



**UNIVERSITE SULTAN MOULAY SLIMANE**

**Faculté des Sciences et Techniques**

**Béni Mellal**



*Centre d'Études*

*Doctorales : Sciences et Techniques*

*Formation Doctorale : Ressources Naturelles, Environnement et Santé*

**THÈSE**

Présentée par

**Mohammed Yasser JAMALI**

Pour l'obtention du grade de

**DOCTEUR**

*Spécialité : Ressources en eau et environnement*

*Option : Biologie*

---

---

**Contribution à l'étude de la qualité et de la  
vulnérabilité à la pollution des eaux des nappes  
phréatiques de la plaine du Tadla, Maroc**

---

---

**Soutenue le 06/03/2021 à 09h devant la commission d'examen :**

Abd Samad Najine	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Beni-Mellal, Maroc	Président
Mohamed Boukdir	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.P. Beni-Mellal, Maroc	Rapporteur
Mohamed Hssaisoune	Professeur, Université Ibno Zohr, Maroc	Rapporteur
Soumia Amir	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Beni-Mellal, Maroc	Directeur de thèse

# Dédicace

## ***À mon Père***

*Je dédie cet événement marquant de ma vie à la mémoire de mon père  
disparu trop tôt. J'espère que, du monde qui est sien maintenant, il apprécie cet  
humble geste comme preuve de reconnaissance de la part d'un fils qui a toujours  
prié pour le salut de son âme. Puisse Dieu, le tout puissant, l'avoir en sa sainte  
miséricorde !*

## ***À ma Mère***

*Toutes les lettres ne sauraient trouver les mots qu'il Faut...  
Tous les mots ne sauraient exprimer la gratitude, l'amour  
Le respect, la reconnaissance...  
Aussi, c'est tout simplement que  
Je souhaite que Dieu vous préserve une longue vie.*

## ***À mes sœurs et mon frère***

*À eux tous, je souhaite un avenir plein de joie et de bonheur*

## ***À tous les membres de ma famille***

## ***À tous mes amis***

# Remerciement

Le présent travail a été réalisé au sein du Laboratoire polyvalent en recherche et développement de la faculté polydisciplinaire de Béni Mellal.

Un très grand merci à Madame **Soumia AMIR**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté polydisciplinaire de Béni Mellal et Responsable de Laboratoire polyvalent en recherche et développement, pour avoir accepté la direction de cette thèse. Sa disponibilité, son expérience, ses qualités scientifiques, pédagogiques et tout simplement humaines ont été sans conteste à l'origine du bon déroulement de cette thèse.

Je remercie vivement Monsieur **Mustapha NAMOUS**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté polydisciplinaire de Béni Mellal de Laboratoire de biotechnologie et de développement durable des ressources naturelles, pour son soutien et la qualité de son travail pour le succès de cette thèse.

Je souhaite aussi remercier *mes parents*, mes frères et mes amies pour m'avoir constamment soutenue tout au long de ces années.

Je remercie aussi tous les professeurs, les cadres techniques et mes amis qui m'ont aidé pour terminer ce travail.

## *Les publications*

### **1- The Impact of Over-exploitation of Groundwater along the Irrigated Perimeter of Tadla, OumErrabia Basin, Morocco**

**Mohammed Yasser JAMALI**, Mustapha NAMOUS, Soumia AMIR

*DESALINATION AND WATER TREATMENT journal*

### **2- Estimation of groundwater vulnerability to pollution based on DRASTIC and SI methods: a case study of the irrigated area of Tadla plain, OumErrabia Basin, Morocco**

**Mohammed Yasser JAMALI**, Mustapha NAMOUS, Anas TALLOU, Khadija ATIF, Soumia AMIR

The ACM International Conference Proceeding Series (ICPS)

### **3- Pathogens Evolution During the Composting of the Household Waste Mixture Enriched with Phosphate Residues and Olive Oil Mill Wastewater**

Khadija ATIF, Ayoub HAOUAS, Faissal AZIZ, **Mohammed Yasser JAMALI**, Anas TALLOU, Soumia AMIR

Waste and Biomass Valorization

### **4- Review on Cow Manure as Renewable Energy**

Anas TALLOU, Ayoub HAOUAS, **Mohammed Yasser JAMALI**, Khadija ATIF, Soumia AMIR, Faissal AZIZ

Modeling and Optimization in Science and Technologies

## **5- Assessment of biogas and biofertilizer produced from anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with municipal wastewater and cow dung**

Tallou, A., Salcedo, F. P., Haouas, A., **Jamali, M. Y.**, Atif, K., Aziz, F., & Amir, S.

Environmental Technology & Innovation

### ***Les communications***

#### **1- LA DEGRADATION DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES ACTIVITES ANTHROPIQUE ET L'UTILISATION EXCESSIVE: CAS DE LA PLAINE DU TADLA**

**MOHAMMED YASSER JAMALI**, MUSTAPHA NAMOUS, ANAS TALLOU, ATIF KHADIJA, SOUMIA AMIR

#### **2- ETUDE DE LA VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES A LA POLLUTION PAR LA METHODE DRASTIC DE LA PLAINE DE TADLA, MAROC**

**Mohammed Yasser JAMALI**, Mustapha NAMOUS, Atif Khadija, Anas Tallou, Soumia AMIR

#### **3- IMPACT OF AGRICULTURAL PRACTICES ON THE ORIGIN AND EVOLUTION OF SALINIZATION BY MODELING, AND ON NITRATE POLLUTION AND OVEREXPLOITATION AT IRRIGATED AREA OF TADLA PLAIN, MOROCCO**

**Mohammed Yasser JAMALI**, Mustapha Namous, Anas Tallou, Soumia AMIR

#### **4- VARIABILITÉ ET CHANGEMENT CLIMATIQUES : IMPACTS SUR LES RESSOURCES EN EAU CAS DU BASSIN DE L'OUUM ERRABIA**

**Mohammed Yasser JAMALI**, Samira KRIMISSA, Abdelouahed HAJJAJI, Soumia AMIR.

#### **5-EVALUATION DES IMPACTS DE LA RÉUTILISATION DES EAUX USÉES ÉPURÉES SUR L'ENVIRONNEMENT EXEMPLE DE LA VILLE D'OUED ZEM**

Mohammed Yasser JAMALI, Soumia AMIR, Samira KRIMISSA, Abdelouahed HAJJAJI.

## 6- IMPACT DES MARGINES SUR ENVIRONNEMENT ET LEURS VALORISATIONS

Mohammed Yasser JAMALI, Soumia AMIR

## 7- SITUATION ET VULNÉRABILITÉ DES RESSOURCES EN EAU SOUTERRAINES: CAS DU PÉRIMÈTRE DU TADLA

Mohammed Yasser JAMALI, Soumia AMIR, Mustapha NAMOUS, Anas TALLOU

## 8- PATHOGENS EVOLUTION DURING THE COMPOSTING OF THE HOUSEHOLD WASTE MIXTURE ENRICHED WITH PHOSPHATE RESIDUES AND OLIVE OIL MILL WASTEWATER

Khadija ATIF, Mohammed Yasser JAMALI, Faissal AZIZ, Ayoub HAOUAS, Anas TALLOU, F. El MINAOUI, I. ZAHIR, Soumia AMIR

## 9-SUIVI DE LA SUCCESSION DE LA COMMUNAUTE MICROBIENNE ET EVALUATION DE LA PHYTOTOXICITE DU COMPOST ISSU DU MELANGE DES DECHETS MENAGERS ENRICHI PAR DES RESIDUS PHOSPHATES

Anas TALLAOUI, Faissal AZIZ, Ayoub Haouas, Mohammed Yasser Jamali, Ilham ZAHIR, Soumia AMIR

## 10-ANAEROBIC CO-DIGESTION OF OLIVE MILL WASTEWATER WITH MUNICIPAL WASTEWATER AND COW DUNG

A.Tallou ; A. Haouas ; M.Y. Jamali ; K. Atifa ; F. Azizb; S. Amir

## 11- VULNÉRABILITÉ DES RESSOURCES EN EAU FACE AU CHANGEMENT CLIMATIQUE : CAS DE LA PLAINE DE TADLA

Samira KRIMISSA, Mohammed Yasser JAMALI, Abdelouahed HAJJAJI, Said ABOURICHA

# Résumé

L'objectif de ce travail de thèse était de déterminer la vulnérabilité et l'impact anthropique sur la qualité des eaux souterraines du périmètre irrigué de Tadla. L'évaluation de la qualité des eaux souterraines de la zone d'étude a été déterminée par des analyses physico-chimiques de 21 paramètres tels que : la température, le pH, SDT, la conductivité électrique, la turbidité, l'Oxydabilité au permanganate (IP), Titre hydrométrique (TH), Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), Magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), Chlorures ( $\text{Cl}^-$ ), titre alcalimétrique complet (TAC), les sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), Nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), Nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ), Orthophosphate ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ), Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), Sodium ( $\text{Na}^+$ ), Potassium ( $\text{K}^+$ ), et microbiologiques tels que les coliformes totaux, les coliformes fécaux et streptocoques fécaux. Ces résultats ont été évalués par l'analyse en composante principale (ACP) couplée et interpolée par méthode krigeage sur système d'information géographique (SIG) pour déterminer les sources de pollution inconnue d'origine anthropique, les résultats montrent que l'interaction eau-roche, la pollution par les engrais agricoles et les émissions d'eaux usées domestiques et industrielles étaient les plus soupçonnées responsables de l'évolution de la contamination des eaux souterraines, l'évaluation de la qualité des eaux souterraines de la zone d'étude pour les eaux destinées à l'irrigation montre que la qualité médiocre 36,77% est la plus dominante, avec 22,93% sont de mauvaise qualité. La qualité des eaux souterraines destinées à la consommation humaine présente deux classes dominantes mauvaises et très mauvaises avec 40,78% et 40,91%, respectivement. Tandis que la classe de bonne qualité ne présente que 2,77%. Pour l'impact de la surexploitation sur la qualité des eaux souterraines, cet impact présente de sérieux problèmes sur la qualité et quantité des eaux souterraines. L'étude de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution a été déterminée par deux méthodes DRASTIC et SI. Dans la méthode DRASTIC, sept paramètres du modèle utilisés pour calculer l'indice de vulnérabilité intrinsèque qui a donné deux classes de vulnérabilité à la pollution ; la classe de « faible vulnérabilité », qui est la plus dominante, car elle couvre une large zone présente 78,5%, et la vulnérabilité « modérée » avec 21,5% d'occupation. La méthode SI qui concerne les activités humaines (occupation du sol), donne trois classes de vulnérabilité : la classe de vulnérabilité faible, la classe de vulnérabilité modérée, qui est la plus dominante, car elle couvre presque toute la zone d'étude, et la classe de vulnérabilité élevée, avec 11,5%, 85,3 % et 3,2% respectivement. Ces résultats de vulnérabilité ont été validés par des concentrations de nitrate. Pour la carte établie par la méthode DRASTIC, 81,82% des concentrations inférieures à 50 mg/l et 18,18% sont mesurées dans la zone de vulnérabilité faible et modérée respectivement, 61,11% sont mesurées dans la zone de vulnérabilité faible et 38,89% dans la zone de vulnérabilité modérée pour les concentrations de nitrates supérieures à 50mg/l. La validation des résultats obtenus avec la méthode SI, elle a donné des concentrations des nitrates au niveau des 3 classes de vulnérabilité : faible, modérée et élevée avec respectivement 9,09%, 84,85% et 6,06% respectivement pour la concentration inférieure à 50mg/l. pour celle supérieure à 50mg/l ; 0 % pour la faible vulnérabilité, 94,44 % pour la vulnérabilité modérée et 5,56 % pour la vulnérabilité la plus importante.

# Abstract

The objective of this thesis work is to determine the vulnerability to pollution and anthropogenic impact on the quality of groundwater in the Tadla irrigated perimeter. The evaluation of the quality of underground water in the study area is determined by physicochemical analyzes of 21 parameters such as: temperature, pH, TDS, electrical conductivity, turbidity, permanganate oxidability (IP), Hydrometric strength (TH), Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), Magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), Chlorides ( $\text{Cl}^-$ ), full alkalimetric strength (TAC), sulphates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), Nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), Nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ), Orthophosphate ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ), Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), Sodium ( $\text{Na}^+$ ), Potassium ( $\text{K}^+$ ), and microbiological such as total coliforms, fecal coliforms and fecal streptococci. These results were evaluated and studied using the coupled principal component analysis (PCA) and interpolated by kriging method on geographic information system (GIS) to determine the sources of unknown anthropogenic pollution, the results show that the study area that the water-rock interaction, pollution by agricultural fertilizers and domestic and industrial wastewater emissions were the most suspected responsible for the evolution of groundwater contamination. The assessment of the groundwater quality of the study area for water intended for irrigation shows that poor quality 36.77% is the most dominant, with 22.93% being of poor quality. The quality of groundwater intended for human consumption presents two dominant classes bad and very bad with 40.78% and 40.91%, respectively. While the good quality class presents only 2.77%. For the impact of overexploitation on the quality of groundwater, this impact presents serious problems on the quality and quantity of groundwater. The study of the vulnerability of groundwater to pollution was determined by two methods DRASTIC and SI. In the DRASTIC method, seven parameters of the model used to calculate the intrinsic vulnerability index which gave two classes of vulnerability to pollution; the "low vulnerability" class, which is the most dominant, because it covers a large area with 78.5%, and the "moderate" vulnerability with 21.5% occupation. The SI method, which concerns human activities (land use), gives three vulnerability classes: the low vulnerability class, the moderate vulnerability class, which is the most dominant because it covers almost the entire study area, and the high vulnerability class, with 11.5%, 85.3% and 3.2% respectively. These vulnerability results were validated by nitrate concentrations. For the map established by the DRASTIC method, 81.82% of the concentrations below 50 mg / l and 18.18% are measured in the zone of low and moderate vulnerability respectively, 61.11% are measured in the zone of low vulnerability and 38.89% in the zone of moderate vulnerability for nitrate concentrations above 50 mg / l. The validation of the results obtained with the SI method, it gave concentrations of nitrates at the level of the 3 vulnerability classes: low, moderate and high with respectively 9.09%, 84.85% and 6.06% respectively for the concentration less than 50mg / l. for that greater than 50 mg / l; 0% for low vulnerability, 94.44% for moderate vulnerability and 5.56% for highest vulnerability.



# الملخص

الهدف من هذه الدراسة هو تحديد قابلية التأثر تجاه التلوث والتأثير البشري على جودة المياه الجوفية في محيط تادلة السقوي. تم تحديد تقييم جودة المياه الجوفية في منطقة الدراسة من خلال التحليلات الفيزيائية والكيميائية لـ 21 بئر مثل: درجة الحرارة ، ودرجة الحموضة ، والمواد الصلبة الذائبة ، والتوصيل الكهربائي ، والعكارة ، وأكسدة البرمنجنات (IP) ، والقوة المائية (TH) ، والكالسيوم ( $Ca^{2+}$ ) ، والمغنيسيوم ( $Mg^{2+}$ ) ، الكلوريدات ( $Cl^-$ ) ، القوة القلوية الكاملة (TAC) ، الكبريتات ( $SO_4^{2-}$ ) ، النترات ( $NO_3^-$ ) ، النتريت ( $NO_2^-$ ) ، أورثوفوسفات ( $HPO_4^{2-}$ ) ، الأمونيوم ( $NH_4^+$ ) ، الصوديوم ( $Na^+$ ) ، البوتاسيوم ( $K^+$ ) ، والميكروبيولوجية مثل القولونيات الكلية ، القولونيات البرازية والمكورات العقدية البرازية. تم تقييم هذه النتائج ودراستها باستخدام تحليل المكون الرئيسي المقترن (PCA) واستكمالها بطريقة kriging على نظام المعلومات الجغرافية (GIS) لتحديد مصادر التلوث البشري غير المعروف ، وأظهرت النتائج أن منطقة الدراسة ان مصادر التلوث تتنوع بين تفاعل الماء والصخور ، التلوث بالأسمدة الزراعية وانبعاثات المياه العادمة المنزلية والصناعية هم من أكثر العوامل المشتبه فيها المسؤولة عن تطور تلوث المياه الجوفية. ظهر تقييم جودة المياه الجوفية لمنطقة الدراسة للمياه المخصصة للري أن الجودة الرديئة هي 36.77% هي السائدة ، مع 22.93% ذات نوعية رديئة. تظهر نوعية المياه الجوفية المعدة للاستهلاك الآدمي فئتين سائدتين هما: سيئ وسيئ للغاية بنسبة 40.78% و 40.91% على التوالي. بينما فئة الجودة الجيدة لا تمثل سوى 2.77%. بالنسبة لتأثير الاستغلال المفرط على نوعية المياه الجوفية ، فإن هذا التأثير يمثل مشاكل خطيرة على نوعية وكمية المياه الجوفية. تم تحديد دراسة قابلية تعرض المياه الجوفية للتلوث من خلال طريقتين DRASTIC و SI. في طريقة DRASTIC ، تم استخدام سبع معلمات من النموذج لحساب مؤشر الضعف الجوهري الذي أعطى فئتين من التعرض للتلوث ؛ فئة "ضعف ضعيف" ، وهي الأكثر انتشاراً ، لأنها تغطي مساحة كبيرة بنسبة 78.5% ، والضعف "المتوسط" بنسبة احتلال تبلغ 21.5%. تعطي طريقة SI ، التي تتعلق بالأنشطة البشرية (استخدام الأراضي) ، ثلاث فئات للضعف: فئة الضعف المنخفض ، فئة الضعف المعتدل ، وهي الأكثر شيوعاً لأنها تغطي منطقة الدراسة بأكملها تقريباً ، وفئة الضعف العالية ، مع 11.5% و 85.3% و 3.2% على التوالي. تم التحقق من صحة نتائج الضعف هذه من خلال تركيزات النترات. بالنسبة للخريطة التي تم إنشاؤها بواسطة طريقة DRASTIC ، يتم قياس 81.82% من التركيزات الأقل من 50 ملجم / لتر و 18.18% في منطقة الضعف المنخفض والمتوسط على التوالي ، ويتم قياس 61.11% في منطقة الضعف المنخفض و 38.89% في المنطقة من الضعف المعتدل لتركيزات النترات التي تزيد عن 50 ملجم / لتر. عند التحقق من صحة النتائج التي تم الحصول عليها باستخدام طريقة النظام الدولي للوحدات ، أعطت تركيزات نترات عند مستوى فئات الضعف الثلاثة: منخفضة ومتوسطة وعالية بنسبة 9.09% و 84.85% و 6.06% على التوالي لتركيز أقل من 50 ملجم / لتر. من أجل ذلك أكبر من 50 ملجم / لتر ؛ 0% للضعف المنخفض ، 94.44% للضعف المتوسط و 5.56% لأعلى نقاط الضعف.

## Table des matières

Dédicace .....	1
Remerciement.....	3
Résumé .....	7
Abstract .....	8
الملخص .....	9
Liste des figures : .....	15
Liste des tableaux .....	16
Liste des abréviations : .....	17
Annexe : .....	18
Introduction générale.....	1
1 Problématique et objectif.....	3
2 Méthodologie de travail.....	4
Partie 1 : .....	6
Etat de l’art .....	6
CHAPITRE 1 : Synthèse bibliographique.....	7
I. Evaluation de la qualité des eaux souterraines .....	8
I.1 Introduction .....	8
I.2 L’identification des sources de pollution par des méthodes statistiques .....	9
II. L’impact de la surexploitation sur la qualité des eaux souterraines .....	10
II.1 Introduction .....	10
II.2 L’exploitation des eaux souterraines : .....	11
II.3 Impact des changements climatiques : .....	11
II.4 La politique marocaine : .....	13
III. La vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution : .....	14
III.1 Introduction : .....	14
III.2 La vulnérabilité d’un aquifère : .....	16
III.2.1 La vulnérabilité intrinsèque : .....	16
III.2.2 La vulnérabilité spécifique : .....	16
III.2.3 La méthode SINTACS : .....	17
III.2.4 La méthode EPIK : .....	18
III.2.5 La méthode PI : .....	18
III.2.6 La méthode RISK : .....	18

III.2.7	La méthode DISCO : .....	18
III.2.8	La méthode GOD : .....	19
IV.	La pollution des eaux souterraines d'origine anthropique.....	19
IV.1	Introduction : .....	19
IV.2	La qualité des eaux souterraines :.....	20
IV.3	Les types de la contamination des eaux souterraines : .....	21
IV.3.1	Contamination d'origine naturelle : .....	21
IV.3.2	Contamination d'origine anthropique :.....	22
IV.4	Les types de pollutions : .....	22
IV.4.1	La pollution physique : .....	22
IV.4.2	Pollution chimique : .....	22
IV.4.3	Pollution biologique : .....	23
IV.5	Le mécanisme de transfert des polluants dans les eaux souterraines : .....	23
IV.5.1	Solubilité : .....	25
IV.5.2	Adsorption : .....	26
IV.5.3	Dégradation : .....	27
	Les processus de dégradation des polluants sont de deux types :.....	27
IV.5.3.1	Dégradation physico-chimique :.....	27
IV.5.3.2	Biodégradation : .....	27
IV.5.3.3	L'infiltration :.....	28
IV.6	Sources de la pollution des eaux : .....	28
IV.6.1	Source ponctuelle : .....	28
IV.6.2	Sources non ponctuelles ou diffuses : .....	29
IV.7	Les sources de pollution des eaux souterraines d'origines humaines : .....	29
IV.7.1	La pollution urbaine ou domestique : .....	30
IV.7.2	La pollution agricole : .....	34
IV.7.3	La pollution industrielle : .....	39
IV.8	Conclusion :.....	42
	Chapitre 2 : Matériels et Méthodes .....	43
I.	Présentation de la zone d'étude (la plaine de Tadla).....	44
1	Introduction : .....	44
2	La géologie : .....	45
3	La pédologie : .....	46

4	Climatologie : .....	48
4.1	Pluviométrie : .....	48
4.2	Températures : .....	48
4.3	Vent : .....	49
5	Hydrologie : .....	49
6	Hydrogéologie : .....	49
6.1	Béni Amir : .....	50
6.2	Béni Moussa : .....	51
7	Contraintes liées à l'utilisation de la ressource en eaux souterraines : .....	51
8	Historique de la ressource eau souterraine dans le Tadla .....	52
9	Qualité des eaux souterraines : .....	52
10	Les activités socio-économiques : .....	53
II.	Méthodes : .....	55
1	Etude 1 :L'identification des sources de pollution inconnues des eaux souterraines de la plaine de Tadla.....	55
1.1	L'échantillonnage : .....	55
1.1.1	Préparation des échantillons et leur conservation : .....	55
1.2	Etude hydrochimique : mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau décrit par (Rodier and Legube, 2009), relevés effectués sur le terrain : .....	56
1.2.1	Le pH, la Température : .....	56
1.2.2	La Conductivité électrique : .....	56
1.2.3	La turbidité : .....	56
1.3	Analyses effectuées au laboratoire : .....	56
1.3.1	Titre alcalimétrique complet (TAC) : .....	56
1.3.2	Chlorure : .....	57
1.3.3	Oxydabilité : .....	57
1.3.4	Titre hydrométrique, Calcium et Magnésium : .....	57
1.3.5	Sulfate : .....	57
1.3.6	Nitrate : .....	57
1.3.7	Ammonium : .....	58
1.3.8	Nitrite : .....	58
1.3.9	Orthophosphate : .....	58

1.3.10	Potassium et Sodium :	58
1.3.11	L'analyse bactériologique :	58
1.4	Méthodologie :	59
1.4.1	Analyse en composante principale (ACP) :	59
1.4.2	Détermination de la structure des données à l'aide d'un ACP :	59
2	Etude 2 : Impact de la surexploitation des eaux souterraines au niveau du périmètre de Tadla ...	60
3	Etude 3 : Etude de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution au niveau du périmètre de Tadla.....	60
3.1	Descriptions des méthodes :	60
3.1.1	Description de la méthode DRASTIC :	60
3.1.2	Le modèle SI (Susceptibility Index) :	63
Partie 2 :		66
Résultats et discussion.....		66
Chapitre 1 : l'identification des sources de pollution inconnues des eaux souterraines de la plaine de Tadla.....		67
1	PARAMÈTRES PHYSIQUES :	68
1.1	Température :	69
1.2	Conductivité électrique :	69
1.3	Turbidité :	70
2	PARAMETRES CHIMIQUES :	71
2.1	pH :	71
2.2	Solides dissous totaux STD:	72
2.3	Titre alcalimétrique complet (TAC) (Bicarbonates) :	72
2.4	Chlorures :	72
2.5	Oxydabilité :	73
2.6	Sulfate :	74
2.7	Nitrate :	74
2.8	Nitrite :	75
2.9	Ammonium :	76
2.10	Potassium :	77
2.11	Sodium :	78
2.12	Titre hydrométrique, calcium et magnésium :	78
2.13	Orthophosphate :	79

2.14	Les coliformes totaux, fécaux et streptocoques fécaux : .....	80
3	Identification des sources potentielles de pollution : .....	82
4	Conclusion : .....	96
Chapitre 2 : Impact de la surexploitation des eaux souterraines au niveau du périmètre de Tadla .....		97
1	Les impacts de la surexploitation : .....	103
1.1	Abaissement des niveaux piézométriques : .....	104
1.2	Réduction de décharge de la nappe vers les sources : .....	105
1.3	L'affaissement du sol : .....	105
1.4	La salinisation, l'infiltration rapide des polluants et la dégradation de la qualité des eaux souterraines : .....	105
1.5	Impact socio-économique de l'exploitation des eaux souterraines : .....	107
2	La gestion des ressources en eau souterraine : .....	108
3	Conclusion : .....	109
Chapitre 3 : Etude de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution au niveau du périmètre de Tadla .....		111
1	Application de la méthode DRASTIC : .....	112
1.1	Niveaux piézométriques (D) : .....	112
1.2	Recharge nette (R): .....	113
1.3	Nature du milieu aquifère (A): .....	114
1.4	Type de sol (S) : .....	115
1.5	Pente du terrain (T): .....	116
1.6	Nature de la zone vadose (I): .....	117
1.7	Conductivité hydraulique de l'aquifère (C): .....	118
2	Résultats des deux méthodes: .....	120
2.1	La méthode DRASTIC : .....	120
2.2	SI (Susceptibility Index) : .....	121
2.3	Validation des résultats : .....	123
3	Conclusion : .....	125
Conclusion générale .....		127
Liste des références .....		1
Annexe .....		18

## **Liste des figures :**

**Figure 1 :** Mécanisme de transfert des polluants dans l'aquifère

**Figure 2 :** Comportement des polluants dans son environnement

**Figure 3 :** La zone d'étude la plaine de Tadla

**Figure 4 :** La superposition de différentes couches géologiques de la zone d'étude

**Figure 5 :** La carte géologique de la zone d'étude

**Figure 6 :** La carte pédologique de la plaine de Tadla

**Figure 7 :** Carte de superposition des aquifères de la plaine de Tadla

**Figure 8:** Carte des cultures de la plaine de Tadla

**Figure 9 :** localisation des sites de prélèvement au niveau de la zone d'étude

**Figure 10 :** Carte d'occupation de sol de la zone d'étude

**Figure 11 :** La distribution spatiale de la conductivité électrique

**Figure 12 :** La distribution spatiale de la concentration des chlorures

**Figure 13 :** La distribution spatiale de la concentration des nitrates

**Figure 14 :** La distribution spatiale des concentrations des nitrites

**Figure 15 :** La distribution spatiale de la concentration des ammoniums

**Figure 16 :** Concentration des coliformes totaux dans les puits de la plaine de Tadla.

**Figure 17 :** Concentration des coliformes fécaux des puits de la plaine de Tadla

**Figure 18 :** Concentration des streptocoques fécaux des puits de la plaine de Tadla

**Figure 19 :** La distribution spatiale du premier facteur

**Figure 20 :** La distribution spatiale du deuxième facteur

**Figure 21 :** La distribution spatiale du troisième facteur

**Figure 22 :** La distribution spatiale du quatrième facteur

**Figure 23 :** La distribution spatiale du cinquième facteur

**Figure 24 :** La distribution spatiale du sixième facteur

**Figure 25 :** La distribution spatiale des sources de pollution des six facteurs

**Figure 26 :** Digramme de Richard pour les eaux destinées à l'irrigation

**Figure 27 :** La distribution spatiale de la qualité des eaux destinées à l'irrigation

**Figure 28:** La distribution spatiale de la qualité des eaux souterraines destinée à la consommation humaine

**Figure 29 :** La distribution spatiale de risque de pollution

**Figure 30 :** La carte des niveaux piézométriques, a : 2014, b : 2015, c : 2016, d : 2017

**Figure 31 :** Le sens d'écoulement des eaux souterraines dans le périmètre du Tadla

**Figure 32** : L'évolution du niveau piézométrique des 4 compagnes

**Figure 33** : Historique de l'évolution de niveau piézométrique

**Figure 34** : distribution spatiale de la conductivité hydraulique du sol et le niveau piézométrique

**Figure 35** : Le niveau piézométrique des nappes phréatiques du périmètre du Tadla

**Figure 36** : La recharge nette de la zone d'étude

**Figure 37** : Le milieu aquifère de la zone d'étude

**Figure 38** : Les types de sol de la zone d'étude

**Figure 39** : La carte de pente du périmètre du Tadla

**Figure 40** : La zone non saturée de la zone d'étude

**Figure 41** : la carte de la conductivité hydraulique

**Figure 42** : La carte de vulnérabilité par la méthode de DRASTIC

**Figure 43** : la carte de vulnérabilité par la méthode SI

**Figure 44** : Corrélation entre les concentrations des nitrates et les différentes classes de vulnérabilité des méthodes DRASTIC et SI

**Figure 45** : Validation des résultats par les nitrates pour la méthode DRASTIC

**Figure 46** : Validation des résultats par les nitrates pour la méthode SI

## **Liste des tableaux**

**Tableau 1** : Typologie des transferts de polluants dans les eaux souterraines

**Tableau 2** : Paramètres requis par les méthodes DRASTIC et SI

**Tableau 3** : principales classes d'occupation du sol et les valeurs correspondantes de LU (SI)

**Tableau 4** : Statistiques des indicateurs de la qualité des eaux souterraines

**Tableau 5** : Expression de la variance totale

**Tableau 6** : Corrélation entre les variables et les facteurs

**Tableau 7** : La superficie occupée pour chaque classe

**Tableau 8** : Les valeurs de la conductivité hydraulique pour chaque type de sol

**Tableau 9** : les facteurs utilisés pour le calcul de la recharge nette

**Tableau 10** : La conductivité hydraulique pour chaque type de sol

**Tableau 11** : Les critères d'évaluation de la vulnérabilité par la méthode DRASTIC

**Tableau 12** : Les critères d'évaluation de la vulnérabilité de la méthode SI

**Tableau 13** : Corrélation entre les concentrations des nitrates et les différentes classes de vulnérabilité des méthodes DRASTIC et SI

**Tableau 14** : Le bilan hydrique des deux nappes en  $Mm^3/an$



**Tableau 15** : Les sources de Pollution ponctuelles et diffuses

**Liste des abréviations :**

**DRASTIC** : profondeur à la nappe (D), recharge (R), type d'aquifère (A), type de sol (S), topographie (T), impact de la zone vadose (I) et conductivité hydraulique (C)

**GOD** : (Groundwater occurrence) ; type d'aquifère en termes de facteurs lithologiques (Overall aquifer class) et la profondeur de la nappe (Depth to water table).

**SI** : indice de susceptibilité

**OS** : occupation des sols

**SINTACS** : S : Soggiacenza (profondeur de la nappe) ; I : Infiltrazione (infiltration) ; N : Azionedel Non Saturo (fonction de la zone non saturée) ; T : TipologiadellaCopertura (sol) ; A : CarratteriIdrogeologici dell' Acquifero (caractéristique hydrogéologique de l'aquifère) ; C : ConducibilitaIdraulica (conductivité hydraulique) ; S : Acclivitàdella Superficie Topographica (pente moyenne de la surface topographique)

**SIG** : Système de l'information géographique

**PI** : P pour la couverture protectrice et I pour les conditions d'infiltration

**RISK** : Roche aquifère, Infiltration, Sol et la Karstification

**DISCO** : discontinuités - couverture protectrice

**DTWT**: la profondeur à l'état humide.

**DI** : Indice DRASTIC

**AEP** : Alimentation d'eau potable

**OMS** : Organisation mondiale de la santé

**T°** : Température

**CE** : Conductivité électrique

**pH** : potentiel hydrogène

**NFU** : Unité Formazine

**IP** : Indice de permanganate ou Oxydabilité au permanganate

**TH** : Titre hydrométrique

**Ca<sup>2+</sup>**: Calcium

**Mg<sup>2+</sup>**: Magnésium

**Cl<sup>-</sup>**: Chlorures

**TAC** : Titre alcalimétrique complet

**SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>**: Sulfates

**NO<sub>3</sub><sup>-</sup>**: Nitrate

**NO<sub>2</sub><sup>-</sup>**: Nitrite

**HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>**: Orthophosphate

**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>**: Ammonium

**Na<sup>+</sup>**: Sodium

**K<sup>+</sup>**: Potassium

**CaCO<sub>3</sub>**: Carbonate de Calcium

**EDTA**: Ethylenediamine Tetraacetate Disodique

**NH<sub>2</sub>Cl**: Monochloramine

**ACP**: Analyse en composantes principales

**KMO**: Kaiser-Meyer-Olkin

**°C**: Degré Celsius

**μS/cm**: micro Siemens par centimètre

**m**: Mètre

**Km**: Kilomètre

**STD**: Solides dissous totaux

**DCO**: Demande chimique en oxygène

**NH<sub>3</sub>**: Ammoniac

**WHO**: World Health Organization

## **Annexe :**

**Annexe 1**: Source de pollution

**Annexe 2**: Bilan hydrique des deux nappes en Mm<sup>3</sup>/an

**Annexe 3**: Grille de la qualité des eaux

**Annexe 4**: Milieu de culture Tergitol 7

**Annexe 5**: Milieu de culture Slanetz

# **Introduction générale**

L'eau est la base de vie sur notre planète, c'est le constituant majeur de la matière vivante, de ce fait non seulement sa disponibilité, mais aussi sa qualité devient une préoccupation majeure des populations à travers le monde.

En Afrique, les eaux souterraines en milieu urbain subissent de multiples contraintes dues à une forte croissance démographique et à l'inadaptation ou même l'absence d'assainissement (Boukari et al., 1996; Faye et al., 2004; Foster, 2001; Groen et al., 1988; Nkhuwa, 2003). Les réseaux d'égouts, les fosses septiques, les eaux usées des usines et les déchets solides sont les sources principales de pollution des eaux souterraines dans le secteur urbain ; dans les zones périurbaines, l'agriculture, via les intrants agricoles, contribue aussi à dégrader la qualité des nappes phréatiques.

