était remplacée par du calcium ou magnésium de sorte que la dureté du puits a été considérablement augmentée (**Groundwater quality 1986**).

Le processus d'échange de cations signifie que les formations à grains fins, notamment les argiles et les schistes, peuvent se comporter comme des membranes semi-perméables, retardant le mouvement des ions. Certains anions sont également piégés dans les couches d'ions adsorbées. Un tel comportement peut produire des différences de pression osmotique, un tamisage du sel ou une ultrafiltration et des différences de potentiel électrique. En effet, il a été suggéré que la teneur élevée en sel de certaines eaux souterraines qui n'ont pas été en contact avec des évaporites est due au tamisage salin, c'est-à-dire que lorsque l'eau s'écoule d'une formation qui se comporte comme une membrane semi-perméable, les sels sont retenus (**Ground water quality 1986**).

### **I.6. Caractère biologique des eaux souterraines**

Les tests standard utilisés pour déterminer la salubrité des eaux souterraines à des fins de consommation consistent à identifier la présence ou non de bactéries appartenant au groupe des coliformes. L'une des raisons en est que ce groupe de bactéries est relativement facile à reconnaître. Les résultats des tests de coliformes sont rapportés en termes de nombre le plus probable (MPN) d'organismes du groupe coliformes présents dans un volume d'eau donné (**Groundwater quality 1986**).

Les virus dans les eaux souterraines sont plus critiques que les bactéries dans la mesure où ils ont tendance à survivre plus longtemps. De plus, une unité virale (une unité formant la peste dans une culture cellulaire) peut provoquer une infection en cas d'ingestion. En revanche, l'ingestion de milliers de bactéries pathogènes peut être nécessaire avant que les symptômes cliniques ne se développent.

Heureusement, les eaux souterraines, à l'exception peut-être des aquifères très peu profonds, sont généralement exemptes de bactéries et de virus pathogènes. Outre le débit et la direction de l'écoulement des eaux souterraines, le mouvement des micro-organismes, des bactéries pathogènes et des virus dépend de la taille des pores, des réactions au sein du milieu, de la quantité de nourriture disponible et de leur durée de vie (**Groundwater quality 1986**).

Les micro-organismes peuvent être transportés par les eaux souterraines mais ont tendance à se fixer par adsorption à la surface des particules d'argile. Dans les sols à grains fins, les bactéries se déplacent généralement sur moins de quelques mètres, mais elles peuvent migrer sur des distances beaucoup plus grandes dans les sols à grains grossiers ou les roches discontinues. La vitesse maximale de déplacement de la pollution bactérienne semble être d'environ les deux tiers de celle à laquelle les eaux souterraines se déplacent. Les virus qui conservent toutes leurs caractéristiques pendant plus de 50 jours peuvent migrer à 250 m ou plus dans les sols où la matière organique est présente pour fournir une source de nourriture. Néanmoins, la pollution biologique des eaux souterraines ne se produit généralement pas car le sol représente un filtre assez efficace entre une source de pollution et la nappe phréatique. Les bactéries, virus et autres micro-organismes pathogènes qui ne sont pas originaires de l'environnement souterrain ne se multiplient généralement pas sous terre et finissent par mourir (**Groundwater quality 1986**).

La plupart des cas de contamination résultent d'une mauvaise construction de puits, d'un prélèvement excessif ou sont associés à des aquifères qui possèdent de grands pores tels que des dépôts de gravier ou des discontinuités ouvertes telles que certains calcaires. Les deux permettent une connexion entre les eaux de surface, qui peuvent être polluées, et les eaux souterraines. (**Groundwater quality 1986**). Dans les calcaires caverneux ou fissurés, les distances parcourues peuvent être de plusieurs kilomètres. Cependant, une pollution de ce type n'est importante que si l'eau doit être utilisée pour l'approvisionnement en eau potable ou la transformation des aliments. Les températures qui permettent aux micro-organismes d'exister peuvent s'étendre jusqu'à 2000 m de profondeur. De plus, à cette profondeur, les pressions de l'eau ne sont pas suffisamment élevées pour décourager l'activité microbienne. Les sources de carbone, dont les micro-organismes ont besoin pour exister, sont présentes sous forme de carbonates et d'autre carbone inorganique dans les roches. Les dépôts sédimentaires peuvent contenir du carbone organique. Les niveaux d'oxydo-réduction se situent souvent dans la plage de tolérance des bactéries. Les bactéries aérobies sont généralement absentes dans les régions plus profondes car un apport d'oxygène moléculaire n'est généralement pas disponible (**Groundwater quality 1986**).

La quantité totale de matière organique, hors gaz, est rarement supérieure à 15 mg/l dans l'eau puisée dans les puits.

La demande biochimique en oxygène (DBO) est une mesure de la matière biodégradable dans l'eau. Comme la plupart des matières organiques ont été éliminées de l'eau de percolation par des processus microbiologiques avant qu'elles n'atteignent la nappe phréatique, les DBO des eaux

souterraines sont pratiquement nulles. La matière organique dans les dépôts de tourbe est relativement stable et produit donc de faibles niveaux de DBO dans les eaux souterraines (**Groundwater quality 1986**).

### **I.7. Propriétés physiques des eaux souterraines**

La température, la couleur, la turbidité, l'odeur et le goût sont les propriétés physiques les plus importantes des eaux souterraines en ce qui concerne l'approvisionnement en eau. Les eaux souterraines ne subissent des fluctuations de température appréciables qu'à faible profondeur, en dessous desquelles les températures restent relativement constantes. En fait, la profondeur à laquelle les températures sont plus ou moins uniformes se produit à environ 10 m sous les tropiques, augmentant à environ 20 m dans les régions polaires, bien que le type de roche, l'altitude, les précipitations et le vent puissent produire des écarts locaux importants. (**COLLINS, W.D 1925**) a noté qu'aux États-Unis, la température des eaux souterraines présentes à une profondeur de 10 à 20 m de la surface du sol est généralement supérieure d'environ 1 à 2 °C à la température annuelle moyenne de l'air. En dessous de la zone d'influence de surface, les températures des eaux souterraines augmentent d'environ 1°C tous les 30 m de profondeur, c'est-à-dire en fonction du gradient géothermique.

La couleur des eaux souterraines peut être attribuable à des matières organiques ou minérales transportées en solution. Par exemple, des décolorations allant du brun clair au brun foncé peuvent se produire dans les eaux souterraines qui ont été en contact avec de la tourbe ou d'autres dépôts organiques. Une décoloration brunâtre peut également résulter de l'exposition à l'atmosphère d'eaux souterraines contenant du fer ferreux dissous. Cela conduit à la formation d'hydroxydes ferriques insolubles. La détermination de la couleur des eaux souterraines s'effectue en comparant un échantillon d'eau de volume donné avec celui d'un autre, de volume égal, possédant un indice de couleur standard de 500. La couleur de l'eau est exprimée en unités comprises entre 0 et 500 (**Groundwater quality 1986**).

La turbidité des eaux souterraines est principalement causée par la présence de particules d'argile et de limon provenant de l'aquifère. En d'autres termes, la turbidité est une mesure de la quantité de matières en suspension et colloïdales présentes dans les eaux souterraines. Cela peut être dû au fait que le puits concerné est mal développé ou que les ouvertures de l'écran sont trop grandes. L'oxydation du fer ferreux dissous pour former des hydroxydes ferriques insolubles contribue également à la turbidité. La filtration naturelle qui se produit lorsque l'eau souterraine s'écoule à travers des dépôts non consolidés élimine en grande partie ce matériau de l'eau souterraine.

Les goûts et les odeurs peuvent provenir de la présence de matières minérales, de matières organiques, de bactéries ou de gaz dissous. Les plus notables parmi les bactéries qui peuvent causer des problèmes de goût et d'odeur sont *Crenothrix*, *Leptothrix* et *Gallionella* (bactéries du fer) et les bactéries sulfato-réductrices. Ces problèmes sont surmontés en utilisant un désinfectant (WALKER, R 1978).

### I.8. Chimie des eaux souterraines

#### I.8.1. Solutés naturels

Au début, définissez les solutés naturels comme ceux qui sont présents dans les eaux souterraines sans aucune aide des activités humaines. Par extension, tout ce qui concerne les êtres humains est "non naturel" ; aucune infraction n'est destinée aux humains qui pourraient lire ceci. Les humains ont introduit de nombreux solutés "non naturels" gênants qui sont considérés comme des contaminants parce qu'ils entraînent des risques pour la santé et des impacts écologiques (Groundwater Science 2014).

#### I.8.2. Principaux constituants dissous dans les eaux souterraines

Les éléments chimiques présents dans les eaux souterraines proviennent des précipitations, des processus organiques qui se déroulent dans le sol et de la décomposition des minéraux dans la roche à travers laquelle les eaux souterraines s'écoulent. Certains de ces constituants sont présents en quantités importantes, tandis que d'autres sont d'importance mineure ou sont présents à l'état de traces.

Les constituants chimiques de l'eau de pluie ne sont présents qu'en petites quantités. Les composants principaux sont : Cl qui tend à varier de 0,1 à 100 mg/l, Na de 0,1 à 50 mg/l, Ca de 0,1 à 20 mg/l, SO<sub>4</sub> de 0,1 à 20 mg/l et Mg de 0,1 à 10 mg/l. Mais dans les eaux souterraines peu profondes, l'évapotranspiration peut augmenter leurs proportions. Les concentrations les plus élevées de sels dans l'eau de pluie se trouvent dans les zones côtières, c'est-à-dire jusqu'à environ 50 km de la mer à l'intérieur des terres. De plus, l'eau de pluie dans les zones arides a une teneur en sel plus élevée que dans les zones humides, la raison étant que la plupart des sels dissous sont d'origine continentale, provenant de la poussière dans l'atmosphère (Groundwater quality 1986). la dissolution de carbonates, en particulier de carbonate de calcium et de magnésium, est principalement due à la formation d'acide carbonique faible dans les horizons du sol où le CO<sub>2</sub> est dissous par l'eau du sol. Le calcium présent dans les eaux souterraines des roches sédimentaires provient de la calcite, de l'aragonite, de la dolomite, de l'anhydrite et du gypse. Weyl soutenait que dans la zone de saturation des terrains calcaires, la dissolution de calcite se produit normalement

assez rapidement pour que l'eau soit toujours saturée de calcite. En revanche, la précipitation de la calcite est considérablement plus lente. Dans les roches ignées et métamorphiques, le calcium est fourni par les feldspaths, les pyroxènes et les amphiboles et les minéraux moins courants tels que l'apatite et la wollastonite (**WEYL, P.K 1958**)

Le carbonate et le bicarbonate de calcium sont les constituants dominants trouvés dans la zone de circulation active et sur une certaine distance sous le couvert de strates plus jeunes. La concentration normale de calcium dans les eaux souterraines varie de 10 à 100 mg/l. De telles concentrations n'ont aucun effet sur la santé et il a été suggéré que jusqu'à 1000 mg/l pourraient être inoffensifs.

Les réactions impliquées dans la solution de magnésium à partir de minéraux carbonatés sont similaires à celles de la solution de calcite, c'est-à-dire que la solubilité du carbonate de magnésium est également contrôlée par la quantité de dioxyde de carbone dans les eaux souterraines. Cependant, (**Garrels et al**) ont noté que la solubilité du carbonate de magnésium est supérieure à celle du carbonate de calcium et que la précipitation de la dolomite à partir de la solution est extrêmement lente. Ils ont poursuivi en suggérant que les conditions d'équilibre par rapport à la magnésite ou à la dolomie ne se produisent probablement pas dans des conditions de température et de pression basses.

La dolomite est la source commune de magnésium dans les roches sédimentaires, les minéraux évaporés plus rares tels que l'epsomite, la kiersérite, la kaïnite et la carnallite ne sont pas des contributeurs significatifs. L'olivine, la biotite, la hornblende et l'augite font partie des minéraux qui apportent une contribution significative aux roches ignées et la serpentine, le talc, le diopside et la trémolite font partie des contributeurs métamorphiques.

Malgré les solubilités plus élevées de la plupart de ses composés (le sulfate de magnésium et le chlorure de magnésium sont tous deux très solubles), le magnésium est généralement présent à des concentrations moindres dans les eaux souterraines que le calcium. Cela est probablement dû au fait que la dissolution de la dolomite est un processus lent et que le calcium est plus abondant dans la croûte terrestre. Les concentrations courantes de magnésium varient d'environ 1 à 40 mg/l, des concentrations supérieures à 100 mg/l sont rarement rencontrées, sauf dans l'eau de mer et les saumures (**Groundwater quality 1986**).

La plupart des ions bicarbonate dans les eaux souterraines sont dérivés du dioxyde de carbone et de la solution des roches carbonatées. Des concentrations de bicarbonate comprises entre 50 et 400 mg/l sont couramment trouvées dans les eaux souterraines. D'autre part, les concentrations de

carbonate dans les eaux souterraines ne dépassent généralement pas 10 mg/l. En effet, la dissolution des ions bicarbonate pour donner principalement des ions carbonate est efficace au-dessus d'une valeur de pH de 8,2. En dessous de cette valeur, le rapport des ions bicarbonate aux ions carbonate dépasse fréquemment 100 à 1.

Les sels de sodium sont hautement solubles et ne précipiteront pas à moins que des concentrations de plusieurs milliers de parties par million ne soient atteintes. Le seul mécanisme courant d'élimination de grandes quantités d'ions sodium de l'eau est l'échange de cations qui fonctionne si les ions sodium sont en grande abondance. La conversion du bicarbonate de calcium en bicarbonate de sodium explique sans doute l'élimination de certains ions sodium de l'eau de mer qui a envahi les aquifères d'eau douce. Ce processus est réversible (**HOATHER, R.C 1957**).

Le sodium n'est pas un constituant essentiel de bon nombre des principaux minéraux formant des roches, le feldspath plagioclase étant l'exception. Par conséquent, le plagioclase est la principale source de la plupart du sodium dans les eaux souterraines. Dans certaines conditions, certains minéraux argileux peuvent libérer des ions sodium échangeables. De toute évidence, dans les zones de dépôts évaporitiques, l'halite est une source importante.

Toutes les eaux souterraines contiennent des quantités mesurables de sodium, jusqu'à 200 mg/l étant les concentrations les plus courantes. Cependant, dans certaines saumures naturelles, des concentrations aussi élevées que 100 000 mg/l ont été enregistrées.

Les sources courantes de potassium dans les eaux souterraines sont les feldspaths et les micas des roches ignées et métamorphiques. Des minéraux de potasse tels que la sylvite sont présents dans certaines séquences évaporitiques mais leur contribution n'est pas importante. Comme le sodium, le potassium est très soluble et n'est donc pas facilement éliminé de l'eau, sauf par échange d'ions. Bien que l'abondance de potassium dans la croûte terrestre soit similaire à celle du sodium, sa concentration dans les eaux souterraines est généralement inférieure à un dixième de celle du sodium. La plupart des eaux souterraines contiennent moins de 10 mg/l.

Les roches sédimentaires telles que les schistes et les argiles peuvent contenir de la pyrite ou de la marcassite à partir de laquelle le soufre peut être dérivé. Cependant, la plupart des ions sulfate sont probablement dérivés de la solution de minéraux de sulfate de calcium et de magnésium trouvés dans les séquences évaporitiques, le gypse et l'anhydrite étant les plus courants. La concentration de l'ion sulfate dans l'eau peut être affectée par les bactéries sulfato-réductrices. Les produits de la réduction des sulfates sont le sulfure d'hydrogène et le dioxyde de carbone, par conséquent, une diminution de l'ion sulfate est fréquemment associée à une augmentation de l'ion bicarbonate. Les

concentrations de sulfate dans les eaux souterraines sont généralement inférieures à 100 mg/l et peuvent être inférieures à 1 mg/l si les bactéries sulfato-réductrices sont actives. Dans les saumures de sulfate de magnésium, la concentration dépasse parfois 100 000 mg/l

La teneur en chlorure des eaux souterraines peut être due à la présence de chlorures solubles provenant de roches, d'intrusions salines, d'eaux connées et juvéniles, ou d'une contamination par des effluents industriels ou des eaux usées domestiques. Dans la zone de circulation réelle, la concentration en ions chlorure est normalement relativement faible. Le chlorure est un constituant mineur de la croûte terrestre, la sodalite et l'apatite sont les seuls minéraux ignés et métamorphiques contenant du chlorure comme constituant essentiel. L'halite est l'une des principales sources minérales. Comme dans le cas du sulfate, l'atmosphère apporte probablement une contribution significative à la teneur en chlorure des eaux de surface, celles-ci contribuant à leur tour aux eaux souterraines. Le lessivage des chlorures qui se sont accumulés dans les couches supérieures du sol peut être une source importante de chlorure dans les climats secs. Les eaux souterraines contenant des quantités importantes de chlorure ont également tendance à contenir de grandes quantités de sodium. Habituellement, la concentration de chlorure dans les eaux souterraines est inférieure à 30 mg/l, mais des concentrations de 1 000 mg/l ou plus sont courantes dans les régions arides, alors que dans les saumures, des concentrations supérieures à 150 000 mg/l ont été notées (**Groundwater quality 1986**).

La majeure partie de l'azote des eaux souterraines provient probablement de la biosphère. Par exemple, les ions nitrates sont dérivés de l'oxydation de matières organiques en décomposition, en particulier celles à haute teneur en protéines. Dans ce dernier cas, la présence d'ions nitrates peut indiquer une source de pollution et leur présence est généralement associée à des sources d'eaux souterraines peu profondes. De plus, l'azote moléculaire de l'atmosphère peut être transformé en matière organique par des bactéries fixatrices d'azote qui vivent dans des nodules sur les racines des légumineuses. Lorsque les plantes meurent et se décomposent, l'azote est minéralisé par les bactéries du sol en ammoniac.

Dans des conditions anaérobies, l'ammoniac peut être absorbé par les minéraux argileux et la matière organique du sol, sinon il est oxydé par les bactéries nitrifiantes pour former du nitrate. L'eau qui s'infiltré peut lessiver les ions nitrate des couches supérieures du sol.

Si les processus naturels d'enrichissement en azote sont actifs depuis un certain temps, les niveaux d'azote nitrique dans les eaux souterraines peuvent être de l'ordre de 1 à 50 mg/l. (**Kreitler et Jones 1975**) ont trouvé des concentrations de  $\text{NO}_3\text{—N}$  variant de moins de 0,2 mg/l à plus de 690 mg/l

dans les eaux souterraines du centre-ouest du Texas. Ils ont conclu que la majeure partie de ce nitrate provenait de l'azote naturel du sol développé dans le cadre de l'agriculture en terres sèches avec une utilisation minimale d'engrais. Cet exemple illustre comment le nitrate peut être concentré dans l'eau lessivée de la zone racinaire.

Les concentrations de nitrate dans l'eau douce ne dépassent généralement pas 5 mg/l, bien que dans les zones rurales où les engrais azotés sont largement appliqués, les concentrations peuvent dépasser 600 mg/l. Le nitrite est présent dans les eaux souterraines à des concentrations beaucoup plus faibles que le nitrate. Les niveaux d'azote ammoniacal dans les eaux souterraines dépassent rarement quelques milligrammes par litre. L'azote organique est présent en concentrations négligeables.

Bien que le silicium soit le deuxième élément le plus abondant de la croûte terrestre et qu'il soit présent dans presque tous les principaux minéraux rocheux, il n'est pas l'un des constituants les plus abondants des eaux souterraines. En effet, la silice ( $\text{SiO}_2$ ) n'est que peu soluble dans l'eau. La dissolution des minéraux silicatés autres que le quartz et les minéraux argileux représente la majeure partie de la silice présente en solution dans les eaux souterraines. A des valeurs de pH inférieures à 9 et à une température de 25°C, le matériau silicaté se présente en solution sous forme de molécules dispersées d'acide silicique ( $\text{H}_4\text{SiO}_4$ ) à l'état non ionisé, lorsque sa concentration est inférieure à 100 à 140mg/l. À des concentrations plus élevées, l'acide silicique polymérise pour former des gels colloïdaux. Au-dessus d'un pH de 9, les ions silicates, du fait de la dissociation de l'acide silicique, apparaissent en solution en quantités importantes et la solubilité des silicates augmente rapidement, elle devient très élevée, passant de 200 à plus de 2000 mg/l de  $\text{SiO}_2$  à un pH de 12. La silice devient également plus soluble lorsque les températures sont supérieures à 25°C. Cependant, les eaux souterraines contiennent généralement entre 5 et 40 mg/l de silice, bien que des valeurs élevées puissent être enregistrées dans l'eau des roches volcaniques (**KRAUSKOPF, K.B 1956**).

Le fer forme environ 5% de la croûte terrestre et est contenu dans un grand nombre de minéraux dans les roches ainsi que sous forme de corps minéralisés. L'altération chimique de ces minéraux rend disponibles de grandes quantités de fer, mais celui-ci est généralement converti en oxydes de fer insolubles.

Normalement, le fer se trouve dans les eaux souterraines sous forme de  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  ou  $\text{FeOH}^+$  (voir Hem). La forme et la quantité de fer en solution dans les eaux souterraines à l'équilibre chimique sont contrôlées par la nature des minéraux de fer présents, la valeur du pH et le potentiel

redox (Eh), et l'activité des autres ions en solution, notamment la concentration de  $\text{HCO}_3^-$ . Lorsque le fer est présent dans les eaux souterraines à des concentrations de 1 mg/l ou plus, il le fait à l'état ferreux et il est retenu en solution par un pH sensiblement inférieur à 7,0 ou un faible potentiel redox. Ce dernier se produit généralement dans les eaux souterraines qui ne sont pas en contact avec l'air. Lorsque ces eaux souterraines sont exposées à l'air, l'oxygène augmente le Eh de la solution, le fer est alors oxydé à l'état ferrique et précipité sous forme d'hydroxyde ferrique, provoquant une coloration brune de l'eau. La solubilité du fer ferrique ne dépasse 1 mg/l que lorsque la valeur du pH descend en dessous de 3,8 ou à une valeur élevée de Eh. Les concentrations de fer ferreux dans les eaux souterraines sont normalement comprises entre 1 et 10 mg/l (**Groundwater quality 1986**).

### **I.8.3. Éléments mineurs, éléments traces et radionucléides**

Durum et Haffty ont défini les éléments mineurs dans les eaux souterraines comme ceux qui ne dépassent généralement pas 1 mg/l. La présence d'éléments mineurs et traces dans l'eau peut affecter la santé des animaux et des plantes (**Durum et Haffty 1961**).

Plusieurs éléments mineurs sont préoccupants en raison de leurs effets toxiques. Par exemple, l'arsenic ne doit pas dépasser 0,01 à 0,1 mg/l dans l'eau potable, ni le baryum ni le cuivre ne doivent dépasser 1 mg/l, ni le chrome ni le plomb 0,05 mg/l, le cadmium 0,01 mg/l ou le mercure 0,002 mg/l.

Bien que l'un des éléments les plus abondants de la croûte terrestre, la quantité d'aluminium, en raison de sa faible solubilité, se situe généralement entre 0,005 et 0,3 mg/l dans les eaux souterraines normales et contient rarement plus de 0,5 mg/l.

Le manganèse est libéré dans les eaux souterraines par l'altération de minéraux tels que la biotite et la hornblende. Lorsqu'il est exposé à l'atmosphère, le  $\text{Mn}^{+2}$  est oxydé pour former des oxydes hydratés beaucoup moins solubles. La plupart des eaux contiennent moins de 0,2 mg/l de manganèse.

La fluorite, l'apatite et certaines amphiboles agissent comme des sources de fluorure pour les eaux souterraines. L'apatite, cependant, a une très faible solubilité. Les concentrations naturelles de fluor dans les eaux souterraines varient fréquemment d'environ 0,01 à 10 mg/l. En effet, les concentrations de fluor dépassent parfois 10 mg/l et sont connues pour atteindre plus de 30 mg/l. Ces concentrations élevées ont tendance à être associées à un pH élevé. La quantité de fluor présente semble être limitée par la solubilité du fluorite ( $\text{CaF}_2$ ) qui est d'environ 9 mg/l de fluorure

dans l'eau pure. Cependant, une eau à haute teneur en calcium ne contient pas plus d'environ 1 mg/l de fluorure.

La plupart des eaux ne contiennent qu'environ 1 mg/l de bromure pour 300 mg/l de chlorure. Le bromure n'affecte pas négativement la santé des animaux ou des plantes lorsqu'il est présent à des concentrations normales dans les eaux souterraines.

L'iode est concentré par les plantes et les animaux de sorte qu'après la mort, la décomposition le libère dans les eaux souterraines.

Le bore est présent dans la tourmaline et est émis sous forme de fluorure de bore et d'acide borique lors des éruptions volcaniques. Par conséquent, l'eau des zones volcaniques peut contenir de fortes concentrations de bore. Bien que le bore soit essentiel à la croissance saine des plantes, il est nocif s'il est présent dans les eaux souterraines en quantités importantes. Cependant, les sensibilités des plantes au bore varient considérablement. Par exemple, les citriques peuvent être endommagés par aussi peu que 0,5 mg/l alors que la luzerne peut tolérer 10 mg/l si le drainage du sol est bon. La quantité normale contenue dans les eaux souterraines varie de 0,01 à 1,0 mg/l (**Groundwater quality 1986**).

La concentration de strontium dans les eaux souterraines est probablement limitée par l'échange de cations avec les argiles riches en calcium. Dans la plupart des eaux souterraines, sa concentration varie entre 0,01 et 1,0 mg/l.

Le plus grand nombre de radionucléides naturels dans les eaux souterraines sont appelés radionucléides primordiaux et ceux-ci ont des demi-vies exceptionnellement longues. Certains de ces radionucléides se décomposent pour donner des produits de filiation également radioactifs. Les radionucléides les plus abondants sont  $K^{40}$ ,  $Rb^{87}$ ,  $Th^{233}$ ,  $U^{235}$  et  $U^{238}$ . Les concentrations d'uranium dans les eaux souterraines sont généralement comprises entre 0,0001 et 0,01 mg/l. Les produits de filiation importants sont  $Rn^{222}$  et  $Ra^{226}$  qui sont dérivés de  $U^{238}$ . Un autre groupe de radionucléides naturels provient de l'activation par les rayons cosmiques des nucléides stables  $N^{14}$ ,  $O^{16}$  et  $Ar^{40}$ . Les produits les plus connus de cette activation sont le tritium ( $H^3$ ) et le carbone-14 ( $C^{14}$ ). Les radionucléides ont tendance à être facilement adsorbés par les minéraux argileux et la matière organique (**DAVIS, S.N.1966**).

### **I.8.4. Solides dissous totaux et dureté des eaux souterraines (TDS)**

La total des solides dissous (TDS) dans un échantillon d'eau souterraine comprend tous les matériaux solides en solution, qu'ils soient ionisés ou non. La quantité de solides dissous dans les eaux naturelles varie de moins de 10 mg/l dans la pluie et la neige à plus de 30 000 mg/l dans

certaines saumures. L'eau pour la plupart des usages domestiques et industriels doit contenir moins de 1000 mg/l et la teneur en TDS de l'eau pour la plupart des usages agricoles ne doit pas dépasser 3000 mg/l.

La dureté de l'eau est liée à sa réaction avec le savon ainsi qu'au tartre et aux incrustations qui se forment dans les chaudières et les canalisations où l'eau est chauffée et transportée. Elle est attribuable à la présence d'ions métalliques divalents, le calcium et le magnésium étant les plus abondants dans les eaux souterraines. Les eaux issues d'aquifères calcaires ou dolomitiques contenant du gypse ou de l'anhydrite peuvent avoir une dureté de 200 à 300 mg/l ou plus. L'eau à usage domestique ne doit pas contenir plus de 80 mg/l de dureté totale. La dureté, TH, est généralement exprimée en termes d'équivalent de carbonate de calcium, d'où

$$TH = Ca + Mg$$

Où

Ht, Ca et Mg sont mesurés en mg/l

et les rapports en poids équivalents.

Le degré de dureté de l'eau a été décrit comme suit (**HEM, J.D.1970**) :

Table 1 Le degré de dureté de l'eau

Description	La dureté
Doux	Moins de 60
Modérément dur	61-120
Dur	121-180
Très dur	Plus de 180

### **I.8.5. Gaz et pH des eaux souterraines**

La solubilité de la plupart des gaz dans l'eau est directement proportionnelle à la pression et inversement proportionnelle aux conditions de température régnant. L'eau de pluie contient des gaz dissous à des concentrations qui sont à peu près en équilibre avec les gaz de l'atmosphère. Mais lorsque l'eau de pluie s'infiltre à travers le sol, la teneur en oxygène dissous est réduite par l'activité bactérienne et l'oxydation des minéraux. L'azote peut également être épuisé par certaines bactéries. Cependant, une fois que l'eau a percolé jusqu'à la zone de saturation, sa teneur en gaz a tendance à

rester plus ou moins inchangée. Le gaz dissous se produit à des concentrations de 1,0 à 100,0 mg/l dans la plupart des eaux souterraines.

Certains gaz dissous, notamment l'oxygène et le dioxyde de carbone, affectent la chimie des eaux souterraines. De plus, l'oxygène dissous favorise la corrosion des métaux. Le méthane sortant de la solution peut s'accumuler et présenter un risque d'incendie ou d'explosion. La concentration minimale de méthane dans l'eau suffisante pour produire un mélange explosif méthane-air au-dessus de l'eau d'où il s'est échappé dépend du volume d'air dans lequel le gaz évolue. Théoriquement, une eau contenant aussi peu que 1 à 2 mg/l de méthane peut produire une explosion dans un espace aérien mal ventilé (**Groundwater quality 1986**).

Le sulfure d'hydrogène à des concentrations supérieures à 1,0 mg/l rend l'eau impropre à la consommation en raison de l'odeur désagréable. De plus, le sulfure d'hydrogène favorise la croissance de bactéries qui obstruent les crépines de puits et les canalisations.

Lorsque les gaz sont libérés de la solution, ils forment des bulles qui peuvent obstruer l'écoulement de l'eau dans les pores des aquifères.

Les eaux acides sont normalement relativement rares. La plupart des eaux naturelles se situent dans une plage de pH de 6 à 8,5. L'acidité peut être causée par la solution de dioxyde de carbone, par l'oxydation des minéraux sulfurés, par le lessivage des acides organiques de la végétation en décomposition, par l'hydrolyse du fer et de l'aluminium ou par la présence d'acide chlorhydrique ou d'acide sulfurique dans les zones de activité volcanique (**HEM, J.D.1970**).

### **I.8.6. Solutés organiques**

Les molécules organiques sont des composés qui ont un cadre d'atomes de carbone liés de manière covalente à eux-mêmes et à certains autres éléments. L'hydrogène, l'oxygène, l'azote, le soufre et les halogènes (fluor, chlore, brome et iode) sont les éléments les plus courants qui se combinent avec carbone dans les composés organiques.

Dans une analyse d'eau standard, les molécules organiques naturelles spécifiques ne sont pas identifiées. Au lieu de cela, la teneur totale en matières organiques dissoutes est rapportée de manière générale en tant que carbone organique dissous (DCO). Le DCO est mesuré en oxydant toute la matière organique soluble en CO<sub>2</sub>, qui est ensuite quantifié. Les résultats d'une analyse de DCO sont rapportés en mg de carbone par litre. Les échantillons pour l'analyse du DCO sont filtrés sur un filtre de 0,45 µm, de sorte que les résultats incluent réellement les matières organiques dissoutes ainsi que les petites particules organiques qui passent le filtre. Le carbone organique

présent dans la fraction  $> 0,45 \mu\text{m}$  est appelé carbone organique particulaire (POC) ou carbone organique en suspension (SOC), selon le type de filtre utilisé.

La plupart des eaux souterraines ont des concentrations de DCO entre 0,2 et 2 mg/L. Des niveaux significativement plus élevés, de l'ordre de dizaines ou de centaines de mg/L, se produisent à proximité des zones humides ou des gisements de combustibles fossiles. La concentration de DCO dans les eaux de surface varie selon le niveau d'activité biologique, allant de quelques mg/L dans les cours d'eau alpins à plus de 50 mg/L dans certaines zones humides et marécages (**Thurman, 1985**).

### **I .9. Conclusion**

Nous pouvons décrire l'eau souterraine comme une solution chimique très complexe dans sa composition, dans un état de mouvement semi-continu qui suit les préceptes de la gravité, se déplaçant entre différents milieux à la recherche d'un équilibre. Ce dernier acquiert sa formation à partir de la dissolution des matériaux présents dans les types de roches et de sols avec lesquels il est en contact permanent.

À travers de cette synthèse bibliographique, Nous avons pu dans une certaine mesure comprendre la composition des eaux souterraines et en avons donné une brève description d'un point de vue chimique.

# Chapitre II

Les indices des qualités des eaux.

## II. 1. Introduction

Si l'on combinait les caractéristiques d'un échantillon d'eau par une opération mathématique ! Nous obtenons un nouveau nombre qui réunit et résume toutes les caractéristiques qu'il contient, et nous permet de juger de la qualité de cet échantillon à travers un groupe de champs. Nous appelons ce chiffre l'indice de la qualité de l'eau.

Ci-dessous, nous passons en revue un bref aperçu historique de certains indicateurs de la qualité de l'eau, en commençant par le premier indicateur jusqu'aux indicateurs les plus récents.

## II. 2. Unités chimiques et équilibre

En général, les analyses d'échantillons d'eau en laboratoire sont données en milligramme par litre (mg/l) pour les ions majeurs ; mg/l pour les éléments traces et certains éléments rares sont exprimés en ng/l (nano-grammes/litre). On sait que 1 mg équivaut à 0,001 g et 1 l d'eau est très proche de 1000 g, et mg/l équivaut à des parties par million (ppm), tandis que  $\mu\text{g/l}$  équivaut à des parties par milliard (ppb). L'eau pure à température et pression standard a une densité de 1 kg/l, donc  $\text{mg/l} = \text{mg/kg} = \text{ppm}$ . Les eaux souterraines dans la nature ont des densités différentes en fonction de la salinité, et par conséquent, une conversion précise entre mg/l et ppm n'est pas possible.

Pour l'équilibre chimique, les concentrations d'ions sont exprimées en milliéquivalents par litre (meq/l), ce qui est similaire à la molalité, sauf que la charge sur l'ion est prise en considération. Dans les analyses de laboratoire, les concentrations sont généralement mesurées en parties par million, mais la conversion en meq/l prend en compte les poids et charges équivalents des ions individuels. Comme les réactions chimiques consomment et produisent ces ions dans le milieu naturel en fonction de leurs poids équivalents, cette conversion en meq/l est donc une bonne approximation et aide à déterminer le processus hydrochimique sous-jacent. La conversion de la concentration de ppm en meq/l est possible par les relations suivantes.

$$\text{Poids équivalent} \cong \frac{\text{masse molaire}}{\text{numéro de charge sur l'ion}}$$

Après avoir exprimé les anions et les cations en unités meq/l, les deux points importants suivants fournissent des informations utiles dans les applications pratiques.

La somme des cations est égale à la somme des anions dans des limites d'erreur pratiquement acceptables de préférence 5% ou au maximum 10%. Si l'erreur est en dehors de ces plages, il y a soit une erreur d'analyse, soit une erreur de calcul, soit la présence de constituants indéterminés.

Pour vérifier la fiabilité des données chimiques, le critère de pourcentage d'erreur d'équilibre de charge ionique, E, est utilisé pour chaque analyse, qui est défini comme suit :

$$\text{BI} \cong \frac{\sum_{i=1}^n (C_i - A_i)}{\sum_{i=1}^n (C_i + A_i)}$$

Où toutes les concentrations de cations,  $C_i$ , et d'anions,  $A_i$ , sont en meq/l.

### II. 3. Indicateurs d'eau d'irrigation

La qualité des eaux souterraines a été évaluée par comparaison avec les directives établies pour le bétail et l'irrigation. La salinité et la sodicité considérées comme les principaux éléments dans le jugement de l'eau d'irrigation (Sebei et al. 2018).

#### II.3. 1. Taux d'adsorption de sodium (SAR)

Il s'agit d'une mesure de l'aptitude des eaux souterraines à être utilisées dans les activités d'irrigation agricole. La concentration de Na peut réduire la perméabilité et la structure du sol (Todd, 1980).

Le rapport d'adsorption du sodium (SAR) est une mesure du risque alcali/sodium pour les cultures et il peut être estimé par la formule suivante.

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

Ici Na ,Ca et Mg doivent avoir l'unité meq/l.

Il reflète le degré d'absorption de Na par le sol. À ses niveaux élevés, le sol a besoin d'amendements pour prévenir les dommages à long terme. Il est bien connu que le Na dans l'eau peut déplacer le Ca et le Mg dans le même sol, entraînant une diminution de la capacité du sol à former des agrégats stables et une perte de structure du sol. En pratique, cela conduit à une diminution ultérieure de l'infiltration et de la perméabilité du sol. Un tel phénomène nuit au rendement des cultures dans la région.

Les classifications des eaux souterraines sur la base du SAR sont données dans le tableau

SAR	Classification
<10	Excellent
10--18	Bien
18--26	acceptable
>26	Inapproprié

#### II.3. 2. Indice de perméabilité (IP)

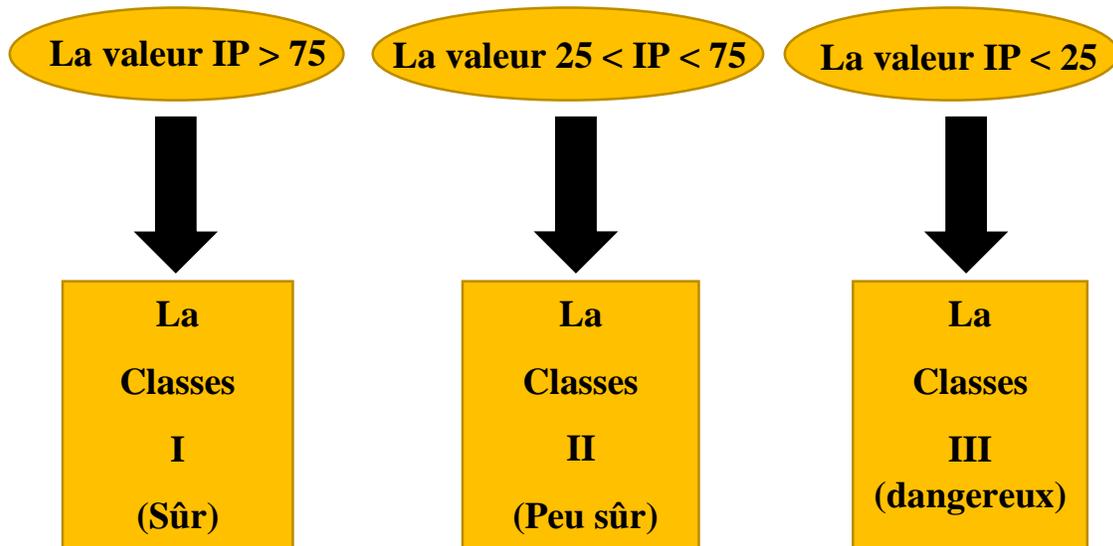
A partir des propriétés physiques importantes des sols, on trouve la porosité et la perméabilité, la perméabilité est définie comme la capacité du sol à transmettre l'eau et l'air. Les applications à long terme de l'eau d'irrigation ont affecté la perméabilité du sol car elle est influencée par l'eau souterraine qui contient des ions, tels que la teneur en Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> et HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> du sol (Singh et al. 2013 a, Singh et al. 2013b).