L'alimentation en eau de plusieurs centaines de villes à travers le monde dépend des ressources en eau souterraine. Mais l'urbanisation croissante et incontrôlée, particulièrement dans les pays en développement, a un impact négatif sur la quantité et la qualité de cette ressource précieuse. Les échelles spatio-temporelles des processus affectant la quantité et la qualité des eaux souterraines (variations piézométriques et pollutions accentuées par les activités anthropiques, processus de recharge/décharge et processus et sources de pollution liés à l'historique de l'urbanisation) diffèrent fondamentalement de celles en milieu rural (Collin et Melloul, 2003).

Le Maroc fournit d'importants efforts de mobilisation des ressources en eau pour faire face à l'accroissement démographique et pour soutenir son développement économique et social. Toutefois, en raison de l'urbanisation, de la pression démographique croissante, de l'insuffisance du traitement des eaux usées, de la déforestation au niveau des principaux bassins hydrographiques du pays, les ressources en eau utilisées ou destinées à la production de l'eau potable sont de plus en plus exposées à de multiples sources de pollution d'origine urbaine, industrielle, agricole et accidentelle.

Aux sources de pollution s'ajoutent également les conditions climatiques en particulier les sécheresses récurrentes qui, en réduisant les apports en eaux superficielles et l'alimentation des nappes souterraines, amplifient la détérioration de la qualité des eaux.

Ces diverses pressions auxquelles sont soumises les ressources en eau au Maroc altèrent la qualité de l'eau et portent un préjudice à la pérennité des usages de l'eau dont notamment la production de l'eau de boisson en quantité suffisante et en qualité répondant aux normes de potabilité.

Au niveau local, les périodes d'abondance de la ressource en eau de surface et souterraines dans les années quatre-vingt, succède une période de sécheresse entre 1981 et

1984 qui a marqué le début de pénurie. L'historique de l'évolution de la nappe phréatique peut être illustré par l'évolution de son niveau piézométrique caractérisée par cinq périodes successives comme suit (Hammani et al., 2004) :

1. La période d'avant la mise en eau du périmètre : la nappe phréatique est dans un régime quasi permanent, les apports par infiltration des eaux de pluie équilibrent les prélèvements par son drainage naturel.

2. Entre la mise en eau du périmètre et 1980 : en raison des pertes énormes d'eau d'irrigation (faible efficacité, irrigation à la demande,...) des remontées excessives de la nappe phréatique ont été observées entraînant l'engorgement des sols et des problèmes de drainage notamment dans les périmètres de Béni Moussa Est et de Béni Amir. L'Office a entrepris d'améliorer le drainage du périmètre par le renforcement du réseau d'assainissement. Les stations de pompage ne dépassaient pas 900 puits.

3. Entre 1981 et 1984 : la faiblesse des précipitations (inférieures à 100 mm) a entraîné un déficit dans le barrage Bin El Ouidane d'environ 70%. Par l'incitation du pouvoir public à travers des subventions, un développement de pompages s'est accru. 8735 puits ont été recensés en 1984 (2956 puits dans les Béni Amir et 5779 dans les Béni Moussa). Et les prélèvements de la nappe dépassaient respectivement 100 millions de m<sup>3</sup>/an dans le périmètre des Béni Amir et 180 millions de m<sup>3</sup>/an dans celui des Béni Moussa.

4. De 1985 à 1992 : une période de quasi retour à la normale avec les problèmes d'engorgement des sols dans les Béni Amir et Béni Moussa. Les stations de pompage, n'ayant pas évolué pratiquement en nombre, fonctionnaient occasionnellement pour l'irrigation des cultures maraîchères ou pour l'irrigation de complément.

5. La période d'après 1992 : la sécheresse a poussé les agriculteurs à trouver des moyens plus performants pour les pompages. Ce qui justifie leur orientation en faveur des forages au détriment des puits. Avec un coût plus intéressant que celui d'un puits, un forage peut capter la nappe sur une épaisseur plus élevée.

## **1 Problématique et objectif**

- La pollution des ressources en eau par les effluents industriels est de plus en plus importante. Ces rejets sont généralement à caractère organique et toxique. Trois types d'industries posent

de sérieux problèmes aux producteurs de l'eau potable, à savoir : les huileries d'olives, les sucreries et les tanneries. Leur impact sur les ressources en eau au Maroc et aussi au niveau de la zone d'étude a été fortement ressenti ces dernières années et la production de l'eau potable à partir des points d'eau se trouvant en aval des rejets de ces industries a été sérieusement compromise.

- Le problème de pollution diffuse se pose surtout dans les régions agricoles irriguées où la conjonction de plusieurs facteurs (climat, type de sol, profondeur de la nappe, qualité d'eau d'irrigation, intensité d'application des engrais et produits phytosanitaires) concourent à la dégradation de la qualité des eaux souterraines. La plupart des eaux usées domestiques des centres urbains et ruraux sont rejetées, sans traitement préalable ou après un traitement insuffisant, dans le milieu naturel. Un manque de réseau d'assainissement et l'utilisation des fosses septiques.

- Les cas de pollutions accidentelles menaçant les ressources en eau constituent également une préoccupation pour les usagers des ressources en eau. L'augmentation du trafic routier et le transport de matières de plus en plus dangereuses (hydrocarbures, produits chimiques,...) exposent les ressources en eau situées près des axes routiers au risque de pollution

- Les déchets solides constituent une source de dégradation des ressources en eau superficielle, mais surtout souterraine. Le choix des sites de décharges publiques ne fait pas, généralement, l'objet d'une étude d'impact préalable et la majorité des décharges existantes n'obéissent pas à des règles de gestion appropriée.

L'objectif de ce travail est d'évaluer l'impact anthropique sur la qualité des eaux souterraines, sur l'exploitation et sur le degré de pollution, l'évaluation de la qualité des eaux souterraines des zones irriguées par des analyses physicochimiques et microbiologiques, la détermination des sources de pollution inconnues, la détermination des zones à risque de pollution et la détermination et la comparaison de la qualité des eaux destinées à l'irrigation et à la consommation humaine

## **2 Méthodologie de travail**

Ce présent document discute les aspects généraux de la pollution des eaux souterraines, il s'organise autour de deux parties. La Partie 1 constitue l'état de l'art, le 1<sup>er</sup> chapitre est une étude bibliographique qui comporte successivement, les sources de pollution, l'impact anthropique, les techniques d'évaluation de la qualité et les techniques utilisées évaluation de la vulnérabilité à la pollution, description sur l'origine de la pollution

anthropique et les différentes sources de pollution, domestique, agricole et industrielle. Le 2<sup>ème</sup> chapitre est consacré au contexte expérimental, le cadre technique est décrit dans le chapitre donnant une description globale de la zone d'étude ; la localisation, la climatologie, la géologie, l'hydrogéologie et les activités socio-économiques. Aussi les détails d'échantillonnage, les caractéristiques et la mise en place des sites expérimentaux, leurs équipements et les paramètres à analyser, et l'étude hydrochimique.

La 2<sup>ème</sup> partie consacrée sur les résultats et discussion, le 1<sup>er</sup> chapitre est focalisé sur l'évaluation de la qualité des eaux souterraines de la zone d'étude, et la détermination des sources de pollution inconnue d'origine anthropique par l'utilisation des méthodes statistiques telle que l'analyse en composante principale couplée par le système d'information géographique (SIG) par l'interpolation kriging, et l'utilisation des diagrammes. Le 2<sup>ème</sup> chapitre présente l'étude l'impact de la surexploitation sur les ressources en eau souterraine. le 3<sup>ème</sup> chapitre sur l'étude la vulnérabilité des eaux de la zone d'étude par l'utilisation des méthodes à indexation telles que DRASTIC et SI.

# **Partie 1 :**

# **Etat de l'art**



# **CHAPITRE 1 : Synthèse bibliographique**

## **I. Evaluation de la qualité des eaux souterraines**

### **I.1 Introduction**

Les eaux souterraines constituent une ressource en eau stratégique indispensable pour l'humanité et la nature dans les régions semi-arides et arides (Machiwal et Jha, 2015). Elles constituent l'une des ressources naturelles les plus précieuses pour soutenir la vie, le développement économique et la diversité écologique (Aiuppa et al., 2003; Juan et al., 2016). Néanmoins, l'augmentation de la population et les perturbations anthropiques graves ont accru la demande en eaux souterraines, ce qui a rendu très urgente la protection des environnements d'eaux souterraines (Jiang et al., 2009; Moya et al., 2015). Les fonctions des eaux souterraines sont souvent liées à leur qualité, mais elles se détériorent progressivement en raison de diverses sources de pollution ponctuelles et diffuses au cours des dernières décennies, qui présentent des risques potentiels pour la sécurité de l'eau potable, en particulier dans les zones sources d'eaux souterraines (Khan et al., 2016; Re et al., 2014; Zeng et al., 2016).

La composition et la nature des contaminants contrôlent la qualité des eaux souterraines qui dépend non seulement de facteurs hydrologiques complexes, des caractéristiques géologiques, de la lithologie de l'aquifère et des interactions entre l'eau et l'aquifère, mais également des activités humaines telles que l'industrialisation rapide, l'urbanisation et l'agriculture. En effet, on cite parmi les facteurs naturels la géologie de la zone, l'interaction eau-roche, l'intrusion d'eau marine, l'altération du substrat rocheux, les caractéristiques du sol et la perte de sol (Farooqi et al., 2007; Pujari et Deshpande, 2005).

Tandis que des facteurs naturels, tels que les précipitations, le ruissellement de surface et le niveau des eaux souterraines sont des phénomènes saisonniers principalement affectés par le climat (Singh et al., 2004). Alors que, les facteurs anthropiques comprennent les sources industrielles chimiques, le traitement mécanique, les fuites dans les décharges, la pollution fécale, les eaux usées du bétail et la pollution agricole, telles que l'application d'engrais et l'eau d'irrigation non purifiée (Cho et al., 2000; Tariq et al., 2008). Tous ces facteurs pourraient inciter divers polluants traditionnels et émergents à menacer la santé humaine, soit en polluant directement les systèmes d'eaux souterraines fragiles, soit indirectement en modifiant son cycle hydrologique (Clarke et al., 2016; D'Alessio et al., 2015; Dai et al., 2016; Helena et al., 2000). Par ailleurs, la qualité des sols et des cultures est liée à la qualité de l'eau d'irrigation. Si la qualité de l'eau d'irrigation est inadéquate, la structure du sol se détériore et réduit finalement le rendement des cultures (Abdel et al., 2018).

Par conséquent, l'évaluation de la qualité de l'eau est devenue inévitable et largement utilisée, pour déterminer la conformité de l'eau à la consommation. Elle nécessite la détermination d'un grand nombre de paramètres physicochimiques de l'eau pour lui attribuer une certaine classe de qualité : excellente, bonne, moyenne et mauvaise (Abbasi, 2012; Abdel et al., 2018; Cordoba et al., 2010; Li, Peiyue et al., 2014).

Actuellement, l'analyse des sources de pollution des eaux souterraines est dirigée à la détermination des sources uniques telle que ; les nitrates (Matiatos, 2016; Savard et al., 2010), ou par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (Shao et al., 2014) ou par les éléments traces métalliques toxiques (Manoj et al., 2017; Mendoza et al., 2016). Cependant, une répartition des sources de pollution est plus couramment utilisée dans les cas eaux de surface (Duan et al., 2016; Helena et al., 2000; Fang et al., 2010; Juahir et al., 2011; Muangthong et Shrestha, 2015; Shrestha et Kazama, 2007; Singh et al., 2004; Su et al., 2011). Elle a été rarement investiguée pour localiser la source de pollution pour les eaux souterraines (Ji- Hoon et al., 2005; Chen-Wuing et al., 2003).

## **I.2 L'identification des sources de pollution par des méthodes statistiques**

L'identification des processus par lesquels les sources de pollution potentielles affectent la qualité des eaux souterraines et la détermination de la contribution quantitative de sources de pollution particulières est progressivement devenue le centre des recherches récentes. Récemment, l'approche statistique multivariée est devenue populaire pour une meilleure compréhension de la qualité de l'eau et de l'état écologique, en raison de sa capacité à traiter un grand volume de données spatiales et temporelles provenant d'une variété de sites de surveillance. Dans la littérature scientifique, différentes techniques statistiques, y compris l'analyse par grappes (CA), l'analyse en composantes principales (ACP), l'analyse factorielle (FA) et l'analyse discriminante (AD), ont été utilisées pour ce type d'études, car elles sont capables à identifier les sources potentielles de contamination de l'eau (Kazi et al., 2009; Khan et al., 2016; Kumar and Dua, 2009; Kumarasamy et al., 2014; Phung et al., 2015; Razmkhah et al., 2010; Sharma et al., 2015; Thuong et al., 2013; Varekar et al., 2015; Varol and Şen, 2009; Zhang et al., 2009). Machiwal et Jha (2015) ont utilisé le modèle ACP pour évaluer les variations spatio-temporelles de la qualité des eaux souterraines en Inde. Meng et al. (2018) a utilisé le modèle PCA-AF-MLR dans la composition hydrochimique, et l'évaluation de la qualité des eaux souterraines aux activités anthropiques et naturelles de la ville Harbin dans le Nord Est de la chine. Critto et al. (2003) a utilisé le modèle ACP appliqué pour obtenir la distribution spatiale de la composition chimique des contaminants en Venise

Italie. Guo et al. (2017) a utilisé les méthodes de FA (l'analyse factorielle) et PMF (factorisation matricielle positive) pour identifier les sources de pollution des eaux souterraines en Jinji, la ville de Wuzhong province de Ningxia, la Chine. Ce sont des outils efficaces pour classifier les échantillons et identifier les sources de pollution en tirant des informations significatives à partir de vastes ensembles de données (Gu et al., 2012; Guo et al., 2017; Kringel et al., 2016; Masoud et al., 2016). Le modèle PCA est une technique de réduction de dimension ne nécessitant pas une connaissance a priori du nombre de sources ou de leur composition. Il a été utilisé efficacement pour évaluer la qualité de l'eau. Cela pourrait permettre de mieux comprendre les facteurs naturels et anthropiques affectant les processus hydrochimiques dans les eaux souterraines. L'évaluation de la contribution de toutes les sources de pollution potentielles à la qualité des eaux souterraines est devenue une exigence essentielle de la gestion des ressources en eaux souterraines.

## **II. L'impact de la surexploitation sur la qualité des eaux souterraines**

### **II.1 Introduction**

Le Maroc a fait du développement du secteur de l'eau une priorité et un choix stratégique primordial. Ce secteur constitue un pilier du développement économique et social, et doit affronter deux défis essentiels, l'épuisement des ressources en eau par rapport à la demande, et la dégradation des ressources en eau par les activités anthropiques (Bahir et A. Mennani, 2002).

La préservation de la ressource en eau est un des enjeux fondamentaux de notre époque. Le problème de la sécheresse et l'augmentation des prélèvements des eaux et les rejets dus à la croissance démographique et au développement économique menacent de plus en plus la quantité et la qualité de cette ressource vitale. La croissance des populations et le développement des agglomérations, des unités industrielles et des terres cultivées ont eu pour corollaire une dégradation de la qualité des eaux souterraines et une baisse très significative des réserves en eau qui constituent parfois les seules ressources pour l'alimentation des populations.

Dans un contexte marqué par une pénurie en eau suite à des sécheresses récurrentes, l'eau souterraine est devenue une pratique nécessaire pour l'agriculture, les industries et la consommation humaine, cette pratique entraîne une surexploitation et un pompage excessif des eaux souterraines, ce qui provoque une baisse de niveau piézométrique, une dégradation de la qualité, et aussi une source de pollution d'origine anthropique.

## **II.2 L'exploitation des eaux souterraines :**

La notion de surexploitation des aquifères est au centre d'un débat scientifique qui a connu un essor dans le courant des années 1970. Cette notion est utilisée essentiellement dans des situations climatiques arides et semi-arides ; et plus particulièrement dans les régions où l'irrigation à grande échelle des cultures s'est développée, ainsi (Hernandez-Mora et al., 2001).

Toutefois, les prélèvements et la recharge sont des termes difficiles à définir, particulièrement dans les pays aux climats arides et semi-arides. Les situations de la surexploitation des eaux souterraines demeurent à présent encore un phénomène localisé qui ne touche pas l'ensemble des ressources d'un pays. Ainsi, on ne peut pas considérer la surexploitation comme un phénomène généralisé, car le rythme d'exploitation est différent d'un pays à un autre, d'une région à une autre (Morris et al., 2003a).

Alors que la forte pression sur les ressources en eau qui se pratique dans certaines parties du monde se traduit par une surexploitation croissante des eaux souterraines. Une exploitation permanente demande un niveau de prélèvement global inférieur au volume de recharge de la nappe. Au-delà, le niveau de l'aquifère diminue tangentiellement. C'est le cas dans les pays du bassin méditerranéen, qui ont un climat aride à semi-aride.

## **II.3 Impact des changements climatiques :**

Les pays d'Afrique du Nord sont confrontés à de nombreux défis environnementaux liés principalement à la rareté de l'eau. En fait, les principaux secteurs économiques, notamment l'agriculture, sont devenus extrêmement vulnérables à la sensibilité climatique actuelle (Hamed et al., 2017; Hamed et al., 2018; Radhouane, 2013). Parmi les impacts du changement climatique dans les pays d'Afrique du Nord, on peut citer la diminution progressive des précipitations de la chaîne de l'Atlas (Nord) au désert du Sahara, la plateforme du "Grand Erg d'Afrique du Nord" (El Gayar et Hamed, 2017; Mokadem et al., 2016).

La région sud de la Méditerranée est confrontée à une demande croissante d'eau pour l'agriculture, l'industrie et la croissance démographique. Et les prévisions de changement climatique conjecturent une augmentation des températures, une diminution des précipitations et une augmentation du nombre de degrés de gravité des événements extrêmes.

Les contours du bassin méditerranéen, et en particulier l'Afrique du Nord, sont vulnérables aux inondations. L'exemple typique est la région de Bousalem au nord-ouest de la Tunisie et du Maroc (El Hafid et al., 2017; Reynard et al., 2011; Triqui et Moussadek, 2018), et le bassin de la Majerda (bassin transfrontalier entre l'Algérie et la Tunisie). L'effet du climat

sur les eaux de surface dans la région de Tabarka et en particulier dans le barrage de Sidi El Barrak, est traduit par une diminution de la quantité d'eau du barrage et qui est devenue de mauvaise qualité. D'autre part, la quantité de sédiments est devenue très envasée de barrage. Le même phénomène est observé sur les territoires algérien et marocain (Abdellaoui et al., 2002; Hamed et al., 2018). Dans le sud de la Tunisie, un autre phénomène lié à une forte évaporation finit par une stagnation des eaux de surface au niveau des barrages et des lacs colinéaires.

L'impact du changement climatique sur les eaux souterraines dans les pays du sud de la Méditerranée est devenu généralisé et inquiétant. En fait, les zones sensibles sont directement liées à l'exploitation des réservoirs d'eau souterraine. Par ailleurs, les effets combinés des conditions arides et du changement climatique entraînent amplement une détérioration accrue des ressources en eaux souterraines dans de nombreuses régions du sud de la Méditerranée. En plus des problèmes de salinité croissants dans le nord du bassin du Sahara, les ressources en eau de ces régions ont connu une grave détérioration de la qualité.

La pollution est une autre menace majeure pour les ressources en eau dans ces régions, où la variabilité du climat et les activités humaines augmentent la propagation de la pollution, ce qui menace d'accroître les risques potentiels pour la santé humaine. Les variations climatiques et environnementales peuvent influencer le développement et la dynamique des maladies et des épidémies. De même, l'exploitation continue des aquifères continentaux non renouvelables, en particulier dans le sud-ouest de la Tunisie, en Algérie et au Maroc (une sous-région du sud du Maroc et la région du bassin d'Oum Errabia), entraîne des problèmes de fuite et d'interférence entre les différentes couches aquifères. Le problème de la détérioration et de l'épuisement des ressources en eau n'est pas limité en Tunisie, il existe aussi au Maroc, en Algérie, en Libye, en Égypte, en Jordanie, en Arabie Saoudite et aux États-Unis (El Gayar et Hamed, 2017; Besser et al., 2018; Besser et al., 2017; Margat, 1992; Margat et SAAD, 1983; Lloyd, 1998; Mokadem et al., 2016; Hadji et al., 2017; Bouri et al., 2008; Foster, 1992; Hamed et al., 2010).

Au début des années 1980 le Maroc a subi de longues périodes de sécheresse qui ont mis en évidence la fragilité de ses ressources en eau. Ses sécheresses ont eu des effets néfastes sur la satisfaction en eau de tous les secteurs socio-économiques, en particulier agricoles, et sur la préservation des écosystèmes terrestres et aquatiques (El Jihad, 2003).

Ces dernières années, les changements climatiques ont entraîné une diminution des précipitations, l'augmentation de la température et la fréquence et la durée des événements climatiques extrêmes. Ces effets se traduisent, normalement par une accentuation du stress

hydrique et une réduction du volume des eaux mobilisables, un épuisement des réserves d'eau souterraine, une détérioration de la qualité des eaux, etc. L'augmentation de la température induit un accroissement de la demande en eau d'irrigation pour le secteur agricole, et également une accélération de la fonte des neiges et par conséquent une concentration des écoulements pendant les périodes hivernales, et une dégradation de la qualité de l'eau (Khattabi et al., 2014; Guillaume, 2008).

Le bassin d'Oum Errabia est une région hydraulique qui connaît déjà un déficit hydrique. La forte baisse des approvisionnements en eau depuis 1980-2007 (de 40% par rapport à 1940-1980) et l'augmentation de la demande et la dégradation de l'eau par différentes formes de situation. Les débits moyens annuels mesurés aux stations centrales d'Oum Errabia ont été réduits par des déficits hydrologiques considérables compris entre 40,8 et 49,5%. Les prévisions de changement climatique pour cette région indiquent une augmentation du réchauffement climatique d'ici 2030, avec des pertes accrues dues à l'évaporation et à l'évapotranspiration. Selon ces prévisions, les niveaux de précipitations devraient stagner ou diminuer légèrement par rapport à la situation actuelle. La rareté de l'eau dans la région et les sécheresses récurrentes feront également partie du paysage hydroclimatique de la région au cours des 20 prochaines années. La stratégie d'adaptation de la gestion des ressources en eau de la région face aux changements climatiques doit prendre en compte cette nouvelle situation hydroclimatique (Echakraoui, Z, 2018).

Au niveau du périmètre du Tadla les changements climatiques ont un impact sur les ressources en eau, après une période d'excédent pluviométrique s'étalant avant 1980, le périmètre irrigué de Tadla, à l'instar des autres périmètres semi-arides du Maroc, est rentré dans un cycle de pénurie d'eau qui est devenue de plus en plus structurelle. La sécheresse de 1981 à 1984 était le premier évènement d'une série d'années déficitaires dans le périmètre irrigué de Tadla. En effet, si l'on considère le volume réservé pour le Tadla par le plan directeur d'aménagement des ressources en eau (P.D.A.I.R.E, 1992), qui est de l'ordre d'un milliard de m<sup>3</sup>/an, le déficit moyen a atteint 36 % entre 1981 et 1984 et entre 1993 et 2004.

#### **II.4 La politique marocaine :**

La loi n°10-95 sur l'eau adoptée en juillet 1995 complète trois dahirs (1914, 1919, 1925) qui classent les eaux dans le domaine public hydraulique. Elle définit un régime visant sa conservation et sa protection. Elle interdit les constructions aux abords et sur les cours

d'eau et canaux, ainsi que tout obstacle entravant la navigation ou le libre écoulement des eaux ((FAO), 2015).

Dans leur ensemble, les textes essentiels relatifs à l'eau remontent donc aux premières décennies de ce siècle. Ils ont été élaborés en fonction des besoins et des circonstances, de telle façon que la législation marocaine actuelle relative à l'eau se présente sous forme d'un ensemble de textes épars, mis à jour par étapes à des dates différentes. Cette législation n'est plus aujourd'hui adaptée à l'organisation moderne du pays et ne répond plus aux besoins de son développement socioéconomique. En effet, les conditions actuelles de l'utilisation de l'eau ne sont plus celles qui prévalaient au début du siècle où les ressources en eau étaient beaucoup moins sollicitées par rapport à nos jours, en raison de la faiblesse de la demande en eau et des techniques de mobilisation peu performantes.

**Les Articles 49, 50 de La Section III de** la loi dite signale que les périmètres de sauvegarde peuvent être délimités dans les zones où le degré d'exploitation des eaux souterraines risque de mettre en danger les ressources en eau existante. À l'intérieur de ces périmètres, sont soumis à autorisation préalable :

- toute exécution de puits ou forages,
- tous travaux de remplacement ou de réaménagement de puits ou forages,
- et toute exploitation d'eaux souterraines, quel que soit le débit à prélever.

Les conditions de délimitation de ces périmètres et d'octroi d'autorisation sont fixées par voie réglementaire.

En cas de nécessité, des périmètres d'interdiction peuvent être délimités, par décret, dans les zones où le niveau des nappes ou la qualité des eaux sont déclarés en danger de surexploitation ou de dégradation.

Dans chacun de ces périmètres, les autorisations et les concessions de prélèvement d'eau ne sont délivrées que lorsque l'eau prélevée est destinée à l'alimentation humaine ou à l'abreuvement du cheptel (MDMEM, 2015 ).

### **III. La vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution :**

#### **III.1 Introduction :**

Les ressources en eaux souterraines sont soumises à des pressions anthropiques intenses qui menacent leur qualité et leur disponibilité. Les activités humaines telles que l'agriculture, l'urbanisation et l'industrie ont causé une dégradation irréversible de la qualité



des eaux souterraines (Ben-Daoud et al., 2012; Postigo et al., 2017; Thirumalaivasan et al., 2003). La contamination des eaux souterraines est un problème répandu dans le processus d'urbanisation. En effet, lorsque les aquifères deviennent pollués, la contamination sera persistante et difficile à corriger en raison de leur important stockage, de leurs longs séjours et de leur inaccessibilité physique (Foster et Chilton, 2003) .

L'agriculture est actuellement à l'origine d'une pollution de l'eau préoccupante dans certaines régions d'Europe et des États-Unis, et dans d'autres pays comme l'Australie, le Canada et la Nouvelle-Zélande, mais surtout dans les pays méditerranéens où, pour des raisons climatiques défavorables, l'irrigation avec des eaux de qualité parfois médiocre constitue un impératif technique incontournable. La pollution des eaux d'origine agricole est généralement liée aux nitrates (Kristensen et al., 2003; Nolan et al., 1997). De plus, plusieurs chercheurs ont mis en évidence le rôle des pesticides (herbicides, insecticides et fongicides) dans la pollution des eaux souterraines (Bitar, et al., 2013; Carluer, 1996; Keddal et N'dri, 2008). La vulnérabilité des eaux souterraines est considérée comme une propriété intrinsèque des eaux souterraines qui dépend de leur sensibilité aux impacts humains et naturels définis par la combinaison de facteurs naturels et humains (Babiker et al., 2005; Jamrah, 2008; Seelig et Nowatzki, 2001). En ce sens Vrba et Zaporozec (1994) distinguent une vulnérabilité spécifique (ou intégrée) lors de l'intégration des impacts potentiels de l'utilisation spécifique des terres et des contaminants.

L'évaluation des risques environnementaux dus aux activités anthropiques est une étape importante pour atténuer l'impact de ces activités sur les ressources naturelles et pour recréer le processus de coévolution entre les composantes humaines et naturelles de l'environnement (Scandurra, 1995). La présence de la pollution nitrique dans les eaux souterraines a souvent été utilisée comme indicateur de vulnérabilité des eaux souterraines et d'évaluation des risques de pollution (Corniello et al., 2007; Huan et al., 2012). Les chercheurs ont dénombré plusieurs méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines telles que les méthodes d'indexation (DRASTIC, GOD, SI, SINTACS, etc.) (Doerfliger, N et al., 2004). Toutefois, plusieurs méthodes d'estimation de la sensibilité des aquifères à la pollution ont été mises au point (Murat, 2000), ces méthodes sont basées sur l'incrustation d'index, et qui sont les plus utilisées parmi les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines parce qu'elles sont simples à utiliser, avec moins de données requises, et elles fournissent une description claire de la vulnérabilité des eaux souterraines. Elles permettent d'identifier les zones les plus exposées à la pollution potentielle et où des mesures de protection sont nécessaires (Margat, 1987). Ils prennent en compte les

différents facteurs physiques déterminant le degré d'exposition de ces aquifères à la pollution de la surface du sol (Albinet, 1970).

Le concept de vulnérabilité des eaux souterraines n'est pas une propriété absolue, mais un indicateur complexe (Maxe et Johansson, 1998). Cependant, il n'y a pas de définition étroite de la vulnérabilité des eaux souterraines et aucune technique standard pour son estimation (Vrba et Zaporozec, 1994).

### **III.2 La vulnérabilité d'un aquifère :**

La vulnérabilité d'un aquifère correspond à la capacité d'un sol à retenir ou à laisser passer un polluant en direction de la nappe d'eau. Elle prend en compte plusieurs facteurs, influençant sur la vitesse de propagation d'un polluant à traverser le sol. Toute masse d'eau présente un risque plus ou moins important face aux pollutions de surface qui varient selon les caractéristiques suivantes :

- Caractéristiques géologiques et hydrogéologiques (la nature lithologique de la zone saturée et non saturée, système karstique, conductivité, transmissivité, fissuration, tectonique...);
- Caractéristiques des formations superficielles (pédologie, épaisseur de la zone non saturée, conductivité hydraulique et propriété d'adsorption);
- Les directions et les vitesses d'échange entre les eaux de pluie et de surface et les eaux souterraines (temps d'infiltration).

#### **III.2.1 La vulnérabilité intrinsèque :**

Terme utilisé pour représenter les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques naturelles qui déterminent la sensibilité des eaux souterraines à la contamination par les activités anthropiques. Elle se définit comme une protection ou une défense naturelle de l'eau souterraine contre des menaces de pollution, en fonction des conditions hydrogéologiques locales.

#### **III.2.2 La vulnérabilité spécifique :**

Terme utilisé pour définir la vulnérabilité d'une eau souterraine à un contaminant particulier ou à un groupe de contaminants. Elle prend en compte les propriétés intrinsèques (Vier, 2010).

Les méthodes utilisées pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines peuvent être classées en trois grandes catégories :

### **III.2.2.1 Les méthodes de cartographies à index :**

Basées sur la combinaison de cartes de divers paramètres d'une région (critères de vulnérabilité), en donnant un indice numérique ou une valeur à chaque paramètre. La combinaison des cartes se fait au moyen de logiciels de traitement multicritères des données géographiques (SIG par exemple) ;

### **III.2.2.2 Les modèles de simulation :**

Ils consistent à trouver une solution numérique à des équations mathématiques représentant le processus de transfert de contaminants (Schnebelen et al., 2002). Ils donnent une image de vulnérabilité spécifique de la nappe ;

### **III.2.2.3 Les méthodes statistiques :**

Elles sont basées sur une variable qui dépend de la concentration en contaminant ou d'une probabilité de contamination. Ces méthodes intègrent des données sur la distribution des contaminants sur la zone d'étude et fournissent des caractéristiques sur les probabilités de contamination sur la zone d'étude. Elles donnent une image de la vulnérabilité spécifique de la nappe.

Les méthodes de cartographie à index avec pondération des critères (Point Count Systems Models, PCSM) sont les plus pertinentes vis-à-vis des réalités de terrain du fait de la prise en compte de l'importance relative de chaque critère vis-à-vis de la vulnérabilité générale de la nappe. Ce sont aussi les plus reconnues et utilisées à l'heure actuelle (Gogu et Dassargues, 2000; Vrba et Zaporozec, 1994)

Les méthodes de cartographie à index sont très nombreuses, les principales méthodes développées et normalisées sont présentées ci-après :

### **III.2.3 La méthode SINTACS :**

La méthode SINTACS est dérivée de la méthode DRASTIC. Elle a été développée en Italie, au début des années 1990, de manière à s'adapter à la cartographie à plus grande échelle compte tenu de la grande diversité hydrogéologique de l'Italie (Petelet-Giraud et al., 2000). Les paramètres de caractérisation de la vulnérabilité qui ont été retenus dans cette approche sont les mêmes que ceux de la méthode DRASTIC, soit en italien : S : Soggiacenza (profondeur de la nappe) ; I : Infiltrazione (infiltration) ; N : Azionedel Non Saturo (fonction de la zone non saturée) ; T : TipologiadellaCopertura (sol) ; A : CarratteriIdrogeologici dell' Acquifero (caractéristique hydrogéologiques de l'aquifère) ; C : ConducibilitaIdraulica (conductivité hydraulique) ; S : Acclivitàdella Superficie Topographica (pente moyenne de la

surface topographique). Contrairement à cette dernière, la méthode SINTACS permet d'utiliser, en même temps et dans des cellules différentes, des facteurs de pondération variables selon les situations (Schnebelen et al., 2002).

#### **III.2.4 La méthode EPIK :**

C'est la première méthode dédiée spécifiquement aux aquifères karstiques (Doerfliger, Nathalie, 1996). Elle est basée sur quatre critères : Epikarst ; couverture protectrice : sol (Protective Cover) ; conditions d'infiltration (infiltration Conditions) ; développement du réseau karstique (Karst network développement).

Elle a été développée aussi dans le but de délimiter les périmètres de protection des captages. Un des avantages de cette méthode est de traduire la sensibilité des eaux souterraines vis-à-vis de tout type de contaminant (Derni, 2011).

Cette méthode a été utilisée par L.Jabir (2016) sur les sources karstique du Dir sur le piémont de Haut atlas de la région de Béni Mellal, est qui a donné des résultats très intéressants (L. Jabir, 2016).

#### **III.2.5 La méthode PI :**

C'est une méthode d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines karstiques, elle est développée en Allemagne par (Goldscheider et al., 2000), ensuite modifiée pour évaluer la vulnérabilité des eaux souterraines dans les régions semi-arides (Bencherki, 2008).

Cette méthode repose essentiellement sur la caractérisation spatiale de deux critères : P pour la couverture protectrice et I pour les conditions d'infiltration.

#### **III.2.6 La méthode RISK :**

Cette méthode s'inspire de la méthode suisse EPIK en raison de sa spécificité karstique. RISK est un acronyme qui reprend les initiales des 4 critères pris en compte : Roche aquifère, Infiltration, Sol et la Karstification. C'est une méthode de cartographie multicritères de la vulnérabilité des surfaces contribuant à la recharge de l'aquifère. Elle fournit une cartographie hiérarchisée en 4 classes de vulnérabilité (Doerfliger, 2005).

#### **III.2.7 La méthode DISCO :**

La méthode "DISCO" (discontinuités - couverture protectrice) a pour but de définir les zones de protection en tenant compte de l'hétérogénéité du milieu. Trois paramètres sont nécessaires et suffisants pour évaluer le transport d'un polluant d'un point quel conque du

bassin d'alimentation jusqu'à son arrivée au captage : le paramètre "discontinuités" ; le paramètre "couverture protectrice" et le paramètre "ruissellement" qui englobe les phénomènes d'écoulement de l'eau en surface avant son infiltration (ruissellement de pente, cours d'eau permanents ou temporaires).

### **III.2.8 La méthode GOD :**

Ce système a été développé par Foster en 1987. Il présente la vulnérabilité de l'aquifère face à la percolation verticale de polluants à travers la zone non saturée et ne traite pas de la migration latérale des polluants dans la zone saturée. Cette méthode est basée sur l'identification de trois critères : Type de nappe (**G**roundwater occurrence) ; type d'aquifère en termes de facteurs lithologiques (**O**verallaquifer class) et la profondeur de la nappe (**D**epth to water table).

## **IV. La pollution des eaux souterraines d'origine anthropique**

### **IV.1 Introduction :**

Les termes de pollution et de contamination sont parfois utilisés de manière interchangeable dans les questions environnementales pour décrire l'introduction d'une substance dont la concentration suffisante pour être nocive ou fatale à l'être humain, aux animaux ou végétaux. Le mot de pollution anthropique est plus strictement utilisé pour décrire la pollution causée par des activités humaines ou provoquée par celle-ci et il est généralement mesuré par rapport aux limites autorisées ou recommandées auparavant (Morris et al., 2003b). La pollution des eaux souterraines est définie comme un changement indésirable sur la qualité naturelle des eaux souterraines résultant de l'ajout de déchets solides, liquides ou gazeux et d'agents physiques, chimiques ou biologiques, ou l'ajout d'eaux usées ou d'effluents industriels. La qualité des eaux souterraines dépend fortement des processus naturels (tels que les conditions hydrogéologiques, l'interaction eau-roche et l'intrusion d'eau de mer) et des activités anthropiques (Aiuppa et al., 2003; Jiang et al., 2009; Kim et al., 2003; Omo-Irabor et al., 2008; Xing et al., 2013). La connectivité hydrologique entre les eaux souterraines et la surface du sol offre la possibilité de la contamination des eaux souterraines et d'une réduction subséquente de la qualité de l'eau (Stamatis et al., 2001). Les ressources en eaux souterraines, qui sont pour la plupart de haute qualité, sont progressivement contaminées par des différents types de pollution. Cette pollution est causée par l'utilisation humaine de l'eau et l'élimination des déchets dans le sol, sans prétraitement, cela diminue progressivement la quantité d'eau

propre disponible pour l'individu au fil du temps. Bien que les eaux souterraines puissent être reconstituées, elles ne sont pas inépuisables. Récemment, la contamination des eaux souterraines par des polluants d'origine anthropique a été détectée dans différentes régions du monde (Patra et al., 2016). Alors que, les eaux souterraines contribuent à l'alimentation des sources et des cours d'eau et leur rôle est souvent essentiel pendant les périodes d'étiage. Elles sont exploitées pour la consommation humaine (eau potable), l'agriculture (irrigation) et l'industrie. L'accumulation de nitrate dans les hydrosystèmes est un exemple des pollutions anthropiques qui est aujourd'hui la cause des problèmes de santé publique même si elle fait encore débat (Weyer et al., 2001).

#### **IV.2 La qualité des eaux souterraines :**

Le terme de qualité des eaux souterraines désigne leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques dans la mesure où elles se rapportent à l'utilisation prévue de l'eau. La qualité des eaux souterraines est généralement de bonne qualité, mais cette ressource est principalement menacée par les activités humaines, avec parfois des substances nocives qui pourraient être introduites par des processus naturels. Une gestion durable des eaux souterraines doit reposer non seulement sur la prévention de la surexploitation des ressources en eaux souterraines, mais également sur la prévention de la contamination, car contrairement au traitement au point d'utilisation, la prévention protège toutes les ressources. Les nappes d'eau souterraine sont formées par la percolation de l'eau de pluie et de ruissellement à travers les sols et les roches (Banton et al., 1999). Au cours de ce transfert, l'eau acide dissout les roches et se charge de certains de ses éléments chimiques les plus solubles. Certains de ces éléments sont nécessaires au bon fonctionnement du corps humain, mais en faible concentration, et qui peuvent être toxiques en plus fortes concentrations, alors que d'autres sont toxiques même à faible dose. Cette réaction naturelle entre l'eau et la roche provoque une large diversité dans le caractère minéral des eaux souterraines, en transmettant des propriétés intrinsèques comme la dureté, la salinité (Edmunds et al., 2003). Ces réactions naturelles font que la qualité naturelle des eaux souterraines est influencée par la nature lithologique des aquifères et des terrains superficiels.

Au cours des dernières décennies, la contamination des eaux souterraines est devenue un problème critique pour la gestion des ressources en eau dans de nombreux pays, la grande majorité des études environnementales liées à la qualité de l'eau ont été menées dans des régions agricoles, minières, urbaines et industrielles afin de détecter la contribution anthropique à la pollution des eaux souterraines (Jalali, 2009). L'agriculture intensive utilisant

des engrais et des pesticides conduit à la détérioration du sol et ainsi la qualité de l'eau sous-jacente, entraînant une productivité médiocre et des effets environnementaux négatifs (Wells et al., 2000). Alors que, la contamination des eaux souterraines est un processus imperceptible et irréversible, et des coûts et des délais prohibitifs peuvent limiter les efforts d'amélioration des propriétés des eaux souterraines (Yu et al., 2010). Ce constat est attribué aux propriétés des contaminants, qui incluent principalement la toxicité, la mobilité et la dégradation (Javadi et al., 2011). En outre, compte tenu des variations considérables de la qualité chimique de l'eau disponible dans différentes parties du monde ou du pays, il est impossible de fixer des limites rigides en ce qui concerne les constituants chimiques. Certaines substances chimiques, éventuellement présentes dans les eaux naturelles, sont toxiques pour l'homme.

### **IV.3 Les types de la contamination des eaux souterraines :**

La pollution des eaux affecte généralement les ressources superficielles et souterraines ainsi que les sols traversés par ces eaux (Antoine, 1975). Les agents transmetteurs en sont les eaux rejetées directement par les unités industrielles et domestiques ou les traitements agricoles avec des engrais et des pesticides. Les facteurs favorisant l'étendue et l'intensité de la pollution sont la pluviométrie, la sédimentologie, la pédologie et la perméabilité des sols, des formations superficielles et des substrats, les débits et enfin les régimes d'écoulement des eaux (Ouzza et Akdim, 2012). Le problème de pollution diffuse se pose surtout dans les régions agricoles irriguées où la conjonction de plusieurs facteurs tels que le climat, type de sol, profondeur de la nappe, qualité d'eau d'irrigation, intensité d'application des engrais et produits phytosanitaires). Cela contribue à la dégradation de la qualité des eaux souterraines et à l'intensification du phénomène d'eutrophisation au niveau de certaines retenues de barrage utilisées pour la production de l'eau potable. Les sources de contamination des eaux souterraines sont nombreuses et variées, en plus des processus naturels, pratiquement tous les types d'installations ou de structures installées par l'homme et chaque activité physique humaine peuvent éventuellement causer des problèmes de qualité des eaux souterraines.

#### **IV.3.1 Contamination d'origine naturelle :**

L'eau souterraine contient naturellement des composés chimiques résultant de la dissolution de minéraux composant les formations géologiques avec lesquelles elle est en contact. Les principaux cas de contamination d'eau souterraine d'origine naturelle ayant une incidence sur la santé sont ceux associés à l'arsenic, à l'uranium, au baryum et aux fluorures. En outre, de nombreux cas de nuisances associés à la présence de fer, de manganèse et de

sulfate dans l'eau souterraine occasionnent des problèmes d'ordre esthétique, notamment des odeurs et des goûts désagréables, et pouvant causer aussi parfois des diarrhées aiguës.

#### **IV.3.2 Contamination d'origine anthropique :**

Les nombreuses activités humaines sur le territoire peuvent causer l'émission de substances susceptibles de contaminer les sols ambiants. Ceux-ci deviendront une source de contamination pour toute eau qui s'y infiltrera et qui les traversera pour atteindre les nappes d'eau souterraine, modifiant ainsi leur composition. La « contamination anthropique » c'est une contamination résultant d'une activité humaine. Une fois contaminée, l'eau souterraine constitue un moyen de propagation des contaminants dans les formations géologiques qu'elle traverse. Le mouvement d'une eau souterraine contaminée représente une menace pour la qualité de l'eau souterraine puisée à partir d'ouvrages de captage se trouvant sur son trajet. De plus, le déplacement d'une eau souterraine contaminée peut altérer significativement le potentiel d'exploitation d'un aquifère pour des usages futurs. Finalement, étant donné que les eaux souterraines se déchargent dans les cours d'eau, leur contamination peut représenter une menace pour les écosystèmes aquatiques. Selon la nature des substances en cause, divers mécanismes (dégradation, adsorption sur les matériaux géologiques) peuvent retarder leur migration ou limiter celle-ci (S.A.E.S.D.P.E., 2008).

#### **IV.4 Les types de pollutions :**

##### **IV.4.1 La pollution physique :**

Il provoque des changements dans l'eau en ce qui concerne sa couleur, son odeur, sa densité, son goût, sa turbidité et ses propriétés thermiques, etc.

Le changement de couleur peut affecter la pénétration du soleil inhibant le métabolisme des plantes et des animaux.

Couleur et turbidité : La turbidité dans l'eau provient principalement de la matière colloïdale, des fines particules en suspension et de l'érosion du sol.

Goût et odeur : Le goût et l'odeur désagréables de la terre ou du moisi sont produits par des effluents industriels contenant du Fe, du Mn, du chlore libre, des phénols et des actinomycètes aquatiques

##### **IV.4.2 Pollution chimique :**

La pollution chimique de l'eau provoque des changements d'acidité, alcalinité ou pH et oxygène dissous. Elle peut être causée soit par des polluants organiques, soit par des polluants



inorganiques, soit par les deux. La pollution organique est les produits chimiques qui contiennent du carbone dans sa structure moléculaire. La liste des produits chimiques qui s'infiltrent le plus souvent dans les eaux souterraines comprend les composés organiques volatils solubles dans l'eau. Les polluants organiques peuvent être biodégradables ou non biodégradables. La pollution inorganique comprend les cations et les anions, la plupart se trouvant naturellement dans les sols, les sédiments et les roches. Ils comprennent les métaux lourds, qui sont non biodégradables.

#### **IV.4.3 Pollution biologique :**

La contamination bactérienne de l'eau est causée par des déjections humaines, des animaux et des oiseaux. Les principaux contaminants appartiennent au groupe des coliformes fécaux et streptocoques fécaux, avec d'autres. La présence de bactéries coliformes est un indicateur d'une pollution fécale récente. La pollution biologique comprend les bactéries, les virus, les algues, des diatomées comme les protozoaires, les rotifères, les crustacés, les toxines végétales, et les parasites responsables de maladies d'origine hydrique, telles que la fièvre typhoïde, le choléra, la dysenterie, la polio, l'hépatite et la schistosomiase. Ce type de contamination est exclusivement attribué aux déchets humains et animaux (Postigo et al., 2018).

#### **IV.5 Le mécanisme de transfert des polluants dans les eaux souterraines :**

La quantité d'un composé qui peut être trouvée dans les eaux souterraines dépend de ses propriétés telles que la solubilité, etc. Cependant, son mouvement et son devenir dans l'aquifère sont régis par différents processus (Figure 1 et 2) qui peuvent également être liés les uns aux autres:

- Processus physiques: advection, diffusion, dispersion, évaporation, infiltration, filtration et volatilisation;
- Processus géochimiques: réactions acide-base, sorption-désorption, échange ionique, oxydation-réduction, précipitation - dissolution et complexation de surface;
- Processus biochimiques: transpiration, respiration bactérienne, désintégration et synthèse cellulaire.

Les modalités et temps de transfert des polluants sont très variables selon les types de polluants, selon les sols et font appel à trois processus distincts : les caractéristiques des sols

et leur humidité, les réactions chimiques des molécules avec l'eau et le milieu, l'activité microbienne.

La prise en compte de la nature des polluants est primordiale pour appréhender l'impact d'un rejet vers la nappe, car le transfert de la pollution dépendra du comportement du polluant dans le milieu, le comportement est lié à la nature et aux propriétés physico-chimiques du produit, et aux interactions physico-chimiques et biochimiques "polluant-milieu" (Chéry et Mouvet, 2000).

**Tableau 1: Typologie des transferts de polluants dans les eaux souterraines (Miquel, 2003).**

	Sol superficiel (0,1-1 m)	Zone non saturée (1-10 ; 1-100 m)	Nappe profonde
Facteurs influençant la vitesse des transferts	-végétation -micro-organismes - humidité	-structure du sol -porosité -humidité - transport colloïdal	-nature de la roche - microporosité
Types de transformation	- transformation biologique ; action des bactéries	-transformation chimique abiotique - dissolution/précipitation /oxydation	- transformation chimique abiotique - dissolution/précipitation /oxydation

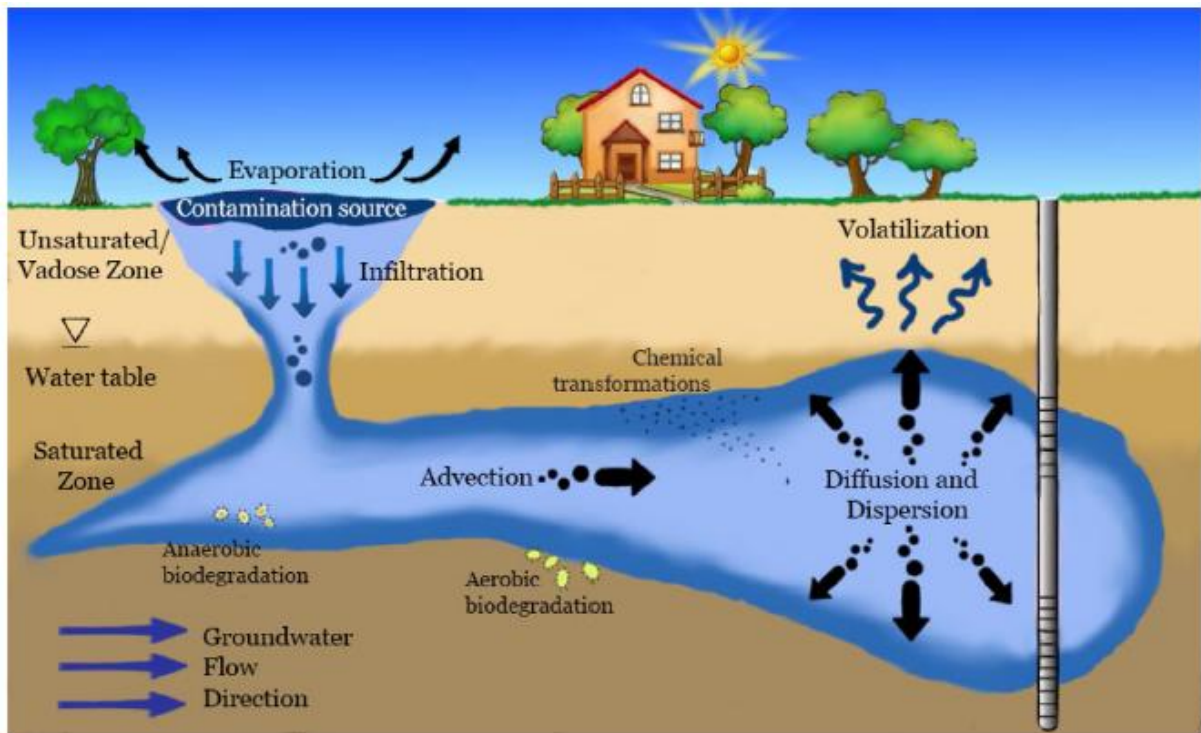


Figure 1 : Mécanisme de transfert des polluants dans l'aquifère (Postigo et al., 2018)

#### IV.5.1 Solubilité :

La solubilité est la quantité maximale dissoute d'un composé dans l'eau à une température donnée. Elle est influencée outre la température, par la pression, la fraction molaire de chaque composé dans le mélange de polluants et la teneur en matières organiques dissoutes. Les composés très solubles sont facilement transportés par l'eau, car ils suivent son écoulement. Certains sont facilement biodégradables. Alors que d'autres comme les métaux par exemple, ne sont pas biodégradables.

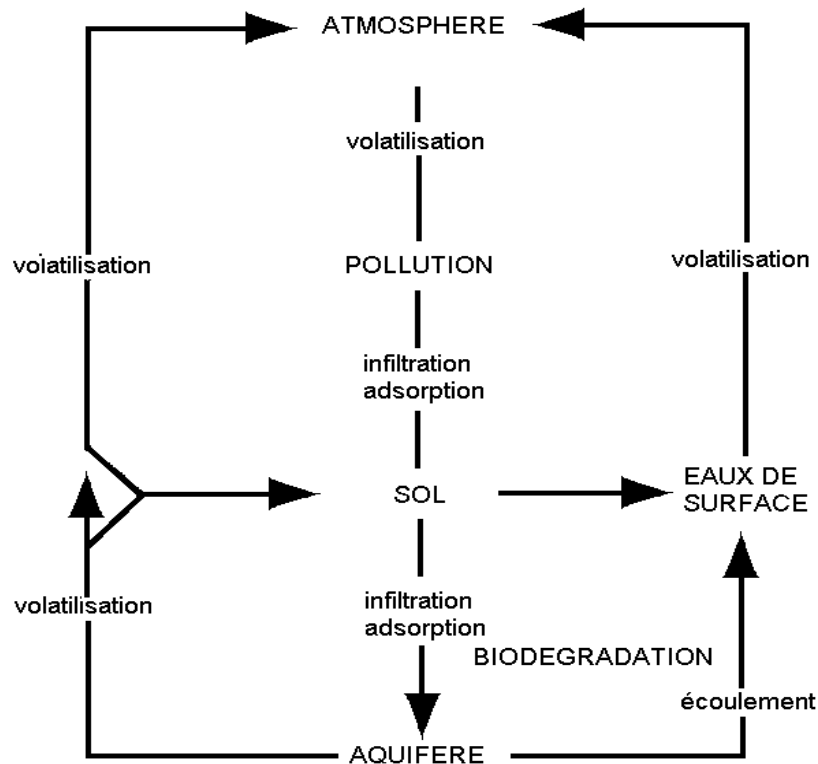


Figure 2: Comportement des polluants dans son environnement (Ballerini et al., 1998).

La solubilité des métaux lourds est contrôlée par les anions dissous les plus abondants dans l'eau souterraine, hydroxydes, carbonates, sulfates, chlorures et sulfures. La solubilité de nombreux minéraux est par ailleurs directement liée au pH (exemple de Fe, Mn, Cu). À pH basique, de nombreux métaux précipitent sous forme de carbonates ou d'hydroxydes, voire de sulfures lorsque les conditions du milieu sont réductrices;  $\text{NiCO}_3$  précipité à pH basique, et se dissout à pH acide (Chéry et Mouvet, 2000). En fait, la grande solubilité constitue un facteur qui aggrave le transfert des pollutions (dispersion accélérée dans l'eau, biodisponibilité fortement accrue). Malgré que, les polluants très solubles sont en général plus facilement biodégradables (Lemière, 2001).

#### **IV.5.2 Adsorption :**

Ce paramètre représente le potentiel d'un composé à s'adsorber sur le sol, résultant des actions physico-chimiques eau/roche. Cette adsorption est très variable suivant le type de polluant et suivant le type de sol : un sol pourra adsorber d'autant plus que sa surface spécifique sera grande, ainsi un sol contenant une proportion notable de matière organique adsorbe beaucoup plus (10 à 100 fois) que le même sol sans matière organique (S.P.E.P.E.,

1979). Elle dépend aussi de la charge électrique des polluants. Les polluants chargés électriquement ont tendance à se lier aux particules d'argile et autres minéraux, alors que ceux non chargés s'associeront préférentiellement à la matière organique. Les polluants peuvent être adsorbés par des interactions ioniques, polaires, hydrophobes ou hydrophiles. Les réactions d'adsorption des éléments minéraux dépendent du pH. Même s'il est très difficile d'établir des règles générales et simples, on peut considérer que si le pH augmente, les cations s'adsorbent plus facilement alors que l'adsorption des anions diminue (Bourg, 1988).

L'adsorption des bactéries et virus est très rapide (quelques heures), les virus étant plus fortement adsorbés sur des colloïdes et l'adsorption augmentant en général quand la teneur en matière organique augmente ou le pH diminue. Les virus ne sont pas fixés de façon irréversible, des variations de pH ou une forte pluie pouvant entraîner leur libération (Moreau, 1980).

#### **IV.5.3 Dégradation :**

Les processus de dégradation des polluants sont de deux types :

##### **IV.5.3.1 Dégradation physico-chimique :**

Elle repose essentiellement sur l'hydrolyse et dépend du pH, de la température et de l'humidité du sol. Par ailleurs, l'adsorption sur les colloïdes du sol serait nécessaire pour la production de l'hydrolyse. En effet, les argiles et les acides humiques joueraient un rôle de catalyseur. Cependant, l'hydrolyse chimique en aquifère ou dans les eaux de surface ne serait pas significative du fait d'une cinétique de réaction trop lente. Alors que, une photodécomposition peut également intervenir à la surface du sol ou au niveau des lacs, mais ce mécanisme aurait aussi un rôle mineur (Bordenave, 1998; Narcy, 1996; Van Der Werf, 1997)

##### **IV.5.3.2 Biodégradation :**

C'est la biotransformation d'une molécule (d'origine naturelle ou anthropique) en produits plus simples, pouvant aboutir à une destruction complète (minéralisation) de la molécule. La dégradation par des microorganismes va dépendre essentiellement de la densité des organismes dans les sols et les eaux, de la présence d'oxygène ou autres accepteurs d'électrons ( $\text{NO}_3$  et  $\text{SO}_4$ ), de la présence de nutriments, de la température, et des caractéristiques intrinsèques des substances polluantes (solubilité, sorption). Ces paramètres interagissent avec le milieu, gouvernant l'accessibilité des polluants aux organismes vivants. Pour la plupart des polluants organiques (d'origine industrielle ou agricole), l'efficacité de la

biodégradation comme mécanisme susceptible de diminuer les flux polluants dépend également de l'historique du milieu et des souches qui y sont présentes (Chéry et Mouvet, 2000). Elle est influencée par de nombreux facteurs pédologiques, agronomiques et climatiques qui ont une action sur les populations microbiennes du sol. En fait, les sols riches en matière organique favorisent la biomasse bactérienne du sol. D'autre part, l'activité dégradante dépend de la température et de la teneur en eau du sol, mais aussi de la nature des populations microbiennes. Toutefois, la biodégradation peut créer des métabolites plus rémanents et plus toxiques que la substance d'origine (Bordenave, 1998; Narcy, 1996; Van Der Werf, 1997).

#### **IV.5.3.3 L'infiltration :**

L'eau qui s'infiltré dans le sous-sol entraîne le transfert d'un certain nombre de composés vers les nappes, essentiellement sous forme dissoute, mais éventuellement aussi sous forme colloïdale. Le transfert d'eau par infiltration est essentiellement vertical, et s'effectue par les pores et les fissures du sol et du sous-sol. La vitesse d'infiltration peut être de l'ordre de 1 m par an dans les formations crayeuses peu fissurées et de l'ordre de dizaine de mètres par an dans des formations calcaires plus fissurées, ou de plusieurs mètres par heure dans des terrains karstiques. En fait, en fonction des caractéristiques du sol et du sous-sol, les temps de transfert de la surface du sol vers la nappe peuvent varier de quelques jours à quelques dizaines d'années (Landreau et al., 1999).

### **IV.6 Sources de la pollution des eaux :**

Les eaux de surface et les eaux souterraines ont souvent été étudiées et gérées comme des ressources distinctes, bien qu'elles soient interdépendantes (Winter et al., 1998a). L'eau de surface s'infiltré dans le sol et devient une eau souterraine. À l'inverse, les eaux souterraines peuvent également alimenter des sources d'eau de surface. Les sources de pollution des eaux souterraines et de surface sont généralement regroupées en deux catégories en fonction de leur origine, les sources de pollution peuvent être ponctuelles ou non ponctuelles (diffuse) ; annexe 2.

#### **IV.6.1 Source ponctuelle :**

Les contaminants peuvent être présents dans l'eau ou dans l'air en raison de processus naturels ou par des mécanismes de déplacement et de dispersion liés aux activités humaines. La pollution ponctuelle de l'eau fait référence aux contaminants qui pénètrent dans un cours d'eau à partir d'une seule source identifiable, telle qu'un tuyau ou un fossé (Antwi-Onyina,

2012). Les contaminants provenant de sources ponctuelles se déversent dans les eaux souterraines ou les eaux de surface à travers une zone qui est petite par rapport à la zone ou au volume du plan d'eau récepteur. On cite comme exemples, des sources ponctuelles comprennent, les rejets des usines de traitement des eaux usées, les fuites des réservoirs de stockage d'essence et les infiltrations des décharges (WATER, 1998).

#### **IV.6.2 Sources non ponctuelles ou diffuses :**

La pollution par une source non ponctuelle ou bien diffuse fait référence à une contamination diffuse qui ne provient pas d'une seule source discrète. Cette pollution est souvent l'effet cumulatif de petites quantités de contaminants recueillies dans une grande zone. Ces contaminations sont originaires des eaux pluviales contaminées emportées par les stationnements, les routes et les autoroutes, les eaux d'irrigation des zones agricole. Cependant, lorsque ces eaux ne sont pas canalisées et s'écoulent directement vers le sol, ils présentent des sources non ponctuelles (Antwi-Onyina, 2012). Les sources diffuses ou non ponctuelles répandent les contaminants sur de plus grandes distances ou sur de plus grandes surfaces. De vastes zones agricoles peuvent être affectées par des engrais ou des pesticides. En effet, cette classification est devenue populaire dans les pays où la production agricole et industrielle augmente rapidement. L'application accrue de contaminants d'origine agricole et la contamination de l'air par l'industrie ont fait étendre les menaces provenant de sources diffuses (Zaporozec, 2004).

#### **IV.7 Les sources de pollution des eaux souterraines d'origines humaines :**

La qualité de l'eau souterraine est tout aussi importante que sa quantité. Les ressources en eaux souterraines sont de nature dynamique et affectée par des facteurs tels que l'expansion des activités d'irrigation, l'industrialisation, l'urbanisation et domestique. En effet les sources et les causes de contamination des eaux souterraines sont nombreuses et aussi diverses que les activités humaines (Zaporozec et Miller, 2000). Ainsi, plus le nombre croissant de sources potentielles de contamination, les tentatives de les classer ont également augmenté.

La pollution des eaux souterraines, causée ou induite par les activités humaines, est un phénomène qui s'est produit depuis longtemps, lorsque l'humanité est devenue sédentaire, et qui a commencé à s'installer dans des villages et à cultiver la terre. Les activités anthropiques ont généralement un effet sur la distribution, la quantité et la qualité chimique des ressources en eau (Winter et al., 1998b). En fait, des quantités importantes d'azote sont rejetées dans les

eaux souterraines par les activités agricoles. Aussi, des agents pathogènes microbiens et des bactéries sont disséminés dans les aquifères par le rejet des effluents domestiques. Depuis lors, l'agriculture et l'urbanisation se sont développées et intensifiées au fil du temps en raison de la croissance démographique, avec elles, la pollution des eaux souterraines est associée. L'industrie est une autre activité humaine pertinente qui nuit à la qualité des eaux souterraines. À cet égard, les anciennes civilisations qui exploitaient les mines étaient responsables de la libération de composés essentiellement inorganiques dans les masses d'eau souterraine. Alors qu'après la révolution industrielle et le développement ultérieur des industries pétrochimique et pharmaceutique, leurs déchets atteignant les eaux souterraines comprenaient également des composés organiques, tels que des goudrons, des phénols, des huiles et des mélanges complexes de produits chimiques organiques synthétiques (Morris et al., 2003b).

Les activités anthropiques entraînent une baisse significative de la qualité des eaux de surface des systèmes aquatiques dans les bassins versants (Massoud et al., 2006) et influencent grandement la saisonnalité hydrologique (Srivastava et al., 2012; Xu et Milliman, 2009). L'augmentation de la pollution de l'eau entraîne non seulement la détérioration de la qualité de l'eau, mais menace également la santé humaine et affecte l'équilibre des écosystèmes aquatiques, le développement économique et la prospérité sociale (Milovanovic, 2007). Les nutriments ponctuels et diffus sont très préoccupants, en raison de l'eutrophisation et des problèmes de toxicité élevée qu'ils peuvent causer (Duda, 1993; Moore et al., 1988; Sharma, 1996).

#### **IV.7.1 La pollution urbaine ou domestique :**

Au cours des dernières décennies, l'urbanisation a connu une expansion alarmante, en particulier dans les pays en développement. Les capitales et les petites villes de campagne ont considérablement augmenté et les installations d'élimination des déchets, des eaux usées, du stockage, etc. n'ont pas toujours été mises en œuvre de manière satisfaisante. Par conséquent, il existe de nombreux cas connus de déchets, de stocks, de fuites de réservoirs et de pipelines et d'accidents endommageant l'environnement urbain. Ainsi, non seulement la zone urbaine elle-même est menacée, mais aussi le cadre souterrain, mais aussi les aires en contact avec la zone souterraine (Chilton, 1997).

L'urbanisation, l'augmentation de la taille et de la population des villes et villages, la migration des zones rurales sont des facteurs qui accentuent au fil des années les impacts environnementaux. Au cours du XXe siècle, la population rurale du monde a doublé, mais la population urbaine a plus que décuplé (Magrath, 2007). Beaucoup de changements seront



confrontés à la suite de l'urbanisation. Les déchets générés par l'environnement urbain peuvent contaminer l'aquifère et affecter la qualité de l'eau dans la région. Le mauvais état de l'assainissement ainsi que le manque de mécanismes appropriés d'élimination des déchets contribuent aux effets néfastes de la pollution des eaux de surface et souterraines de la région. Lerner (2003) a attribué la grande pollution observée dans les puits peu profonds aux effets anthropiques générés sur les plans d'eau de la région.

#### **IV.7.1.1 Les eaux urbaines :**

L'assainissement englobe la collecte, l'acheminement, ou le transport et le traitement des effluents urbains. Les effluents urbains comprennent les eaux résiduaires ou eaux usées et les eaux pluviales et de ruissellement urbain. Les deux principaux systèmes de collecte utilisés en assainissement collectif sont des systèmes à fonctionnement continu :

- Système unitaire où les eaux résiduaires et pluviales sont reçues dans une même et unique canalisation.
- Système séparatif comportant deux réseaux différents, l'un pour les eaux pluviales, et l'autre, de dimensions plus réduites, pour les eaux résiduaires.

Les effluents urbains comprennent :

- Les eaux résiduaires ou eaux usées.
- Les eaux pluviales ou de ruissellement urbain.

L'origine des eaux résiduaires urbaines (ERU) est principalement domestique. La pollution domestique est la conséquence d'une utilisation quotidienne de l'eau dans les maisons (tâches ménagères, cuisine, entretien d'un jardin, toilette, etc.). Ces effluents sont un mélange d'eaux contenant des déjections humaines- urines et fèces (eaux-vannes)- et d'eau de toilette et de nettoyage des sols et des aliments (eaux ménagères). Les eaux domestiques sont riches en déchets organiques, en graisses (eau de cuisine), matières minérales (eau de salle de bain), azote, phosphore, et contiennent également des sels minéraux et des métaux. Les détergents contiennent des matières minérales telles que les phosphates, qui entraînent la prolifération des algues ou phénomène d'eutrophisation dans le milieu naturel lorsque les effluents ne sont pas traités. Les eaux usées urbaines peuvent également contenir des eaux résiduaires d'origine industrielle ou artisanale. Néanmoins, ces dernières doivent subir un prétraitement leur donnant des caractéristiques comparables à celles des eaux usées domestiques pour permettre leur traitement en commun (Assaad, 2014).

#### **IV.7.1.2 Les fosses septiques :**

Les systèmes septiques sont conçus de sorte qu'une certaine partie des eaux usées est dégradée dans la fosse et qu'une autre partie est dégradée et absorbée par le sable et le sous-sol environnants. Les contaminants provenant de systèmes septiques et pouvant atteindre l'eau souterraine comprennent les bactéries, les virus, et les produits de nettoyage ménagers. Ceux-ci peuvent créer de sérieux problèmes de contamination et malgré cela sont mal surveillés et très peu étudiés.

Les fosses septiques sont conçues pour évacuer lentement les déchets humains sous terre à un rythme lent et inoffensif. Une fosse septique mal conçue, située, construite ou entretenue de manière incorrecte peut faire fuir des bactéries, des virus, des produits chimiques ménagers et d'autres contaminants dans les eaux souterraines, causant de graves problèmes (Atangana, 2018). Dans de nombreuses zones urbaines, l'élimination des déchets liquides par les fosses septiques, et les latrines est toujours pratiquée. Le rejet des déchets humains plus ou moins directement par les latrines et les fosses est encore courant dans de nombreuses régions du monde. Si aucune précaution sanitaire n'est prise, les déchets peuvent s'infiltrer directement dans le sol. Des fosses septiques fonctionnant mal et enfouies dans le sol peuvent déborder et déverser des liquides riches en azote dans la zone non saturée. Un accroissement de l'installation de fosses d'aisance est devenu inquiétant dans les pays en développement. Les fosses sont généralement des puits de 1,5 sur 1,5 m creusés à plusieurs mètres dans le sol. Pour éviter les nuisances à la surface du sol, des déchets liquides comme l'urine et les excréments humains, l'eau de lavage, etc. sont déversés dans ces puits. Alors que, dans le cas où les niveaux de liquide sont élevés, ils peuvent atteindre la nappe phréatique et contaminer les puits d'eau à proximité. Surtout dans les zones urbaines peuplées où leur densité est élevée, les fosses et les latrines peuvent contaminer les ressources en eaux souterraines locales de façon irréversible ou ingérable. Une défaillance du système septique fait éclater des eaux usées non traitées à la surface ou s'infiltrer dans les sols. Les fosses septiques constituent une source de contamination biologique et chimique (c'est-à-dire nitrates, détergents, produits pharmaceutiques, produits de soins personnels et huiles) dans les eaux souterraines. Ces systèmes sont connus pour être inefficaces dans l'élimination des nutriments (nitrates et phosphates) et, par conséquent, la migration des nutriments dans les eaux de source est directement liée à la capacité de rétention du sol entourant le champ de lixiviation de la fosse septique. En outre, les produits chimiques utilisés pour nettoyer ces systèmes peuvent créer des polluants supplémentaires qui pourraient finir par se retrouver dans les eaux souterraines (Postigo et al., 2017).