(Doneen, 1964) a exprimé l'indice de perméabilité par l'équation suivante :

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

Où, les concentrations sont données en méq / l.

D'après la méthode (Doneen, 1964).



#### II. 4. Indices de qualité de l'eau (Horton, 1965)

Horton (1965) a proposé des indices de qualité de l'eau pour la surveillance de la qualité des eaux de surface comme alternative théorique aux méthodes de classification existantes. Horton a défini un IQE comme " une note reflétant l'influence composite en tant que qualité globale d'un certain nombre de caractéristiques de qualité individuelles "

La construction de cet indice théorique était subjective, Horton sélectionnant les huit déterminants physico-chimiques qu'il considérait comme les plus révélateurs de la détérioration de la qualité de l'eau. Horton a ensuite introduit l'idée d'échelles d'évaluation ». Ceux-ci ont transformé la concentration de chaque déterminant sur une échelle de 0 à 100, en fonction de l'effet sur la qualité de l'eau. Un score de zéro équivalait à la concentration d'un déterminant à une eau de très mauvaise qualité, tandis qu'un score de 100 signifiait que l'eau était de qualité irréprochable(Margaret A, 1986).

Pour calculer, nous suivons quatre étapes de base attribuez d'abord un poids à chaque élément entre 1 et 5 selon l'importance et l'influence de l'élément sur l'eau potable et la santé humaine

Deuxièmement, les calculs du poids relatif de chaque élément sont effectués à l'aide de l'équation 1

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

Alors que :

" $W_i$ " est le poids relatif.

" $w_i$ " est le poids/paramètre.

" $n$ " est le nombre de paramètres.

Troisième, une échelle d'évaluation de la qualité ( $q_i$ ) pour chaque paramètre est calculée sur la base de l'équation

$$q_i = \frac{G_i}{S_i} \times 100$$

Alors que :

" $q_i$ " est la note de qualité pour le sous-indice.

" $C_i$ " est la concentration chimique/échantillon d'eau (mg/L).

«  $S_i$  » est la norme de qualité de l'eau potable de l'OMS (mg/L).

Quatrièmement et finalement, l'indice de qualité de l'eau est calculé comme suit :

$$WQI = \sum_{i=0}^n q_i \times W_i$$

Alors que :

"WQI" l'indice de qualité de l'eau

" $q_i$ " est la note de qualité pour le sous-indice.

" $W_i$ " est le poids relatif.

" $n$ " est le nombre de paramètres.

### II. 5. Indice de qualité de l'eau de Brown (NSF-WQI)

Les principaux auteurs des travaux entrepris par la NSF sont Brown et al (1970 à 1973), Landwehr et al (1973 à 1976) et McClelland et al (1973 à 1976). L'objectif principal de leurs études était de produire un IQE plus objectif sur la base des travaux théoriques originaux de Horton (1965). L'indice final mis au point est par la suite devenu connu sous le nom d'indice de la National Sanitation Foundation Index .

(**Brown et al. (1970)**) ont développé un indice de qualité de l'eau similaire dans sa structure à l'indice de Horton mais avec une plus grande rigueur dans la sélection des paramètres, en développant une échelle commune et en attribuant des poids pour lesquels des exercices Delphic

élaborés ont été effectués. Cet effort a été soutenu par la National Sanitation Foundation (NSF). Pour cette raison, l'indice de Brown est également appelé NSF-WQI. Un panel de 142 personnes expertes en gestion de la qualité de l'eau a été constitué pour l'étude. Les panélistes ont été invités à considérer 35 paramètres pour une éventuelle inclusion dans l'indice. Ils étaient libres d'ajouter à la liste tout paramètre de leur choix. Chaque paramètre devait se voir attribuer l'un des choix suivants : « ne pas inclure », « indécis » ou « inclure ». Les panélistes ont été invités à classer les paramètres marqués comme « inclure » en fonction de leur importance en tant que contributeurs à la qualité globale. La notation a été faite sur une échelle de 1 (la plus élevée) à 5 (la plus faible). Enfin, les panélistes ont été invités à sélectionner au maximum 15 paramètres qu'ils considéraient comme les plus importants. La liste complète des paramètres classés par ordre décroissant d'importance, telle que déterminée par la note moyenne du panel, a été présentée à chaque membre. En continuant ainsi, une liste de onze paramètres a été finalisée (Oxygène dissous 1 Demande biochimique en oxygène 2 Turbidité 3 Solides totaux 4 Nitrate 5 Phosphate 6 pH 7 Température 8 Coliformes fécaux 9 Pesticides 10 Éléments toxiques 11).

Les panélistes ont été invités à attribuer des valeurs pour la variation du niveau de qualité de l'eau produite par différentes concentrations des paramètres sélectionnés comme ci-dessus. La relation concentration-valeur de chaque paramètre a été obtenue sous forme de graphique. Ces graphiques ont été produits par les panélistes pour désigner les courbes qui, à leur avis, représentaient le mieux la variation du niveau de qualité de l'eau produite par les mesures possibles de chaque paramètre respectif. Le jugement de tous les répondants a été moyenné pour produire un ensemble de courbes, une pour chaque paramètre. La figure. Pour les pesticides et éléments toxiques, il a été proposé que, si la teneur totale en pesticides ou éléments toxiques détectés (de tous types) dépasse 0,1 mg/l, l'indice de qualité de l'eau soit automatiquement enregistré à zéro. Les panélistes ont été invités à comparer la qualité globale relative de l'eau en utilisant une échelle de 1 (la plus élevée) à 5 (la plus faible) pour les paramètres finalement sélectionnés. La moyenne arithmétique a été calculée pour les notes des experts. Pour convertir la cote en pondérations, une pondération temporaire de 1,0 a été attribuée au paramètre qui a reçu la cote de signification la plus élevée. Tous les autres poids temporaires ont été obtenus en divisant la note la plus élevée par la note moyenne individuelle. Chaque poids temporaire a ensuite été divisé par la somme de tous les

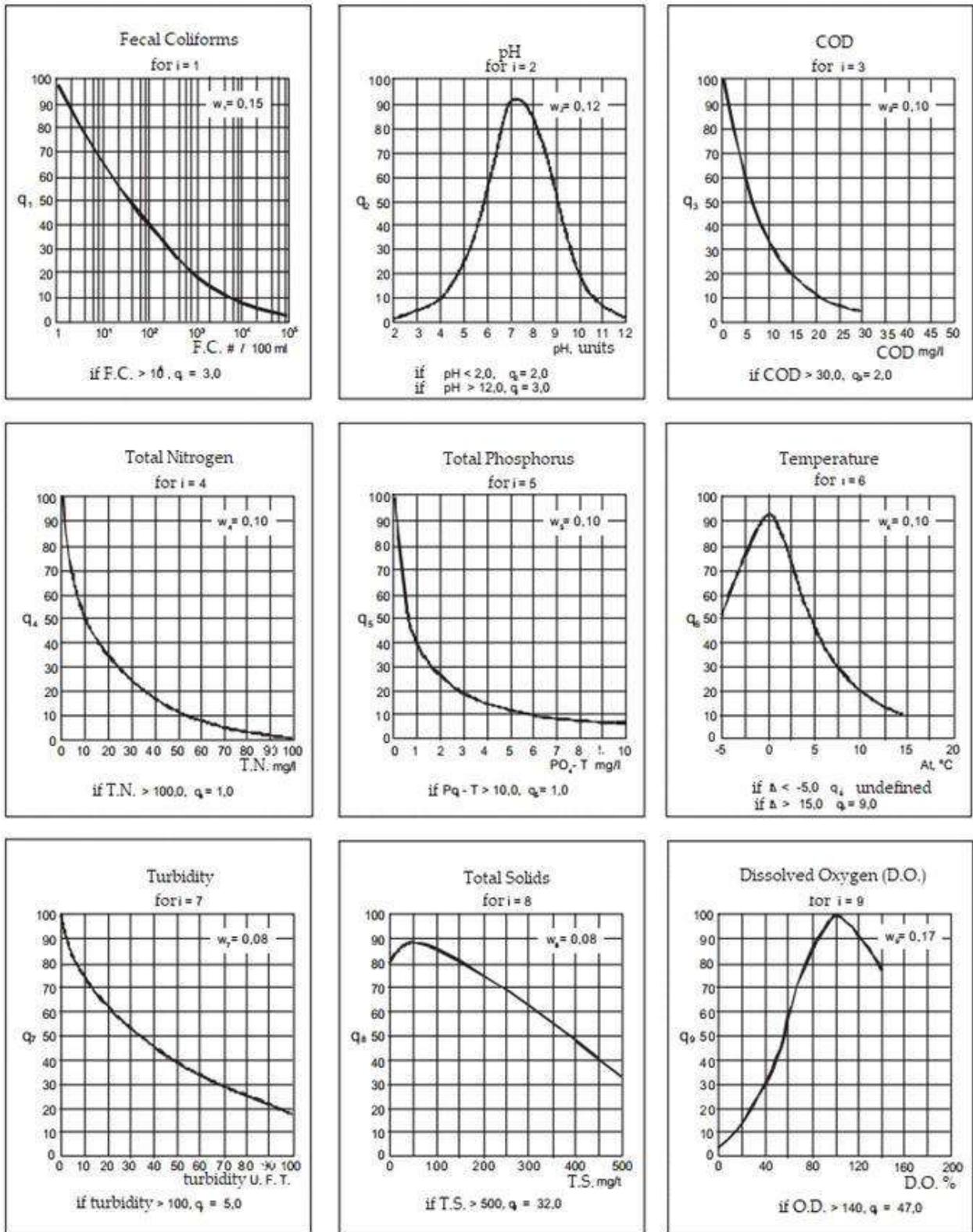


Figure 2 les courbes des transformation des valeur ( $Q_i$ )

ponds temporaires pour arriver au poids final. Le (tableau 1) donne la note moyenne, les poids temporaires et les poids finaux des paramètres sélectionnés (**abbasi 2012**).

L'indice initialement proposé par (**Brown et al 1970**) a la forme :

$$WQI = \sum_{i=1}^n Q_i \times W_i$$

Où

" $Q_i$ " est la transformation de la cote de qualité (courbe) de la valeur du paramètre.

" $W_i$ " est le poids relatif du paramètre.

" $n$ " est le nombre de paramètres.

*Table 2* la note moyenne, les poids temporaires et les poids

paramètres	la note moyenne	poids temporaires	poids final
Oxygène dissous	1.4	1.0	0.17
Coliformes fécaux	1.5	0.9	0.16
PH	2.1	0.7	0.11
DBO5	2.3	0.6	0.11
Nitrates	2.4	0.6	0.10
Phosphates totaux	2.4	0.6	0.10
Température	2.4	0.6	0.10
Turbidité	2.9	0.5	0.08
Solides totaux	3.2	0.4	0.07
Total			1

## II. 6. Indice de qualité de l'eau Dinius

### II.6. 1. Dinius(1972)

Cet indice a innové en ce sens qu'il a permis de concevoir un système de comptabilité sociale rudimentaire qui mesurerait les coûts et l'impact des efforts de lutte contre la pollution. En ce sens, l'IQE de Dinius est un précurseur de la « planification » ou de la « prise de décision ». Onze paramètres ont été sélectionnés. Comme l'indice de Horton et le NSF-WQI, il avait une échelle décroissante, avec des valeurs exprimées en pourcentage de qualité d'eau parfaite qui correspond à 100 %.(**Abbasi 2012**)

Comme les indices de Prati et de McDuffie-Haney, les sous-indices de l'indice de Dinius ont été développés à partir d'un examen de la littérature scientifique publiée. Dinius a examiné la qualité de l'eau décrite par diverses autorités à différents niveaux de variables polluantes, et à partir de ces informations a généré 11 équations de sous-indices

### II.6. 2. Dinius(1987)

Un indice de la qualité de l'eau a été développé par Dinius (1987). L'indice comprenait 12 polluants, l'oxygène dissous, la DBO sur 5 jours, le nombre de coliformes, E. coli, le pH, l'alcalinité, la dureté, le chlorure, la conductivité spécifique, la température, la couleur et le nitrate pour six eau distribution publique d'eau, loisirs, pêche, crustacés, agriculture et industrie. Les fonctions des sous-indices ont été élaborées comme résumé dans le tableau 2 (**abbasi 2012**)

### II. 7. Oregon WQI

L'OWQI a été développé dans les années 1970 par le département de la qualité de l'environnement de l'Oregon, aux États-Unis, dans le but de résumer et d'évaluer l'état et les tendances de la qualité de l'eau pour les rapports d'évaluation de l'état de la qualité de l'eau prescrits par la loi. Il a été calqué sur le WQI de la National Sanitation Foundation (**Brown et al., 1970, 1973**) et a utilisé la technique Delphi pour la sélection des variables de qualité de l'eau. Les variables de la qualité de l'eau ont été classées selon les catégories de dégradation, c'est-à-dire l'appauvrissement en oxygène, l'eutrophisation ou le potentiel de croissance biologique excessive, les substances dissoutes et les risques pour la santé.

Cependant, l'OWQI original a été interrompu en 1983 en raison des énormes ressources nécessaires pour calculer et rapporter les résultats. Avec les progrès de la technologie informatique, des outils améliorés d'affichage et de visualisation des données et une meilleure compréhension de la qualité de l'eau, l'OWQI a été mis à jour en 1995 en affinant les sous-indices originaux, en ajoutant des sous-indices de température et de phosphore total et en améliorant le calcul d'agrégation (**Cude, 2001**).

L'indice résultant reflète la qualité de l'eau des cours d'eau de l'Oregon en ce qui concerne l'utilisation récréative générale, y compris la pêche et la natation. La qualité globale de l'eau est exprimée sous la forme d'un chiffre unique en intégrant les mesures de huit variables de qualité de l'eau différentes, à savoir la température, l'oxygène dissous, la demande biochimique en oxygène, le pH, l'ammoniac p nitrate d'azote, le phosphore total, les solides totaux et les coliformes fécaux. Les formules de transformation des sous-indices ont été dérivées à l'aide d'une régression non linéaire, à partir du tableau de transformation développé à partir des courbes de transformation des sous-indices OWQI dessinées à la main (**Dunnette, 1980**).

Table 3 Les fonctions des sous-indices *Dinius WQI*

Paramètre	Unité	poids	Fonction sous-indices	Dinius WQI
OD	%Saturation	0.109	$0.82 \times DO + 10.56$	$WQI = \sum_{i=1}^n I_i \times W_i$
DBO5	mg/L, 20 C°	0.097	$108 \times DBO^{-0.3494}$	
COLi. totaux	n/100ml	0.090	$136 \times (COLI)^{-0.1311}$	
E.COLi	n/100ml	0.116	$106 \times (E. COLI)^{-0.1286}$	
Alcalinité	ppm CaCO <sub>3</sub>	0.063	$110 \times (ALC)^{-0.1342}$	
Dureté	ppm CaCO <sub>3</sub>	0.065	$552 \times (DT)^{-0.4488}$	
Chlorure	mg/L	0.074	$391 \times (CI)^{-0.3480}$	
conductivité électrique	m-mhos/cm 25 C°	0.079	$506 \times (CE)^{-0.3315}$	
pH	pH<6.9	0.077	$10^{0.6803 + 0.1856 \times (pH)}$	
	6.9<pH<7.1		1	
	pH>7.1		$10^{3.65+0.2216 \times (pH)}$	
Nitrate	mg/l	0.090	$125 \times (N)^{-0.2718}$	
Température	C°	0.077	$10^{2.004 \times 0.0382 \times (Ta - Ts)}$	
Couleur	Platine-cobalt	0.063	$127 \times (C)^{-0.2394}$	

L'indice proposé a la forme :

$$WQI = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{SI_i^2}}}$$

Où

"n" est le nombre de sous-indices

"SI" est le sous-indice i.

Le (tableau-4) ci-dessous représente les huit variables de l'indicateur et leurs équations de transformation (Les résultats analytiques bruts pour chaque variable, ayant des unités de mesure différentes, sont transformés en valeurs de sous-indices sans unité) et la classification des qualité de l'eau.

## **II. 8. L'indice de la qualité de l'eau du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME-IQE)**

Dans l'IQE du CCME, les valeurs des trois mesures de la variance par rapport aux objectifs sélectionnés pour la qualité de l'eau sont combinées pour créer un vecteur dans un espace imaginaire de « dépassement de l'objectif ». Dans l'index "objectifs" . La longueur du vecteur est ensuite mise à l'échelle entre 0 et 100, et soustraite de 100 pour produire un indice qui est de 0 (ou proche de 0) pour une très mauvaise qualité de l'eau, et proche de 100 pour une excellente qualité de l'eau. (CCME2001)

Facteur 1 (F1) e Portée : Ce facteur est appelé portée parce qu'il évalue l'étendue de la non-conformité aux recommandations sur la qualité de l'eau au cours de la période d'intérêt. Il a été adopté directement du BCWQI :

$$F1 = \left( \frac{\text{Nombre de variables en échec}}{\text{Nombre total de variables}} \right) \times 100$$

Où les variables indiquent les paramètres de qualité de l'eau avec des objectifs qui ont été testés pendant la période de calcul de l'indice.

Facteur 2 (F2) e Fréquence : Il représente le pourcentage de tests individuels qui ne répondent pas aux objectifs ("tests échoués") La formulation de ce facteur est également tirée directement du BCWQI :

$$F2 = \left( \frac{\text{Nombre de tests échoués}}{\text{Nombre total d'essais}} \right) \times 100$$

Table 4 les huit variables de l'indicateur OWQI et leurs équations de transformation

Paramètre	range applicable	Fonction sous-index (SIi)	Classification
Température(C°)	T<11	100	10-59 Très pauvre 60-79 Pauvre 80-84 Juste 85-89 Bon 90-100 Excellent
	11<T<29	$SI_T = 76.54 + (4.172 \times T) - (0.623 \times T^2) - 2.0557 \times 10^{-33T}$	
	T>29	10	
ODc(mg/l)ODs(%)	ODC<3.3	10	
	3.3<ODC<10.5	$SI_{OD} = 80.29 + 31.88 \times OD_C - 1.401 \times OD_C^2$	
	ODC>10.5	100	
	100%<ODS<275%	$SI_{OD} = 100 \times e^{OD_S - 100 \times (-1.197 \times 10^{-2})}$	
	ODS%>275%	10	
DBO5(mg)	DBO5<8	$SI_{DBO} = 100 \times e^{(-0.1993 \times DBO)}$	
	DBO5>8	10	
pH	pH <4	10	
	4< pH <7	$SI_{PH} = 2.628 \times e^{(pH \times 0.52)}$	
	7< pH <8	100	
	8< pH <11	$SI_{PH} = 100 \times e^{(pH-8) \times (-0.5188)}$	
	pH >11	10	
Solides totaux(mg/l)	TS<40	100	
	40<TS<220	$SI_{ST} = 142.6 \times e^{(TS-8.862 \times 10^{-3})}$	
	TS>220	10	
Ammoniac	N<3	$SI_N = 100 \times e^{(-0.4605 \times N)}$	
	N>3	10	
Phosphore total	P<0.25	$SI_P = 100 - 299.5 \times P - 0.1384 \times P^2$	
	P>0.25	10	
Coliformes Fécaux(N/100ml)	CF<50	98	
	50<CF<1600	$SI_{CF} = 98 \times e^{(CF-50) \times (-9.9178 \times 10^{-4})}$	
	CF>1600	10	

Facteur 3 (F3) Amplitude : Il représente la quantité par laquelle les valeurs de test échouées n'atteignent pas leurs objectifs, et est calculé en trois étapes :

La première, le nombre de fois qu'une concentration individuelle est supérieure (ou inférieure, lorsque l'objectif est un minimum) à l'objectif est appelé une "excursion" et s'exprime comme suit. Lorsque la valeur du test ne doit pas dépasser l'objectif.

$$\text{excursion}_i = \left( \frac{\text{Échec de la valeur du test}}{\text{Objectif}} \right) - 1$$

«Si » valeur du test > l'objectif

$$\text{excursion}_i = \left( \frac{\text{Objectif}}{\text{Échec de la valeur du test}} \right) - 1$$

La deuxième, L'ampleur totale de la non-conformité des tests individuels est calculée en additionnant les écarts des tests individuels par rapport à leurs objectifs et en divisant par le nombre total de tests (ceux qui atteignent et n'atteignent pas leurs objectifs). Cette variable, appelée somme normalisée des excursions, ou « nse », est calculée comme suit :

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excursion}}{\text{Nombre total d'essais}}$$

Troisième, F3 est ensuite calculé par une fonction asymptotique qui met à l'échelle la somme normalisée des excursions par rapport aux objectifs (nse) pour donner une plage comprise entre 0 et 100 :

$$F3 = \frac{nse}{0.01 \times nse + 0.01}$$

L'IQE du CCME est finalement calculé comme suit :

$$\text{CCME} - \text{IQE} = 100 - \left( \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right)$$

Le facteur de 1,732 survient parce que chacun des trois facteurs d'indice individuels peut aller jusqu'à 100. Cela signifie que la longueur du vecteur peut atteindre  $\sqrt{100^2 + 100^2 + 100^2} = \sqrt{30000} = 173,2$  au maximum. La division par 1,732 ramène la longueur du vecteur à 100 au maximum. (abbasi 2012)

## II. 9. Indice de pollution de l'eau

Le WPI peut être considéré comme une approche intégrée car il convertit tous les paramètres d'entrée en un indice de valeur unique pour classer la qualité de l'eau, où tout petit changement de concentration de toute variable d'entrée peut changer la classe WPI de la qualité de l'eau. De plus, le WPI est exempt de l'utilisation de toute valeur théorique idéale ou de pondérations différentes de toute variable, ce qui est une pratique dans certaines des approches d'indexation conventionnelles. WPI peut être appliqué avec une large gamme d'ensembles de données (c'est-à-dire même lorsque les variables ne sont pas normalement distribuées et asymétriques). En outre, l'utilisation de différents indices à des fins différentes peut être longue et fastidieuse pour une seule

étude, où le WPI peut fournir une idée générale de l'état de la qualité de l'eau dans le contexte de n'importe quel paramètre d'entrée, et peut être applicable à n'importe quel objectif désigné en appliquant simplement la norme. Valeurs indicatives pour cette utilisation particulière (Mobarok2020).

A cet effet, au total 19 paramètres de qualité de l'eau à savoir, pH, EC, TDS,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  et oligoéléments à savoir  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$  et Fe total ( $\text{Fe}^{2+} + \text{Fe}^{3+}$ ) ont été sélectionnés pour estimer la charge de pollution des eaux souterraines en appliquant le WPI, sur la base de leurs limites admissibles standard telles que définies par l'OMS. Cependant, WPI peut accueillir un plus grand nombre de variables car il est flexible pour n nombre de paramètres.

Dans la première étape, la charge polluante (PLi) du paramètre a été calculée à l'aide de la formule suivante (Eq. (1)) :

$$PLi = 1 + \left( \frac{Ci - Si}{Si} \right) \quad \text{Eq. (1)}$$

Où, (Ci) indique la concentration observée du paramètre, (Si) est la norme ou la limite admissible la plus élevée pour le paramètre respectif. Ici, la différence entre (Ci) et (Si) est divisée par le (Si) respectif pour reconnaître la diminution ou l'augmentation de la valeur normalisée (PLi) d'un paramètre particulier concernant sa limite admissible standard (Si). En cas de pH A titre d'exemple, une valeur de 7 est considérée comme neutre, mais  $< 7$  ou  $> 7$  sont préjudiciables. Avec cette vue, les équations suivantes sont recommandées pour différentes plages de pH.

Si le pH est  $< 7$ , l'équation (2) est recommandée. Où  $Si_a$  est la valeur de pH minimale acceptable, c'est-à-dire 6,5 :

$$LPLi = \frac{Ci - 7,5}{Si_a - 7,5} \quad \text{Eq. (2)}$$

Si le pH est  $> 7$ , alors  $Si_b$  serait la valeur de pH maximale acceptable, c'est-à-dire 8,5 et l'équation suggérée est mentionnée ci-dessous (Eq. (3)) :

$$LPLi = \frac{Ci - 7,5}{Si_b - 7,5} \quad \text{Eq. (3)}$$

En fin de compte, l'état de pollution d'un échantillon ou d'un indice de pollution de l'eau (WPI) avec n nombre de variables (paramètres) peut être évalué en agrégeant toute la charge de pollution et finalement en divisant par n, comme mentionné dans la formule suivante (Eq. (4)). Dans de rares cas, si la concentration mesurée d'un paramètre est de 0, celle-ci doit être exclue du n total pour cet échantillon.

$$WPI = \frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n PLi \quad \text{Eq. (4)}$$

Les valeurs WPI peuvent être classées en fonction du nombre n de paramètres en quatre catégories (tableau04).

Table 5 Les classées de valeurs WPI

Valeur WPI	Catégorie
WPI<0,5	Excellente eau
0,5 <WPI<0,75	Bonne eau
0,75 <WPI< 1	Eau modérément polluée
WPI>1	Eau très polluée

## II. 10. Indice intégré de la qualité de l'eau (I IQE)

Il est nécessaire de développer un indice de qualité de l'eau (IQE) universellement accepté qui soit suffisamment flexible pour représenter la qualité de l'eau potable partout dans le monde. Un nouvel indice de la qualité de l'eau a été développé. La concentration de tout paramètre en dessous de la limite souhaitable ainsi qu'au-dessus de la limite autorisée contribuera à l'augmentation globale de la valeur de l'indice ; par conséquent, l'indice est appelé indice intégré de la qualité de l'eau (I IQE).

Calcul de l'indice intégré de la qualité de l'eau :

Étape 1 sélection des paramètres

Au total, 9 paramètres physicochimiques, à savoir pH, TDS, Ca, Mg, Na, K, Cl, SO<sub>4</sub> et NO<sub>3</sub> ont été sélectionnés pour définir l'aptitude à la consommation en utilisant l'IWQI en fonction de leurs limites souhaitables et admissibles définies par l'OMS.

Étape 2 Calcul de la portée (range)

Les valeurs de DL et PL sont définies sur la base de leur menace pour la santé par l'OMS pour les paramètres respectifs. Les valeurs de LS, LA et plage des paramètres respectifs sont représentées dans le tableau 1. La plage a été calculée en utilisant la limite souhaitable (LS) et la limite autorisée (LA) définies par l'OMS. Mathématiquement, il peut être calculé en utilisant (Eq. (1)).

$$\text{La valeur optimale(VO)} = (\text{LA}) - (\text{LS})$$

Où

"VO" La valeur optimale.

"LA" Limite admissible

"LS" Limite souhaitable .

Étape 3 Calculs des limites admissibles modifiées (MPL)

En outre, la plage de chaque paramètre a été redéfinie sous la forme suivante en utilisant l'équation (2).

$$\text{Limite autorisée modifiée (LAM)} = (\text{LA}) - (20\% \text{ VO})$$

Ici, la plage a été redéfinie comme la différence entre la limite admissible et le déficit de 20 % de la plage du paramètre respectif tel que défini dans le tableau 1. Le déficit de 20 % utilisé pour

alerter la situation avant d'atteindre le niveau seuil de pollution, car une fois l'aquifère est contaminé, il est très

Table 6 la plage de chaque Paramètre

Paramètres	LA	LS	Range
PH	6.5	8.5	2
TDS	500	1500	1000
Ca	75	200	25
Mg	30	150	120
Na			
K			
Cl	200	600	400
SO <sub>4</sub>	200	400	200
NO <sub>3</sub>	0	50	50

difficile de les remettre dans leur état naturel). Ce pourcentage de déficit est très flexible et peut être modifié selon les besoins de l'utilisateur.

Étape 4 Calcul du sous-indice (SI)

La concentration de tout paramètre en dessous de DL ainsi qu'au-dessus de PL ne convient pas à la consommation. Les valeurs inférieures à la concentration minimale requise et supérieures à la limite autorisée modifiée affecteront la qualité de l'eau ; tandis que les valeurs entre LA et LAM peuvent être considérées comme excellentes pour la consommation (Figure1).

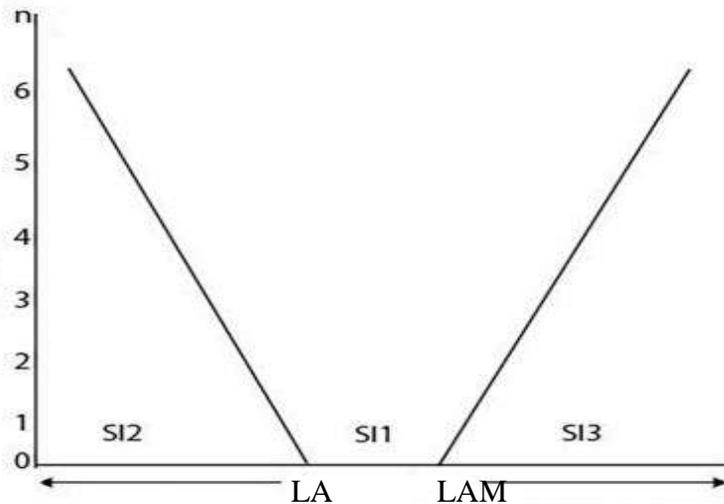


Figure 3 Le modèle conceptuel de l'indice intégré de la qualité de l'eau (IWQI)

SI<sub>1</sub>=0 ; Si le paramètre de valeur observée (Pi) est supérieur à LA mais inférieur à LAM, le sous-indice (SI1) sera égal à zéro, c'est-à-dire LA ≤ Pi ≤ LAM.

$$SI_2 = \frac{DL - P_i}{DL}$$

Si la valeur du paramètre est inférieure à la limite admissible souhaitable, utilisez SI2, c'est-à-dire  $P_i \leq LA$

$$SI_3 = \frac{P_i - VO}{VO}$$

si  $P_i$  est supérieur à la limite autorisée modifiée (LAM), suivez le SI3 pour le calcul, c'est-à-dire  $P_i \geq LAM$

Ou

SI = sous-indice

$P_i$  = Qualité de l'eau du paramètre

Dans cette étape, la différence entre  $P_i$  et LA ou LAM est divisée par LA ou LAM respective pour normaliser la valeur afin d'identifier la concentration diminuée ou augmentée d'un paramètre particulier par rapport à sa LA ou LAM. Ainsi, cette valeur peut être ajoutée à l'IWQI final

#### Étape 5 Calcul de l'IWQI

L'équation suivante est utilisée pour calculer l'IWQI final qui est la somme de tous les sous-indices (SI) de chaque échantillon obtenu à partir de l'équation (3) à (5) à l'étape 3. Les valeurs de l'IWQI sont classées selon le tableau 6.

$$IWQI = \sum_{j=1}^n SI_{ij}$$

Ou

$SI_{ij}$  = valeur du sous-indice du échantillon et du j paramètre de qualité de l'eau.

Table 7 Les valeurs et les classées de l'IWQI

Valeur IQE	Classe	Explication
< 1	Excellent	Excellent à boire
1-2	Bon	Bon à boire
2-3	Marginal	acceptable pour le domestique
3-5	Médiocre	Ne convient pas à la consommation
> 5	Inadapté	Inacceptable

## II. 11. Conclusion

Dans ce chapitre, nous nous sommes familiarisés avec de nombreux indicateurs qui permettent de juger de la qualité de l'eau, qu'elle soit destinée à la consommation humaine ou destinée à l'agriculture ou aux activités industrielles ou autres domaines, elle vous restreint à un certain nombre de paramètres, ou elle restreint vous à un endroit, ou il peut ne pas fournir un catalogue qui vous aide à choisir uniformément des poids parmi des chercheurs tels que Horton et d'autres négatifs.

# Chapitre III

## Présentation de la zone d'étude

### III. 1. Introduction

La définition de la zone d'étude est de connaître ses caractéristiques et ce qui la distingue, et pourquoi ? Car la compréhension de l'idée d'étude n'est complète que si l'on connaît ces caractéristiques. Dans cette partie, nous nous attarderons sur la situation géographique de la région d'Ouargla, les caractéristiques géologiques, morphologiques et hydrogéologiques, ainsi qu'un aperçu du climat de la province d'Ouargla.

### III. 2. Situation géographique

Le joyau des oasis Ouargla est situé dans le sud-est du pays et couvre une superficie de (144.163) kilomètres carrés soit (05.45%) de la superficie générale du pays algérien. Elle est située entre les latitudes 28°90 et 34°10 N et la longitude 2°15 et 10°15 E. Elle occupe environ 195 km de la bande frontalière, et elle est divisée en dix communes d'El Allia, Al Hajira, Ngoussa, Hassi Ben Abdallah, Ouargla , Sidi Khouiled Ain El Beida, Rouissat, El Borma et Hassi Messaoud ,La province de Ouargla est à environ 900 km de la capitale algérienne.

Elle est bordée au nord par les wilayas d'El-Oued, Togourt, Oulad Jalal, El-Mughayer et Djelfa.

À l'est de la République tunisienne et surplombant également la Libye.

Au sud par les états d'Ain Salah et d'Illizi.

Et à l'ouest par les états de Ghardaia et d'El-Menaia.

La figure (1) nous montre la localisation géographique de la wilaya d'Ouargla (c) par rapport à l'Algérie (b) et par rapport au monde (a), ainsi que le découpage administratif des communes d'Ouargla.

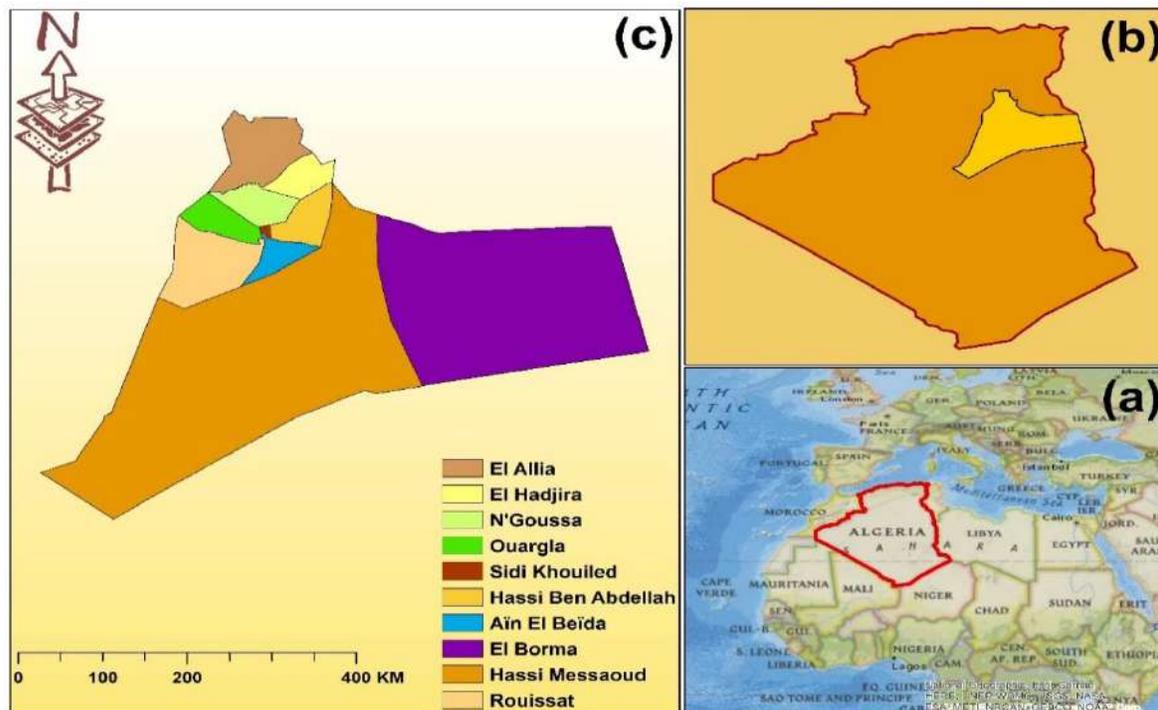


Figure 4 Situation géographique d'Ouargla

### **III. 3. Aspect Climatique**

Le climat désertique prévaut dans l'état d'Ouargla, qui se caractérise par de faibles précipitations, des températures élevées et une forte évaporation.

Le climat du Sahara, chaud, ensoleillé et aride, est caractéristique de celui d'un désert chaud, situé de part et d'autre d'un tropique. Les températures diurnes sont très élevées, pouvant dépasser 50°C, et l'amplitude thermique entre le jour et la nuit est souvent supérieure à 35 ou 40°C.

Les précipitations sont très rares et irrégulières dans Le climat désertique ; la plupart des régions reçoivent en moyenne moins de 130mm de pluie par an, et certaines, restent plusieurs années sans pluie. Les pluies peuvent survenir sous la forme d'averses très brutales ,Le phénomène des précipitations dans l'Etat est peu nombreux et irrégulier, allant de 50 mm à 350 mm annuellement, notant que la moyenne annuelle des précipitations en 2002 a atteint 149 mm à Ouargla.

Le climat désertique prévaut des vents brûlants, comme le sirocco, ou plus frais, comme l'harmattan, Les vents dominants dans l'état sont du nord-est et du sud-est, continentaux, avec une vitesse dépassant parfois (26) mètres par seconde.

### **III. 4. Aspect Géomorphologique**

La morphologie de l'état de Ouargla est caractérisée par la présence de :

- ❖ Al-Arg Al-Sharqi Al-Kabir : C'est une mer de sable qui s'élève jusqu'à (200) mètres et s'étend sur environ les deux tiers de la superficie de la wilayat.Elle apparaît surtout au sud et à l'est.
- ❖ Hamada : C'est un plateau graveleux situé dans une grande partie de l'ouest et du sud.
- ❖ Vallées : oued Mea au sud.
- ❖ Plaines : Elles apparaissent aux frontières occidentales de l'État, s'étendant du nord au sud.
- ❖ Dépressions : On les rencontre surtout dans l'oued Righ.

### **III. 5. Aspect géologique**

La géologie de la région se caractérise par des formations sédimentaires qui, avec les temps, se sont accumulées dans la cuvette, notamment le continental intercalaire qui est constitué d'une série gréseuse dont l'épaisseur atteint 2000 m. Cette série détritique forme un important aquifère de 400 m d'épaisseur, reposant sur un substratum correspondant à la série imperméable du cénonanien anhydrique et argileux

(Dutil. 1971).

Les créacés moyen et supérieur se caractérisent par la mise en place des marnes- calcaires au cénonanien et des calcaires fissurés au turonien. Ce dernier constitue un aquifère (Dutil. 1971). Ces deux couches jouent un rôle fondamental dans le paysage morphologique de la région.

La superposition de la couche résistante, calcaire du turonien, sur les assises tendres du cénonanien donne des formes plus rigoureuses aux extrémités du plateau (Aumassip et al. 1972).

Le mio-pliocène repose, quant à lui, en discordance sur le sénonien. Il est constitué d'une alternance d'argiles et de sables où l'on constate deux niveaux perméables séparés par une couche d'argiles.

Le quaternaire se caractérise par des affleurements d'alluvions récents et des dépôts sableux (Aumassip et al. 1972).