#### **IV.7.1.3 Les décharges et déchets solides :**

Les décharges sont les endroits où se produit l'enterrement des déchets. Pratiquement les décharges sont censées avoir une couche inférieure protectrice pour empêcher les contaminants d'atteindre l'eau souterraine. Cependant, s'il n'y a pas une telle couche ou si elle est fissurée, les contaminants provenant de la décharge (acide de batterie de voiture, peinture, nettoyants ménagers, etc.) peuvent pénétrer dans les eaux souterraines (Atangana, 2018). Les décharges contiennent des rejets solides d'origine domestique ou bien industrielle. Elles produisent suite à une fermentation anaérobie de la fraction organique des déchets un liquide qu'on appelle lixiviat. C'est une eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et surtout chimiquement de substances tant minérales qu'organiques (Ozanne, 1990). Ces eaux peuvent contaminer les nappes phréatiques, les eaux superficielles et les sols si elles ne sont pas récupérées et traitées avant leur rejet (Amhoud, 1997; Baun et al., 2000; Chofqi, 2004; Howard et al., 1996; Khattabi et al., 2002; Mejri et al., 1995).

En général, la génération des lixiviats représente une menace majeure pour la qualité des eaux souterraines. La composition des lixiviats dépend de plusieurs paramètres à savoir la nature et l'âge de la décharge, le type des déchets, la méthode d'enfouissement, la nature du site, les conditions climatiques, etc. (Blanchard et al., 1989; Khattabi, 2002; Leclerc, 1982; Matejka et al., 1994; Navarro et al., 1988). Cependant, la génération des lixiviats représente une menace majeure pour la qualité des eaux souterraines. Elles résultent des déchets liquides déversés dans la décharge et de la décomposition des déchets solides (amorçées par les précipitations et les ruissellements de surface). Par conséquent, l'élimination incorrecte des produits chimiques industriels et dangereux non traités dans les décharges municipales augmentera la présence de produits chimiques toxiques et dangereux dans les lixiviats. Les produits chimiques dangereux courants que l'on trouve dans les lixiviats des décharges et leurs panaches sont les métaux lourds et différentes classes de composés organiques. Elles sont caractérisées aussi par un pH compris entre 6 et 9, une teneur élevée en solides dissous totaux et une demande chimique en oxygène extrêmement élevée. Ils contiennent également des concentrations élevées d'anions et de cations inorganiques communs (par exemple, le bicarbonate, le sulfate, le fer, le manganèse, le sodium, le chlorure) et de la matière organique dissoute. En effet, la composition du lixiviat change avec le temps, montrant une tendance à la hausse de la valeur du pH du lixiviat jeune au lixiviat stabilisé (Postigo et al., 2017).

#### **IV.7.1.4 Les eaux et les boues traitées des stations d'épuration :**

L'utilisation des eaux usées traitées et des boues d'épuration sur les terres agricoles pour la production agricole est très bénéfique dans la mesure où elles fournissent des nutriments essentiels aux plantes. De plus, l'utilisation de l'eau récupérée contribue à soutenir les ressources en eau. Alors que, l'épandage des boues au sol contribue à améliorer la structure du sol. Cependant, ces pratiques représentent généralement un risque potentiel pour la qualité des eaux souterraines, car elles peuvent introduire des produits chimiques qui ont résisté aux traitements dans l'aquifère. En fait, en plus des produits chimiques inorganiques, des composés organiques récalcitrants peuvent également être trouvés dans l'eau traitée et les boues. Aussi, le profil des produits chimiques organiques présents dans l'eau traitée est différent de celui des boues. À cet égard, des composés organiques moyens à très polaires se trouvent couramment dans les eaux usées traitées, tandis que des composés organiques plus hydrophobes sont généralement présents dans les boues stabilisées. Par conséquent, en raison de leurs propriétés physico-chimiques, les composés présents dans l'eau récupérée sont plus susceptibles de se mobiliser et migrer vers le bas jusqu'à la nappe phréatique que ceux trouvés dans les boues d'épuration, qui sont plutôt sobres sur les particules du sol (Postigo et al., 2017). En effet, lorsque les effluents doivent être réutilisés pour l'irrigation, les effets sur la santé publique et agronomique doivent être pris en compte, ainsi que l'évaluation de leur impact probable sur les eaux souterraines. Les considérations de santé publique se concentrent sur la présence d'organismes pathogènes dans l'effluent (Pescod and Alka, 1985) qui peuvent être transportés avec l'eau d'irrigation. Cependant, les eaux usées municipales peuvent également contenir des oligo-éléments, et des composés organiques dangereux (Foster et al., 1994). Comme dans le cas de l'assainissement sans égouts, la probabilité que des agents pathogènes atteignent la nappe phréatique dépend en grande partie de leur durée de survie et de leur rétention ou adsorption dans le sol. Des recherches réalisées par (Geake et al., 1986) ont démontré que dans les conditions du sol et les pratiques d'irrigation. En fait, l'inefficacité d'élimination des bactéries fécales pathogènes est plus grande sous les terres cultivées que sous les lagunes de stabilisation des eaux usées.

#### **IV.7.2 La pollution agricole :**

L'agriculture est peut-être l'une des activités humaines les plus répandues qui peuvent affecter les eaux souterraines à cause de lessivage des intrants, bien que la foresterie puisse également avoir des effets négatifs sur cette ressource. Les pratiques agricoles impliquées comprennent les cultures, l'élevage de bétail et de volaille, en plus de la pisciculture et de

l'exploitation forestière, etc. L'utilisation d'engrais et de pesticides, le stockage et l'élimination du fumier, le stockage de matériaux et un grand nombre d'autres activités engendrent le risque que les eaux souterraines et les ressources peuvent encourir. Bien que les activités se déroulent à la surface du sol, l'infiltration de la pluie et de l'eau d'irrigation peut entraîner les contaminants associés jusqu'aux eaux souterraines. En particulier, le caractère diffus de l'application des engrais, les pesticides et le fumier peut contribuer à une contamination grave de grandes parties d'un système d'eau souterraine. Contrairement au contrôle de la contamination ponctuelle, les mesures à prendre pour gérer les dangers provenant de sources agricoles diffuses et les pratiques forestières sont généralement beaucoup plus compliquées (Zaporozec, 2004).

La pollution agricole touche à la fois les eaux superficielles et les eaux souterraines. Le lessivage des engrais et des produits phytosanitaires utilisés en agriculture entraîne la contamination des ressources en eau par les pesticides et leur enrichissement en matière nutritive induisant le phénomène d'eutrophisation (Echihabi et al., 2002).

L'agriculture n'a reçu une attention sérieuse en tant que source de contamination des eaux souterraines qu'au cours des dernières décennies en raison de l'accent mis sur les problèmes de pollution industrielle et urbaine dans de nombreux pays développés. Cependant, les pratiques agricoles présentent souvent d'importantes sources de pollution des eaux souterraines et entraînent des risques d'ordre sanitaires. La contamination par les nitrates est déclarée dans de nombreuses régions du monde, principalement en raison de la grande superficie de terres utilisées pour l'agriculture et de l'utilisation d'engrais chimiques et de fumier animal pour améliorer les rendements des cultures. En outre, l'utilisation du fumier animal et l'élimination des déchets du bétail peuvent également contaminer les eaux souterraines avec des agents pathogènes. Une large gamme de pesticides utilisés en agriculture pour lutter contre les mauvaises herbes, les insectes, les nématodes et les champignons dans les cultures peuvent aussi polluer les eaux souterraines. En outre, le déboisement des terres pour l'agriculture peut également entraîner des problèmes d'altération de la qualité des eaux souterraines en raison des changements des conditions hydrologiques. Ces problèmes sont amplifiés au cours des dernières décennies avec l'intensification générale de l'agriculture pour nourrir la population mondiale croissante (Schmoll et al., 2006).

#### **IV.7.2.1 Utilisation des produits fertilisants :**

Le fumier animal et les excréments humains ont probablement été utilisés comme source de nutriments pour améliorer le rendement des cultures depuis le début de l'agriculture il y a plus de 4000 ans. Ils sont encore largement utilisés comme engrais dans les pays en

développement, où les engrais chimiques sont souvent chers et peu disponibles. Le fumier animal est également toujours utilisé dans les pays développés pour réduire les coûts des engrais et comme méthode d'élimination des déchets animaux, en particulier de l'élevage intensif. Ils sont également réintroduits dans l'agriculture comme alternatives aux engrais chimiques grâce à la popularité croissante des méthodes d'agriculture biologique. Les engrais chimiques, en revanche, , malgré leur application depuis 100 ans, ne sont largement disponibles que depuis 50 ans (Schmoll et al., 2006).

Toutefois, les déchets d'origine animale sont déposés sur les terres agricoles soit pour servir d'engrais ou pour être stockés et désintégrés dans un environnement naturel. Ils comprennent le fumier solide, le fumier liquide, le lisier, l'eau de fumier, la paille et le compost (Vrba et Romijn, 1986).

D'autre part, les engrais inorganiques utilisés pour stimuler la croissance des cultures contiennent généralement de la potasse, de l'azote et des composés phosphorés. L'application de ces composés enrichit le sol en potassium, calcium, chlorure, nitrate et phosphate. D'autres substances inorganiques peuvent également être ajoutées au sol : par exemple, le magnésium, le sulfate et des métaux comme le cobalt, le molybdène et le cuivre. La plupart des composés de potasse et d'azote sont très solubles et peuvent atteindre la nappe phréatique s'ils sont appliqués en quantités excessives. Les composés du phosphore sont généralement insolubles et restent fixés dans la structure du sol ou ils sont emportés par l'eau de surface. Les métaux sont solubles dans un environnement acide, mais il n'est pas certain que ces éléments atteindront la zone saturée, car ils peuvent être fixés dans la zone insaturée par complexation. Lorsqu'ils sont appliqués en quantités excessives sur le terrain ou mal entreposés dans des stocks, les engrais inorganiques peuvent conduire à des concentrations inacceptables, voire toxiques, de constituants chimiques dans les systèmes d'eaux souterraines locaux, régionaux et même nationaux (Zaporozec, 2004).

#### **IV.7.2.2 La salinisation :**

L'augmentation de la salinité résultant des effets de l'agriculture irriguée est l'une des formes les plus anciennes et les plus répandues de pollution des eaux souterraines (Meybeck et al., 1990). Dans de nombreux cas, mais pas tous, la salinisation est liée à la faible efficacité de l'irrigation et au manque de mesures de drainage appropriées. Une irrigation excessive sans drainage adéquat peut entraîner une élévation du niveau des eaux souterraines, ce qui entraîne une salinisation des sols et des eaux souterraines par évapotranspiration phréatique directe. Le surplus d'irrigation à la surcharge en sels de lixiviation dans le sol ne fait que transférer le problème aux eaux souterraines sous-jacentes. Des contributions supplémentaires à

l'augmentation de la salinité peuvent provenir de la dissolution des sels du sol et des matériaux aquifères par la montée des eaux souterraines. En outre, l'infiltration considérablement accrue des terres irriguées qui lessivent les sels présents dans les sols désertiques ou semi-désertiques (Chapman, 1996).

La salinisation se produit sous l'effet combiné d'un mauvais drainage et d'un taux élevé d'évaporation, qui concentre les sels dans les terres irriguées. Le phénomène se produit principalement dans les régions arides ou semi-arides. En fait, plusieurs facteurs influencent la salinité, notamment la profondeur de la nappe phréatique, les caractéristiques capillaires du sol et les pratiques de conduite de l'irrigation, notamment la quantité d'eau apportée en excès de l'évapotranspiration effective des plantes pour lessiver les sels (Young et Horner, 1986).

#### **IV.7.2.3 La pollution par le Nitrate :**

Le nitrate est parmi les polluants les plus communs et les plus répandus dans les eaux souterraines. La pollution diffuse est engendrée par les activités agricoles et des bétails qui présentent les principales sources de concentrations élevées de nitrates dans les eaux souterraines (Kristensen et al., 2003; Nolan et al., 1997). L'azote est un nutriment essentiel pour améliorer la croissance des plantes, ce qui a encouragé à l'usage intensif des engrais à base d'azote pour stimuler la production agricole.

Plus de 90% de l'azote dans le sol est organique, composant les tissus végétaux ou animaux ou l'humus originaire de la décomposition et biotransformation de leurs résidus après la mort (Canter, 2019). Le nitrate dans les eaux souterraines dans les zones agricoles peut provenir provenant des sources suivantes:

- Le dépôt atmosphérique d'ammonium et de nitrate
- fixation de l'azote par les plantes
- L'azote dans le fumier
- azote dans les engrais (Johansson, 2000)

On prend un exemple du Maroc, la demande agricole s'élève à près de 4 milliards de mètres cubes, avec 32% de la demande totale agricole. Ainsi, l'agriculture contribue à la pollution des nappes à cause de l'utilisation parfois irrationnelle des engrais et des pesticides que les agriculteurs apportent aux sols afin d'augmenter la productivité de la parcelle

Bitareet al. (2013) ont rapporté que la quantité d'azote lessivée vers la nappe ou ruisselée vers les cours d'eau est évaluée à environ 10%, ainsi environ 3500 tonnes de nitrates, provenant des engrais, parviennent à la nappe du Tadla par lessivage. Par ailleurs, ils rapportent que la pollution due aux pesticides a été estimée à 2.2 tonnes par an.

#### **IV.7.2.4 Lessivage de nitrate et la dénitrification :**

Le nitrate est très soluble dans l'eau et n'est pas facilement adsorbé par le sol, de sorte qu'il est généralement très mobile dans l'environnement souterrain (Saracino, 2002). Le lessivage de nitrate vers les eaux souterraines, que l'on peut également nommer lixiviation, se produit en période d'excès hydrique lorsque la réserve en eau du sol est saturée. La lixiviation des nitrates est un processus physique naturel, qui s'amplifie lorsque le cycle de l'azote est perturbé par certaines pratiques agricoles et certains changements d'occupation du territoire (Guillaume, 2008). Les fuites de nitrate provenant des terres agricoles peuvent être particulièrement identifiées dans les aquifères peu profonds, même dans des bons sols agricoles (Johansson, 2000).

Les processus qui contrôlent le cycle de l'azote dans le sol, et donc les quantités d'azote, sont nombreux, mais les plus importants sont : l'absorption d'azote par les plantes, les apports d'engrais azotés (minéraux et organiques), la distribution, la minéralisation, ainsi que la nitrification et la dénitrification. La concentration en nitrate du sol à un moment donné est le résultat de l'ensemble de ces processus (Guillaume, 2008).

Lorsque l'application d'engrais d'azote est supérieure à la demande de la plante et à la capacité de dénitrification de l'azote du sol, l'azote finit par lixivier vers les eaux souterraines, généralement sous forme de nitrate, une forme très mobile avec peu de sorption (Hatch et al., 2002; Wolfe et Patz, 2002). En fait, une fois que l'azote pénètre dans le sol, il subit plusieurs transformations biochimiques avant lixiviation dans les eaux souterraines principalement sous forme de nitrate. Les pertes dans l'agriculture moderne représentent couramment 10 à 30 % des additions d'azote. Le transport et le destin de l'azote dans l'environnement souterrain dépendent de la forme de l'azote entrant, les processus bio-physico-chimiques impliqués dans la transformation d'une forme d'azote à une autre. Selon les sources, l'azote peut infiltrer dans l'environnement souterrain sous des formes organiques ou inorganiques. En effet, l'azote des engrais chimiques sera typiquement transformé en ammonium ou de nitrate (Meisinger et al., 2006).

#### **IV.7.2.5 Impact de l'irrigation :**

L'irrigation est largement utilisée en agriculture comme moyen de rendre des terres improductives autrement opportunes à l'agriculture ou pour augmenter considérablement la productivité agricole.

Cependant, cette activité peut affecter la qualité des eaux souterraines en modifiant l'équilibre hydrique et salin des profils du sol, ce qui peut à son tour modifier les



caractéristiques physiques et chimiques du sol. Les grands volumes d'eau utilisés pour l'irrigation sont généralement entre 5000 et 15 000 m<sup>3</sup> par an et par hectare (Romijn, 1986).

Les flux de retour d'irrigation sont responsables de la détérioration de la qualité des eaux souterraines dans un grand nombre de pays, en particulier dans les régions semi-arides et arides. Lorsqu'une culture est irriguée, environ la moitié aux deux tiers de l'eau d'irrigation appliquée est absorbée par le sol et par les plantes ou perdue par évaporation. L'excès d'eau s'infiltre dans les eaux souterraines et ce flux de retour entraîne une concentration accrue de sels. Progressivement, après des irrigations répétées, la teneur en solides dissous des eaux souterraines augmentera. Outre les sels, le flux de retour lessive aussi les engrais, les pesticides et les déchets animaux. De nombreux pays, dont les États-Unis, l'Inde et la Chine, ont signalé des cas de dégradation de la qualité des eaux souterraines et de contamination amplifiés par les retours d'irrigation (Zaporozec, 2004).

En plus des problèmes de salinité, l'irrigation peut introduire un certain nombre de contaminants dans les eaux souterraines qui peuvent affecter la santé humaine. Plus la quantité d'eau utilisée pour l'irrigation augmente plus le risque de lessivage des nitrates et des pesticides et d'autres contaminants augmentent dans les zones irriguées que plus loin dans des zones non irriguées avoisinantes.

#### **IV.7.3 La pollution industrielle :**

L'eau est utilisée par l'industrie de nombreuses manières - pour le nettoyage, le chauffage et le refroidissement et la production de vapeur, comme solvant et aussi pour le transport de substances dissoutes, ou même comme élément constitutif du produit industriel. La quantité d'eau prélevée par l'industrie est généralement beaucoup plus importante que la quantité réellement consommée (Magrath, 2007). Dans les zones où les ressources en eau de surface sont rares, les eaux souterraines sont utilisées pour répondre à la demande industrielle. Néanmoins, avec la difficulté d'identifier exactement les quantités prélevées des eaux souterraines par l'industrie, on estime toujours qu'elles sont similaires à celles utilisées pour l'agriculture (Survey, 2008). De nombreuses installations industrielles utilisent des pratiques qui ont toujours été associées à la contamination des eaux souterraines, telles que la production, le traitement ou la manipulation des métaux, du pétrole, des peintures et des revêtements, du caoutchouc et des plastiques, des composants électriques, des produits pharmaceutiques, des pesticides, des solvants non chlorés et chlorés, du papier, encres et colorants, tissus, adhésifs, engrais, produits de préservation du bois, blanchisserie / nettoyage à sec et explosif. Les activités industrielles dans les zones de recharge des eaux souterraines

ont un potentiel important d'affecter de vastes zones d'eaux souterraines locales ou régionales en raison des opérations régulières (par exemple l'élimination des déchets, le stockage des matériaux) ou des événements indésirables passagers (par exemple les déversements, les fuites).

En général, les rejets industriels sont caractérisés par leur très grande diversité, selon la nature d'usage d'eau au cours du processus industriel on trouve les contaminants suivants en fonction de l'activité industrielle :

- Des matières organiques et des graisses (abattoirs, industries agroalimentaires...).
- Des hydrocarbures (industries pétrolières, transports).
- Des métaux (traitement de surface, métallurgie).
- Des acides, bases, produits chimiques divers (industries chimiques, tanneries...).
- Des eaux chaudes (circuits de refroidissement des centrales thermiques).
- Des matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets médicaux radioactifs) (Assaad, 2014).

#### **IV.7.3.1 Les rejets industriels :**

Les activités définies comme industrielles peuvent inclure une grande variété d'installations commerciales, publiques, gouvernementales ou militaires à grande ou à petite échelle qui sont engagées dans la fabrication, le traitement chimique, la production d'électricité ou des services auxiliaires (USEPA, 1999). Dans de nombreux cas, l'effet global de plusieurs petites installations industrielles locales, ou même les effets d'une seule petite installation ont gravement affecté la qualité des eaux souterraines, avec des impacts sur l'approvisionnement en eau potable.

Les activités industrielles produisent des déchets qui peuvent se présenter sous forme solide ou liquide. Ces déchets peuvent être déversés à la surface du sol ou dans des fosses sur le site d'une usine ou à proximité. Les déchets peuvent également être transportés vers des décharges spéciales ou des incinérateurs. Les lixiviats qui s'accumulent dans les décharges de déchets industriels peuvent former des sources ponctuelles de contamination des eaux souterraines (Bernardes et al., 1991).

Les déchets liquides et les eaux usées des industries peuvent être rejetés à la surface du sol ou dans des cours d'eau ouverts, ou stockés dans des bassins couverts, avant ou après des prétraitements. Par la suite, les déchets sous forme de sous-produits industriels, l'eau de traitement, l'eau de nettoyage et les effluents d'eaux usées peuvent s'infiltrer de la surface du sol ou des ruisseaux ouverts loin des bassins d'élimination. Il existe un certain nombre de cas

où ses bassins ne sont pas étanches ou recouverts ou le revêtement a été mal installé (Wang et al., 1998). La mauvaise manipulation de l'élimination des déchets solides et liquides des mines et des usines, les accidents et les fuites peuvent constituer des sources de contamination. Ces sources pourraient être situées à la surface du sol, dans la zone non saturée, ou même en dessous de la nappe phréatique elle-même. Principalement, mais pas exclusivement, ce sont des sources ponctuelles qui peuvent entraîner des contaminants bien définis dans le système d'eau souterraine. Surtout au cours des dernières années, de nombreux efforts ont été déployés tant dans les pays développés que dans les pays en développement pour identifier ces sources de contamination (Zaporozec, 2004).

#### **IV.7.3.2 Les caractéristiques des rejets industriels :**

Les contaminants organiques et inorganiques peuvent atteindre les eaux souterraines plus facilement en raison du rejet à la surface du sol et de la lixiviation subséquente à travers et à partir des sols, ou par les rejets souterrains des réservoirs, des étangs, des pipelines souterrains, des puits d'injection et des structures similaires (Canter et al., 1987; USEPA, 1999). Les problèmes et les caractéristiques de contamination liés à des produits chimiques individuels peuvent être aggravés par des événements tels que des incendies ou des explosions qui provoquent souvent des changements majeurs dans les structures chimiques, les propriétés chimiques et la distribution des rejets industriels.

L'industrie du cuir, par exemple, produit des déchets solides et liquides qui pourraient contenir de fortes concentrations de chrome, de carbone organique, d'azote, de chlorure de sodium et de solvants chlorés, selon les procédés de production utilisés et les méthodes d'élimination des déchets (Armienta et Quere, 1995; Chilton et al., 1998).

Les déchets générés par les stations d'épuration des eaux usées des industries agroalimentaires constituent une source importante de matière organique et d'éléments fertilisants. Les effluents issus de la transformation laitière sont caractérisés par des charges élevées de matière organique. En effet, les effluents de laiterie contiennent essentiellement de l'eau et du lait ou des résidus de produits laitiers dilués. Les produits de nettoyage peuvent également être à l'origine de taux élevés de phosphore. De plus, la qualité des effluents dépend des produits finis fabriqués sur le site.

Un autre exemple des industries qui engendrent des effluents pouvant contaminer les eaux souterraines sont ceux de production des huiles générant les margines. Les margines sont des eaux considérées très polluantes, car fortement chargées en matières organiques, elles affectent particulièrement la qualité des eaux dans lesquelles elles sont

déversées(Papanikolaou et al., 2008). Ces rejets liquides causent de sérieux dégâts environnementaux.

Les mauvaises odeurs, introduites par les margines, provoquent une pollution considérable de l'air par les gaz produits surtout lors du traitement(Lacomelli, 2000). Ainsi la teneur élevée en polyphénols dans les margines participe fortement à la pollution de l'environnement(Leulmi, 2011). Elles créent d'importantes nuisances et perturbations du milieu récepteur. Ces effluents sont acides et extrêmement chargés en matières organiques qui contiennent essentiellement des composés phénoliques provenant de la pulpe d'olive(Vazquez-Roncero et al., 1974)

#### **IV.8 Conclusion :**

Les activités anthropiques libèrent de nombreux contaminants dans l'environnement. La contamination des eaux souterraines est un problème très important, car il s'agit de la ressource d'eau douce la plus importante d'un point de vue quantitatif que qualitatif. Une protection efficace des eaux souterraines contre les sources de pollution doit tenir compte de la vulnérabilité des aquifères et de la délimitation des zones de protection des eaux souterraines. Cette dernière est une pratique bien établie dans les pays développés, au moins pour la protection des eaux souterraines utilisées pour le captage de l'eau potable, mais elle reste un défi dans les pays moins développés à cause de plusieurs contraintes tel un manque d'étude ou d'informations hydrogéologiques souterraines détaillées et manque des ressources économiques qui empêche sa mise en œuvre. En particulier dans les pays en développement, l'utilisation durable des eaux souterraines nécessite un programme de gestion et de surveillance.

## **Chapitre 2 : Matériels et Méthodes**

# I. Présentation de la zone d'étude (la plaine de Tadla)

## 1 Introduction :

La plaine du Tadla se situe à 200 Km au Sud-Est de Casablanca, à une altitude moyenne de 400 m et couvre une superficie d'environ 3600 km<sup>2</sup> (Béni Amir avec 36000 Ha et Béni Moussa avec 69500 Ha), et inclinée de l'Est vers l'Ouest. Elle est limitée au Nord par le plateau des phosphates, à l'Est le Tadla rétrécit en coin entre le plateau de Oued Zem et la retombée du Moyen Atlas, à l'Ouest elle est limitée par la Bahira au niveau de Oued Elabid et au Sud la Plaine est limitée par le Haut Atlas central (Figure 3).

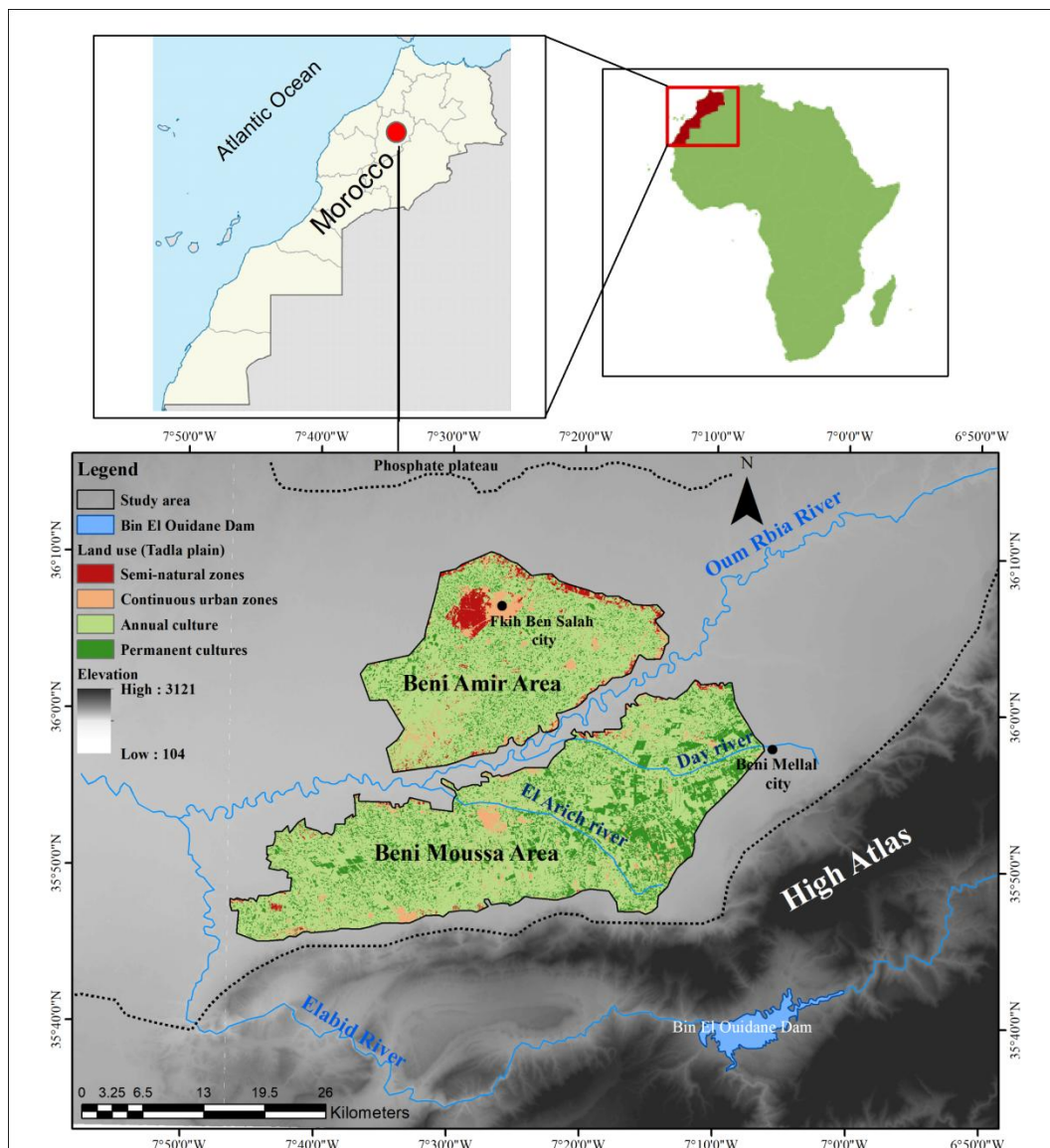


Figure 3: La zone d'étude la plaine de Tadla.

La Plaine de Tadla présente une topographie généralement régulière à une altitude moyenne de 400 m, avec une pente douce strictement inférieure à 10 degrés. Néanmoins au niveau des lits des oueds (Oum Errabia) et le piémont, on admet l'apparition des cônes de déjection. Elle se caractérise par l'un des plus grands Oueds du Maroc, c'est l'Oum Errabia qui divise la Plaine de l'Est vers l'Ouest en deux zones hydrauliquement indépendantes les Béni Amir à la rive droite (vers le Nord) et les Béni Moussa la rive opposée de l'Oued (vers le Sud).

## 2 La géologie :

D'après (Etienne, 1975)s, la plaine est constituée par une vaste dépression synclinale remplie de dépôts mio-plio-quaternaires (figure 4 et 5). Vers le Nord, le Haut Atlas calcaire plissé domine abruptement la plaine en raison d'un système de failles et, probablement, de déversements et de charriages importants. D'abord de direction NE- SW d'El-Ksiba à Béni Mellal, la bordure atlasique s'oriente E-W de Béni Mellal aux environs de Bzou où la plaine de la Tessaoute pénètre profondément en direction du Sud (à l'Ouest de Bzou). Sur la bordure, l'essentiel des affleurements consiste en des calcaires du Lias reposant généralement sur des formations tertiaires ou crétacées.

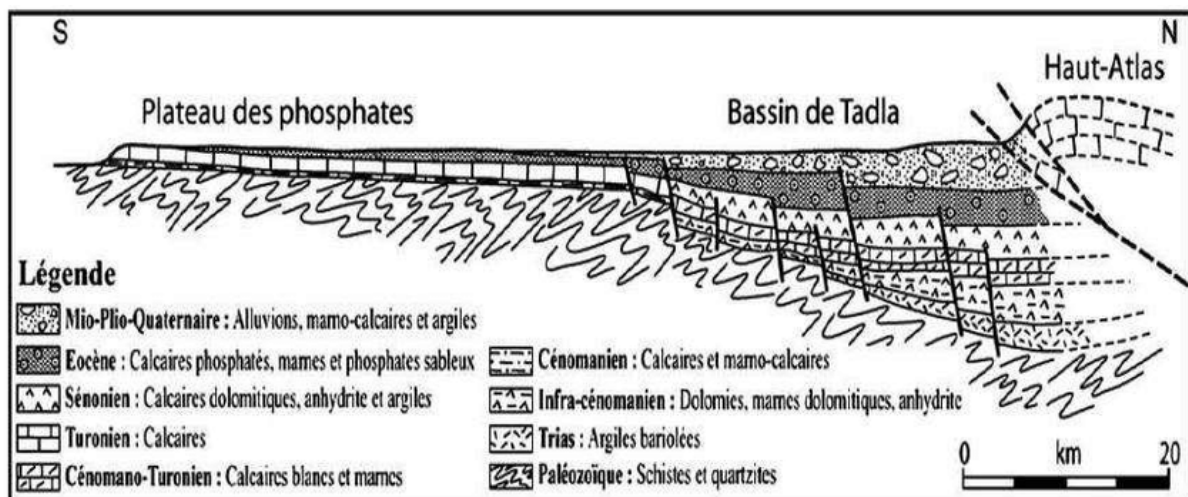


Figure 4: Coupe géologique montrant la structure du système aquifère de Tadla et l'articulation Plaine de Tadla et Haut atlas central (L. Bouchaou, 1995)

Le Mio-Pliocène couvre des faibles surfaces, situé dans l'Est de la ville de Fquih Ben Saleh et surtout le long de la zone du piémont de l'Atlas. Il est constitué essentiellement par des calcaires lacustres.

Le Quaternaire ancien est formé par des calcaires lacustres (région de Ouled Zidouh) et des conglomérats à éléments siliceux, localement consolidés (entre Béni Chegdal et Béni Oukil et au Nord-Est de Fquih Ben Salah). Il comprend aussi des limons, des calcaires, des marno-calcaires et des conglomérats lacustres. Ces formations sont attribuées à l'Amirien. De nombreux cônes de déjection en bordure de l'Atlas ainsi que les terrasses moyennes et hautes de l'Oum Errabia sont aussi attribuées à l'Amirien. De même, pendant le Tensiftien (Quaternaire moyen) on admet des terrasses de l'Oum Errabia et des cônes de déjection (Etienne, 1975).