### III. 6. Aspect hydrogéologique

#### III.6. 1. Les faciès du Continental Intercalaire

Directement surmontées par les argiles du Cénomaniens, les formations du Continental Intercalaire (CI) s'étendent jusqu'en bordure de la plate-forme, en une auréole continue d'El Goléa jusqu'à la limite sud de la Hamada El Hamra. Au Nord-Ouest du bassin, le CI affleure tout au long de l'Atlas Saharien et au N-E sur le Dahar et le Djebel Neffusa. Plus au Sud, le CI repose directement sur les formations marines du Paléozoïque, lequel forme en affleurement une ceinture continue allant de la frontière marocaine, à la limite N-W du bassin, jusqu'à la ville de Hun à l'extrême S-E de la région. (**SYSTEME AQUIFERE DU SAHARA SEPTENTRIONAL**)

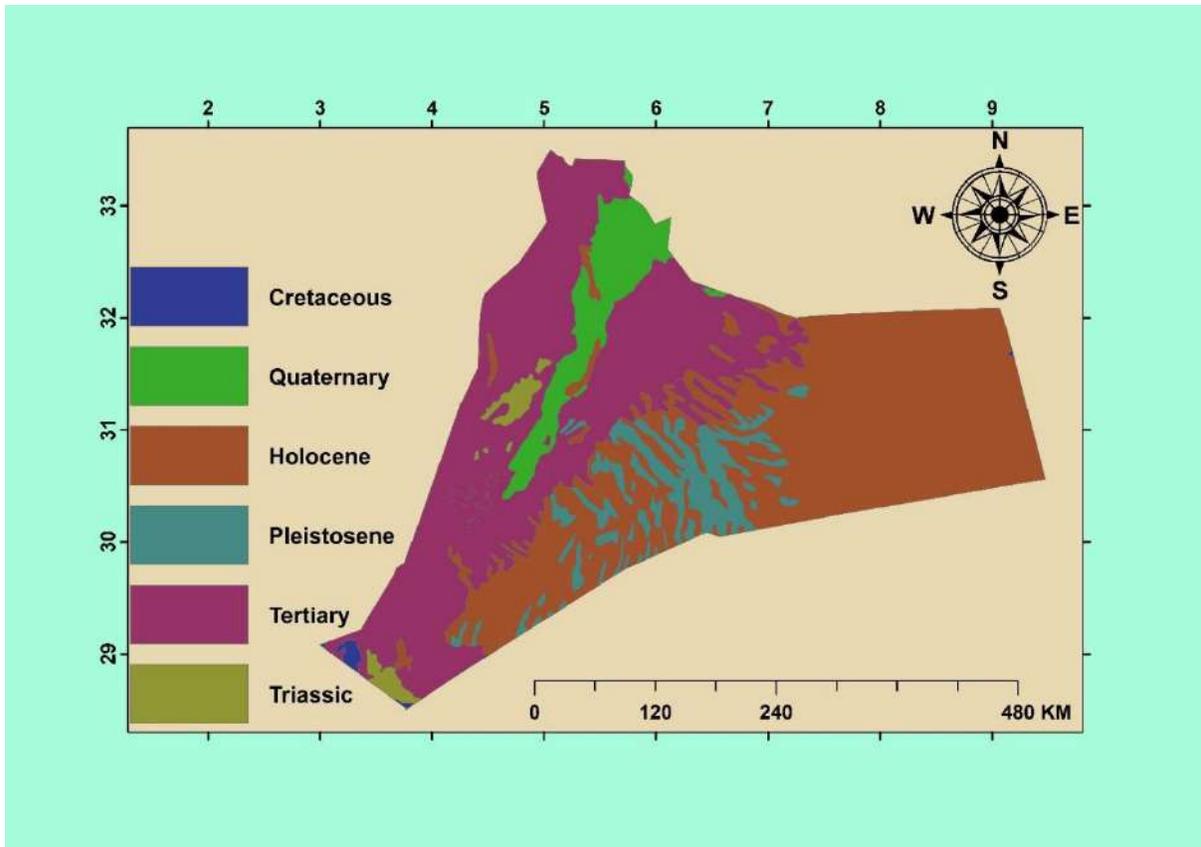


Figure 5 Aspect Géomorphologique d'Ouargla

Cette coupe décrit plus particulièrement les faciès du Bas Sahara (région de Hassi Messaoud, Ouargla et Toggourt), susceptibles d'être corrélés à la Tunisie et la Libye. Au dessus de la discordance hercynienne, on peut distinguer de bas en haut (**SYSTEME AQUIFERE DU SAHARA SEPTENTRIONAL**).

Le Lias : marqué par une incursion marine, des dépôts lagunaires mais surtout carbonatés.

Le Dogger : le faciès carbonaté est prédominant.

Le Malm : régime marin, dépôts calcaires et lagunaires alternants.

Le Néocomien : argileux au Nord, gréseux au Sud-Est et envahi d'eau salée.

Le Barrémien : argilo-gréseux au Nord, franchement gréseux au Sud, contient de l'eaudouce.

Le Barrémien gréseux marque le premier niveau aquifère « utile » et d'importance de la grande nappe du Continental Intercalaire s.s [ép. # 100m]

L'Aptien : situé entre deux ensembles continentaux du Barrémien et de l'Albien, l'Aptien correspond à une invasion marine matérialisée par une barre dolomitique de 20 à 30m d'épaisseur.

L'Albien : sédimentation gréseuse plus importante qu'au Barrémien, réservoir à eau douce.[ép.# 600m]

Le Vraconien : limité au Nord de la plate-forme, argileux, marque le toit du CI et le retour à la sédimentation marine.

Le Cénomaniens : argiles, marnes et argiles gypseuses. [ép.# 400m]

### III.6. 2. Le Complexe Terminal

Classiquement, et selon la définition de K.Killian, le terme «Continental terminal» désignait les formations continentales, sableuses et argileuses, du MioPliocène. Mais d'après Bel et Demargne(1966), « la nappe du Continental Terminal contenue dans les sables du MioPliocène est plus ou moins en relation avec les nappes de l'Eocène, du Sénonien et du Turonien. La description du CT se limite ici au Bassin Central, limité à l'Ouest par la Dorsale du Mzab (**SYSTEME AQUIFERE DU SAHARA SEPTENTRIONAL**).

Le Turonien : formation calcaire et dolomitique, La nappe turonienne, de bonne qualité chimique sur tout le pourtour du bassin, accuse de très fortes salinités dans le secteur de Hassi Messaoud.

Le Sénonien inférieur ou Sénonien lagunaire : peu perméable, constitue sans doute l'écran le plus étendu et le plus efficace entre le CI et le CT.

Le Sénonien supérieur ou Sénonien carbonaté : formation carbonatée perméable.

l'Eocène inférieur ou Eocène carbonaté : formation carbonatée perméable, formant un seul et même ensemble lithostratigraphique avec le Sénonien carbonaté.

L'Eocène moyen ou Eocène évaporitique : argiles gypseuses dont l'existence est limitée à la partie Nord du bassin central (région des Chotts).

Le MioPliocène : sédimentation fluvio-continentale présentant une forte hétérogénéité et une structure lenticulaire, dans laquelle Bel et Demargne distinguent quatre niveaux, soit de bas en haut :

Niveau 1 : argileux, peu épais, présent seulement au centre du bassin central.

Niveau 2 : grésosableux, c'est le niveau le plus épais (400m au Sud de Gassi Touil) et le plus constant. Il s'étend sur tout le bassin central et le bassin occidental. C'est le principal niveau aquifère du Mio-Pliocène.

Niveau 3 : argiles sableuses quasi-imperméables, épaisses et constantes dans la région des Chotts.  
Niveau 4 : sableux, très épais dans la zone des Chotts. Affleure sur de grandes surfaces.

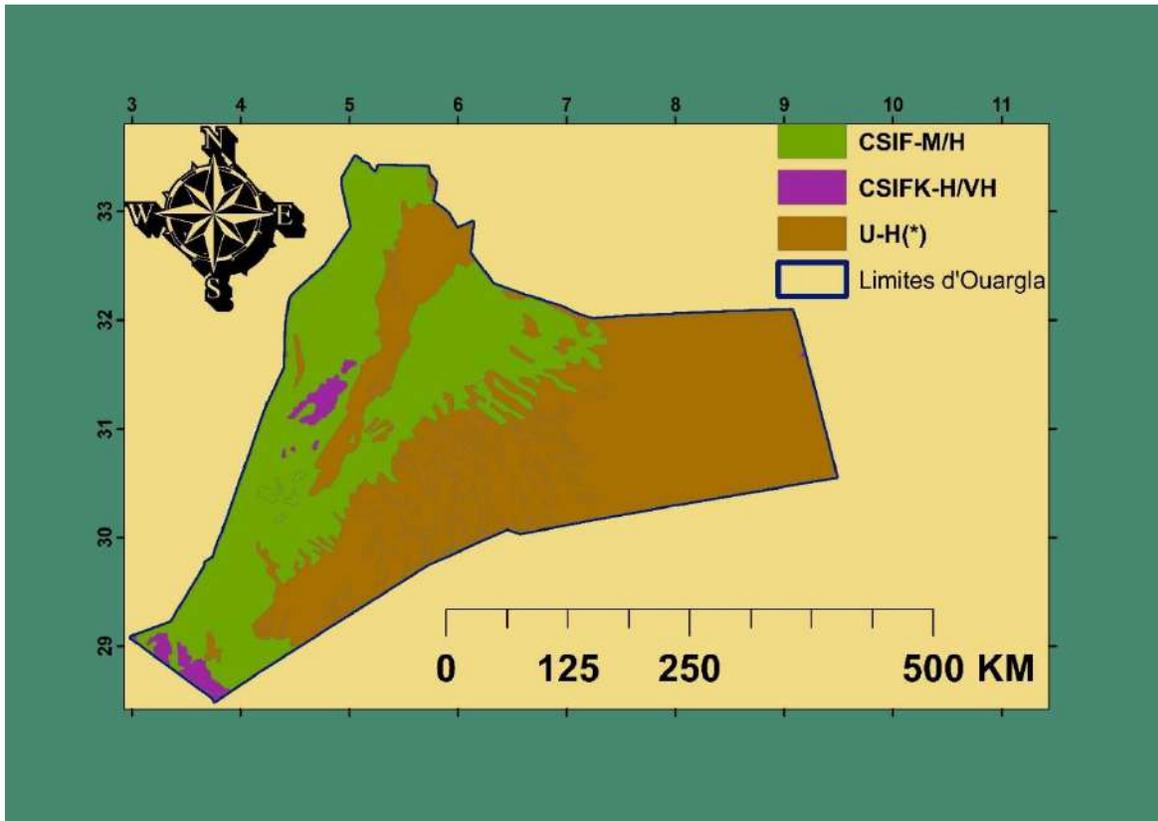


Figure 6 Aspect hydrogéologique d'Ouargla

### III. 7. Conclusion

L'abondance de l'eau dans l'état de Ouargla qui sont contenues dans les grands aquifères du continental intercalaire (CI) et le complexe terminal (CT) lui a permis de relancer l'agriculture du désert en La plus grande partie est la culture des palmiers qui représente (90%), dont la majeure partie est concentrée dans le centre (Bassin de Ouargla) et le nord-ouest de la wilaya. A cela s'ajoute l'activité industrielle, qui est majoritairement concentrée dans le centre et le sud de la wilaya (région de Hassi Messaoud). Après cette présentation , on peut voire que les ressources en eau au niveau de la wilaya d'Ouargla sont toujours menacer , soit par les industries activités au sud , soit bien par les activités agricoles et les rejets urbains au centre et nord .

# Chapitre IV

## Matériels et Méthodes

## IV. 1 Introduction

Dans le but d'évaluer la qualité des eaux souterraines dans l'état de Ouargla et d'utiliser des analyses de qualité pour critiquer certains des indicateurs de qualité de l'eau existants, nous avons procédé aux plusieurs analyses physiques chimique, Les échantillons ont été prélevés dans un seul aquifère.

Les protocoles expérimentaux et les matériels des différentes analyses établies sont présentés dans ce chapitre, Plus les moyens et outils d'analyse des données qualitatifs, quantitatifs et cartographiques sont présentés.

## IV. 2 Echantillonnage

La phase d'échantillonnage considéré la première étape et la fondation de chaque analyse chimique, donc il faut pris tous les préconisations pour un échantillonnage représentatif. Des bouteilles en plastique de 1,5 L utilisées pour collecter les échantillons. Toutes les bouteilles avaient été nettoyées à l'eau du robinet puis à l'eau distillée cet emballage doit être rempli complètement et ne laisser aucun espace dedans, pour s'assurer qu'aucun des interactions d'ions se produisent avec l'air. Au cours de la préparation sur site, les bouteilles avaient été lavées par l'eau de l'échantillon lui-même avant le prélèvement. Les bouteilles ont été rincées bien avec l'eau de l'échantillon pour s'assurer que l'échantillon est représentatif de la source d'eau. Après avoir collecté les échantillons d'eau, nous donnons à chaque bouteille une étiquette d'identification appropriée, puis nous emballons le tout dans une boîte spéciale et le transportons au laboratoire pour l'analyse (Kouadri .S 2022).

Les paramètres de qualité des eaux souterraines utilisés dans l'examen comprenaient l'hydrogène potentiel (pH), la conductivité électrique (CE), les cations major comprennent le sodium ( $\text{Na}^+$ ), le potassium ( $\text{K}^+$ ), le magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) et le calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), les anions major comprennent le chlorure ( $\text{Cl}^-$ ), le sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), le bicarbonate ( $\text{HCO}_3^-$ ) et Nitrates( $\text{NO}_3^-$ ).

## IV. 3 Mesures in situ

### IV.3. 1. PH et conductivité (CE)

Le terme pH est la concentration d'ions hydrogène dans une solution, la valeur du pH allant de 0 à 14. En dessous de 7, l'eau est considérée comme acide et au-dessus de 7 comme alcaline. L'eau au pH de 7 est neutre.

Pour cette mesure, nous utilisons les deux électrodes premières pour le pH et la seconde pour la conductivité, après les avoir lavées à l'eau distillée, nous les connectons à l'appareil multi-paramètre SL1000 (Hach), puis les mettons directement dans l'échantillon et appuyons sur le bouton de lecture, de sorte que l'appareil affiche les résultats  $\mu\text{s}/\text{cm}$  est l'unité de conductivité.

Étalonnage de l'appareil :

- Allumer le pH mètre
- Rincer l'électrode avec l'eau distillée
- Prendre dans un petit bécher, la solution tampon pH= 7
- Laisser stabiliser un moment jusqu'à affichage du standard 2.
- Enlever l'électrode et la rincer abondamment avec l'eau distillée
- Ré-étalonné de la même manière avec les solutions tampon pH= 4 et pH = 10.

Méthode de mesure :

- Prendre environ 100 ml d'eau à analyser.
- Mettre un agitateur avec une faible agitation
- Tremper l'électrode dans le bécher
- Laisser stabiliser un moment avec une faible agitation, puis noter le pH.

## IV. 4 Mesures et analyses au laboratoire

### IV.4. 1. Protocole d'étalonnage pour les éléments (TAC ; TH ; Ca<sup>+</sup> ; Cl<sup>-</sup>)

A partir de l'échantillon d'eau ciblé pour l'étude, on met un volume dans un erlenmeyer et on y ajoute de l'eau distillée afin de le diluer, puis on ajoute le réactif colorimétrique pour transformer le milieu soit en alcalin soit en acide, après cela on remplit la burette avec la solution d'étalonnage, puis nous commençons le processus de calibrage en ouvrant progressivement la vanne de la burette et en mélangeant. En même temps, lorsque le point d'équivalence est atteint et que la couleur change, fermez immédiatement la vanne et lisez le volume de la burette.

Le (tableau1) représente le volume après dilution, ainsi que le nombre de fois de dilution, ainsi que le réactif colorimétrique et titrant pour chaque élément.

Table 8 le volume après dilution ainsi que le réactif colorimétrique pour chaque élément

les éléments	La prise d'essai (ml)	Dilution	le réactif colorimétrique	solution titrante
TAC	100	4	méthyl orange 3gout	acide sulfurique (0,05%)
TH	50	5	Noit eriochrome 3gout + tompon 4ml	E.D.T.A
Ca <sup>+</sup>	50	5	NaOH 2 ml+HSN 0.2 mg	E.D.T.A
Cl <sup>-</sup>	100	4	Chromate de potassium 1ml	AgNO <sub>3</sub>

Après étalonnage, la concentration de chacun des éléments est calculée par

les équations suivantes :

$$\text{Ca}^{2+} \text{ (mg/l)} = V1 \times F \times 8.016$$

$$\text{Mg}^{2+} \text{ (mg/l)} = (V2 - V1) \times F_1 \times 4.86$$

$$\text{Cl}^- \text{ (mg/l)} = V \text{ AgNO}_3 \times 71 \times F$$

$$\text{HCO}_3^- \text{ (mg/l)} = \text{C3} \times 61/50$$

Ou :

V1 : volume d'E.D.T.A utilisé pour titré le calcium.

V2 : volume d'E.D.T.A utilisé pour titré le magnésium.

F<sub>1</sub> : facteur de correction

V AgNO<sub>3</sub> : Volume de nitrate d'argent nécessaire pour le dosage.

F : Facteur de correction du titre de nitrate d'argent.

C3 : concentration de TAC.

#### IV.4. 2. Sodium et Potassium

Le dosage de Sodium et Potassium se fait par la méthode photométrique, le principe de la méthode spécifiée est l'aspiration de l'échantillon dans une flamme de gaz d'une énergie thermique suffisante pour amener tout sodium et potassium présent à émettre son rayonnement caractéristique et la mesure de l'intensité à une longueur d'onde de 589,0 nm pour le sodium et 766,5 nm pour potassium. S'applique aux échantillons d'eau avec une concentration massique de sodium et de potassium jusqu'à 10 mg/l. Pour des concentrations plus élevées, une plus petite portion d'essai est prélevée pour l'analyse. Les limites inférieures de détermination sont inférieures à 0,1 mg / l pour le sodium et le potassium (**Kouadri .S 2022**).

Pour procédé à l'analyse ont utilisé un spectrophotomètre à flamme PFP7 (Jenway).Il nécessite aussi de préparé des solutions étalon ou le mode opératoire est comme suite.

Préparation des étalons :

Diluée 0.5 ml Solution standard de sodium dans 50 ml d'eau distillée pour préparer la solution étalon de sodium (Na<sup>+</sup>) à 10 ppm.

Diluée 0.25 ml Solution standard de sodium dans 50 ml d'eau distillée pour préparer la solution étalon de sodium ( $\text{Na}^+$ ) à 5 ppm. Diluée 0.5 ml Solution standard de potassium dans 50 ml d'eau distillée pour préparer la solution étalon de potassium ( $\text{K}^+$ ) à 10 ppm.

Diluée 0.25 ml Solution standard de potassium dans 50 ml d'eau distillée pour préparer la solution étalon de sodium ( $\text{K}^+$ ) à 5 ppm.

Mode opératoire :

- On ouvre le robinet de bouteille du gaz et le robinet d'eau de la pompe.
- Allumer l'appareil à l'aide de bouton POWER.
- Pipeter de l'eau distillée dans un bêcher.
- Optimiser à zéro à l'aide de bouton BLANK.
- Laisser se stabiliser 15min.
- Une fois qu'elle se stabilise à 0, activer le bêcher d'eau distiller et le remplacer par la fiole de la solution étalon de sodium ou de potassium à 10ppm.
- Optimiser à 10ppm à l'aide de bouton FINE.
- Retirer la fiole de la solution étalon et la remplacer par le bêcher de l'eau distillée et vérifier si l'écran affiche 0.
- Retirer le bêcher rempli par l'eau distillée et le remplacer par la fiole de la solution étalon à 10 ppm et vérifier si l'écran affiche 10.
- Retirer la fiole et la remplacer par le bêcher à l'eau distillée et vérifier si l'écran affiche 0.
- Retirer le bêcher à l'eau distillée et le remplacer par la fiole de la solution étalon de sodium ou de potassium à 5ppm et vérifier si l'écran affiche 5.
- Retirer la fiole et la remplacer par le bêcher à l'eau distillée et vérifier si l'écran affiche 0.
- Retirer le bêcher de l'eau distillée et le remplacer par la fiole de l'échantillon inconnu
- jusqu'à ce que la valeur afficher sur l'écran soit stable (3 essais pour chaque échantillon).
- Une fois la valeur et stable retirer la fiole de l'échantillon et la remplacer par le bêcher de l'eau distillée.