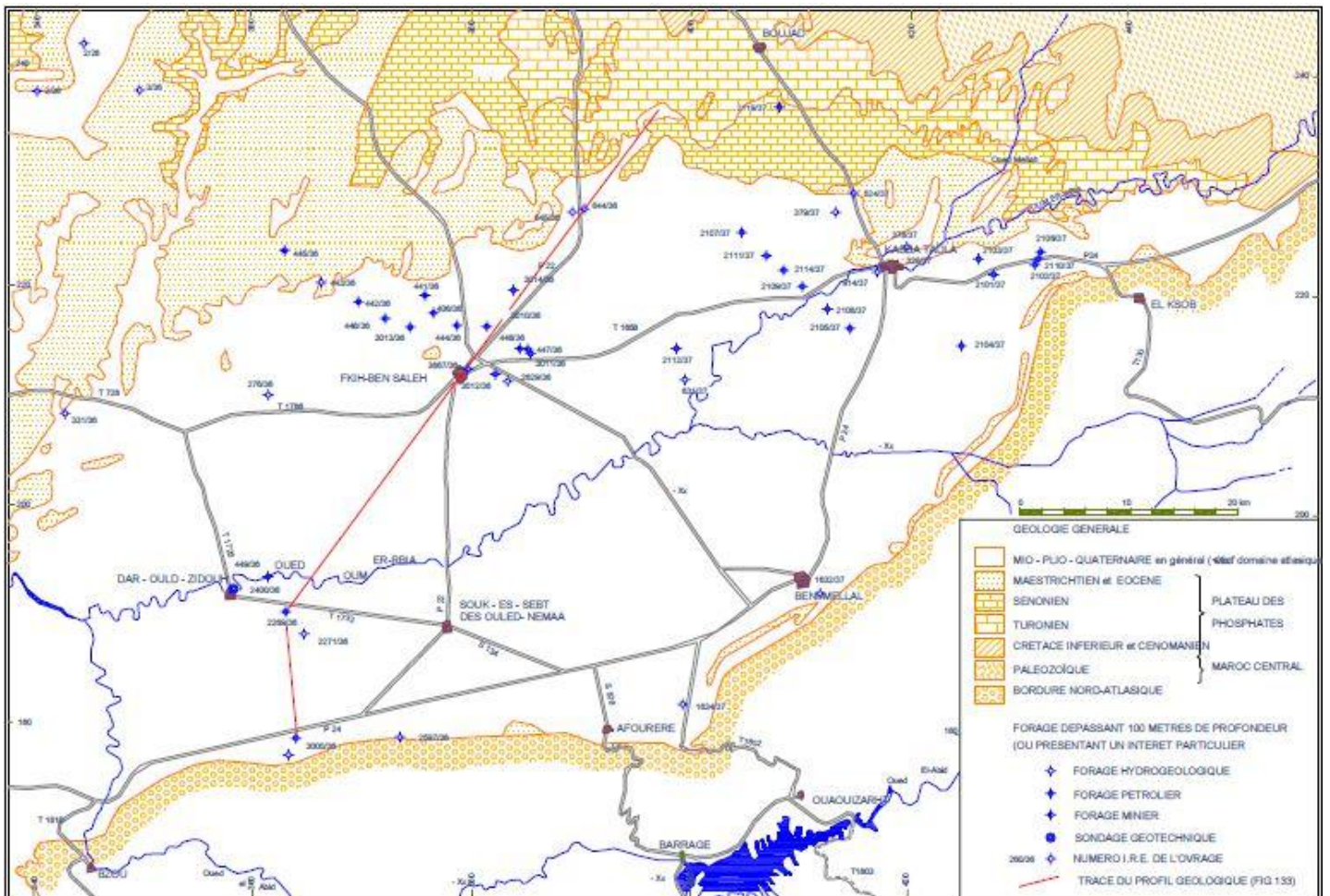


Figure 5 : La carte géologique de la zone d'étude (Etienne, 1975)

### 3 La pédologie :

Différents types de sols se rencontrent dans le bassin du Tadla (Figure 6). Ce sont, par ordre d'importance : les sols isohumiques conditionnés par les caractéristiques climatiques régionales, puis les sols dus à des conditions locales : sols à sesquioxydes, sols calcimagnésiformes, vertisols et sols hydromorphes. Sous les conditions d'altération, une partie des matériaux érodés s'accumule juste au voisinage des montagnes au fond des vallées



est donnant des sols peu évolués, c'est le cas des sols existant sur les basses terrasses de l'Oum Errabia et au niveau des zones à alluvions récentes au payement du Moyen Atlas.

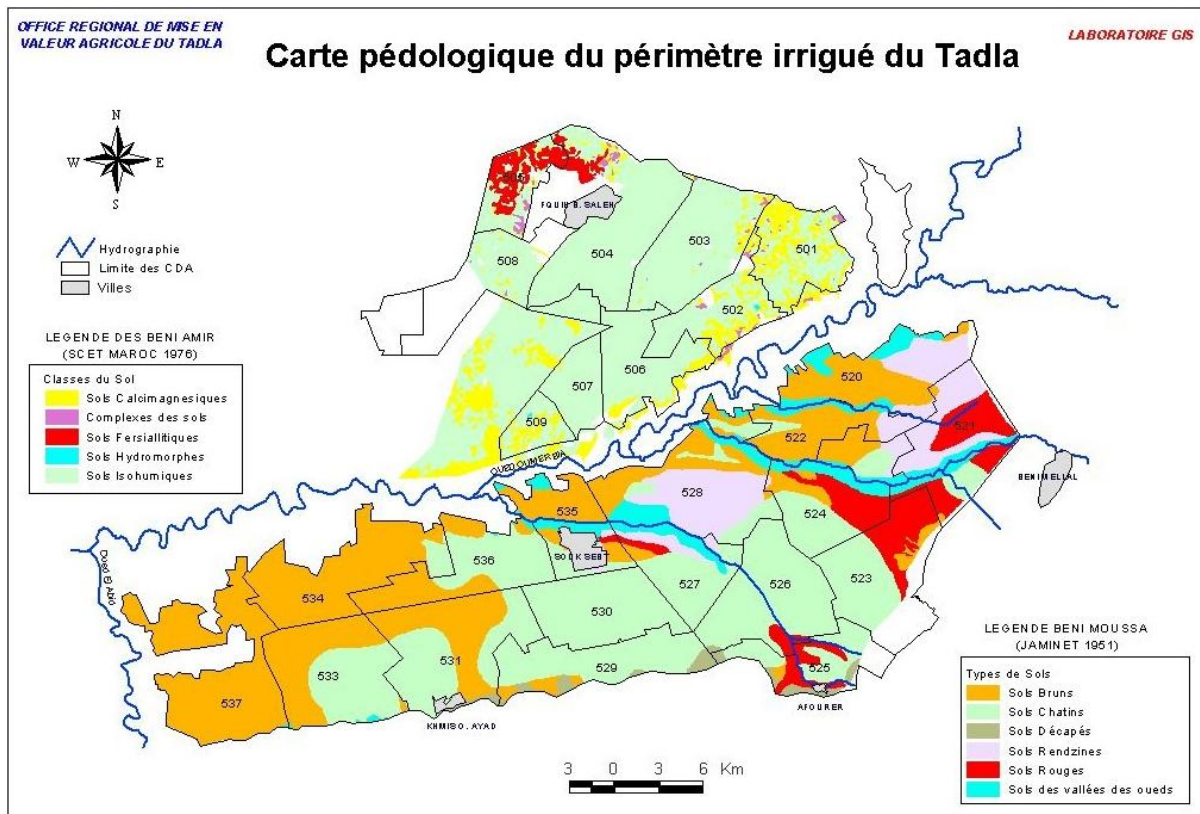


Figure 6 : La carte pédologique de la plaine de Tadla (ORMVAT, 1970)

Selon les chercheurs (Etienne, 1975; Massoni, 1967), les sols isohumiques (généralement sols bruns et châtaîns subtropicaux) sont de loin les plus répandus, ils ont la capacité de supporter la plupart des cultures. Cependant, les sols à sesquioxydes qui ne supportent que de maigres cultures s'étalant sur les périmètres de la Plaine du Nord-Ouest de la ville de Fquih Ben Saleh et au Nord de Kasba Tadla en plus de faibles surfaces dans les parties Est-Nord-Est et Ouest-Sud-Ouest de Béni Mellal. Néanmoins, les sols calcimagnésiformes se situent particulièrement le long des oueds Oum Errabia et Derna.

À l'Est des Ouled Jabri, Ouled Mbark et la partie Nord de Irhrem El Alam se caractérisent par des sols cultivables souvent tirsifiés (les vertisols). Entre ces deux zones on trouve des sols isohumiques et des sols peu évolués reposant sur les poudingues des cônes de déjection. Les sols de type hydromorphes se trouvent dans les fonds des vallées ou d'anciens marécages mal drainés (Oued Day, marécages d'El Arich).

## **4 Climatologie :**

Le climat de la plaine du Tadla est de type semi-aride à aride, à caractère continental avec une saison sèche d'avril à octobre et une saison humide de novembre à mars. Néanmoins, dans les dernières années cette organisation saisonnière devient irrégulière sous l'effet des changements climatiques. Deux facteurs agissant en sens contraire, précipitations et températures, conditionnent le climat semi-aride et continental de la plaine du Tadla (Etienne, 1975; Massoni, 1967).

### **4.1 Pluviométrie :**

Les précipitations sont réparties irrégulièrement dans le temps et dans l'espace. En effet, la pluviométrie annuelle d'une station peut varier de 1 à 2.5 mm (Béni Mellal). Bien que la zone de piémont est relativement bien arrosée (Béni Mellal en particulier), une diminution très nette des précipitations s'observe d'une part d'Est en Ouest, d'autre part de l'Atlas vers l'Oum Errabia, passant d'une moyenne annuelle de 590 mm pour Béni-Mellal à 329 mm pour Dar Ould Zidouh (Etienne, 1975; Massoni, 1967).

### **4.2 Températures :**

Les températures sont sujettes à de très importantes variations saisonnières. En hiver, on peut mesurer des températures comprises entre 0 et 5°C, alors que les maxima d'été se situent toujours entre 38 et 42°C. Par ailleurs les amplitudes journalières peuvent dépasser 20°C. Dans l'espace, la moyenne générale des températures s'élève de Béni Mellal en direction de Dar Ould Zidouh où s'étend, le long de l'Oum Errabia, une zone d'aridité bien marquée se poursuivant jusqu'à l'Est de Kasba Tadla.

Les autres caractères météorologiques jouant un rôle déterminant sont l'ensoleillement (avec une moyenne de 5 heures en hiver contre 12 heures en été). Les vents, parfois violents, en général s'orientent de NW à SW. L'hygrométrie pouvant atteindre en été des valeurs très basses (jusqu'à 10 % d'humidité relative), avec une évaporation intense en été. À Béni Mellal, la quantité moyenne annuelle évaporée est de l'ordre de 1800 mm. Elle peut atteindre 2200 mm dans les années sèches, tandis qu'elle se situe aux environs de 2300 mm à Kasba-Tadla. Les mois les plus concernés sont juillet et août : moyenne mensuelle comprise entre 250 et 300 mm pour Béni Mellal et entre 300 et 350 mm pour Kasba-Tadla (Etienne, 1975; Massoni, 1967).

### **4.3 Vent :**

D'après les relevés de la station de Kasba Tadla, les vents les plus fréquents d'octobre à mai sont les vents du NE, et sont secs et froids. Tandis que, les vents du SW apportent les pluies. De mai à octobre, le vent souffle principalement du SW et de l'W, mais il est alors sec et chaud. Les vents du SE sont souvent très secs et très chauds (Chergui), bien que relativement peu fréquents, ils sont d'une certaine importance, au moins économique, car ils peuvent provoquer de graves dégâts aux cultures (Etienne, 1975; Massoni, 1967).

## **5 Hydrologie :**

Le réseau hydrographique du Tadla est caractérisé par l'Oued Oum Errabia sur environ 160 kilomètres (Figure 7), qui est le deuxième fleuve du Maroc après le Sebou et auquel s'ajoutent les affluents Oued Derna et Oued El Abid. Il prend sa source dans les hauts plateaux calcaires du moyen Atlas à 26 km au Nord- Est de Khénifra où une quarantaine de sources vaclusiennes sont à son origine. L'Oued Srou, principal affluent du cours supérieur draine un bassin versant. L'Oued El Abid, situé sur la rive gauche de l'Oum Errabia, déverse son eau sur la plaine. À l'entrée de la plaine, le débit moyen de l'Oued Oum Errabia est de 10 m<sup>3</sup>/s en période estivale. L'Oued El Abid présente un débit moyen annuel de 32 m<sup>3</sup>/s. Les eaux de cet affluent sont régularisées par le barrage Bin El Ouidane d'une capacité totale de 1 500 millions de m<sup>3</sup> d'eau. Oum Errabia divise la plaine en deux sous périmètres hydrauliquement indépendants, le Béni Amir au nord et Béni Moussa au sud (Kwelde, 2006).

## **6 Hydrogéologie :**

Dans la zone d'étude, on distingue la nappe libre et la nappe captive. La nappe libre circule sous un sol perméable. Au-dessus de la nappe, les pores du terrain perméable sont partiellement remplis d'eau. Le sol n'est pas saturé et les eaux de pluie peuvent toujours l'imprégner d'avantage, ainsi le niveau de la nappe peut monter ou baisser. La nappe captive est située entre deux couches imperméables où le niveau ne peut monter. Le lien entre ces nappes est la surface correspondant à la zone où la couche imperméable affleure. La nappe captive se renouvelle plus lentement que la nappe libre, et en général, d'une profondeur allant à quelques centaines de mètres et plus. En fait, la pression est parfois suffisante pour que le creusement d'un puits puisse permettre à l'eau de jaillir en surface : il s'agit d'une nappe artésienne.

Selon (Archambault, 1972), le complexe aquifère du Tadla se présente sous forme d'une superposition de plusieurs nappes qui sont du bas vers le haut (Figure 7) : la nappe du

primaire, la nappe du céno-manien, la nappe du turonien, la nappe du sénonien, nappe de l'éocène et les nappes du mio-plio-quaternaire (nappes phréatiques de Béni Moussa et de Béni Amir).

Dans la zone de Tadla, chaque aquifère occupe une couche géologique. Le système hydrogéologique est donc un système multiaquifère.

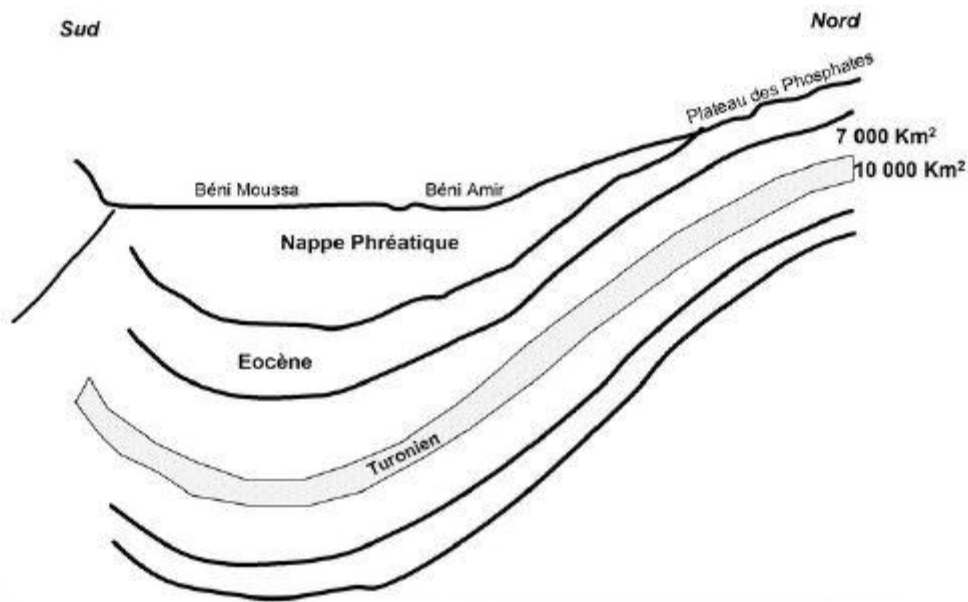


Figure 7 : Coupe de superposition des aquifères de la plaine de Tadla (Archambault, 1972)

### 6.1 Béni Amir :

La nappe phréatique du périmètre de Béni Amir s'écoulant du NE vers le SW, a une forme elliptique, et circule dans un complexe d'âge plio-quaternaire. Ce dernier correspond à une série continentale fluviolacustre très hétérogène s'étendant sur environ 600 Km et composée essentiellement par des alternances de marnes, de calcaires plus ou moins marneux et de conglomérats polygéniques à ciment argileux. Des limons localement à concrétions calcaires, et des conglomérats attribués au Quaternaire surmontent ces alternances. Cette nappe est renfermée dans des formations superficielles peu perméables. Son mur se situe au sommet d'une formation phosphatée éocène à une profondeur de 90 m correspondant à des argiles dolomitiques. Son épaisseur croit du nord vers le sud, elle est comprise entre 50 et 100 m sur la majeure partie de son étendue. Le volume mobilisable de cette nappe est de 190 Mm<sup>3</sup>(Aghzar et al., 2002).

## 6.2 Béni Moussa :

La nappe phréatique de Béni Moussa s'étend à une superficie de 885 Km<sup>2</sup> environ. L'aquifère de Béni Moussa est constitué par des formations moi-plio-quadernaire semblable à celles déposées dans la plaine de Béni Amir. L'épaisseur des formations continentales déposées au niveau de la plaine des Béni Moussa est extrêmement variable, elle varie entre 150 m et peut dépasser 600 m. le volume mobilisable de la nappe est de 250 m<sup>2</sup> (BRGM, 1993).

La nappe des Béni Moussa est limitée au Nord par l'Oum Errabia, au Sud par le pied de l'Atlas, à l'Est par la ligne Kasba Tadla – Rhom El Alem et à l'Ouest par la limite de l'oued El Abid. La nappe circule dans un complexe comprenant essentiellement des calcaires, des marno-calcaires et d'argiles. L'écoulement de la nappe se fait dans le sens Est-Ouest. À cause de sa perméabilité variable et essentiellement due à sa composition structurale, la circulation de la nappe est irrégulière. La nappe présente de variations de faciès latérales et verticales qui lui confèrent les caractéristiques d'un système multicouche au niveau d'aquifères séparés par des horizons plus ou moins perméables.

La nappe captive de Tadla englobe l'aquifère les calcaires sableux de l'Eocène, les carbonates du Sénonien et les carbonates du Turonien (PDAIR OER, 2008). Les nappes profondes semblent être libres dans la partie Nord et deviennent captives tout en passant vers le Sud :

- Nappe de l'Eocène de Tadla : Couvre une superficie de 6400 km<sup>2</sup>. Elle circule globalement dans une alternance des phosphates sableux et calcaire phosphatés. À une épaisseur de 40m au Nord, augmente progressivement pour atteindre 100 m dans le secteur Fquih-Ben-Salah, El Brouj, pour atteindre 300 m au pied de l'Atlas (P.D.A.I.R.E, 1992).
- Nappe du Turonien de Tadla : C'est la nappe la plus importante dans le Tadla, s'étend sur une superficie de 10000 km<sup>2</sup>. Elle circule dans des formations calcaires et calcaires dolomitiques. Elle est libre sous le plateau des phosphates et captive sous la plaine de Tadla, et un rôle important surtout pour l'alimentation (Fquih Ben Saleh, Khouribga)

## 7 Contraintes liées à l'utilisation de la ressource en eaux souterraines :

Jusqu'au début des années 90 l'exploitation des eaux souterraines se faisait essentiellement par des puits de faible profondeur (généralement ne dépassant pas 20 m). Après cette date a débuté l'exploitation des forages de petits diamètres avec des profondeurs

relativement plus élevées (Hammani et al., 2004). Ainsi, l'utilisation de cette ressource n'est pas sans heurt, s'il faut considérer que la nappe doit être rechargée continuellement.

L'exploitation incontrôlée de cette ressource affaiblie et limite ses possibilités de recharge naturelle. Aussi, les réserves souterraines s'épuisent continuellement et le niveau piézométrique de la nappe s'abaisse continuellement.

La surexploitation des nappes est un problème très préoccupant autant par son ampleur que par les difficultés à faire respecter la réglementation et à freiner le phénomène. La qualité des eaux souterraines se dégrade au fur et à mesure de leur exploitation et surtout de leur surexploitation. Le prétraitement ou désalinisation de ces eaux avant leur usage deviendra de plus en plus une nécessité.

Toutefois, les conséquences de la surexploitation mettent un certain temps à être perçues, car le stock disponible d'eau dans les aquifères représente en général plusieurs fois les apports. Aussi, il est difficile de sensibiliser les exploitants aux risques engendrés par une mauvaise gestion d'un aquifère.

En outre, ces dernières années, la réduction en matière d'apport par infiltration d'eau de surface suite essentiellement à des précipitations faibles a amené les exploitants à recourir à l'eau souterraine.

## **8 Historique de la ressource eau souterraine dans le Tadla**

Le périmètre irrigué de Tadla a connu depuis sa mise en eau d'intenses activités agricoles. Celles-ci ont entraîné d'importantes sollicitations sur les eaux souterraines en particulier. L'infiltration des eaux de précipitations et d'irrigation constitue la principale source d'alimentation de la nappe. L'alimentation à partir des nappes profondes reste peu connue.

L'aménagement hydraulique de la plaine du Tadla a commencé dans les années 1920 (Préfol, 1986) et a abouti à 100 000 ha irrigués par l'eau de surface. Cette mise en eau du périmètre (commencé dans les Béni Amir puis les Béni Moussa respectivement en 1935 avec la mise en place d'un barrage de dérivation sur l'Oum Errabia et en 1953 avec le barrage Bin El Ouidane sur l'Oued El Abid).

## **9 Qualité des eaux souterraines :**

La qualité des eaux et l'estimation de son degré de pollution sont souvent traitées et mesurées sur la base d'indicateurs multiples par exemple les indicateurs d'ordre biologique, hydrochimique ou physique.

Les eaux souterraines peuvent contenir des microorganismes, gaz, matières organiques et inorganiques. La qualité de l'eau souterraine (en termes de goût, pureté, odeur et d'autres propriétés) dépend des substances qui y sont dissoutes, des conditions de température et de pression, des types de roches et de sols à travers lesquels elle s'écoule, des activités humaines et probablement du temps de séjour.

La qualité attribuée aux eaux souterraines de la plaine du Tadla est dans la gamme de deux classes de très mauvaise et moyenne à mauvaise, et cela est dû à des valeurs élevées de conductivité électrique et de nitrate.

Actuellement la salinité des eaux souterraines est enregistrée principalement à l'aval hydraulique des zones de Béni- Amir et des Béni Moussa, ainsi que dans la rive droite des zones à problème de remontée de la nappe. En fait, une très grande irrégularité du taux de salinité est identifiée dans la zone qui varie de moins de 0,5 g/l dans les Béni- Moussa Est à plus de 4g/l dans les Béni Moussa de l'Ouest et les Béni Amir (Benhida, 1998). L'eau de la nappe des Béni Amir est la plus saline durant les dix dernières années avec environ 9 dS/m. Alors qu'une valeur de 4 dS/m présente le seuil de tolérance préconisé par la FAO pour une eau « propre » à l'irrigation, ce qui enraye la possibilité d'irrigation par cette eau.

Dans le périmètre irrigué du Tadla, la pollution nitrique des eaux souterraines est liée à la contamination par les eaux usées urbaines, qui sont rejetées dans la nature sans aucun traitement préalable, ainsi que l'apport excessif des engrais et des produits phytosanitaires azotés qui s'infiltrent dans les sols sous-jacents.

Des résultats de la mesure par l'ORMVAT (1996) révèlent des teneurs en nitrates des eaux souterraines qui sont très variables d'un puits à l'autre. Elles varient entre 3 et 228 mg/l dans la zone Béni Amir et entre 6 et 152 mg/l dans la zone de Béni Moussa.

## **10 Les activités socio-économiques :**

La plaine de Tadla est reconnue par la production de céréales, de cultures fourragères et de fruits. Aussi, c'est un des plus grands bassins laitiers du Maroc avec une production de 175 millions de litres par an (le tiers du volume collecté par la Centrale Laitière) (Figure 8).

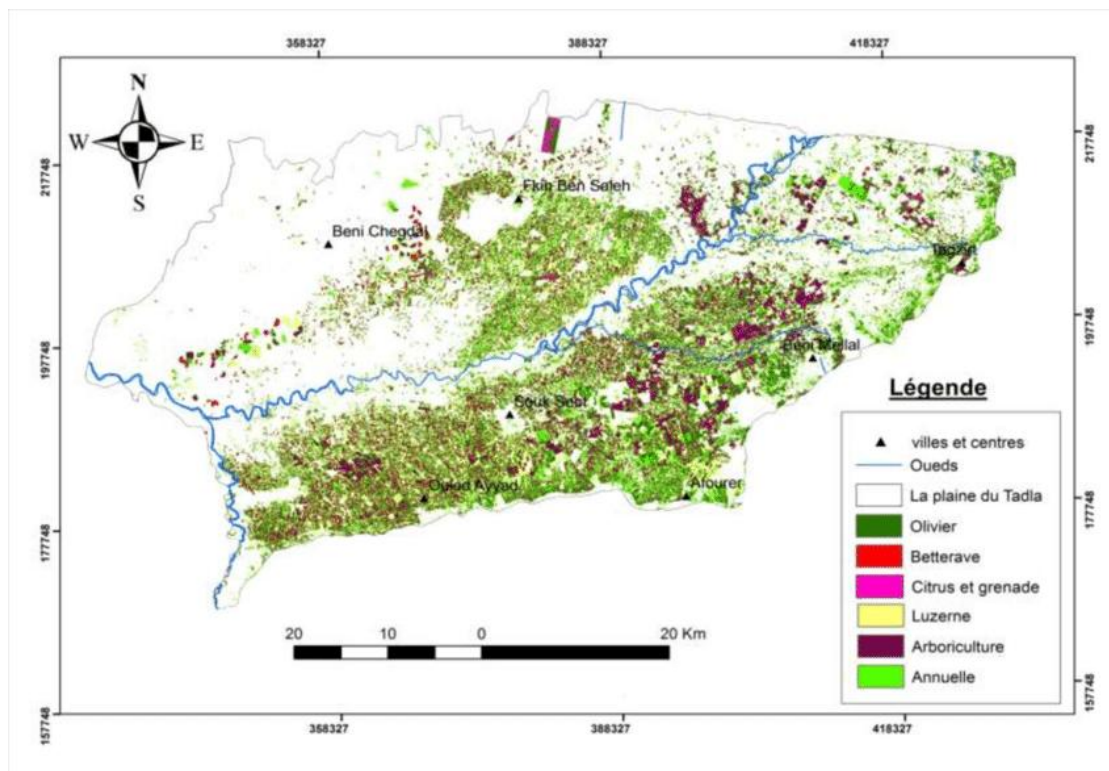


Figure 8: Carte des cultures de la plaine de Tadla en 2015 (Zaitouni, 2016)

Dans ces dernières décennies, le rôle du bour est orienté vers la production de céréales en rotation avec jachère pour laisser place aux cultures à plus haute valeur ajoutée dans le périmètre comme les fourrages verts, l'arboriculture et le maraîchage.

En effet, la région de Tadla présente une grande importance dans la production nationale, avec une production de sucre de 23%, de semences sélectionnées de 21%, d'agrumes de 13%, d'olives de 12%, de lait de 16% et de viande de 11% (ORMVAT, 2007).

En effet, les principales agro-industries dans la région susceptibles de polluer l'eau sont la sucrerie installée à Ouled Ayad, l'industrie du traitement du lait (la centrale laitière et safilait), les industries du textile, les huileries d'olives, tanneries artisanales et modernes (à Béni Mellal) et celles liées à la production animale (Ouzza et Akdim, 2012).



## II. Méthodes :

### 1 Etude 1 : L'identification des sources de pollution inconnues des eaux souterraines de la plaine de Tadla

#### 1.1 L'échantillonnage :

##### 1.1.1 Préparation des échantillons et leur conservation :

Les échantillons ont été prélevés à l'été 2018 à partir de 51 puits répartis dans toute la zone d'étude (figure 9), 21 paramètres de qualité des eaux souterraines ont été étudiés. Nous nous sommes basés sur les protocoles utilisés selon les normes marocaines de qualité des eaux destinées à la consommation humaine (03.7.001, 2006) et la norme de l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Pour garantir la prise des échantillons d'eau souterraine représentatifs, les puits ont été pompés en continu pour nettoyer l'eau de stockage avant l'échantillonnage. Les paramètres : température, pH, la matière solide totale (TDS), la turbidité et la conductivité électrique (EC) ont été mesurés in situ à l'aide d'un instrument portable à sonde multiparamétrique Aqua TROLL 500, équipé de 5 sondes, qui ont été étalonnées à l'aide de solutions étalons appropriées avant échantillonnage des eaux souterraines.

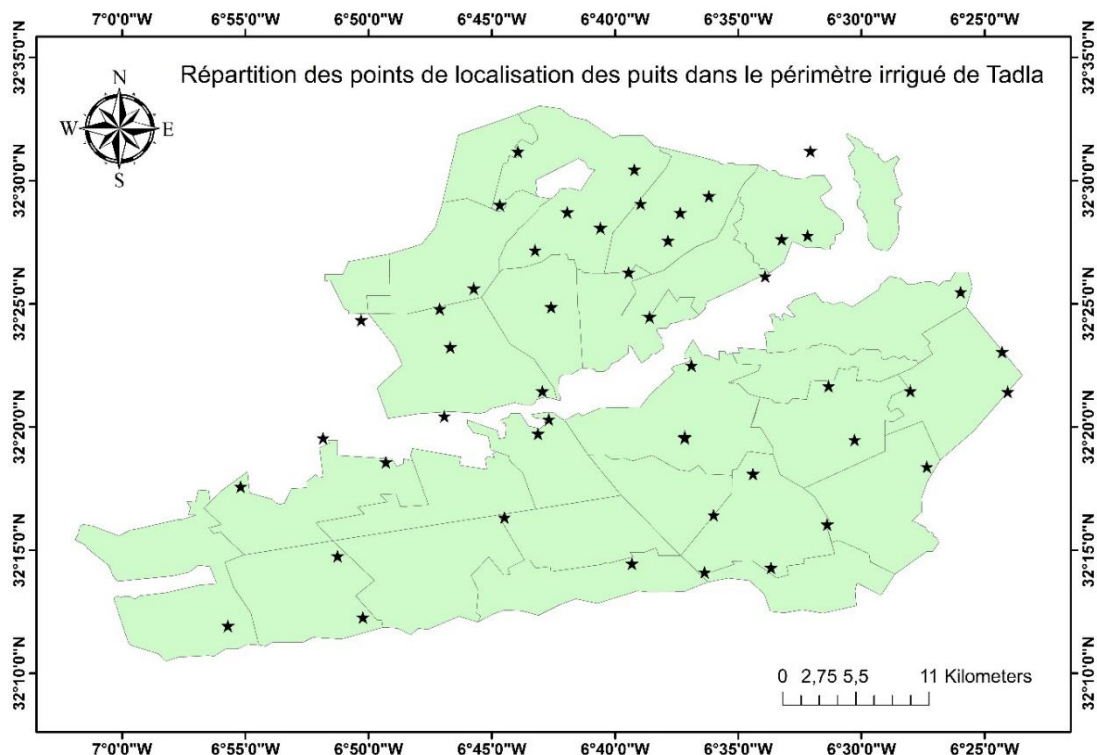


Figure 9 : localisation des sites de prélèvement au niveau de la zone d'étude

Les échantillons ont été mis dans des bouteilles en polyéthylène (densité = 1,25 L). Tous les échantillons ont été transportés dans une glacière portable et conservés au réfrigérateur à 4°C jusqu'à l'analyse. Les paramètres : Oxydabilité au permanganate (IP), Titre Hydrométrique (TH), Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), Magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), Chlorures ( $\text{Cl}^-$ ), titre alcalimétrique complet (TAC) sont déterminés par dosages volumétrique et colorimétrique, tandis que les autres paramètres tels que : les sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), Nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), Nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ), Orthophosphate ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ) et Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) sont déterminés par spectrophotomètre Double Beam UV-Vis. Les paramètres : Sodium ( $\text{Na}^+$ ), Potassium ( $\text{K}^+$ ) sont déterminés par spectrométrie d'émission à flamme. Les analyses bactériologiques sont réalisées par la méthode de filtration sur membrane 0.45  $\mu\text{m}$

## **1.2 Etude hydrochimique : mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau décrit par (Rodier and Legube, 2009), relevés effectués sur le terrain :**

### **1.2.1 Le pH, la Température :**

L'échelle de pH est logarithmique, elle va de 0 à 14 (sans unité). Ce paramètre avec le paramètre température ont été déterminé à l'aide d'une sonde multiparamétrique Aqua TROLL 500.

### **1.2.2 La Conductivité électrique :**

La conductivité électrique d'une eau ( $\gamma$ ) est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1  $\text{cm}^2$  de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm.

### **1.2.3 La turbidité :**

La turbidité désigne le trouble d'un liquide, mesurée en unité formazine (NFU). Dans les eaux de puits, ce trouble est causé par des petites particules en suspension, de diverses natures, comme des argiles et des limons, de sables fins, des bactéries, des matières organiques et des sels minéraux.

## **1.3 Analyses effectuées au laboratoire :**

### **1.3.1 Titre alcalimétrique complet (TAC) :**

Le titre alcalimétrique complet correspond à la neutralisation par un acide fort les ions hydroxyde, carbonates et hydrogénocarbonates, en présence d'indicateur coloré l'hélianthine.

### 1.3.2 Chlorure :

Les chlorures sont dosés, en milieu acide par le nitrate mercurique en présence d'un indicateur : la diphénylcabazone.

### 1.3.3 Oxydabilité :

L'indice de permanganate d'une eau correspond à la quantité d'oxygène exprimée en milligrammes par litre cédée par l'ion permanganate et consommée par les matières oxydables contenues dans un litre d'eau dans les conditions définies par la présente référence.

### 1.3.4 Titre hydrométrique, Calcium et Magnésium :

La dureté ou titre hydrotimétrique d'une eau correspond à la somme des concentrations en cations métalliques à l'exception de ceux des métaux alcalins et de l'ion hydrogène. Dans la plupart des cas la dureté est surtout due aux ions calcium et magnésium auxquels s'ajoutent quelquefois les ions fer, aluminium, manganèse. Elle s'exprime en milliéquivalents de concentration en  $\text{CaCO}_3$ . Elle est aussi très souvent donnée en degrés français.

Dans l'eau sont déterminés :

- la dureté totale ou titre hydrotimétrique (TH) qui est la somme des concentrations calcique et magnésienne ;
- la dureté calcique qui correspond à la teneur globale en sels de calcium ;
- la dureté magnésienne qui correspond à la teneur globale en sels de magnésium ;

Le calcium et le magnésium présents dans l'eau sont complexés par l'éthylenediaminetetraacetate disodique (EDTA). Le noir érichrome T qui donne une couleur rouge foncée ou violette en présence des ions calcium et magnésium est utilisé comme indicateur pour la détermination de la dureté totale.

L'acide calcone carboxylique est utilisé comme indicateur pour le dosage du calcium. Le magnésium est précipité lors du dosage sous forme d'hydroxyde et n'interfère pas.

### 1.3.5 Sulfate :

C'est la mesure des sulfates à l'aide d'un spectrophotomètre. Les sulfates sont précipités à l'aide de chlorure de baryum. Les lectures s'effectuent à 650 nm.

### 1.3.6 Nitrate :

La teneur des nitrates a été dosé en présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium, coloré en jaune et prêt pour un dosage spectrométrique. Les lectures s'effectuent au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm.

### 1.3.7 Ammonium :

En milieu alcalin et en présence de nitroprussiate qui agit comme un catalyseur, les ions ammonium traités par une solution de chlore pour les transformer en monochloramine ( $\text{NH}_2\text{Cl}$ ) qui réagit avec deux molécules de phénol pour donner du bleu d'indophénol disposé pour un dosage par spectrométrie d'absorption moléculaire. Les lectures s'effectuent au spectromètre à 630 nm.

### 1.3.8 Nitrite :

L'acide sulfanilique en milieu acide en présence de dichlorure de N-(naphtyl-1) diamino-1,2 éthane forme avec les  $\text{NO}_2^-$  un composé diazoïque de couleur allant de rose faible au rouge rubis dont l'intensité est proportionnelle à la quantité des nitrites, qui est déterminée par un dosage colorimétrique à longueur d'onde de 540 nm.