- Laisser rincer 15 min.

A la fin et par mise de sécurité, il faut toujours fermer la bouteille du gaz en premier lieu ensuite l'appareille et la pompe.

#### IV.4. 3. Le protocole pour mesuré la concentration des éléments ( $\text{NO}_3^-$ ; $\text{SO}_4^-$ )

Dans un erlenmeyer, on met un volume prélevé sur l'échantillon cible à détecter et on y ajoute les réactifs (selon l'ion, soit un, deux ou trois réactifs), puis on laisse le mélange réagir un certain temps, après quoi on en prend un volume de 10 ml et on le met dans le tube du Spectrophotomètre DR6000 (HACH) le (tableau1) ci-dessous représente le nombre de réactifs, la longueur d'onde et le temps pris pour chaque élément.

Après avoir allumé l'appareil On place le tube dans le trajet du faisceau lumineux, on appuie sur le bouton de lecture, pour que l'appareil affiche le résultat à l'écran en unités de mg/l.

Table 9 représente le nombre de réactifs et le temps pris pour chaque élément

les éléments	La prise d'essai (ml)	Réactive (1)	Réactive (2)	Réactive (3)	temps de réaction (min)	longueur d'ondes ( $\text{\AA}$ )
$\text{NO}_3^-$	40	Réactive mixte 1ml	//////////	//////////	1	543
$\text{SO}_4^{-2}$	25+ 75 Eau distillée	Solution stabilisant 5ml	chlorure de baryum 4ml	//////////	1	420

## IV. 5 Traitement des résultats

### IV.5. 1. Diagrammes

Le logiciel d'hydrochimie d'Avignon (Version 4, 2008) a été utilisé pour classer les eaux (faciès chimique, classe d'irrigation...) et de construire en les diagrammes de Piper, Wilcox et USSL.

### **IV.5. 2. Présentation d'Arc Gis**

ArcGIS est un système d'information géographique (SIG) permettant de travailler avec des cartes et des informations géographiques gérées par l'Institut de recherche sur les systèmes environnementaux (Esri). Il est utilisé pour créer et utiliser des cartes, compiler des données géographiques, analyser des informations cartographiées, partager et découvrir des informations géographiques, utiliser des cartes et des informations géographiques dans une gamme d'applications et gérer des informations géographiques dans une base de données. Le système fournit une infrastructure pour rendre les cartes et les informations géographiques disponibles dans toute une organisation, dans une communauté et ouvertement sur le Web.

ArcGIS Desktop (souvent appelé « ArcMap » pour le distinguer d'ArcGIS Pro), composé de quatre applications fondamentales :

ArcMap : pour visualiser et éditer des données spatiales en deux dimensions et créer des cartes bidimensionnelles.

ArcScene : pour visualiser et éditer des données spatiales tridimensionnelles dans une vue projetée locale.

ArcGlobe : pour afficher de grands ensembles de données 3D globaux.

ArcCatalog : pour la gestion des données SIG et les tâches de manipulation.

Nous avons utilisé le logiciel Arcgis pour crée toutes les cartes.

### **IV. 6 Conclusion**

Le but de ce chapitre était de présenter les matériels, les protocoles expérimentaux et les méthodologies utilisés pour réalisation de toutes les tâches requises dans cette travail. En premier lieu, il s'agissait d'évaluer la qualité des eaux souterraines dans la wilaya d'Ouargla, ainsi que d'effectuer des analyses physique-chimiques. Nous avons également présenté les différents outils et moyens d'analyse des données (Diagrammes et ArcGIS)

# Chapitre V

## Résultats et discussion

## V. 1. Introduction

Le point final de ce chapitre est de proposer un nouvel indice de la qualité de l'eau avec une idée particulière sur l'eau potable.

Pour y parvenir, nous devons passer par trois étapes importantes. La première consiste à analyser les données de la zone d'étude (Ouargla). Dans cette analyse, nous avons utilisé trois graphiques (piper USSS et Wilcox) et un ensemble d'indices qui existent déjà, y compris ceux liés à la consommation humaine et ceux liés à l'agriculture (PI WQI SAR). Quant à la deuxième étape, elle repose sur des critiques constructives et vient en complément de ce qui l'a précédée

Extraire les forces et les faiblesses d'un indice à partir des indices utilisés dans l'analyse et évaluer les forces. Quant aux faiblesses de l'indice, elles sont l'entrée de la troisième et dernière étape, à partir desquelles notre vision de l'eau potable se précise et nous arrivons au résultat d'un nouvel indice de la qualité de l'eau.

## V. 2. Caractérisation des eaux souterraine

### V.2. 1. L'aptitude à la consommation humaine.

L'échantillon d'eau doit passer de nombreux tests et remplir de nombreuses conditions pour pouvoir être qualifié de potable. Il peut convenir à des usages quotidiens et ne pas être potable.

#### V.2.1.1 Méthodes techniques pour juger de la potabilité de l'eau

Les méthodes techniques consistent à comparer les normes établies (mondiales ou nationales) pour chaque élément avec les mesures effectuées pour un échantillon d'eau.

Table 10 Normes de l'OMS pour chaque composant

les éléments	pH	CE (µs/cm)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	Cl (mg/l)	SO <sub>4</sub> (mg/l)	NO <sub>3</sub> (mg/l)
Normes OMS	6.5-8.5	1500	200	150	200	30	380	250	400	30
(F 210)	8.20	5160	210.24	272.02	1121.39	44.27	113	2133.45	625.00	40
Jugement	=	↑	↑	↑	↑	↑	↓	↑	↑	↑

#### V.2.1.2 juger par l'indice de qualité de l'eau

Notons que dans les 25 échantillons, la valeur la plus basse de l'indice de qualité de l'eau était de 121.24, ce qui correspond à l'échantillon F210 (class poor).

25% des échantillons ont une valeur inférieure ou égale à 199 (class very poor), plus de la moitié des échantillons ont une valeur inférieure ou égale à 233 (class very poor), 75% des échantillons ont une valeur inférieure ou égale à 242 (class very poor).

La valeur maximale de l'indice de qualité de l'eau dans tous les échantillons est de 274,41, l'échantillon correspond à F150 (class very poor) .

Généralement, le score de qualité de l'eau basé sur cet indice (Harton) est de pauvre à très pauvre qualité.

Table 11 statistique des l'indice de qualité d'eau et des élément

Variable	N	Moyenne	ErrT moyenne	EcTyp	Minimum	Q1	Médiane	Q3	Maximum	norms OMS
<b>WQI</b>	25	219.86	7.74	38.72	121.24	199.18	233.7	242.37	274.41	/
<b>CE</b>	25	4478	203	1016	2640	3785	4710	5025	6600	1500
<b>TDS</b>	25	4342	190	952	2126	3603	4742	5022	5619	1500
<b>Ca</b>	25	180.2	10.4	52.2	74	153.5	198.4	217.6	236.8	200
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	25	275.36	9.71	48.53	105	255.72	274.98	297.9	372	150
<b>Na</b>	25	912.1	65.4	327	304	608	1030.8	1178	1325.2	200
<b>K</b>	25	39.11	1.97	9.83	7	32	43.2	45.33	55	30
<b>Cl<sup>-</sup></b>	25	1752	115	574	474	1235	1989	2206	2394	250
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	25	1041.6	57	285	476	842.5	1025	1270	1565	400
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	25	33.92	4.65	23.25	10	13.5	27	40.5	90	50
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	25	107.32	6.83	34.13	15	93.5	113	126.5	189	380

### V.2.1.3 la stabilité de l'eau

Table 12 les normes des indices de stabilité de l'eau

L'indice de stabilité de Langelier	ISL > 0 ; L'eau est sursaturée en carbonate de calcium (CaCO <sub>3</sub> ). ISL = 0 ; Saturé, le CaCO <sub>3</sub> est en équilibre. ISL < 0 ; L'eau est sous saturée par rapport au carbonate de calcium.
L'Indice de stabilité de Ryznar	ISR ≤ 6 ; Sursaturés, ont tendance à précipiter CaCO <sub>3</sub> . 6 < ISR < 7 ; Saturé, le CaCO <sub>3</sub> est en équilibre.

		$ISR \geq 7$ ; Sous saturé, ont tendance à dissoudre $CaCO_3$ .
L'indice de Saturation Puckorius	de de	$ISP > 6,5$ ; L'eau a tendance à la corrosion. $4,5 < ISP < 6,5$ ; Interval optimal. $ISP < 4,5$ ; L'eau a tendance à précipiter.
L'indice d'agressivité (IA)		$IA > 12$ ; L'eau n'est pas agressive. $10 < IA < 11,9$ ; L'eau est modérément agressive. $IA < 10$ ; L'eau est très agressive.
L'indice de Larson et Skold		$> 1,2$ ; Forte corrosion. $0,8 < ISLS < 1,2$ ; Corrosion importante. $< 0,8$ ; Eau non corrosive.
L'indice d'évaluation		$S3 < 2$ ; Risque de corrosion par piqûres de cuivre.

Dans cette partie, une classification des eaux souterraines du nappe (Moi-Pliocène) de wilaya d'ouargla a été présenté basé sur les six indices (ISL , ISR , ISP , ISLS , AI , S3)

Basé sur le tableau 1 et selon l'indice de stabilité de Langelier (ISL) on trouve que Sauf pour l'échantillon 218 (elle est en équilibre) Les eaux souterraines de nappe Moi Pliocène à être sursaturé dans 100% des échantillant.

L'indice ISR de Ryznar montre que 17 échantillons sur 25 entrent dans la gamme (Saturé, le  $CaCO_3$  est en équilibre) tandis que les sept autres sont dans la gamme (Sous saturé, ont tendance à dissoudre  $CaCO_3$ ).

Basé sur les résultats de calcul de l'indice de saturation de Puckorius (ISP) on trouve que 100% des échantillant de Moi-Pliocène d'ouargla a tendance à la corrosion (Tous les échantillons sont supérieurs à 6.5).

L'indice ISLS de Larson et Skold classé les eaux souterraines dans la couche Moi Pliocène comme des eaux de forte corrosion, (tous les valeurs trouvées au-dessus 1.2).

Selon l'indice d'agressivité (IA), la majorité des échantillant (19 échantillant) de la nappe Moi Pliocène classé comme des eaux non agressives, ou le reste des échantillant (6 échantillant) classé comme modérément agressive.

L'influence des eaux sur les installations en cuivre a été étudiée par l'indice S3, les résultats montrent que le risque de corrosion par piqûres de cuivre est posé quand l'utilisation des eaux de Mio Pliocène de la wilaya d'ouargla.

Table 13 Statistiques des indices de stabilité de l'eau

indice	ISL	ISR	ISP	ISLS	IA	S3
Mio Pliociene						
MAX	1.21	7.93	8.59	128.61	12.86	0.17
MIN	-0.23	5.97	6.60	13.11	11.41	0.02
Ecart-type	0.40	0.53	0.47	20.60	0.40	0.04
Moyenne	0.62	6.80	7.42	43.79	12.27	0.10

### V. 3. L'aptitude à l'irrigation.

Après calcul des indices de qualité de l'eau d'irrigation pour les échantillons (25 échantillons) du Couche Mio Pliocène de la wilaya d'Ouargla, les résultats sont résumés dans le tableau 2 ci-dessous. Il a été noté que la moyenne des trois indices MH, RSC, SSP pour l'ensemble des prélèvements se situe dans la fourchette acceptable, ou excellente gamme, à l'exception que la valeur minimale de l'indice MH qui correspond à l'échantillon F210 se situe dans la gamme non apte, et la valeur maximale de l'indice SSP qui correspond aux échantillons F221 et F102 se situe dans la gamme Douteux. Quant à la moyenne des indices IP, SAR, KI pour tous les échantillons, elle appartenait à une fourchette qui soit indique l'existence d'un problème ou d'un danger, à l'exception que les valeurs de l'indice SAR pour les deux échantillons F108 et F210 sont dans la gamme excellente, et aussi en ce qui concerne l'indice KI qui a quatre échantillons, qui sont F210, F218, F101 et F108 sont situés dans la gamme aptitud.

Table 14 Résumé des indices de l'eau à l'irrigation

norme IP (Doneen 1964)		norme MH (Szabolcs 1964)		norme de KI (Kelly 1963)	
IP > 75	sûr	MH > 50	apte	KI<1	aptitude
25 < IP < 75	peu sûr				
IP < 25	dangereux	MH < 50	NO apte	KI>1	NO aptitude
////////////////	////////////////				
norme SAR (Raghunath 1987 )		norme RSC (Eaton 1950)		norme SSP (Todd 1995)	
0<SAR<6	Excellent	RSC<1.25	convient	SSP<20	Excellent
6<SAR<9	Problèmes croissants	1.25<RSC<2.5	marginale	20<SSP<40	BIEN
SAR>10	Inadéquate	RSC>2.5	convient pas	40<SSP<60	Acceptable
////////////////	////////////////	////////////////	////////////////	SSP>60	Douteux

Table 15 Présentation statistique des résultats des indices d'aptitude des eaux à l'irrigation

	IP	MH	SAR	RSC	SSP	KI
<b>Mio Pliocène</b>						
MAX	63.38	85.96	13.08	-16.41	62.38	1.62
MIN	38.22	45.91	3.84	-32.35	36.16	0.54
Mean	58.50	69.73	10.80	-29.91	57.16	1.34
Range	25.16	40.04	9.24	15.94	26.22	1.09
SD	6.071	7.73	2.54	3.34	6.59	0.3

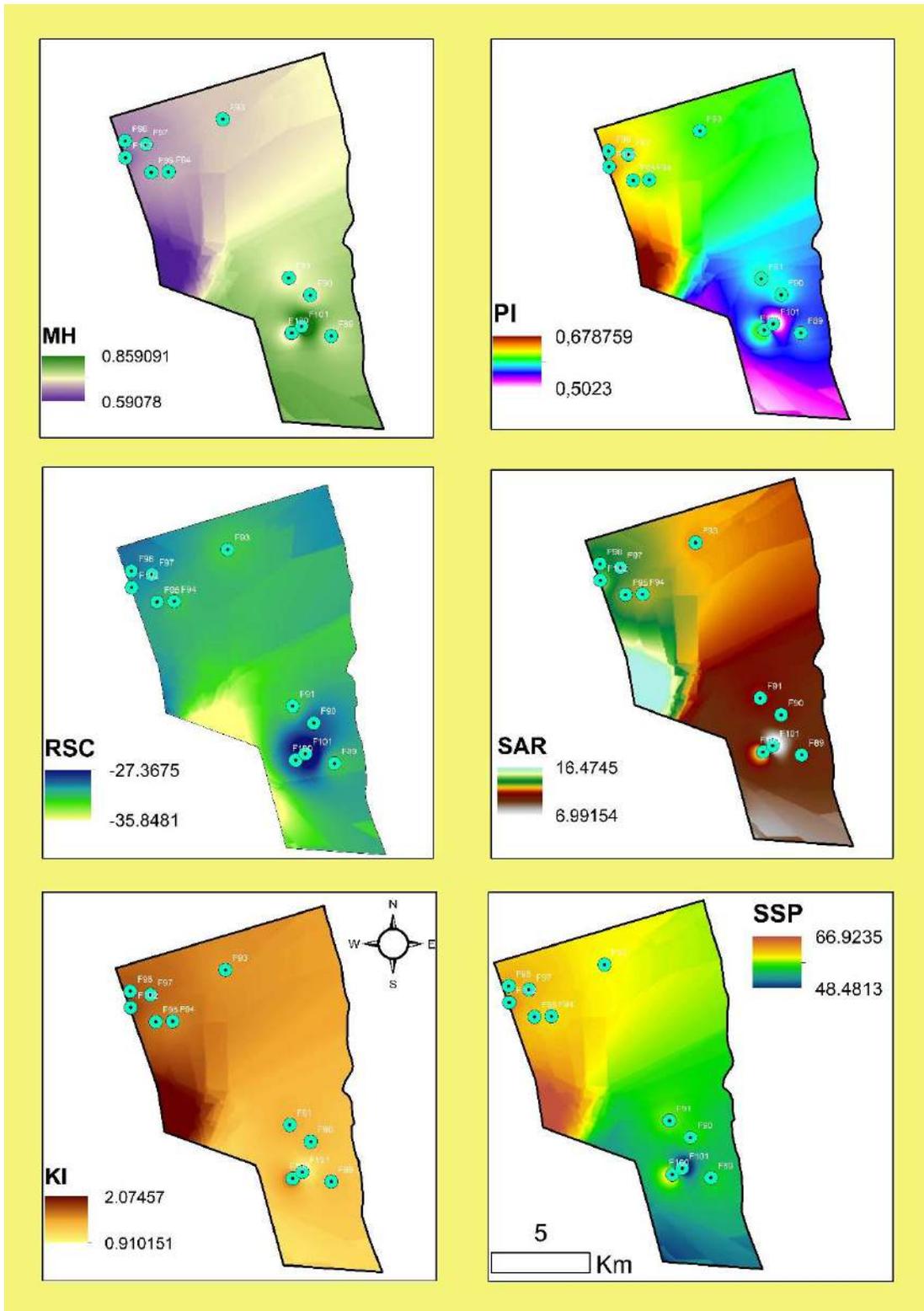


Figure 7: Distribution spatiale des caractéristiques de l'eau d'irrigation à SIDI KHOULED

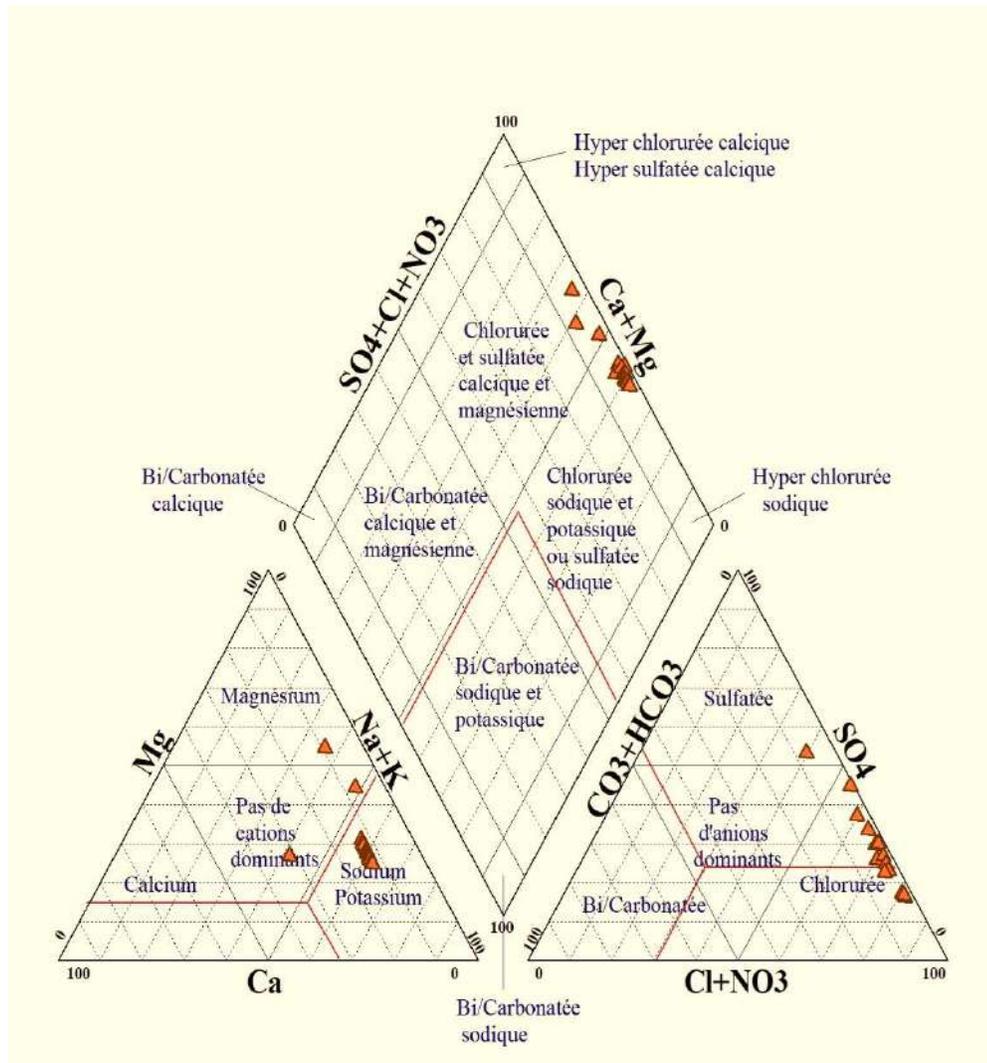


Figure 8 Diagramme de Piper présent les eaux souterraines de moi Pliocène

Selon le diagramme piper présenté à la Figure, la nappe Mio Pliocène du bassin de Ouargla présente deux types d'eau, l'eau chlorurée sodique et potassique ou sulfatée sodique (type Na-Cl) retrouvée dans 22 puits et la chlorurée et sulfatée calcique et magnésienne existant dans 3 puits. Ces types d'eau indiquent une dissolution évaporée riche en sels et en gypse. La distribution du type d'eau des échantillons récoltés se présente comme suit, 88% ont de l'eau de chlorure de sodium (type Na-Cl) et 12 % ont du sulfate de sodium (type Na - SO<sub>4</sub>).

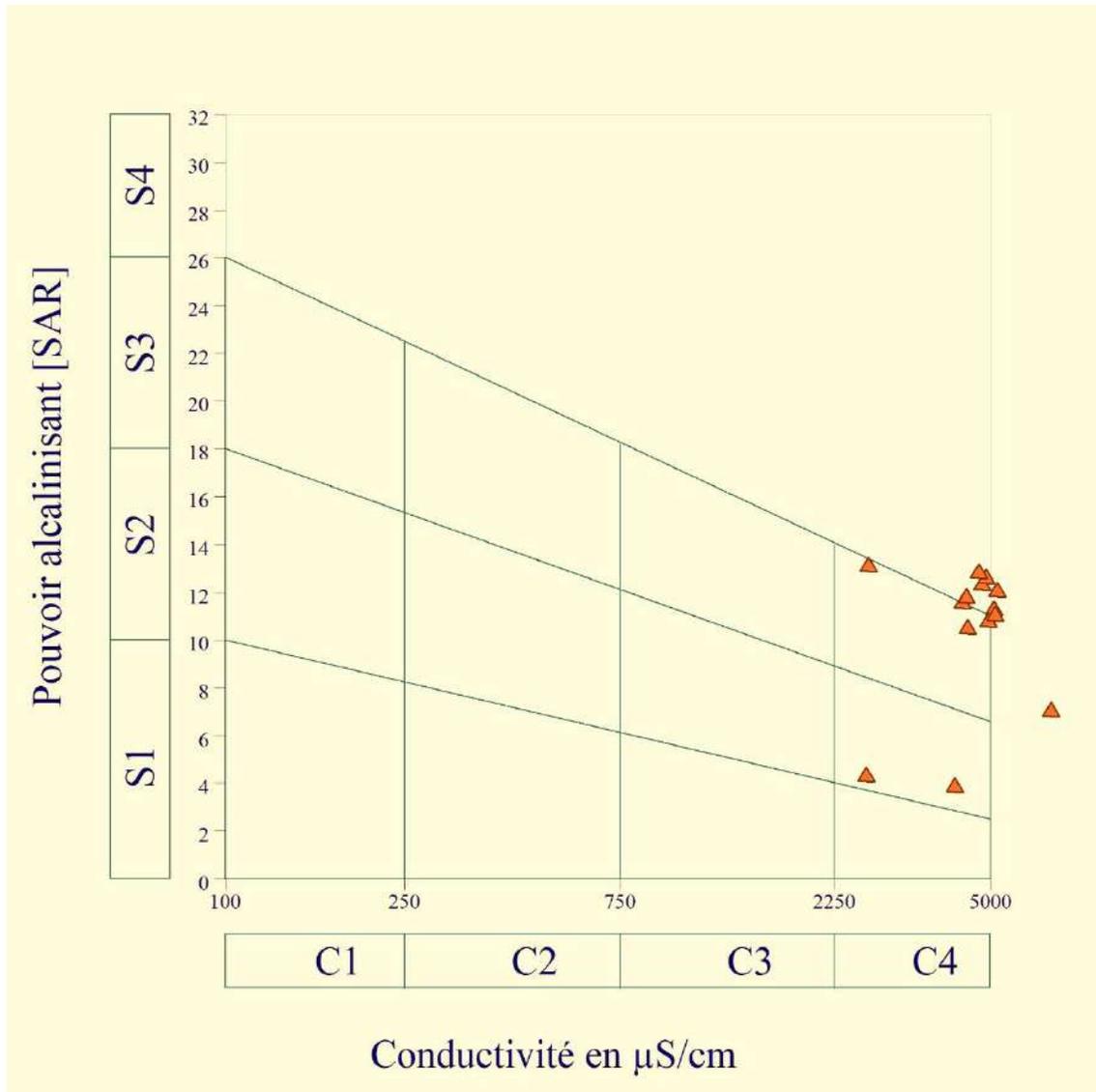


Figure 9 Diagram de USSL pour la classification des eaux destinées à l'irrigation

D'après le diagramme USSL (Figure), nous constatons que tous les échantillons provenant de puits différents tombent en C4-S2 (salinité très élevée avec sodium moyen), C4-S3 (salinité très élevée avec sodium élevé) et C4-S4 (salinité très élevée à très haute teneur en sodium). Selon le tracé de l'USSL, les eaux souterraines du Mio Pliocène dans le bassin de Ouargla ne sont pas sûres à des fins d'irrigation.

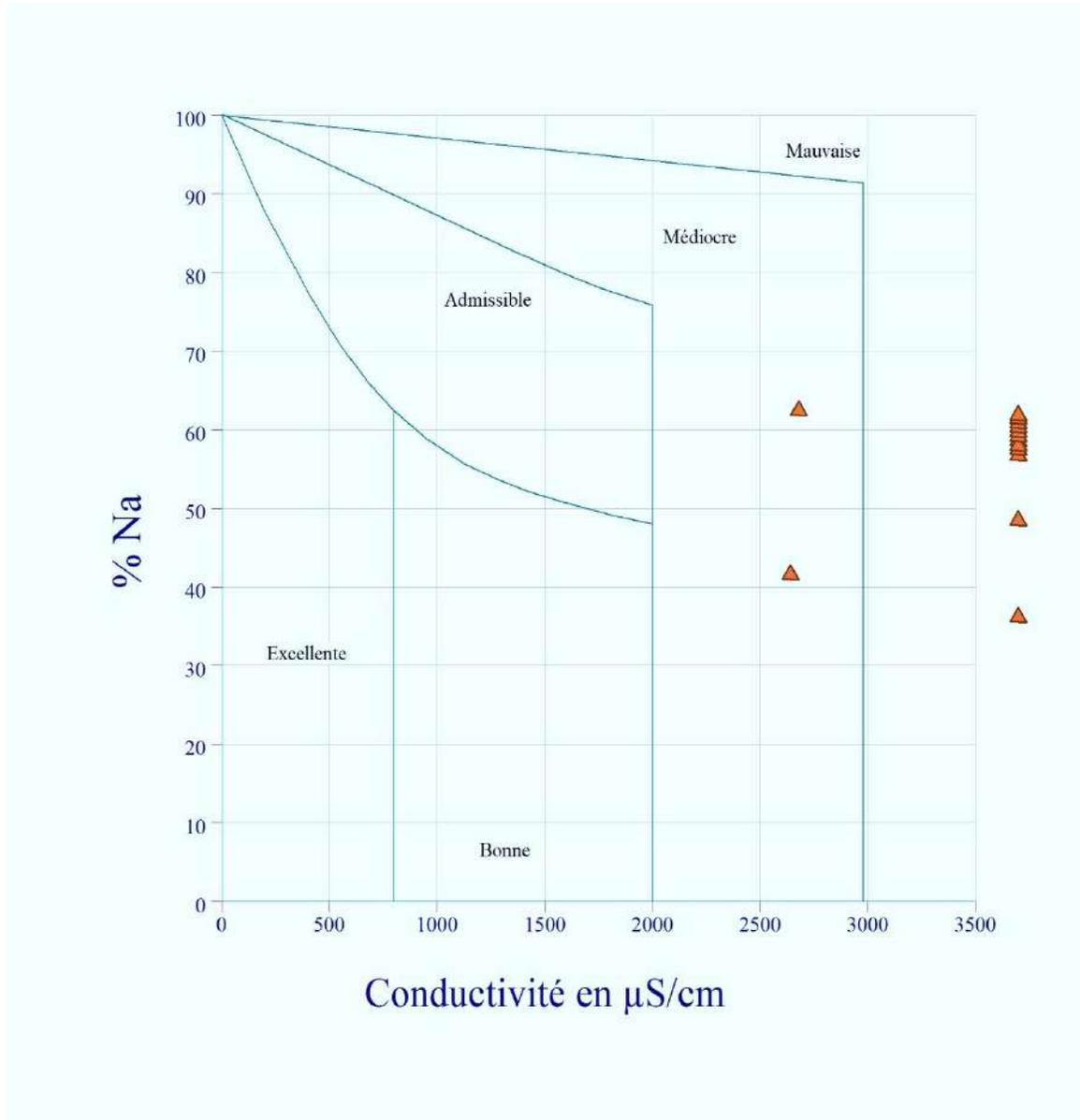


Figure 10 Diagram de Wilcox de l'aptitude des eaux à l'irrigation

Nous remarquons à travers le diagramme de Wilcox que tous les échantillons prélevés dans la couche de Mio Pliocène tombent dans la mauvaise catégorie, à l'exception des échantillons F110 et F102 qui tombent dans la catégorie Médiocre, ce qui indique que la couche de Mio Pliocène est un mauvais choix pour l'irrigation.

## V. 4. Critique des indices de qualité existant

Table 16 Le principe de fonctionnement des indicateurs

indice	qi	wi	Parametres inclus
Brown nfs 1970	Détermination graphique	fixe	Fixe (9)
Dinuis 1978	Par équations	fixe	Fixe (12)
Oregon 1995	Par équations	////////////////	Fixe (8)
CCME-IQE 1999	Par équations	////////////////	pas Fixe
IWQI (2019)	Par équations	////////////////	Pas Fixe
WPI (2020)	Par équations	////////////////	Pas Fixe

### Proposition d'un nouvel indice.

#### V.4. 1. Développement mathématique de l'indice de qualité des eaux sous terraines de Sud Est Algérienne (IQES-SEA).

L'idée de ce nouvel indice est de donner à l'utilisateur la possibilité de définir la classe d'eau en fonction d'équations linéaires, chaque paramètre aura une équation linéaire sous la forme

$$Y_{ij} = a_i \times X_{ji} + b_i$$

Où :

$Y_i$  : le sous-indice du  $i^{\text{ème}}$  paramètre dans le  $j^{\text{ème}}$  échantillon

$a_i$  et  $b_i$ : coefficients prédéfinis pour le  $i^{\text{ème}}$  paramètre

$X_{ij}$ : la concentration du  $i^{\text{ème}}$  paramètre dans le  $j^{\text{ème}}$  échantillon.

Après le calcul de tous les sous-indices, une étape d'agrégation vient donner le résultat final de l'indice de qualité de l'eau (IQES-SEA).

Enfin, les résultats sont comparés aux classes du tableau 1 afin de connaître la classe d'échantillons d'eau.

#### V.4. 2. Sélection des paramètres :

Le choix des paramètres considérés comme le point le plus important dans l'élaboration du nouvel indice, pourquoi ? Parce que les éléments qui constituent des problèmes de qualité de l'eau dans la zone d'étude doivent être inclus avec les éléments majeurs. Les recherches précédentes sur la qualité de l'eau de la zone d'étude montrent que la région d'Ouargla avec ses ressources en eaux souterraines déférentes, souffre de valeurs de dureté élevées, de présence d'ions de fer dans la nappe du Dévonien inférieur, de présence de nitrates dans la nappe albien et de Mio-Pliocène. onze (11) paramètres avaient été sélectionnés, potentiel d'hydrogène (pH), dureté total (DT), le total des sels dissout (TDS), calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), fer ( $\text{Fe}^{2+}$ ), chlore ( $\text{Cl}^-$ ), sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), Fer ( $\text{Fe}^{+2}$ ) et Fluorure ( $\text{F}^-$ ).

#### V.4. 3. Calcule des écarts et des valeurs optimales :

Les valeurs de limite souhaitable (LS) et limite admissible (LA) sont définies en fonction de leur menace à la santé par les normes l'organisation mondial de la santé (OMS) pour les paramètres respectifs. Les valeurs de (LS), (LA) et l'écart des paramètres respectifs sont représentées dans le tableau 1. L'écart a été calculée en utilisant la limite souhaitable (LS) et la Limite admissible (LA). Mathématiquement, il peut être calculé en utilisant l'équation suivante :

L'écart = la Limite admissible (LA) - la limite souhaitable (LS)

Dans ce développement la valeur optimale (VO) c'est la moyenne de la limite souhaitable (LS) et la limite admissible (LA). Cette valeur va prendre le meilleur sous-indice qui égale à zéro (0), En peut le calculé par l'équation suivante :

La valeur optimale (VO) = (la Limite admissible (LA) + la limite souhaitable (LS)) / 2

Concernant les élément toxique ou indésirable (Nitrates, Nitrites, Fer ... etc.) en prendre la valeur optimale égale à zéro.

Table 17 les valeurs optimale pour chacun élément

Paramètres	Limite souhaitable (LS)	Limite admissible (LA)	L'écart	Valeurs Optimale
pH	6.5	8.5	2	7.5
DT	100	500	400	300
TDS	500	1500	1000	1000

<b>Ca<sup>2+</sup></b>	75	200	125	137.5
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	30	150	120	90
<b>Cl<sup>-</sup></b>	200	600	400	400
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	200	400	200	300
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	0	50	50	0
<b>Fe<sup>2+</sup></b>	0	0.3	0.3	0
<b>F</b>	0.7	1.5	0.8	1.1

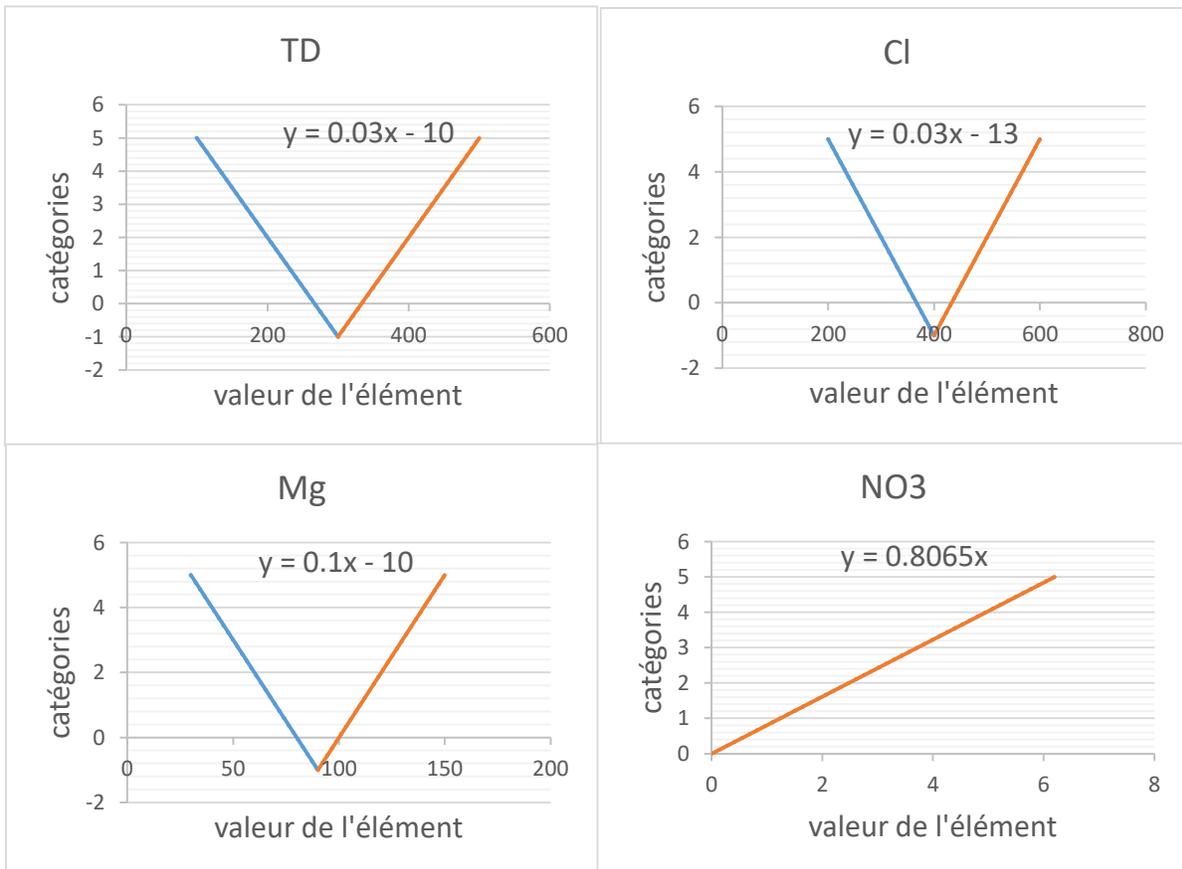
**V.4. 4. Principes de développement de l'indice.**

Après avoir calculé la plage, nous la représentons au moyen d'une courbe linéaire en fonction des classifications fixées pour l'indice afin de donner une plus grande efficacité, d'élargir la plage optimale et d'éviter de tomber dans une seule valeur optimale.

La plage est divisée en deux intervalles (LS, VO) et (VO, LA), entre la valeur minimale et optimale ainsi que la valeur optimale et maximale.

Nous excluons les éléments de pollution (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Fe<sup>+</sup>, F<sup>-</sup>), que nous représentons avec une intervalle (VO, LA) et une seule valeur optimale, qui est zéro (0).

Nous dérivons les équations de Transformation des courbes linéaires pour chaque Paramètre.