### 1.3.9 Orthophosphate :

En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage spectrométrique. Certaines formes organiques pouvant être hydrolysées au cours de l'établissement de la coloration et donner des orthophosphates. L'amplification de la coloration est accélérée par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double d'antimoine et de potassium. Les mesures sont réalisées à l'aide d'un spectromètre à la longueur d'onde de 700 ou 800 nm.

### 1.3.10 Potassium et Sodium :

Le dosage se fait par spectrométrie d'émission de flamme. L'échantillon est aspiré, et nébulisé dans une flamme. Les atomes des éléments étant excités émettent des radiations de longueur d'onde déterminée dont l'intensité optique est mesurée

### 1.3.11 L'analyse bactériologique :

- **Coliformes totaux, Coliformes fécaux :**

La méthode utilisée de la membrane filtrante consiste à filtrer un volume donné de l'échantillon sur membrane de 0.45 $\mu\text{m}$  qui est déposée sur un milieu sélectif (TERGITOL 7, voir Annexe 3) avant l'incubation.

- **Streptocoques fécaux :**

La méthode dite de la membrane filtrante consiste à filtrer un volume donné de l'échantillon sur une membrane de 0.45 $\mu\text{m}$  qui est déposée sur un milieu à l'azide de sodium (milieu SLANETZ et BARTLEY, voir Annexe 3) avant incubation.

## 1.4 Méthodologie :

### 1.4.1 Analyse en composante principale (ACP) :

L'analyse en composantes principales (ACP) est un outil mathématique qui peut réduire la description des dimensions variables pour comprendre et analyser facilement l'ensemble de données. L'ACP est une méthode d'analyse statistique multivariée qui dépend de la transformation orthogonale pour convertir un ensemble d'observations de variables éventuellement corrélées appelées composantes principales (PC). La composante principale peut être exprimée comme suit:

$$\begin{cases} X1 = \partial_{11}F_1 + \partial_{12}F_2 + \dots + \partial_{1m}F_{1m} \\ X2 = \partial_{21}F_1 + \partial_{22}F_2 + \dots + \partial_{2m}F_{1m} \\ Xn = \partial_{n1}F_1 + \partial_{n2}F_2 + \dots + \partial_{nm}F_{1m} \end{cases} \quad (1)$$

$$X = AF + E, A = (\partial_{nj})_{n \times m} \quad (2)$$

Où, ( $X_n$ ) est le score du composant, ( $A$ ) est le chargement du composant, ( $F$ ) est la valeur mesurée de la variable, ( $n$ ) est le numéro du composant; ( $m$ ) est le nombre total de variables. Dans l'ACP, la composante principale de la valeur propre est supérieure à l'unité, ce qui est généralement considéré avec la plupart de la variabilité de l'ensemble de données d'origine.

### 1.4.2 Détermination de la structure des données à l'aide d'un ACP :

La condition préalable importante de la PCA était que les variables d'origine aient une corrélation forte. Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) et le test de Bartlett ont été utilisés pour tester la corrélation entre le coefficient de corrélation et les coefficients de corrélation partielle des variables d'origine. En règle générale, la statistique KMO varie entre 0 et 1 (Kaiser, 1974; Mangin, 1974) ont recommandé d'accepter des valeurs supérieures à 0.5, ce qui était acceptable. En outre, les valeurs entre 0.5 et 0.7 étaient acceptables, les valeurs entre 0,7 et 0.8 étaient bonnes, les valeurs entre 0.8 et 0.9 étaient excellentes et les valeurs supérieures à 0.9 étaient superbes.

Ensuite, six facteurs communs obtenus avec des valeurs propres > 1 (tableau 2). La valeur propre du premier facteur était de 6,0032, avec une explication considérable de 33,35%. La valeur propre du deuxième facteur est de 2,21, a contribué à une explication modérée de 12,33% des variables d'origine, le troisième facteur avec 1,7 et 9,44%, et suivi de 6,49% et 5,85% du cinquième et du sixième facteur, respectivement.

## **2 Etude 2 : Impact de la surexploitation des eaux souterraines au niveau du périmètre de Tadla**

Dans ce travail, on a utilisé des données des niveaux piézométriques de la période entre 2014-2017, de l'agence du bassin hydraulique d'Oum Errabia (ABHOR), et on a créé des cartes en utilisant le système d'information géographique (SIG). L'objectif est de visualiser le changement du niveau piézométrique au niveau du périmètre irrigué du Tadla, et aussi d'établir des graphes pour analyser l'évolution du niveau en fonction des années, décrivant ainsi la surexploitation des eaux souterraines. Par la suite, l'évaluation de l'impact de cette exploitation sur les différentes composantes de l'environnement, tout en donnant des solutions et recommandations pour une gestion permanente et durable des ressources en eaux souterraines face à l'utilisation anthropique et aux changements climatiques.

## **3 Etude 3 : Etude de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution au niveau du périmètre de Tadla**

L'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque est un outil efficace pour décrire les caractéristiques innées de l'hydrogéologie spécifique et des conditions qui fournissent une certaine mesure de défense contre la contamination externe.

Dans le cadre de la présente étude, deux méthodes de cartographie à index sont appliquées, soit les méthodes DRASTIC (Aller, 1985), et la méthode SI. Les méthodes de cette catégorie sont les plus pertinentes vis-à-vis des réalités de terrain du fait de la prise en compte de l'importance relative de chaque critère vis-à-vis de la vulnérabilité générale de la nappe. Ce sont aussi les plus reconnues et les plus utilisées à l'heure actuelle pour la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines (Gogu, R and Dassargues, 1998).

L'application conjointe des deux méthodes a l'avantage d'assurer une certaine complémentarité dans l'évaluation de la vulnérabilité de la nappe à la pollution par les nitrates. Ces différentes méthodes se présentent sous forme de système de cotation numérique, basé sur la considération des différents facteurs influençant le système hydrogéologique.

### **3.1 Descriptions des méthodes :**

#### **3.1.1 Description de la méthode DRASTIC :**

selon Aller (1985) la méthode DRASTIC évalue la sensibilité de l'eau souterraine à être affectée par une contamination provenant directement de la surface

La méthode repose sur les trois conditions d'application suivantes :

1. Les sources de contamination se situent à la surface du sol (cela exclut les sources souterraines);
2. La nature du contaminant n'est pas considérée, mais il est mobile dans le sol en phase dissoute;
3. Les contaminants ne peuvent atteindre la nappe que par infiltration verticale (on ne prend pas en compte l'écoulement souterrain).

La méthodologie DRASTIC comprend deux parties principales: la désignation d'unités cartographiables, appelées paramètres hydrologiques; et l'application d'un système de classement relatif des paramètres hydrogéologiques, appelé DRASTIC, qui aide l'utilisateur à évaluer le potentiel relatif de pollution des eaux souterraines de tout cadre hydrogéologique. Bien que les parties de remorquage du système soient interdépendantes, elles sont discutées séparément dans une progression logique.

Cette méthodologie a été préparée en utilisant le concept de paramètres hydrogéologiques. Un cadre hydrogéologique est une description composite de tous les principaux facteurs géologiques et hydrologiques qui affectent et contrôlent le mouvement des eaux souterraines dans, à travers et hors d'une zone. Il est défini comme une unité cartographiable avec des caractéristiques hydrogéologiques communes et, par conséquent, une vulnérabilité commune à la contamination par les polluants introduits. À partir de ces facteurs, il est possible de généraliser à la fois la disponibilité des eaux souterraines et le potentiel de pollution des eaux souterraines.

Elle est basée sur l'évaluation de sept paramètres (tableau 1) : profondeur à la nappe (D), recharge (R), type d'aquifère (A), type de sol (S), topographie (T), impact de la zone vadose (I) et conductivité hydraulique (C). Pour chaque paramètre, la plage de valeurs possibles est subdivisée en différents intervalles et une cote est attribuée à chacun d'eux. Un indice de vulnérabilité (IDRASTIC) est alors calculé en additionnant.

**Tableau 2 : Paramètres requis par les méthodes DRASTIC et SI**

		DRASTIC			SI
Parameter		Class	Rating	Weight	Weight
<b>D</b>	<b>Depth to water table (m)</b>	6-10	8	5	0.186
		10-12	7		
		12-14	6		
		14-17	5		
		17-20	4		
		20-24	3		

		24-27	2		
		27-30	1		
<b>R</b>	<b>Net Recharge</b>	3-5	1	4	0.212
		5-7	3		
		7-9	5		
		9-11	8		
		11-12	10		
<b>A</b>	<b>Aquifer media</b>	Alluvium, scree and red silt	1	3	0.259
		Travertines, conglomerates and limestone	2		
		Travertines and conglomerates	3		
<b>S</b>	<b>Soil media</b>	Isohumicchestnutsoil	5	2	
		Rendzina	4		
		Fersialitic soil	3		
		Pickled soil	2		
		brown soil and soil of wadi valleys	1		
<b>T</b>	<b>Topography (slope °)</b>	0-2	10	1	0.121
		2-4	9		
		4-6	8		
		6-8	7		
		8-10	6		
		10-12	5		
		12-14	4		
		14-41	3		
<b>I</b>	<b>Impact of vadose zone</b>	2-3	5	5	
		3-4	4		
		4-6	3		
		6-8	2		
		8-9	1		
<b>C</b>	<b>Hydraulicconductivity (m day<sup>-1</sup>)</b>	$1,67 \cdot 10^{-7}$	1	3	
		$3,33 \cdot 10^{-7}$	2		
		$1,9 \cdot 10^{-6}$	3		
		$3,61 \cdot 10^{-6}$	4		
		$5,83 \cdot 10^{-5}$	5		
	<b>Land-use</b>				0.222

Dés que les différentes classes sont définies et leurs notes attribuées, la méthode détermine l'indice DRASTIC (Id) qui permet de caractériser le degré de vulnérabilité (1 à 10) de la nappe. Plus la vulnérabilité est très importante plus l'indice (Id) calculé est élevé. Cet indice a été calculé en réalisant la somme des produits des cotes par les poids des paramètres correspondants.

Avec :

D, R, A, S, T, I, C : représentent les paramètres DRASTIC



“p” étant le poids du paramètre c’est un facteur de pondération

“C” la cote associée (Sinan et al., 2003)

Le couplage de cette méthode avec le SIG en mode raster ; permet de calculer les indices de vulnérabilité DRASTIC par la somme des scores des facteurs de vulnérabilité multipliés par leurs poids respectifs selon l’équation suivante équation (1) (Sinan et al., 2003)

$$ID = D_C D_P + R_C R_P + A_C A_P + S_C S_P + T_C T_P + I_C I_P + C_C C_P \quad (1)$$

### 3.1.2 Le modèle SI (Susceptibility Index) :

La méthode SI (Susceptibility Index) ou indice de susceptibilité est une méthode de vulnérabilité verticale spécifique, développée par (Ribeiro, 2000) pour tenir compte du comportement des polluants d’origine agricole, principalement les nitrates. Aux paramètres communs aux deux méthodes à savoir (le niveau piézométrique, la topographie, la recharge nette et la nature de milieu aquifère), s’ajoute un cinquième paramètre traduit les activités anthropiques qui sont l’occupation du sol (OS). Les cotes attribuées aux quatre paramètres dans la méthode DRASTIC ont été conservées.

Le paramètre "occupation des sols" (OS) a été obtenu par l’utilisation du système information géographique (SIG) et la télédétection (Figure10). La carte est obtenue après une classification supervisée d’une image satellitaire Landsat 7 acquis le 27/01/2018. Cette carte a été utilisée pour établir une classification thématique de l’occupation du sol par la méthode de maximum de vraisemblance. Ainsi, les principales classes de l’occupation du sol de notre zone d’étude sont représentées par la carte de la figure 10 et le Tableau 2.

Une valeur appelée facteur d’occupation des sols et notée LU, variant de 0 à 100, est attribuée à chaque classe d’occupation des sols (Commission, 1993). Ainsi, la valeur 0 correspond aux forêts et zones semi-naturelles tandis que la valeur 100 est attribuée aux décharges industrielles, décharges d’ordures et aux mines tableau 3.

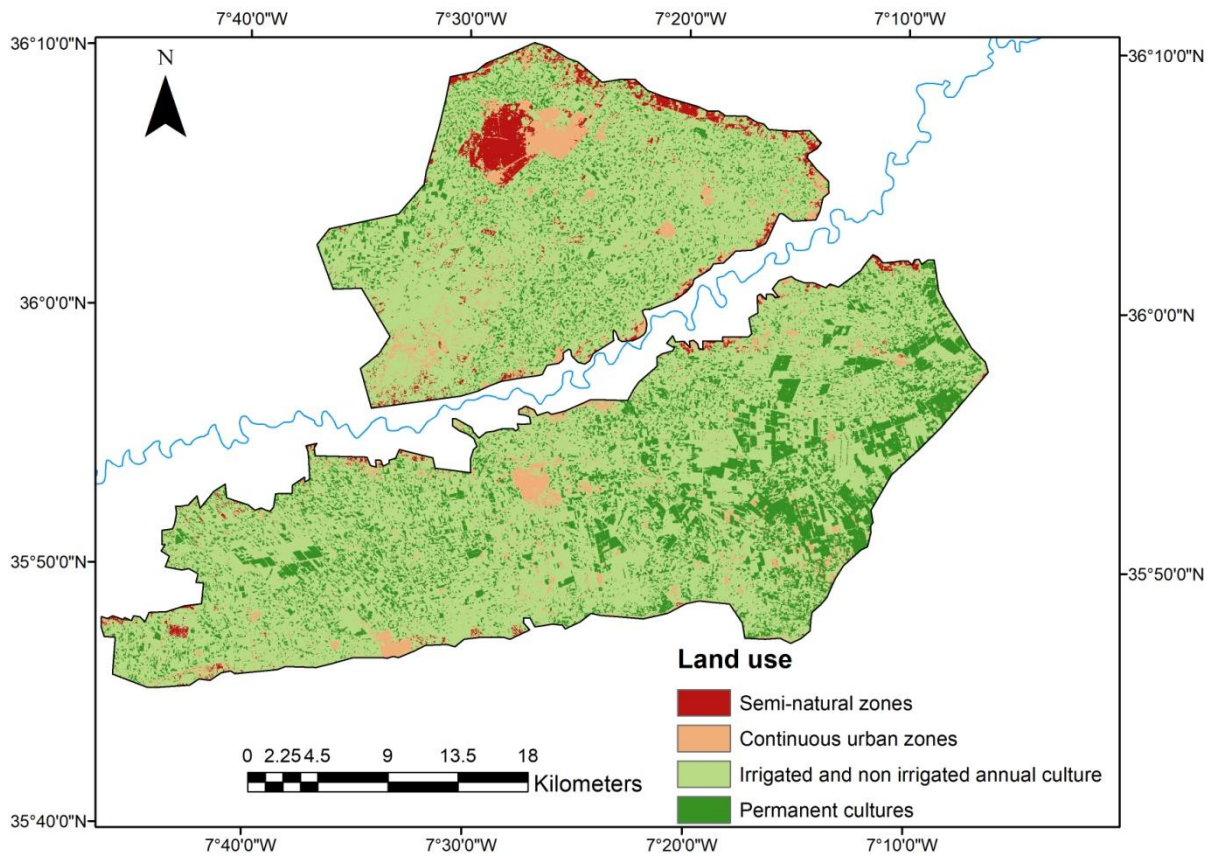


Figure 10 : Carte d'occupation de sol de la zone d'étude le 27/01/2018.

**Tableau 3 : Principales classes d'occupation du sol et les valeurs correspondantes de LU (SI)**

Land-use class	LU rating
Irrigated perimeters, Irrigated and non-irrigated annual culture	90
Continuous urban zones	75
Permanent cultures	70
Semi-natural zones	0

Le tableau 3 présente les classes d'occupation du sol considérées par le modèle SI, les classes identifiées dans le secteur d'étude et les valeurs qui leur ont été assignées après adaptation.

Comme dans la méthode DRASTIC, l'équation (2) fait intervenir, les poids (dont le cumul atteint 1) attribués aux différents paramètres est l'équation (2) (Doerfliger, N et al., 2004)

$$SI = 0.186 D + 0.212 R + 0.259 A + 0.121 T + 0.222 OS \quad (2)$$

Avec :

- D : Le niveau piézométrique,
- T : La topographie

- R : La recharge nette
- À : La nature de milieu aquifère
- OS : Occupation du sol

L'utilisation du paramètre OS, et donc de la prise en compte des apports de produits polluants en surface. On signale que les deux méthodes ne prennent en compte que les mouvements verticaux, sans se préoccuper de la migration latérale des éléments. En ce sens, elles ont pour objet les sources de contamination des eaux, plus que l'état de pollution lui-même.

# **Partie 2 :**

# **Résultats et discussion**

# **Chapitre 1 : l'identification des sources de pollution inconnues des eaux souterraines de la plaine de Tadla**

La qualité des eaux souterraines peut être caractérisée par de nombreux d'indicateurs. La sélection des indicateurs convenables pour les programmes de surveillance doit être basée sur la pertinence des questions de qualité de l'eau telles que la protection de la santé humaine, les objectifs de surveillance et les méthodologies analytiques. Les indicateurs devraient être basés sur les propriétés totales du plan d'eau, y compris les paramètres chimiques, physiques, biologiques et écologiques.

**Tableau 4 : Statistiques des indicateurs de la qualité des eaux souterraines**

Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	NM : VMA mg/l
T°	16.3	27.76	21,75	2,99	-
pH	6.88	7.92	7,2952	0,24	6,5<pH<8,5
CE $\mu$ S/cm	463	<b>8953</b>	3890,96	2281,92	2700 $\mu$ S/cm
Turbidité (UTU)	0.25	<b>19,41</b>	2,36	3,35	5 UTU
STD (g/l)	0.29	5,45	2,43	1,51	-
HCO <sub>3</sub> mg/l	250	536,8	401,48	61	-
IP mg/l	0.24	2,75	0,9779	0,60	5
TH méq/l	8.3	669	247,419	131,05	-
Ca <sup>2+</sup> mg/l	44.8	530	169,859	92,43	-
Mg <sup>2+</sup> mg/l	4.86	694	115,43	105,83	-
Cl <sup>-</sup> mg/l	53.25	<b>2548,9</b>	764,11	718,51	750
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/l	14.4	194,8	85	38,15	400
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	4.82	<b>140,54</b>	46,07	34,28	50
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg/l	0	<b>8,93</b>	1,53	2,13	0,5
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	0.0181	<b>6,1634</b>	0,45	1,21	0,5
K <sup>+</sup> mg/l	0.2	8,6	1,66	1,463	-
Na <sup>+</sup> mg/l	0.542	960	346,56	314,04	-
HPO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/l	0	0,002	0,0007	0,0007	0,001

## 1 PARAMÈTRES PHYSIQUES :

Les paramètres physiques des eaux souterraines sont très importants pour une meilleure compréhension de la géochimie des eaux souterraines de la zone d'étude. Contrairement à l'eau de surface, l'eau souterraine est généralement propre, incolore et inodore avec peu ou pas de matières en suspension et avec une température relativement constante. Cependant, il est nécessaire d'évaluer la qualité physique de l'eau en plus de la qualité chimique. Certains des principaux facteurs hydrogéologiques et environnementaux qui influencent la qualité physique des eaux souterraines sont les suivants:

## **1.1 Température :**

La température des eaux souterraines dépend en grande partie de la chaleur terrestre, des réactions exothermiques et endothermiques des roches, de l'infiltration des eaux de surface, du taux de mouvement des eaux souterraines et de l'influence des activités anthropiques sur le régime des eaux souterraines. Cependant, la profondeur de la source d'une eau souterraine pourrait être mesurée à partir de la température de l'eau. En fait, contrairement à la température de l'eau de surface, la température de l'eau souterraine est moins affectée par les changements saisonniers de la température atmosphérique. La température mesurée pour tous les échantillons des eaux souterraines varie de 16.3 à 27.76 °C, avec une valeur moyenne de 25.02°C, ce qui est conforme à la norme. Cette variation de température peut s'expliquer d'une part par la profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol, et d'autre part par la vitesse de la recharge de la nappe. Une nappe qui se recharge longuement subit une augmentation de la température.

## **1.2 Conductivité électrique :**

La conductivité dans l'eau est affectée par la présence de solides dissous inorganiques tels que les anions chlorure, nitrate, sulfate et phosphate (ions qui portent une charge négative) ou les cations sodium, magnésium, calcium, fer et aluminium (ions qui portent une charge positive). La conductivité est également affectée par la température: plus l'eau est chaude, plus la conductivité est élevée. Pour cette raison, il est conseillé de mesurer la conductivité à 25 degrés Celsius (25 °C) (M.D.N.R, 2012). Les valeurs plus élevées de CE sont généralement associées à une concentration plus élevée en sulfate de l'eau (Hem, 1970). La conductivité électrique est affectée principalement par la géologie de la zone, son augmentation peut s'expliquer par le passage des eaux à travers des substrats rocheux, ou bien des roches riches en sulfate et gypse. La lixiviation des décharges peut modifier la conductivité électrique en raison de leur composition. Un système d'égouts défaillant augmenterait la conductivité en raison de la présence de chlorure, de phosphate et de nitrate et aussi par les pratiques agricole.

Les résultats de la conductivité électrique des échantillons prélevés varient de 463 à 8953 $\mu$ S/cm, cette valeur énorme dépasse la valeur conseillée recommandée par l'organisation mondiale de santé (OMS) et la norme marocaine de la qualité des eaux qui est de 2700  $\mu$ S/cm. En comparant les résultats de Béni Amir et Béni Moussa (Figure 11), la zone Béni Amir présente des valeurs de conductivité électrique très élevée par rapport à Béni Moussa, ces résultats peuvent s'expliquer par une utilisation excessive des engrais et des agents

phytosanitaires puisque c'est une région qui s'appuie surtout sur l'agriculture. La distribution spatiale de la conductivité électrique de la zone d'étude montre que la localisation des concentrations les plus élevées de la CE se trouve surtout au niveau de toute la zone de Béni Amir au Nord. Tandis que dans la zone de Béni Moussa au Sud, les concentrations les plus élevées se localisent dans le centre, alors que les valeurs moyennes se trouvent dans les eaux de l'Ouest.

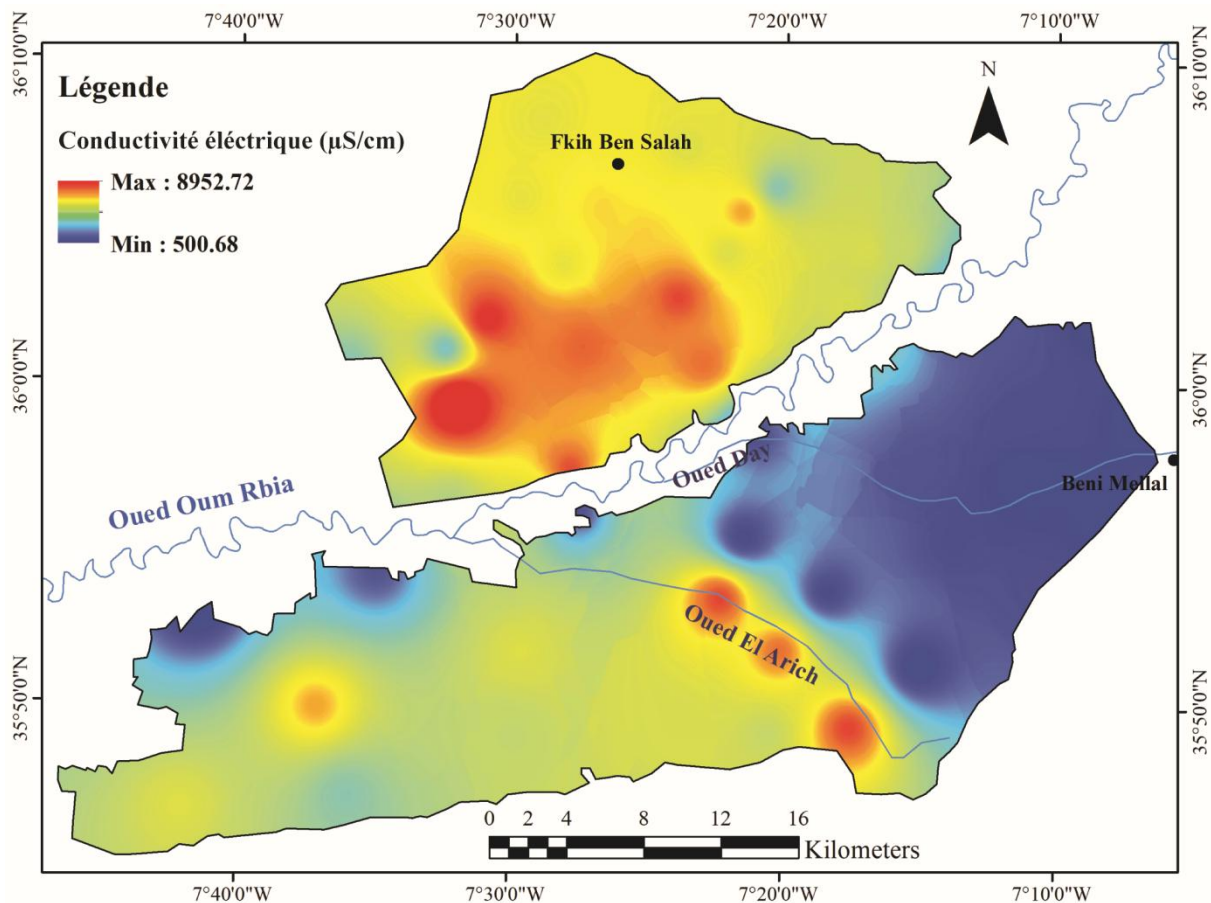


Figure 11 : La distribution spatiale de la conductivité électrique

### 1.3 Turbidité :

La turbidité est l'expression de certaines propriétés de diffusion et d'absorption de la lumière dans l'échantillon d'eau causée par la présence d'argile, de limon, de matières en suspension, de particules colloïdales, de plancton et d'autres micro-organismes (WHO, 2006). Elle aussi donné à tout ce qui est suspendu dans un approvisionnement en eau. Il est plus fréquent dans les eaux de surface et généralement inexistant dans les eaux souterraines, sauf dans les puits peu profonds et les sources après de fortes pluies (M.D.N.R, 2012) ou bien les eaux dans un aquifère poreux. La turbidité de l'eau affecte d'autres paramètres de qualité de l'eau tels que la couleur, lorsqu'elle est transmise par des particules colloïdales. Il favorise



également la prolifération microbienne, affectant ainsi négativement la qualité microbiologique de l'eau. Les valeurs de turbidité enregistrées dans les échantillons de la zone d'étude varient de 0.25 et 19.41 NTU, alors que la valeur recommandée par l'OMS est de 5 NTU pour la consommation humaine. Ces valeurs montrent que certains puits de la zone d'étude contiennent des quantités élevées de matière en suspension. Ceci s'explique par la perméabilité du sol sus-jacent la nappe phréatique et la dégradation des roches fragile de l'aquifère à cause de la dissociation et la surexploitation.

## **2 PARAMETRES CHIMIQUES :**

L'eau souterraine contient naturellement un certain nombre de constituants inorganiques dissous différents, les principaux cations sont le calcium, le magnésium, le potassium, le sodium, l'ammonium. Les principaux anions sont le chlorure, le sulfate, le nitrate, nitrite, orthophosphate et le bicarbonate. Une teneur trop élevée d'un ou de plusieurs composants chimiques cause des désagréments au consommateur (saveur, risques sanitaires) et aux canalisations (corrosion, entartrage...) L'eau est alors jugée impropre à la consommation (et à sa distribution) à moins de la traiter au préalable convenablement (cas des eaux chargées en nitrates).

### **2.1 pH :**

L'équilibre des ions d'hydrogène positifs ( $H^+$ ) et des ions d'hydroxyde négatifs ( $OH^-$ ) dans l'eau détermine le degré d'acidité ou de base de l'eau. Dans l'eau pure, la concentration d'ions d'hydrogène positifs est en équilibre avec la concentration d'ions d'hydroxyde négatifs, et le pH mesure exactement 7. Le pH est un facteur chimique important de la qualité de l'eau. Si l'eau d'un cours d'eau est trop acide ou basique, l'activité des ions  $H^+$  ou  $OH^-$  peut perturber nombreuses réactions chimiques et biochimiques. C'est un paramètre de qualité important qui contrôle la solubilité dans l'eau et la vitesse de réaction métallique (USEPA, 1999). Le pH contrôle la solubilité de divers sels comme la calcite, la dolomite, le fluorure, etc. et la libération d'éléments traceurs, principalement le zinc absorbé par les minéraux argileux des sols (Huang, CP et al., 1977). Les résultats de pH des échantillons varient de 6.88 à 7.92. Ces valeurs montrent que le pH des eaux souterraines de la zone d'étude sont neutre à légèrement basiques.

## 2.2 Solides dissous totaux STD:

Les solides dissous totaux sont constitués de matières organiques et de sels inorganiques, qui peuvent provenir des sources de pollution naturelles ou anthropiques telles que les eaux usées, les effluents, le ruissellement urbain ou les bicarbonates naturels, les chlorures, les sulfates, les nitrates, le sodium, le potassium, le calcium et le magnésium. Le TDS est lié à d'autres paramètres de qualité de l'eau comme la dureté. Celle-ci s'amplifie si la teneur en TDS est élevée et en grande présence de carbonates. Les résultats des échantillons d'eaux souterraines présentent des faibles quantités des solides dissous totaux avec des valeurs variant entre 0.29 et 5.45 g/l. Les sources primaires pour les TDS dans les eaux réceptrices sont le ruissellement agricole et résidentiel, le lessivage de la contamination des sols et toute source ponctuelle de pollution de l'eau par décharge industrielle ou rejet des eaux usées.

Le TDS est déterminé comme indication des caractéristiques esthétiques de l'eau potable et un indicateur global de la présence d'un large éventail de contaminants chimiques.

## 2.3 Titre alcalimétrique complet (TAC) (Bicarbonates) :

Dans les eaux de distribution, la concentration en  $\text{OH}^-$  est faible, l'alcalinité de l'eau est constituée par des hydrogénocarbonates ou par un mélange de carbonates/hydrogénocarbonates. Pour une eau ne contenant que des hydrogénocarbonates (cas le plus fréquent),  $\text{TA} = 0$  à  $\text{pH} < 8.3$ ,  $\text{TAC} = \text{HCO}_3^-$ . Les résultats des échantillons présentent des valeurs variant de 250 à 536.8 mg/l. Alors que la valeur limite rapportée pour la consommation humaine est de 250  $\text{mg l}^{-1}$  (OMS, 2006).

L'alcalinité des eaux souterraines est principalement due à la présence de carbonate, de bicarbonate et d'hydroxyde qui résultent de la dissolution de substances minérales dans le sol et l'atmosphère (Mittal et Verma, 1997). Une augmentation de l'alcalinité entraîne une perte de couleur, qui est directement proportionnelle à l'alcalinité de l'échantillon d'eau. Dans les régions calcaires, l'alcalinité varie de 100 à 250 mg/L. L'alcalinité dépend aussi des rejets urbains (phosphates, ammoniacale, matières organiques, etc.) ou industriels (apports acides ou basiques).

## 2.4 Chlorures :

Le chlorure existe dans toutes les eaux naturelles, ses concentrations varient considérablement et présente un maximum dans l'eau de mer. Le chlorure dans les eaux de surface et souterraines provient de sources naturelles et anthropiques telles que les engrais, le

drainage d'irrigation et les effluents industriels. C'est donc l'un des bons indicateurs des apports anthropiques dans les systèmes d'eau (CGWB, 1995). Les résultats des analyses des chlorures des échantillons des eaux souterraines de la zone d'étude varient de 53.25 et 2548,9 mg/l, ces valeurs dépassent largement la valeur recommandée par l'OMS pour les eaux destinées à la consommation humaine qui est de l'ordre de 750 mg/l. L'excès de chlorure dans l'eau est généralement considéré comme un indice de pollution et considéré comme un marqueur de la contamination des eaux souterraines (Loizidou et Kapetanos, 1993). La Figure 12 présente la distribution spatiale de la localisation des teneurs en chlorures au niveau de la zone d'étude montre que la zone Béni Amir présente des valeurs très élevées localisées dans le Sud et le Sud-ouest, tandis qu'un seul point avec une valeur maximale au niveau de la zone Béni Moussa.

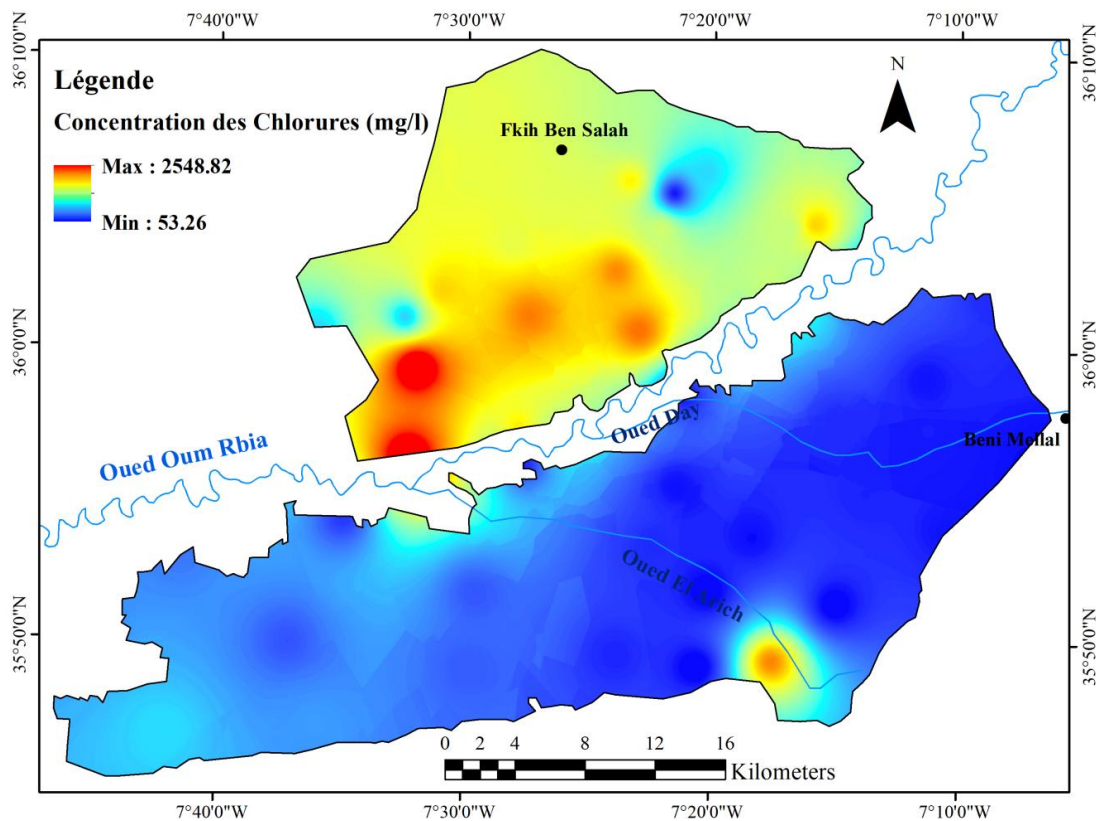


Figure 12 : La distribution spatiale de la concentration des chlorures.

## 2.5 Oxydabilité :

L'oxydabilité est une mesure similaire à la DCO, utilisée dans le cas de faibles concentrations en matières organiques ( $DCO < 40 \text{ mg/l d'O}_2$ ). C'est une mesure adéquate dans le cas des eaux souterraines, à l'opposé des eaux superficielles qui peuvent être sujettes à un risque très élevé d'une contamination directe par la matière organique par les rejets domestiques, industriels et agricoles. Les résultats des échantillons de l'oxydabilité au

permanganate varient entre 0,24 et 2,75 mg O<sub>2</sub>/l. La réglementation actuelle (International et Marocaine) fixe une référence de qualité de 5 mg/l pour l'oxydabilité au permanganate.

## **2.6 Sulfate :**

Le sulfate est fait partie des minéraux naturels dans certains sols et formations rocheuses qui hébergent les eaux souterraines. Les sources naturelles de sulfates dans les eaux souterraines sont divers minéraux en géologie de la zone d'étude comme le gypse, la pyrite, la galène, etc., à partir desquels le sulfate est infiltré dans les eaux souterraines en raison de la dissolution (Ashwani et Dua, 2009). Également ils sont rejetés à partir des déchets industriels qui utilisent des sulfates et de l'acide sulfurique, tels que les mines et fonderies, usines de pâtes et papiers, usines textiles et tanneries (Delisle et Schmidt, 1977). Le sulfate donne un gout amer, un gout amer à l'eau s'il dépasse la concentration de 250 mg/l (Rodier et Legube, 2009). Cela rend désagréable la consommation de l'eau. Les résultats des analyses des échantillons révèlent que les concentrations de sulfate dans les eaux souterraines de la zone d'étude varient de 14,4 à 194,8 mg/l. Ces valeurs sont inférieures à la valeur recommandée par l'OMS qui de l'ordre 400 mg/l.

## **2.7 Nitrate :**

Le nitrate est l'un des ions naturels qui font partie du cycle de l'azote et il est principalement utilisé dans les engrais inorganiques. Dans les eaux naturelles non polluées, le taux de nitrates est très variable suivant la saison et l'origine des eaux ; il peut varier de 1 à 15 mg/l et une concentration de 2 ou 3 mg/l peut être considérée comme normale, dans les eaux souterraines est de quelques mg/l, mais en raison des activités agricoles, la concentration de nitrate peut facilement atteindre plusieurs centaines de mg/l, par contre, en zone rurale, certains puits à usage familial peuvent avoir des concentrations importantes. Cette variation de concentration est souvent liée au développement des élevages, et une fertilisation excessive des zones agricoles par les engrais, les fientes et fumiers divers, voire les boues de stations d'épuration.

La pollution des eaux souterraines d'origine agricole est généralement liée aux nitrates ou aux phosphates. L'agriculture contribue à la pollution des nappes à cause de l'utilisation parfois irrationnelle des engrais et des pesticides que les agriculteurs ajoutent afin d'augmenter la productivité de la parcelle. Les recommandations (WHO, 2006) pour les nitrates dans l'eau potable sont généralement inférieures à 50 mg de nitrate par litre, des niveaux supérieurs à ceux-ci indiquent une pollution. Les échantillons d'eaux souterraines de la zone d'étude montrent une concentration élevée de nitrate qui est principalement due à la

lixiviation des décharges, des terres agricoles et aussi des rejets domestiques des agglomérations rurales à cause de la présence des fosses septiques. Les résultats varient de 4.82 à 140.54 mg/l, cette valeur dépasse largement la valeur recommandée qui justifie qu'il y a une pollution anthropique et que ces eaux ne sont pas convenables à la consommation humaine, car elle aura des effets sérieux sur la santé humaine.

La distribution spatiale de la localisation de la teneur des nitrates figure 13 montre que les valeurs les plus élevées des nitrates se trouvent à l'Est de la zone d'étude (Béni Amir et Béni Moussa), cette partie de la région est connue au niveau national par la production des piments rouges donc une utilisation excessive des engrais et des pesticides, la présence des fosses septiques des agglomérations rurales explique les valeurs énormes de la concentration des nitrates.

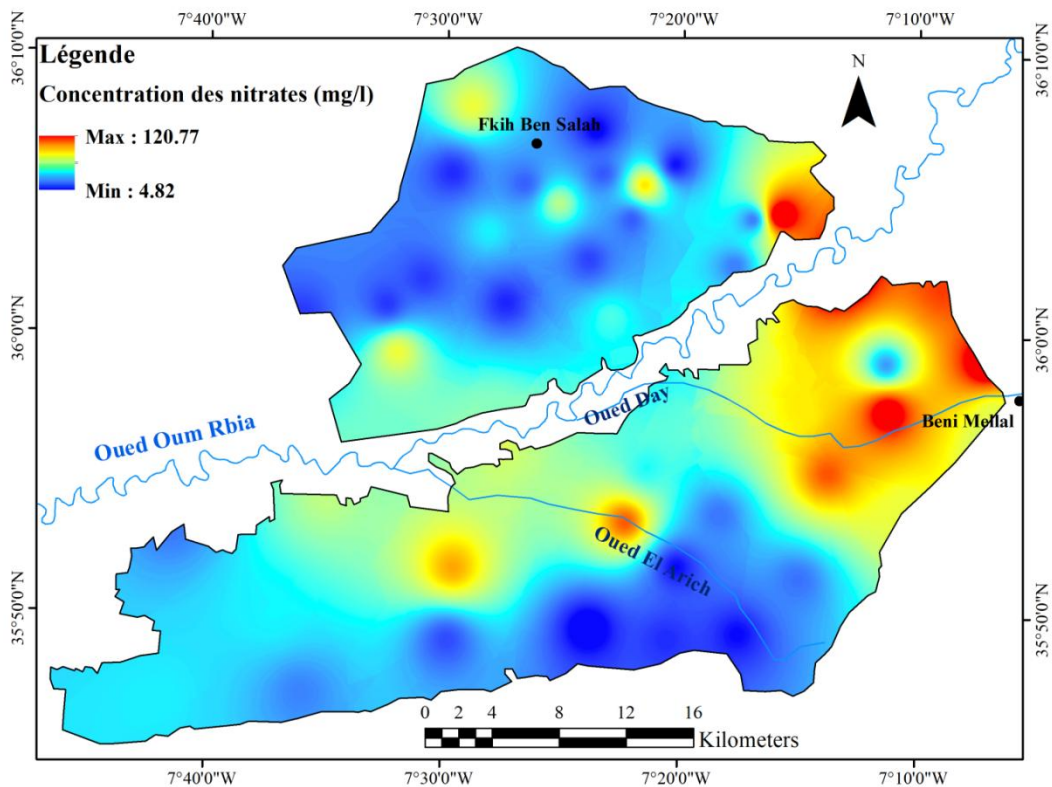


Figure 13: La distribution spatiale de la concentration des nitrates.

## 2.8 Nitrite :

Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque, dans le cas où la nitrification n'étant pas conduite à son terme, ou soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une réaction dénitrifiante. Une eau qui renferme des nitrites est à considérer comme suspecte, car lui est souvent associé à une détérioration de la qualité microbiologique. La présence des nitrites dans les eaux souterraines est liée aussi à des installations septiques déficientes, de la décomposition de la matière organique et à l'utilisation d'engrais chimique.

L'organisation mondiale de la santé (OMS) et la réglementation marocaine indiquent une valeur limite de nitrite qui est de 0,5 mg/L. les résultats des analyses des échantillons des eaux souterraines de la zone d'étude présentent une valeur inquiétante qui est de l'ordre 8.93 mg/l, ces valeurs dépassant la norme indiquant que les eaux souterraines de la zone d'étude sont très contaminées par les activités anthropiques. La distribution spatiale de la forte teneur en nitrites est localisée généralement dans le centre et le Sud de la zone Béni Amir, tandis qu'au niveau de Béni Moussa, les grandes teneurs se manifestent dans le Sud et le centre, ces régions sont des villages et des agglomérations rurales.

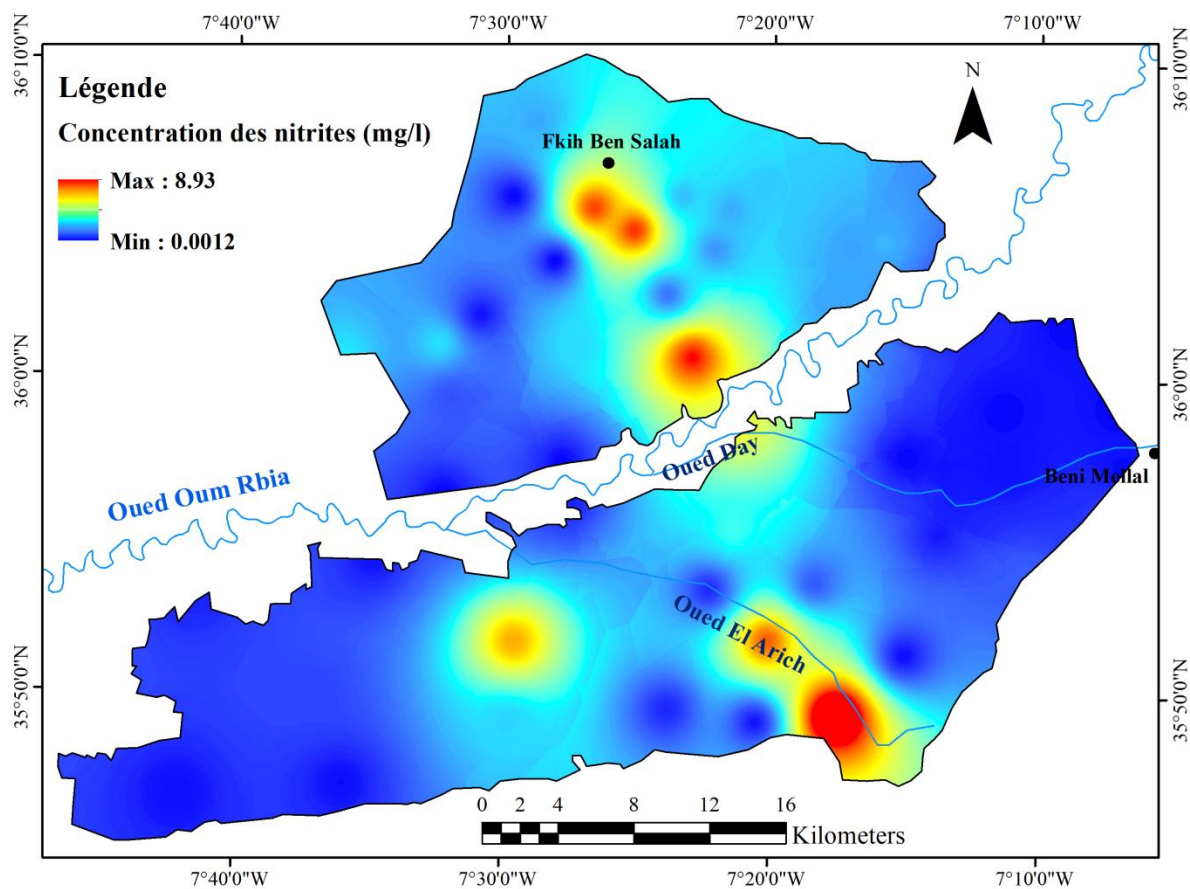


Figure 14 : La distribution spatiale des concentrations des nitrites

## 2.9 Ammonium :

L'ammonium, y compris non ionisé ( $\text{NH}_3$ ) et ionisé ( $\text{NH}_4^+$ ), est le polluant prédominant dans les principales sources d'eau potable. Elle provient des activités humaines en milieu urbain, des processus métaboliques, agricoles et industriels, et de la désinfection à la chloramine. La concentration d'ammonium et d'azote dans les eaux de surface est affectée par l'hydrogéologie et le changement climatique (Bates et al., 2008; Delpla et al., 2009).

L'ammonium ou l'azote ammoniacal dans l'eau traduit habituellement un processus de

dégradation incomplet de la matière organique. La présence d'azote ammoniacal en quantité relativement importante peut être l'indice d'une pollution par des rejets d'origine humaine ou industrielle (industries chimiques, engrais, azotés, industries textiles...). L'ammonium est un indicateur important de la qualité de l'eau. Il peut indiquer des éventuelles pollutions bactériennes, des eaux usées et des excréments d'animaux (WHO, 2009). La recommandation pour la concentration en ammonium est de 0,5 mg /l. Cette valeur est largement dépassée au niveau de la zone d'étude, les résultats présentent des valeurs extrêmes d'ammonium qui varient entre 0.01 et 6.16 mg/l, ce qui justifie la pollution de ces eaux par les ions ammonium d'origine humaine. La distribution spatiale de la teneur en ammonium montre des valeurs élevées seulement au niveau de la zone de Béni Moussa (figure 15).

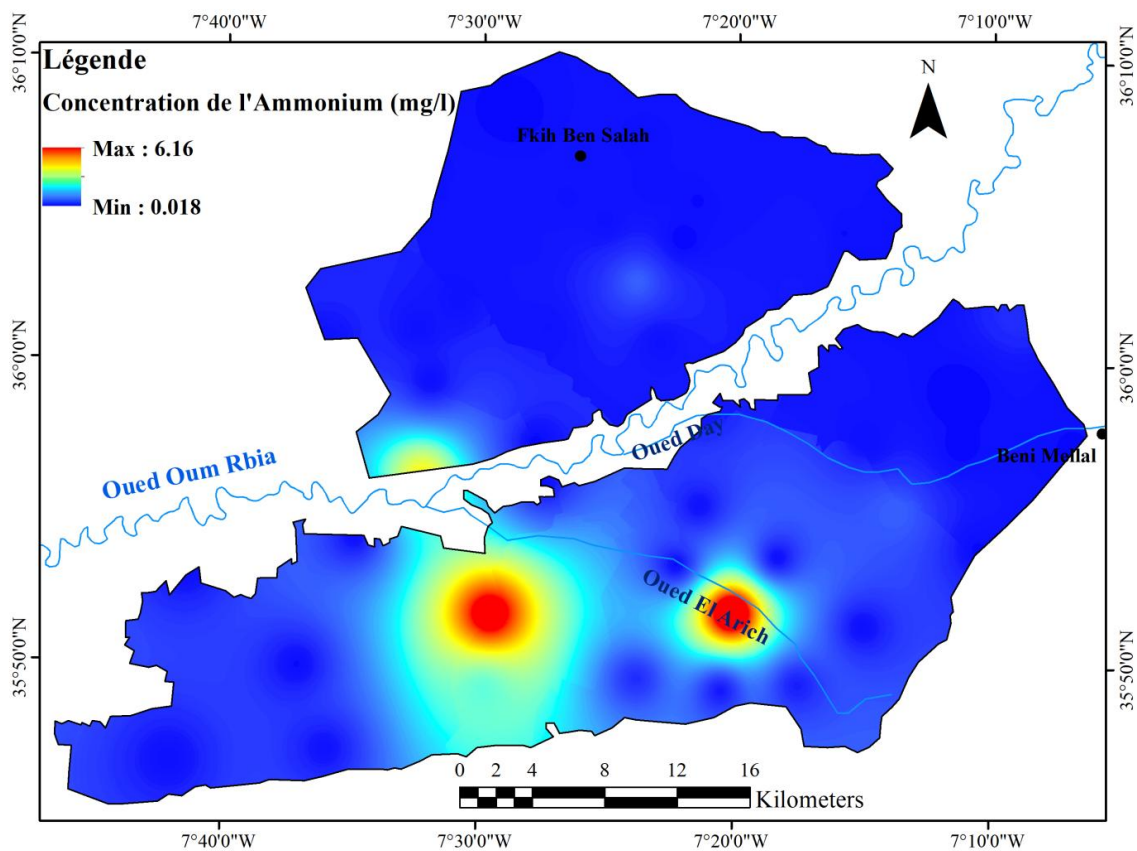


Figure 15: La distribution spatiale de la concentration des ammoniums.

### 2.10 Potassium :

Le potassium est un élément essentiel chez l'homme. Sa présence est à peu près constante dans les eaux naturelles. La source naturelle d'ions potassium dans les eaux souterraines est l'altération des minéraux comme le K-Feldspath et la biotite. Certains rejets industriels, en particulier de mines de potasse et d'usines d'engrais, peuvent entraîner dans l'eau des quantités de potassium relativement importantes. Les anciennes directives du

Conseil des communautés européennes indiquaient comme teneur du potassium dans l'eau destinée à la consommation humaine un niveau conseillé de 10 mg/L et une concentration maximale admissible de 12 mg/l (Rodier et Legube, 2009) et un seuil de 30 mg/l à ne pas dépasser (WHO, 2009). Les résultats des échantillons des eaux souterraines de la zone d'étude présentent des résultats inférieurs à la norme de l'ordre de 8,6 mg/l comme valeur maximale.

### **2.11 Sodium :**

Le sodium est un élément constant de l'eau, toutefois, les concentrations peuvent être extrêmement variable allant de quelques dizaines de milligrammes. Indépendamment de la lixiviation des formations géologiques contenant du chlorure de sodium, le sel peut provenir de la décomposition de sels minéraux comme les silicates de sodium et d'aluminium, des retombées d'origine marine, de la venue d'eaux salées dans les nappes aquifères. L'OMS recommande une valeur limite de 200 mg/l, fixée d'après des critères gustatifs. Dans l'état actuel des choses, il n'existe pas d'argument suffisant pour justifier la fixation d'une valeur indicative pour le sodium dans l'eau sur la base d'un risque sanitaire (WHO, 2009). À titre indicatif, les anciennes directives du Conseil des communautés européennes indiquaient comme niveau conseiller 20 mg/l de sodium et comme concentration maximale admissible 150 mg/l, la valeur seuil est de 200 mg/l (Rodier et Legube, 2009). Du point de vue agricole, le sodium est un élément des bases alcalines et alcalinoterreuses jouant un rôle dans le maintien de la perméabilité des sols pour l'irrigation.

Les résultats des échantillons révèlent une concentration importante de sodium varie de 0.54 et 960 mg/l. En fait, la principale source naturelle d'ions sodium dans les eaux souterraines est l'altération de certains minéraux comme le Na-Feldspath et le pyroxène. À partir desquelles les ions sodium sont dissociés dans les eaux souterraines par divers processus d'oxydoréduction et d'échange d'ions via des sources naturelles (Drever, 1997).

### **2.12 Titre hydrométrique, calcium et magnésium :**

La dureté ou le titre hydrométrique est un caractère naturel lié au lessivage des terrains traversés et correspond à la teneur en calcium et en magnésium. La dureté est une mesure de la capacité de l'eau à provoquer la précipitation de sels insolubles de Ca et Mg. Elle n'est pas causée par une seule substance, mais une variété d'ions métalliques polyvalents dissous, principalement des cations de calcium et de magnésium. D'autres cations tels que le baryum et le fer, peuvent également contribuer à la dureté, mais leurs concentrations sont normalement si faibles qu'elles peuvent être ignorées. Par conséquent, elle est exprimée par les concentrations de calcium et de magnésium exprimées en mg/l de CaCO<sub>3</sub>. Les principales



sources naturelles de dureté de l'eau sont les roches sédimentaires, les infiltrations et le ruissellement des sols. Aussi, on doit noter que dans certaines décharges, la décomposition de la partie végétale peut conduire à la libération de grandes quantités d'anhydride carbonique. Celui-ci entraîné dans les eaux souterraines par infiltration des eaux de pluie, peut dissoudre le calcium du sol et contribuer à des variations de la dureté.

Le niveau de dureté de l'eau supérieur à 500 mg/l est considéré comme esthétiquement inacceptable. L'OMS a stipulé le niveau de tolérance de dureté à 500 mg/l. Les valeurs dans les échantillons varient entre 8.3 et 669 avec une moyenne de 247 mg/l. Ainsi, l'eau est classée dans certains zones comme très dure, puisque les valeurs dépassent 500 mg/l (Water, Sanitation, 2006). Pour le calcium et le magnésium, la teneur des concentrations dépend de la composition des roches sédimentaires rencontrées (calcaires dolomitiques, dolomies du Jurassique ou du Trias moyen). À titre indicatif, les directives du Conseil des communautés européennes et la réglementation française indiquaient comme teneur du calcium dans l'eau destinée à la consommation humaine un niveau conseillé de 100 mg/l, et une teneur de magnésium a un niveau conseillé de 30 mg/l et une concentration maximale admissible de 50 mg/l (Rodier et Legube, 2009).

### **2.13 Orthophosphate :**

Les phosphates font partie des anions facilement fixés par le sol, leur présence naturelle dans les eaux est liée aux caractéristiques des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique. En milieu aqueux, les acides métagénés et pyrogénés tendent vers une forme plus stable : l'orthophosphate. En fait, les orthophosphates (ions  $\text{PO}_4$ ) sont la forme la plus simple et la plus répandue des phosphates dans l'eau.

Les eaux de surface ou de nappes peuvent être contaminées par des rejets industriels (industries agroalimentaires, ateliers de traitement de surface, laveries) et domestiques ou par le lessivage des terres cultivées renfermant des engrais phosphatés ou traitées par certains pesticides. La production agricole intensive est particulièrement développée, l'utilisation d'engrais phosphatés peut constituer la principale source artificielle d'enrichissement des eaux en phosphore. La fertilisation des terres agricoles est à la source d'une pollution diffuse des eaux (Meybeck et Helmer, 1989). Des teneurs supérieures à 0,5 mg/l doivent constituer un indice de pollution (WHO, 2009). Les résultats des échantillons des eaux souterraines de la zone d'étude présentent des valeurs entre 0 et 0.002 mg/l. Certains chercheurs estiment qu'une teneur naturelle en  $\text{P-PO}_4^{3-}$  des cours d'eau est inférieure à 0.025 mg/l, et elle dépend principalement de la nature du substratum géologique (Meybeck et Helmer, 1989).

## 2.14 Les coliformes totaux, fécaux et streptocoques fécaux :

La contamination fécale de l'eau est un indicateur important prédictif des risques potentiels pour la santé publique (Ko et al., 2003).

Une teneur élevée en matières fécales dans les eaux souterraines est généralement attribuable aux installations d'élimination des maisons telles que les fosses septiques. Un manque d'assainissement, le débordement des eaux usées domestiques et la lixiviation des excréments humains et animaux présentent les sources primaires de contamination. La présence de coliformes totaux, coliformes fécaux et d'entérocoques intestinaux fournit des preuves de la contamination récente des eaux fécales (Water, 2006). Dans le présent travail, l'analyse microbienne a révélé la présence de coliformes totaux, coliformes fécaux et d'entérocoques intestinaux dans les eaux souterraines de la zone étudiée. Les concentrations enregistrées pour les *Coliformes totaux*, les *Coliformes fécaux* et les *Entérocoques intestinaux* variaient entre 0 et 10000 UFC/100 ml, 0 et 2100 UFC/100 ml et de 0 à 500 UFC/100 ml, respectivement (figure 8). La contamination des puits par la pollution fécale présente 86.27%, 78.43% et 47.06 %, pour *C. Totaux*, *C. Fécaux* et *entérocoques intestinaux*, ainsi, les puits qui ne contiennent aucune contamination présentent 13.73%, 21.57% et 52.94% pour *C. Totaux*, *C. Fécaux* et *entérocoques intestinaux*, respectivement.

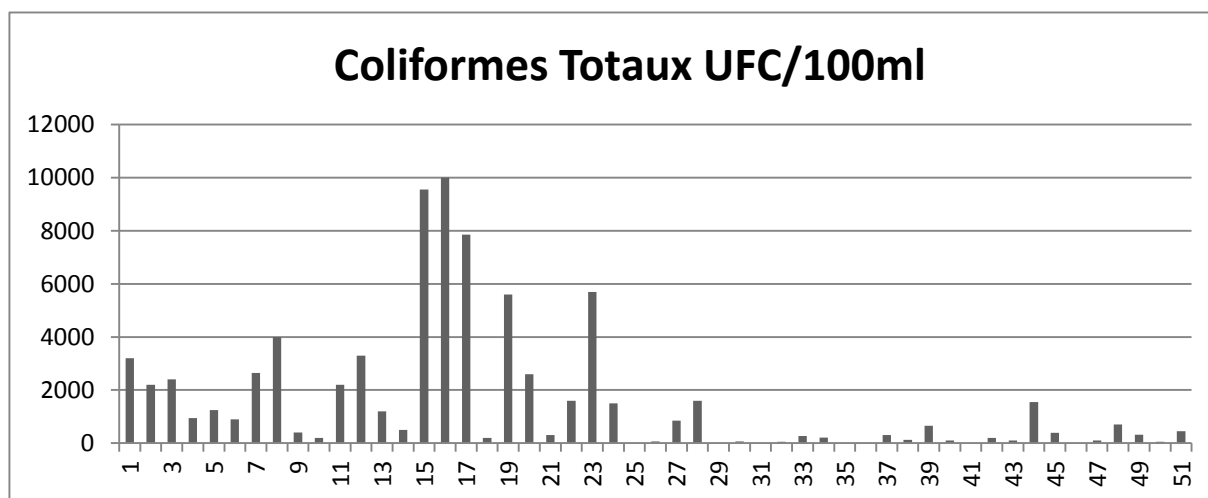


Figure 16 : Concentration des coliformes totaux des eaux souterraines de la plaine de Tadla.

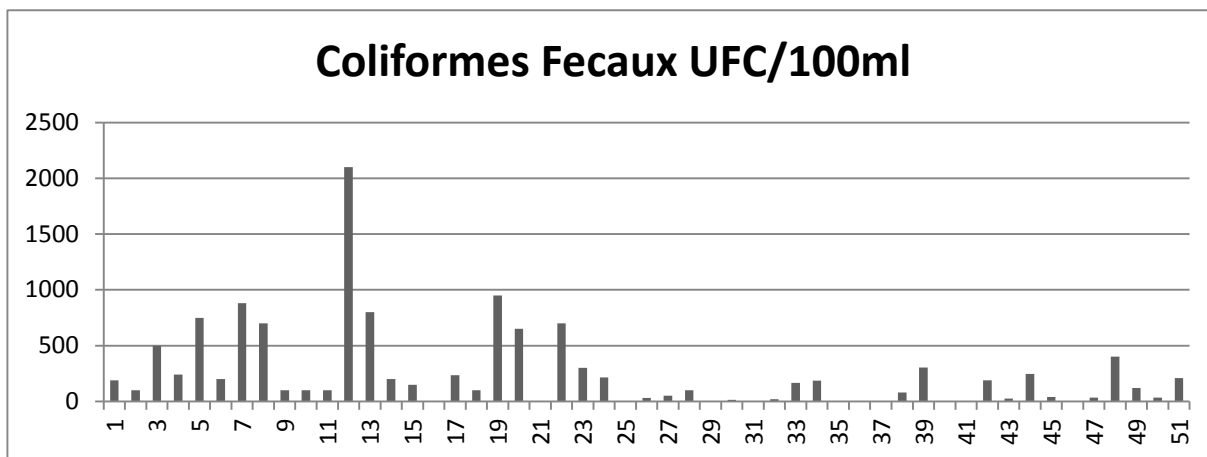


Figure 17 : Concentration des coliformes fécaux des eaux souterraines de la plaine de Tadla

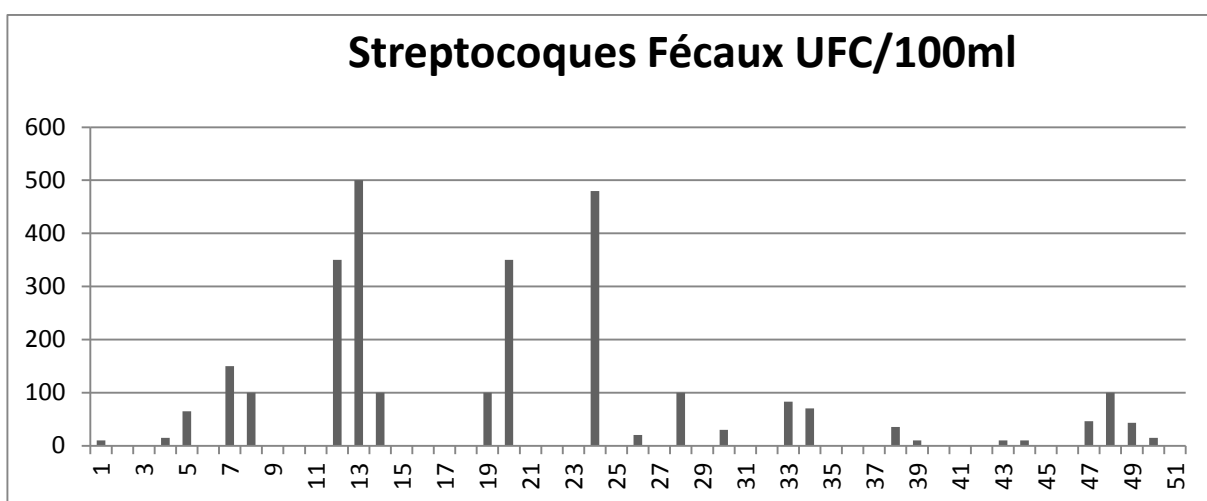


Figure 18 : Concentration des streptocoques fécaux des eaux souterraines de la plaine de Tadla

### 3 Identification des sources potentielles de pollution :

La méthode d'interpolation de kriging dans le système d'information géographique (SIG) conçue pour déterminer la distribution spatiale des sources de pollution a été utilisée pour soustraire les distributions des scores factoriels obtenus.

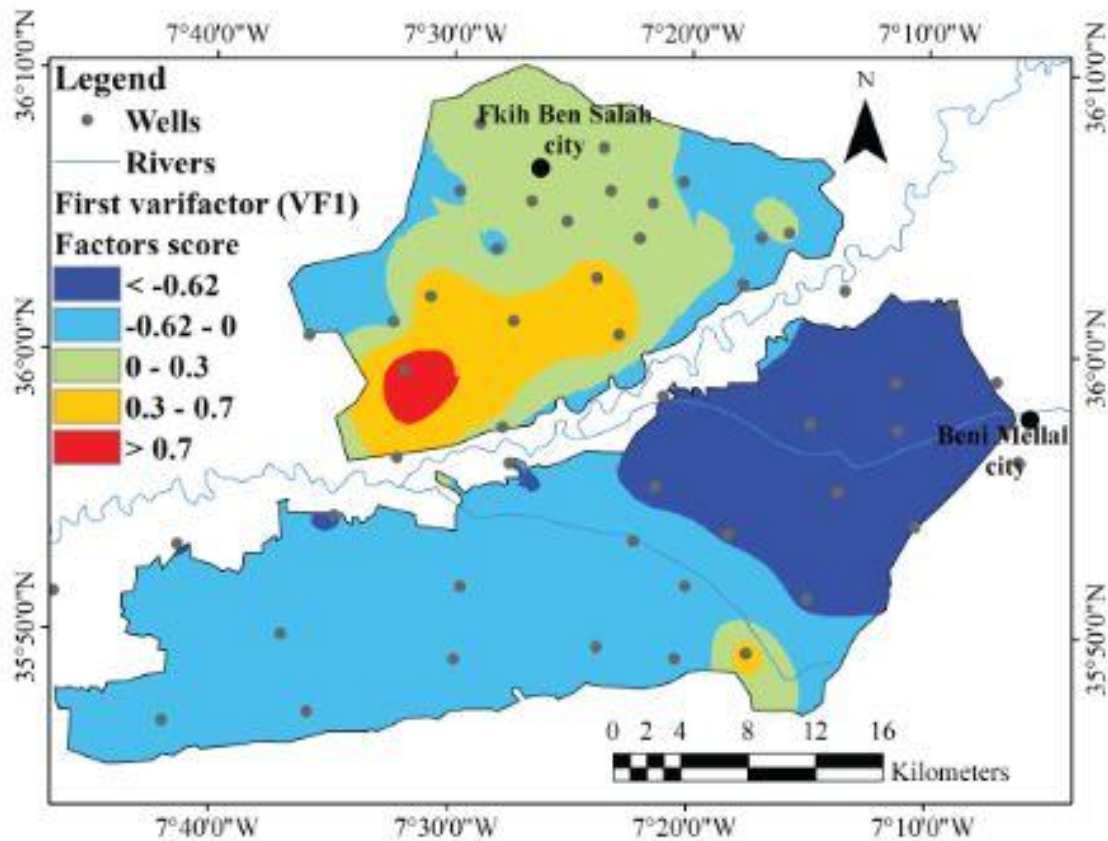


Figure 19 : La distribution spatiale du premier facteur

Le premier facteur (F1) était le premier facteur influençant la qualité des eaux souterraines de la zone d'étude et représentait 33,35% de la variance totale tableau 5. Sa valeur propre était de 6,00 et il avait des corrélations fortes et positives pour la conductivité électrique,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  et TDS. Alors qu'il présente des corrélations modérées, mais positives avec les variables  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{T}^\circ$ . Cependant les variables telle la turbidité,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$ , l'oxydabilité et  $\text{NO}_2^-$  montrent des corrélations faibles (figure 19) et Tableau 6. La relation entre les sources potentielles de pollution et l'emplacement géographique, appelée distribution spatiale, a été décrite à l'aide du calcul d'interpolation Kriging avec le système d'information géographique (SIG) (illustré sur la figure 19). Plus le score est élevé, plus la pollution est grave. Les sources de pollution des eaux souterraines varient de sources naturelles, on rajoute l'altération des roches, des minéraux et des sols, des dépôts de sel et des

saumures à des sources anthropiques telles que les eaux usées et les décharges, le traitement des eaux et l'agriculture selon le tableau 6, la moitié des paramètres physico-chimiques étaient présentés par F1 (tableau 6). Les zones à forte concentration (score factoriel  $\geq 0,5$ ) étaient principalement focalisées dans le Nord au niveau de la nappe Béni Amir avec un seul point au Sud de Béni Moussa. Au niveau de cette région, il y a des valeurs de conductivité électrique très élevée qui atteignent 8953  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dépassant la valeur maximale acceptée (500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) (OMS, 2006). Aussi les chlorures 2548 mg/l, dépassent la valeur conseillée par la norme marocaine et OMS, qui de l'ordre 270 mg/l. En plus, des nitrites avec 8.98 mg/l qui dépassent largement la valeur maximale autorisée. D'ailleurs, cette zone du score très élevée est reconnue comme une zone agricole, des agglomérations rurales sans assainissement avec des unités industrielles (des huileries et des laiteries). Par conséquent, le F1 a été identifié comme «une pollution ponctuelle résultant de l'interaction eau-roche, et des rejets d'eaux usées industrielles et domestiques».