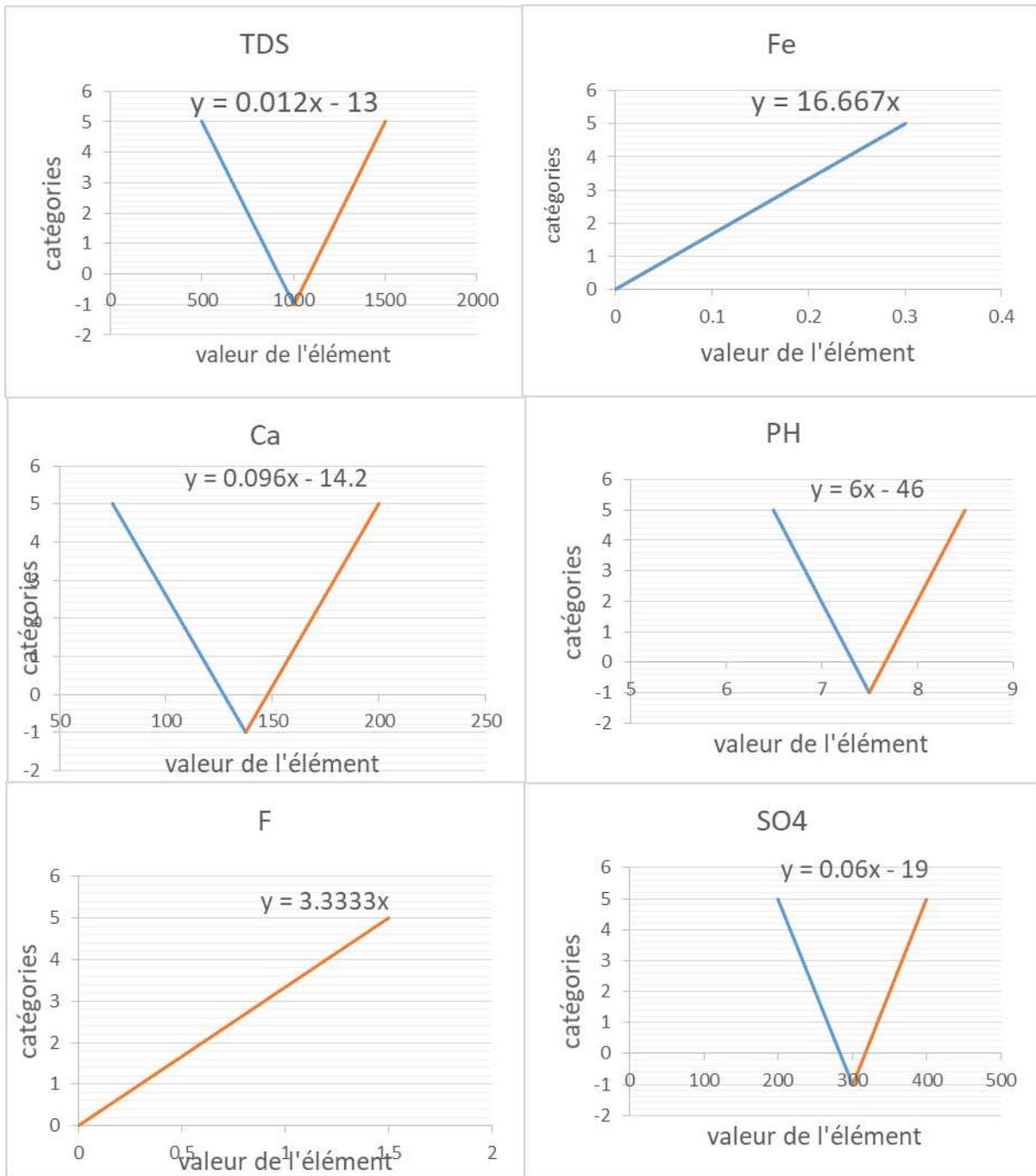


Figure 11 Les courbes des tendances des intervalles optimaux pour chaque élément.

**Transformation d'unités à une échelle commune :**

La transformation des unités prend une manière différente de celle des indices de qualité de l'eau existants. Au tant que développeurs, on à faciliter la tâche par proposé des formules linéaires pour la transformation de toutes les unités de déférent paramètres à un échelle unique, ces formules ont

la flexibilité nécessaire pour adopter avec tous les cas possibles, soit avec des valeurs supérieures à la valeur admissible ou inférieure à la valeur souhaitable. Le tableau 2 présente les formules de transformation de chaque paramètre.

La présence des différents éléments dans l'eau, avec des influences soit sur la santé humaine ou sur la durabilité des équipements hydromécaniques, nous oblige à attribuer un poids à chaque élément compris entre 1 et 5 selon l'importance et l'influence de l'élément sur l'eau potable et la Santé.

Table 18 les équations de transformation pour les paramètres sélectionnés.

Paramètre	Symbol	Equation de transformation
Potentiel en hydrogène	pH	$ET =  6(\text{pH}) - 46 $
La Dureté Total	DT	$ET =  0.03(\text{DT}) - 10 $
Total des sels dissout	TDS	$ET =  0.012(\text{TDS}) - 13 $
Calcium	$\text{Ca}^{2+}$	$ET =  0.1 (\text{Ca}^{2+}) - 14.2 $
Magnésium	$\text{Mg}^{2+}$	$ET =  0.1 (\text{Mg}^{2+}) - 10 $
Chlorure	$\text{Cl}^-$	$ET =  0.03 (\text{Cl}^-) - 13 $
Sulfates	$\text{SO}_4^{2-}$	$ET =  0.06 (\text{SO}_4^{2-}) - 19 $
Nitrates	$\text{NO}_3^-$	$ET = 0.8065 (\text{NO}_3^-)$
Fluor	$\text{F}^-$	$ET = 3.3333 (\text{F}^-)$
Fer	$\text{Fe}^{2-}$	$ET = 16.667 (\text{Fe}^{2-})$

### V. 5. Calcul de l'indice de qualité d'eau d'Ouargla et interprétation des résultats :

Comme une dernière étape, les sous-indices seront assemblés pour obtenir la valeur finale de l'indice de la qualité d'eau en utilisant la formule d'agrégation suivante :

$$IQES\_SEA = \left( \frac{\sum_{1}^n ET_{ij}}{N} \right) \times 10$$

Où :

$IQES\_SEA_j$  : l'indice de qualité d'eau de  $j^{ème}$  échantillant

$ET_{ij}$  : la valeur d'équation de transformation de  $i^{ème}$  paramètre dans le  $j^{ème}$  échantillant

$N$  : le nombre des paramètre impliqués.

Le résultat obtenu doit être comparé aux classes de l'indice pour connaître la catégorie ou le quelle l'échantillant est affilié. Les classes de l'indice sont présenté dans le tableau 3.

Après le calculs de l'indice de qualité de l'eau, le jugement final sera fait en comparons la valeur d'indice avec les catégories donnez dans le tableau 3.

Table 19 Critère de classification de IQES\_SEA

IQE	Class
0-25	Excellent
25-50	Good
50-75	Fair
75-100	Poor
100-150	Very poor
>150	Unsuitable

Nous avons appliqué le nouvel indice IQES\_SEA à 25 échantillons de la couche (Moi Pliocène) et obtenu les résultats suivants, qui sont résumés dans le tableau 11 :

Table 20 Les résultats du calcul des indices de Horton est IQES\_SEA.

commune	nom_forage	IQES_SEA	classification	WQI	classification	HORTON	classification
N'Goussa	F210	131.2284066	Very poor	82.18357143	Poor	121.2441679	Very poor
N'Goussa	F212	301.8531192	Unsuitable	191.2559965	Unsuitable	230.4891339	Unsuitable
N'Goussa	F213	373.4987899	Unsuitable	229.6581801	Unsuitable	241.7301881	Unsuitable
N'Goussa	F215	486.2691858	Unsuitable	289.3717922	Unsuitable	269.9093646	Unsuitable
N'Goussa	F217	369.9426587	Unsuitable	226.4759758	Unsuitable	245.0428323	Unsuitable
Sidi_Khouiled	F89	382.8523919	Unsuitable	235.830181	Unsuitable	235.051296	Unsuitable
Sidi_Khouiled	F90	358.0207	Unsuitable	222.8613645	Unsuitable	234.8718666	Unsuitable

Sidi_Khouiled	F91	365.9497223	Unsuitable	226.0396909	Unsuitable	238.4990991	Unsuitable
Sidi_Khouiled	F93	278.6284812	Unsuitable	178.861058	Unsuitable	215.9301644	Unsuitable
Sidi_Khouiled	F94	414.1676134	Unsuitable	250.6823844	Unsuitable	246.8515647	Unsuitable
Rouissat	F108	145.6410989	Very poor	106.011	Very poor	135.4697961	Very poor
Rouissat	F109	289.2882418	Unsuitable	182.9811429	Unsuitable	171.434092	Unsuitable
Rouissat	F110	298.3825824	Unsuitable	193.2718571	Unsuitable	193.5592224	Unsuitable
Rouissat	F111	342.800989	Unsuitable	217.3782857	Unsuitable	207.3866287	Unsuitable
Rouissat	F112	257.6274176	Unsuitable	162.2411429	Unsuitable	169.7894026	Unsuitable
Ain_Beida	F150	394.9456593	Unsuitable	250.2958571	Unsuitable	274.4112376	Unsuitable
Ain_Beida	F155	373.3817582	Unsuitable	231.6654286	Unsuitable	239.4361783	Unsuitable
Ain_Beida	F156	369.3695604	Unsuitable	231.5892857	Unsuitable	223.2646752	Unsuitable
Ain_Beida	F157	255.789011	Unsuitable	168.344	Unsuitable	185.882551	Unsuitable
Ain_Beida	F161	324.1120879	Unsuitable	202.492	Unsuitable	204.7986724	Unsuitable
Ouargla	F1	347.0034505	Unsuitable	214.8376286	Unsuitable	233.697724	Unsuitable
Ouargla	F2	345.9184069	Unsuitable	215.3710978	Unsuitable	230.9278015	Unsuitable
Ouargla	F3	447.4150666	Unsuitable	267.4442814	Unsuitable	267.6576181	Unsuitable
Ouargla	F5	365.8452977	Unsuitable	224.0108935	Unsuitable	236.2301802	Unsuitable
Ouargla	F8	394.1542651	Unsuitable	240.0120771	Unsuitable	243.0132922	Unsuitable

Il apparaît également clairement que chacun des indices Horton et IQES\_SEA a classé la plupart de tous les échantillons dans la gamme (Unsuitable), et cela indique quelque chose indiquant que l'eau dans la couche (Moi Pliocène) est très saturée en éléments , Théoriquement et sur la base des indicateurs, l'eau en couche (Moi Pliocène) n'est pas potable, mais en pratique on en voit une large utilisation .

Le tableau 21 ci-dessous représente une comparaison des résultats de l'indice de (Horton) et de l'indice de (IQES\_SEA) dans trois cas critiques, comme suit :

A). Dans le cas de l'application des deux indices sur les concentrations des éléments de l'eau distillée.

B). Dans le cas où les deux indices sont appliqués aux valeurs de concentrations d'éléments dans l'eau distillée avec la présence d'un ou plusieurs éléments toxiques supérieurs aux normes de l'Organisation mondiale de la santé.

C). Dans le cas de l'application des deux indices aux valeurs des concentrations d'éléments de l'eau potable selon les normes de l'Organisation mondiale de la santé , avec la présence d'un ou plusieurs éléments toxiques supérieurs aux normes.

Table 21 comparaison dans l'état critique

	<b>CE</b>	<b>TDS</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>	<b>Na</b>	<b>K</b>	<b>Cl</b>	<b>SO<sub>4</sub></b>	<b>NO<sub>3</sub></b>	<b>HCO<sub>3</sub></b>	<b>IQES_SEA</b>	<b>horton</b>
<b>(A)</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	Unsuitable	<b>Excellent</b>
<b>(B)</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>80</b>	<b>0</b>	Unsuitable	<b>Excellent</b>
<b>(C)</b>	2500	1500	200	150	200	30	250	400	<b>80</b>	380	Unsuitable	<b>Very poor</b>

A travers le tableau précédent, on remarque que lors du calcul de l'indice de (IQES\_SEA) à partir des concentrations d'eau distillée, il la classe comme eau non potable, contrairement à l'indice (Horton) qui la classe comme eau potable. et aussi dans le cas (B) d'un élément toxique à forte concentration dans l'eau distillée (faible concentration), elle est classée comme eau potable selon l'indice (Horton), tandis que l'indice (IQES\_SEA) détecte l'erreur et la classe comme impropre à la consommation, et dans le troisième cas (C), en raison de la présence de un élément toxique en forte concentration dans un échantillon le reste de ses éléments est conforme aux normes, et elle est classée comme eau non potable selon l'indice (IQES\_SEA).

## V. 6. Conclusion

L'aptitude des eaux souterraines à l'irrigation est évaluée sur la base de l'indice de perméabilité (IP), de l'indice de Kelly (IK), du pourcentage de solubilité en sodium (Na%) et du taux d'absorption de sodium (SAR) . Sur la base du pourcentage de solubilité du sodium, des échantillons de Moi Pliocène classés comme Acceptable pour l'irrigation , Sur la base du diagramme USSL (SAR), La plupart des échantillons d'eau nous sont pas satisfaisants pour une utilisation en irrigation dans tous les types de sols, Sur la base de l'indice de Kelly (KI), nous avons constaté que tous les échantillons sont considérés comme inappropriés pour l'irrigation.

La potabilité de l'eau est jugée soit en comparant les valeurs des éléments avec les normes fixées, ce qui est la méthode traditionnelle

Soit en calculant l'indice de qualité de l'eau, qui permet de juger par un seul chiffre, on applique l'indice (IQES\_SEA et Horton ) aux échantillons, et les résultats sont identiques (Unsuitable eau).

**Conclusion générale**

## Conclusion générale

---

Le but de cette travail était d'évaluer et de modéliser la qualité chimique des ressources en eau souterraine dans la wilaya d'Ouargla, en mettant particulièrement l'accent sur les eaux souterraines de la nappe du Pliocène, afin de déterminer leur aptitude à différentes utilisations telles que la consommation humaine, l'irrigation .

Avant de commencer les travaux liés aux objectifs de cette étude, nous avons fourni une introduction théorique sur les principaux axes de travail, notamment l'hydrochimie des eaux souterraines. En examinant la littérature existante, nous avons constaté que les travaux réalisés se limitent généralement à la caractérisation hydrochimique. aussi, une connaissance historique des travaux antérieurs liés au sujet était essentielle. Par conséquent, la deuxième partie de ce document a été entièrement consacrée à un examen bibliographique allant de 1965 à 2021, en se basant sur des travaux effectués à l'échelle mondiale.

Notre contribution se concentre sur l'étude hydrochimique des eaux souterraines de la nappe du Pliocène afin de déterminer leur aptitude à la consommation humaine et leur utilisation dans le secteur agricole. Nous proposons également le développement d'un nouvel indicateur qui corrige les lacunes de l'indice Horton. Les résultats et les discussions, présentés dans la dernière partie de cette étude, résumant nos travaux. Les résultats obtenus peuvent être résumés comme suit : l'aptitude des eaux souterraines à l'irrigation est évaluée en utilisant plusieurs indicateurs, tels que l'indice de perméabilité (IP), l'indice de Kelly (IK), le pourcentage de solubilité en sodium (Na%) et le taux d'absorption de sodium (SAR). Selon le pourcentage de solubilité en sodium, les échantillons provenant de la couche Moi Pliocène sont classés comme acceptables pour l'irrigation. Cependant, en se basant sur le diagramme USSS (SAR), la plupart des échantillons d'eau ne sont pas adaptés à une utilisation en irrigation sur tous les types de sols. De plus, en utilisant l'indice de Kelly (KI), il a été constaté que tous les échantillons sont considérés comme inappropriés pour l'irrigation.

Nous pouvons définir L'eau potable est une eau considérée comme propre à la consommation humaine, c'est-à-dire qu'elle est jugée Sans danger pour la santé lorsqu'il est utilisé pour boire, cuisiner ou se laver par une personne normale. Il doit répondre aux normes de qualité de l'OMS.

L'évaluation de la potabilité de l'eau peut être réalisée de deux manières : soit en comparant les valeurs des éléments avec les normes établies, ce qui est la méthode traditionnelle, soit en calculant l'indice de qualité de l'eau, qui permet une évaluation globale à partir d'un seul chiffre.

## Conclusion générale

---

Dans cette étude, les échantillons ont été soumis à l'application des indices de qualité de l'eau (IQES\_SEA et Horton), et les résultats obtenus indiquent de manière concordante que l'eau n'est pas conforme aux normes, c'est-à-dire qu'elle n'est pas appropriée à la consommation humaine.

## **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUE**

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUE

Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). Water quality indices. Elsevier.

BEL et CUCHE ; 1969 : Mise au point des connaissances sur la nappe du Complexe Terminal ; ERESS ; Ouargla.

BEL et DEMARGNE ; 1966 : Etude géologique du Continental Intercalaire ; DEC, Alger.

CCME (1999). Canadian Environmental Qualities Guidelines, Canadian Council of Ministers of the environment, Manitoba Statuary Publications, Winnipeg, Canada.

COLLINS, W.D., 'Temperature of water available for industrial use in the United States', US Geol. Surv., Water Supply Paper 520-F, 97-104 (1925).

Cude, C.G., 2001. Oregon water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. Journal of the American Water Resources Association 37 (1), 125e137.

DAVIS, s.N. and DeWEiST, R.J.M., Hydrogeology, Wiley, New York (1966).

Doneen, L. D. (1964). Notes on water quality in agriculture. Department of Water Science and Engineering. University of California, Water Science and Engineering, 400.

Dunnette, D.A., 1980. Oregon Water Quality Index Staff Manual. Oregon Department of Environmental Quality, Portland, Oregon.

DURUM, w.H. and HAFFTY, j., 'Occurrence of minor elements in water', US Geol. Surv., Circ 445 (1961).

GARRELS, R.M., THOMPSON, ME. and siEVER, R., 'Stability of some carbonates at 25°C and one atmosphere total pressure'. Am. J. Sei., 258, 402-418 (1960).

Groundwater quality 1986 , Chapter 5 .

HEM, J.D., 'Study and intepretation of the chemical characteristics of natural water', US Geol Surv., Water Supply Paper 1473, Second Edition (1970).

HOATHER, R.C, 'Increase of hardness by cation exchange associated with infiltration of sea water in Chalk under Woolwich and Reading Beds', J. Inst. Water Engrs, 11, 185-197 (1957).

House, Margaret A, 1986, Water quality indices, Middlesex University's Research Repository.

INESON, J. and DOWNING, RA., 'Change in the chemistry of groundwaters of the Chalk passing beneath argillaceous strata', Bull. Geol. Surv. Gr. Brit., No. 20, 176-192 (1963).

KRAUSKOPF, KB., 'Dissolution and precipitation of silica at low temperatures', Geochim et Cosmochim Acta, 10, 1-26 (1956).

KREITLER, L.W. and JONES, DC, 'Natural soil nitrate: the cause of nitrate contamination in Runnels County, Texas', Ground Water, 13, No. 1, 53-61 (1975).

KOUADRI SABER. Etude hydro-chimique et modélisation de la qualité des eaux souterraines (Cas de la Wilaya d'ILLIZI)[THESE de Doctorat]. Ouargla : Université Ouargla, Faculté des sciences Appliquées; 2022.

Lumb, A., Sharma, T.C., Bibeault, J.-F., 2011. A Review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. Water Quality, Exposure and Health, 1-14.

Mobarok.H , Pulak.K.P,2020,Water pollution index, Elsevier.

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).

Shrikant.M, Vasant.W, Dipak.P, James.A. J, Akash.S, 2019,integrated water quality index, Elsevier.

Singh SK, Srivastava PK, Pandey AC (2013b) Fluoride contamination mapping of groundwater in Northern India integrated with geochemical indicators and GIS. Water Sci Technol Water Supply 13:1513–1523.

Singh SK, Srivastava PK, Pandey AC, Gautam SK (2013a) Integrated assessment of groundwater influenced by a confluence river system: concurrence with remote sensing and geochemical modelling. Water Resour Manag 27:4291–4313.

SMITH, D.B., DOWNING, R.A., MONKHOUSE, R.A., OTLET, R.L. and PEARSON, F.J., 'The age of groundwater in the Chalk of London Basin', Water Resources Res., 12, 392-404 (1976).

Snoeyink and D. Jenkins, 1980 "Water Chemistry,".

Stumm, W. et Morgan, J.J. (1996) Chimie aquatique, équilibres chimiques et taux dans les eaux naturelles. 3e édition, John Wiley & Sons, Inc., New York.

SYSTEME AQUIFERE DU SAHARA SEPTENTRIONAL, JANVIER 2003, Observatoire du Sahara et du Sahel (OSS), Boulevard de l'Environnement

THORNE, D.W. and PETERSON, H.N. *Jrn^aíeí/ Soils—Their Fertility and Management*, Blackiston, New York (1954).

Todd, D.K., 1995. *Groundwater hydrology*. 3rd ed. New York: John Wiley and Sons Publications.

WALKER, R., *Water Supply, Treatment and Distribution*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey (1978).

WEYL, P.K., 'The solution kinetics of calcite', *J. GeoL*, 66, 163-176 (1958).