Le deuxième facteur (F2), représente 12,33% de la variance totale (tableau 5), avec une valeur propre de 2,21, avait des corrélations modérées et positives avec le  $\text{Ca}^{2+}$  et l'oxydabilité (IP), et une faible corrélation positive de  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{Cl}^-$  (figure 20 et tableau 6). En fait, la région qui contient toujours le score le plus élevé se trouve au niveau de la zone de Béni Amir dans le Sud Ouest. Les sources de pollution varient entre source naturelle et source anthropique, avec une petite dominance de la source naturelle, pour les ions calciums qui sont des métaux alcalino-terreux. Ces derniers sont largement distribués sur la croûte terrestre et le principal constituant de divers types de roches, et sont présents presque dans toutes les eaux. En présence de  $\text{CO}_2$ , le bicarbonate de calcium peut normalement être dissous jusqu'à 20 mg/l (sous forme de Ca). Son origine dans les eaux souterraines de la zone d'étude est due à la recharge de ces aquifères par des aquifères atlasiques à caractère karstique (Atlas et piémont), constitués par des réservoirs en calcaire (Bouchaou et al., 1997). Pour le deuxième paramètre, l'indice de permanganate ou l'oxydabilité signifie la présence de la matière organique dans ces eaux. Cela est dû à une contamination anthropique par des rejets des eaux usées domestiques sans traitement préalable ou bien (les fosses septiques) puisque c'est une région rurale où il y a un manque d'assainissement. Les ions chlorures dans les eaux sont souvent de sources naturelles, cependant, certaines activités humaines peuvent accroître leur concentration. On peut dire que le deuxième facteur F2 présente une pollution naturelle et anthropique. De plus, les zones à score de composante élevé ( $\geq 0,7$ ) étaient principalement localisées dans l'extrême Sud Ouest de la rive de la rivière d'Oum Errabia au niveau de la région de Béni Amir. On peut déduire aussi que cette contamination des eaux souterraines

peut être l'origine de l'infiltration des eaux de la rivière Oum Errabia. Ce dernier avait un antécédent de contamination organique durant l'année 95, avec des teneurs DCO et DBO qui dépassent largement les normes d'OMS. Cette contamination est liée à des rejets domestiques et industriels des villes sur tout le long de la plaine de Tadla (160 Km) (Arioua, 1995).

**Tableau 5 : Expression de la variance totale**

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7
Valeur propre	6,0032	2,2199	1,9084	1,7000	1,1700	1,0538	0,8163
Variabilité (%)	33,3509	12,3329	10,6020	9,4446	6,4999	5,8545	4,5350
% cumulé	33,3509	45,6838	56,2858	65,7304	72,2303	78,0848	82,6199

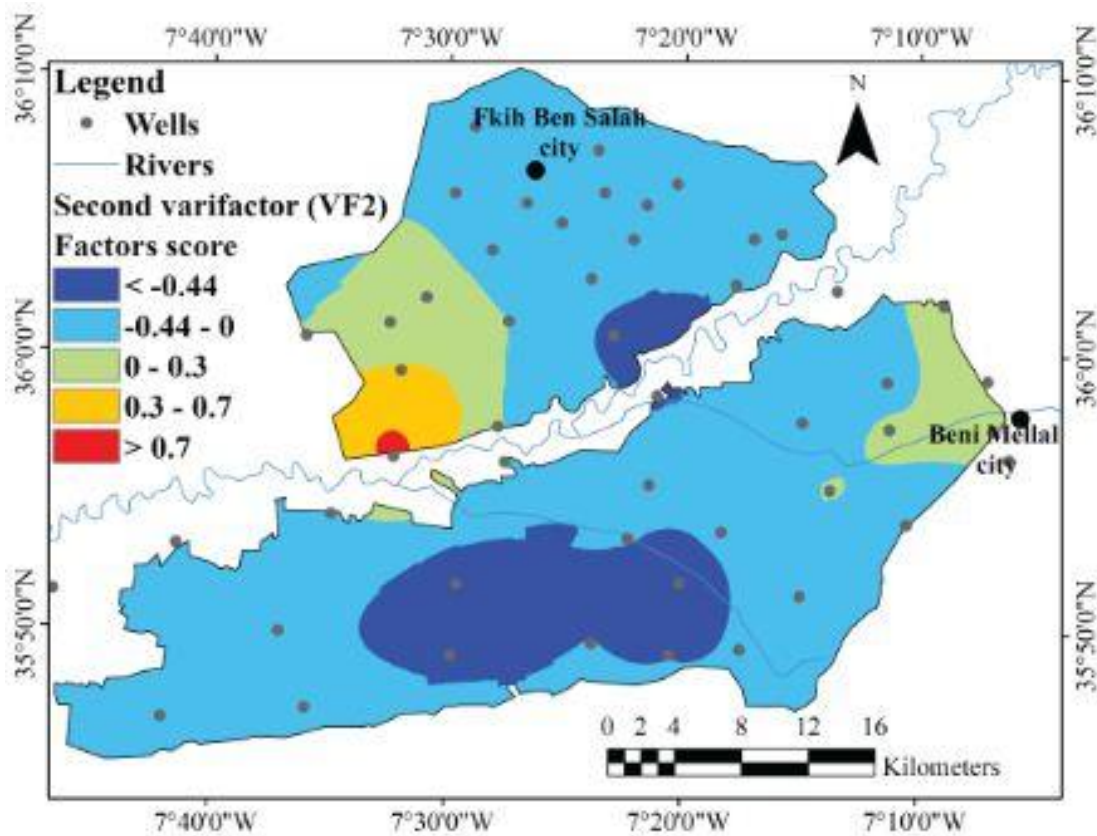


Figure 20: La distribution spatiale du deuxième facteur

Le troisième facteur (F3), représentant 10,60% de la variance totale et 1,9 de la valeur propre tableau 5, avait une corrélation modérée et positive avec la turbidité,  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_2^-$ , une corrélation positive et faible avec l'oxydabilité, de  $\text{Mg}^{2+}$  et de  $\text{H}_3\text{PO}_4$  (figure 21 et tableau 6). La source de pollution de ce facteur est purement anthropique, puisque la présence de la turbidité dans l'eau provient principalement de la matière colloïdale, des fines particules en

suspension et de l'érosion du sol. La présence des ions ammoniums dans les eaux signifie habituellement un processus de dégradation incomplet de la matière organique. Il s'agit d'un excellent indicateur de la pollution de l'eau par des rejets organiques d'origine agricole, domestique ou industrielle. Aussi que, les ions nitrites ont comme origine la pollution domestique, les dépôts des décharges et les activités agricoles. La distribution spatiale des sources de pollution du facteur F3 avec un score négatif très élevé est localisée sur la moitié de la région Béni Amir (le Nord et l'Est).

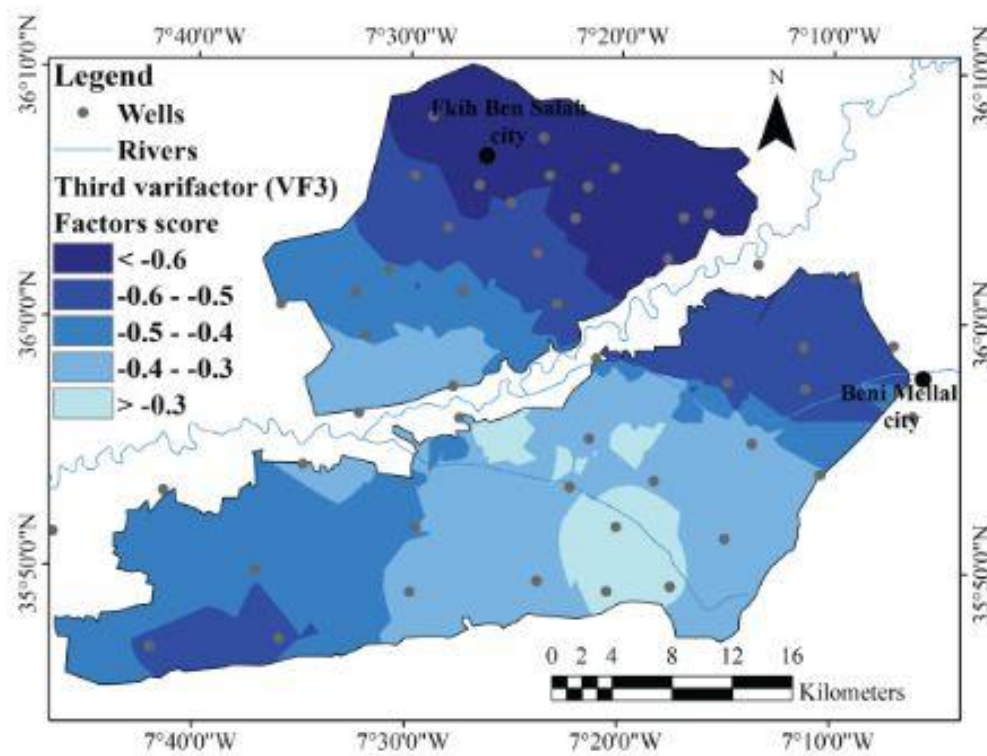


Figure 21 : la distribution spatiale du troisième facteur

**Tableau 6 : Corrélation entre les variables et les facteurs:**

	F1	F2	F3	F4	F5	F6
T°	<b>0,6242</b>	-0,2659	-0,1452	0,2790	-0,3452	0,0855
pH	-0,7283	0,3107	0,1187	-0,2358	0,1440	-0,1479
Conductivité	<b>0,9045</b>	-0,2284	-0,0202	0,0492	0,0460	0,1032
Turbidité (UTU)	0,2308	-0,4433	<b>0,6224</b>	-0,0844	-0,1602	0,0248
STD (g/l)	<b>0,9166</b>	-0,1124	0,0875	0,1075	0,1702	0,1249
HCO <sub>3</sub> mg/l	-0,0037	-0,5847	-0,5439	-0,1551	<b>0,4191</b>	0,0615
IP	0,3521	<b>0,5989</b>	0,2373	<b>0,4305</b>	-0,0668	0,0711
TH méq/l	<b>0,6897</b>	0,0343	-0,1856	-0,4013	-0,2047	-0,1216
Ca <sup>2+</sup> mg/l	<b>0,5319</b>	<b>0,6540</b>	0,0774	-0,3378	0,1201	-0,0119
Mg <sup>2+</sup> mg/l	<b>0,6737</b>	<b>0,3862</b>	0,2562	0,2168	0,2691	0,0159
Cl <sup>-</sup> mg/l	<b>0,8597</b>	<b>0,3046</b>	0,0133	-0,2169	0,0373	-0,0452
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/l	0,3282	-0,0773	-0,4270	<b>0,6035</b>	0,0746	0,1924
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	-0,3746	0,1983	-0,1489	-0,2781	<b>0,4598</b>	<b>0,5884</b>
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg/l	0,3621	-0,5258	<b>0,4275</b>	-0,4220	0,0842	-0,1275
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	0,1043	-0,2946	<b>0,6561</b>	<b>0,3054</b>	<b>0,4664</b>	0,1038
K <sup>+</sup>	<b>0,5261</b>	0,0945	-0,0095	-0,4261	0,0662	0,0884
Na <sup>+</sup>	<b>0,7631</b>	-0,0468	-0,3883	-0,1671	-0,0239	0,0339
H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>	-0,2165	-0,0198	0,2251	-0,2111	-0,4653	<b>0,7433</b>

Le quatrième facteur (F4) représentait 9,44% de la variance totale et avait une valeur propre de 1,7. Il avait une corrélation positive modérée avec SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, une corrélation positive faible avec NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, de l'oxydabilité et de Mg<sup>2+</sup> (figure 22 et tableau 6). Les sulfates font partie des minéraux naturels provenant de certains sols et formations rocheuses traversant les eaux souterraines. Ils proviennent des minéraux de la zone d'étude comme le gypse, la pyrite, la galène, etc., à partir desquels le sulfate est infiltré dans les eaux souterraines suite à la dissolution. Ils sont également rejetés à partir de déchets industriels qui utilisent des sulfates et de l'acide sulfurique, tels que les mines et fonderies, usines de pâtes, usines textiles et tanneries (Delisle and Schmidt, 1977). Par ailleurs, l'ammonium et la matière organique sont d'origine anthropique, donc ce facteur confirme aussi une pollution qui résulte des activités anthropiques. Le score le plus élevé de la contamination de ce facteur est localisé dans une grande partie de la région Béni Moussa dans le Sud au niveau de notre zone d'étude. En fait, dans cette zone, on note la présence des activités industrielles (des rejets et stockages des déchets), en particulier la sucrerie au niveau de la plaine de Tadla. Tandis que le score moyen couvre la moitié de la région de Béni Moussa, et dans le Sud Ouest de la zone Béni Amir.



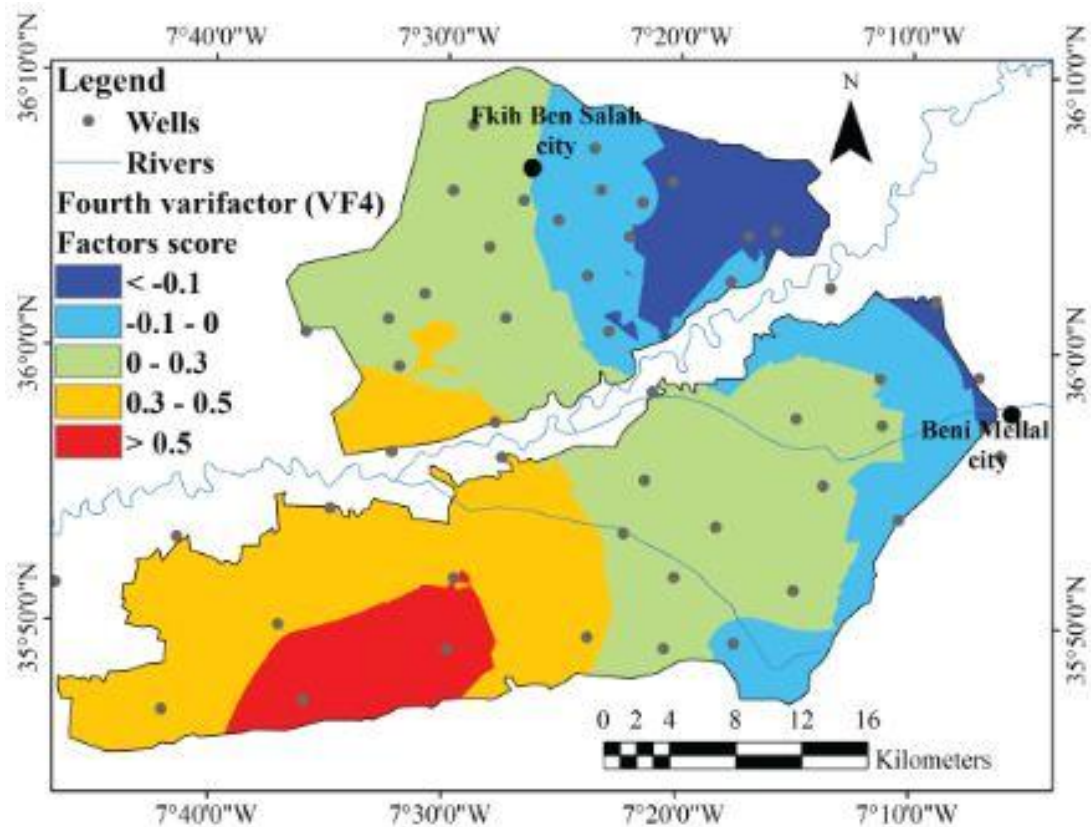


Figure 22 : La distribution spatiale du quatrième facteur

Le cinquième facteur (F5), représentant 6,49% de la variance totale dans l'ensemble de données, et avait une valeur propre de 1,17. Il est modérément corrélé avec  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{HCO}_3^-$  (figure 23 et tableau 6). La principale source d'ions  $\text{HCO}_3^-$  dans les eaux souterraines est le  $\text{CO}_2$  dissous dans la pluie qui pénètre dans le sol. En effet, la concentration de bicarbonate dans les eaux souterraines est provenue de l'altération carbonatée ainsi que de la dissolution de l'acide carbonique dans les aquifères (Ashwani et Dua, 2009). Alors que, des concentrations naturellement élevées d'ammonium dans les eaux souterraines sont souvent associées à des sources anthropiques, telles que l'épandage d'engrais, les effluents d'eaux usées et les lixiviats de décharge, l'élevage, les activités industrielles et les eaux usées domestiques non traitées (Clague et al., 2015). La présence des ions nitrate dans la zone d'étude est traduite par une pollution anthropique par les activités agricoles et domestiques. Dans la zone d'étude, l'agriculture est considérée comme la source anthropique la plus importante et la plus substantielle de contamination par toutes les dérives de l'azote dans les eaux souterraines à cause d'une utilisation croissante d'engrais. Des valeurs très élevées d'ammonium 3.18 mg/l sont enregistrés au niveau de la zone Béni Amir et entre 5.37 et 6.16 mg/l sont enregistrés au niveau de Béni Moussa. Ces valeurs dépassent les valeurs conseillés par la norme Marocaine et l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) qui est de l'ordre 0.5

mg/l. On peut déduire que le facteur F5 présente une pollution généralement anthropique. En outre, les conditions hydrologiques bénéfiques d'un aquifère épais à haute porosité et à gradient hydraulique favorable ont contribué à faciliter le transport de ces polluants vers les eaux souterraines. Le score le plus élevé dans la zone d'étude (figure 23) est localisé au niveau de la région de Béni Amir dans le centre et à l'Ouest de la région.

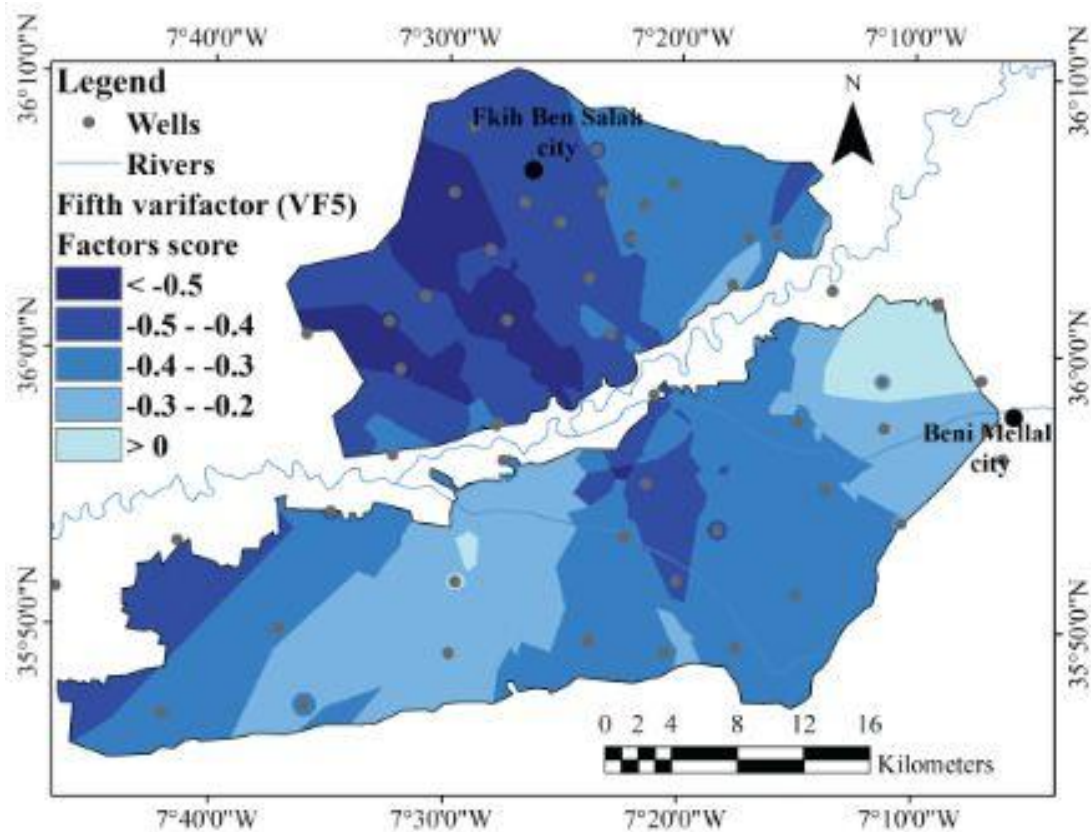


Figure 23 : La distribution spatiale du cinquième facteur

Enfin, le facteur six (F6) représentant 5,85% de la variance totale dans l'ensemble de données, il avait une valeur propre de 1,05, il présente une corrélation forte et positive avec  $\text{H}_3\text{PO}_4^-$  et une corrélation modérée et positive avec le  $\text{NO}_3^-$  (figure 24 et tableau 6). Ce facteur présente une pollution d'origine anthropique qui est traduite par la présence des nitrates et des orthophosphates. Les ions nitrates sont des ions naturels qui font partie du cycle de l'azote et principalement utilisés dans les engrais inorganiques, mais en raison des activités agricoles, la concentration de nitrate peut facilement atteindre plusieurs centaines de mg/l. L'utilisation croissante des engrais artificiels, l'évacuation de l'eau sont les principaux facteurs responsables de l'augmentation progressive du niveau de nitrate dans les eaux souterraines. D'autres sources sont les eaux usées domestiques, qui s'écoulent dans les champs agricoles, les lixiviats des sites d'enfouissement, etc. (Jalali, 2005; Lee et al., 2003). Par ailleurs, en se basant sur des données statistiques, il a été démontré que les fuites de pipelines ou les

déversements accidentels d'eaux usées étaient directement infiltrés dans l'aquifère des eaux souterraines entraînant de l'orthophosphate dissous, et les dérivés du phosphate. La présence d'une grande partie de déchets domestiques et des déchets industriels pourraient provoquer l'infiltration de polluants phosphatés dans l'aquifère et provoquer une pollution du phosphore dans les eaux souterraines. Des engrais à base de phosphore appliqués aux terres agricoles peuvent provoquer aussi une infiltration de phosphore dans l'aquifère (Meng et al., 2018). Les zones avec des scores élevés se trouvaient à peu près au niveau de 4 points ; au niveau de Béni Amir le score le plus élevé est localisé à l'Est qui est une région agricole présentant des cultures saisonnières telles que les céréales, l'autre est localisée en Sud-ouest à la rive de la rivière. Cette contamination peut être d'origine agricole ou bien des fuites des eaux d'Oum Errabia. Au niveau de la région Béni Moussa le score le plus élevé est localisé à l'Est, cette région est connue par la culture et la production des piments rouges. Cette région contient aussi des villages qui n'ont pas des réseaux et des installations d'assainissement. L'autre point se trouve à la sortie de la ville de Souk Sebt. Par conséquent, le sixième facteur pourrait être considéré comme «une pollution de source non ponctuelle basée sur l'infiltration d'engrais, l'émission d'eaux usées domestiques et industrielles».

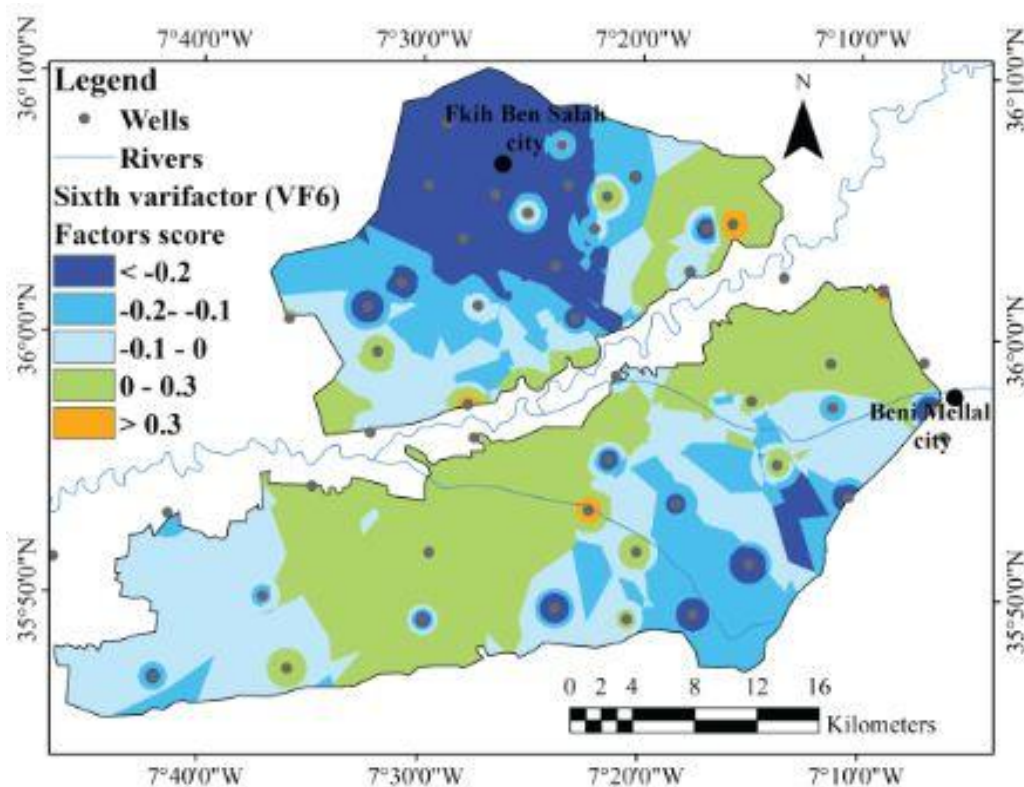


Figure 24 : La distribution spatiale du sixième facteur

La combinaison de différentes sources de pollution (six facteurs) donne différents degrés de contamination dans différentes régions de la zone d'étude (figure 25). Les sources

de pollution les plus importantes se trouvaient principalement au niveau de la zone de Béni Amir dans le Sud Ouest ; où il y a le degré de contamination le plus élevé, avec un seul point au niveau de la zone Béni Moussa dans le Sud. Les régions à pollution modérée ont été observées principalement à peu près sur toute la zone de Béni Amir et le Sud-ouest de la zone Béni Moussa. Au niveau de cette dernière, un degré de pollution faible a été décelé à l'Est, alors que dans le centre et l'Ouest de Béni Moussa et à l'Est de la région de Béni Amir, la pollution est relativement faible.

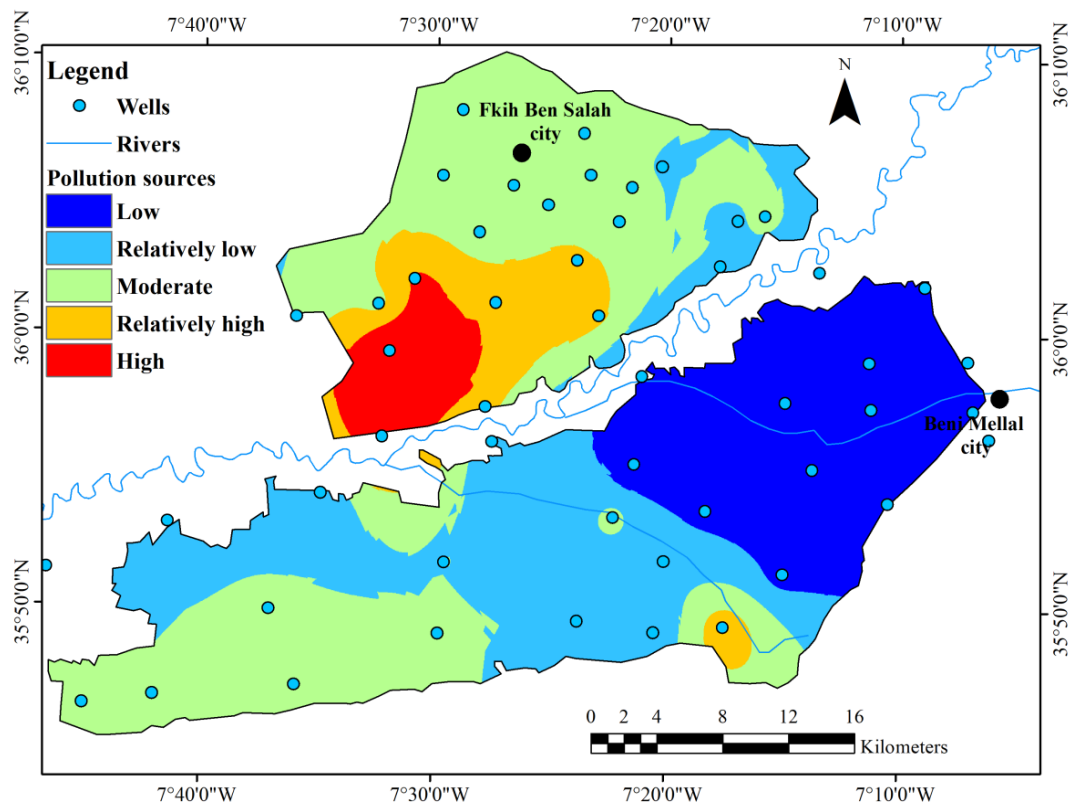


Figure 25 : La distribution spatiale des sources de pollution des six facteurs

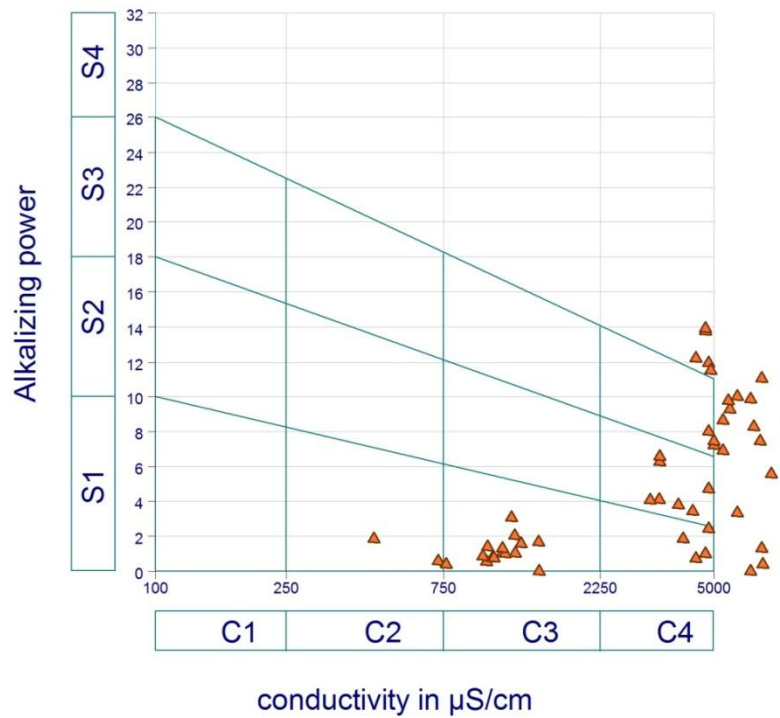


Figure 26 : Digramme de Richard pour les eaux destinées à l'irrigation

La croissance spectaculaire de l'agriculture irriguée et la demande d'eau qui en suit sont satisfaites par le détournement et/ou le stockage des eaux de surface. Cependant, l'accumulation des contaminants dans toutes les sources et l'utilisation excessive des engrais et des pesticides à long terme provoquent une pollution au niveau du sol et augmentent la salinisation du sol. De plus, l'excès d'infiltration à partir des terres irriguées provoque une élévation, parfois de plusieurs mètres, des nappes phréatiques sous-jacentes, entraînant une saturation en eau dans les sols mal drainés. Dans ce cas, le niveau des nappes souterraines s'approche de la surface du sol. Lorsque la nappe phréatique se trouve à un ou deux mètres de la surface du sol, l'action capillaire permet à l'eau de monter plus loin et de s'évaporer dans la surface du sol, entraînant la salinisation des sols et de l'eau.

La qualité des eaux destinée à l'irrigation est basée sur une classification de Richard selon un diagramme de qualité figure 26. Cette classification permet de sélectionner les eaux qui sont convenables à l'irrigation. Ce diagramme est fondé sur la conductivité électrique et le pouvoir d'alcalinisation de l'eau.

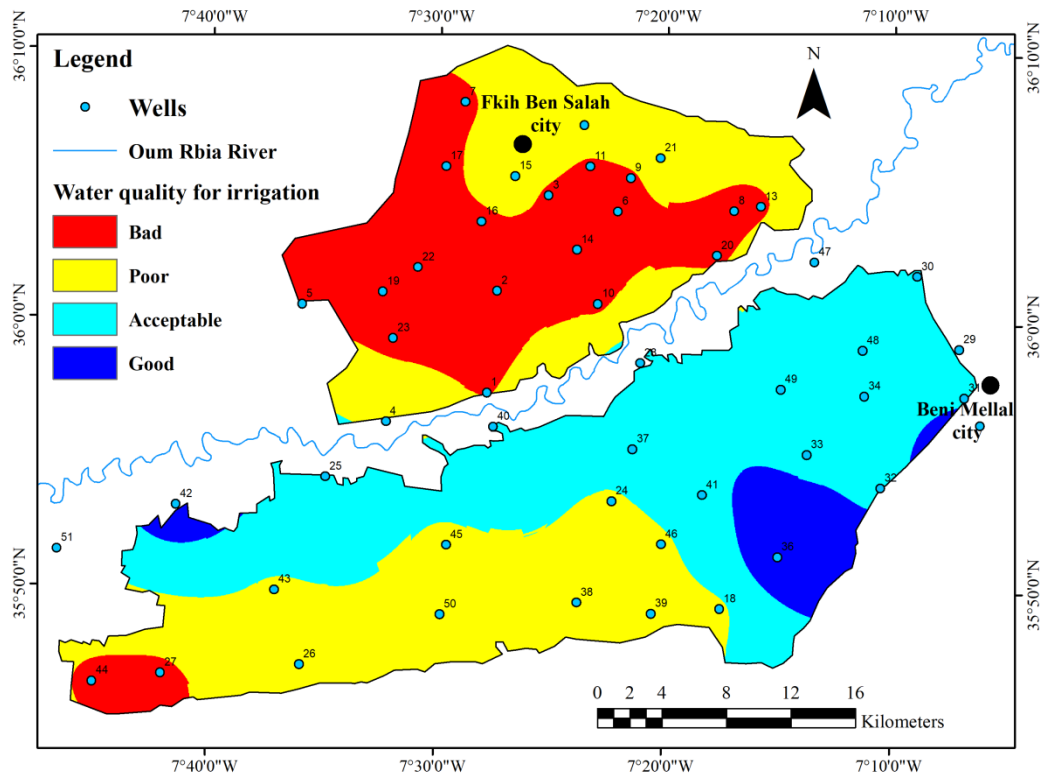


Figure 27 : La distribution spatiale de la qualité des eaux destinées à l'irrigation

À partir de l'analyse du diagramme figure 26, la première classe C2-S1 de qualité bonne et convenable à l'irrigation, on a décelé 3 puits (parmi 51 puits échantillonnés). Dans cette classe en général, l'eau pouvant être utilisée sans contrôle particulier pour l'irrigation des plantes, même moyennement tolérantes au sel, et sur des sols, voire très perméable. En effet si on analyse le diagramme, on trouve que c'est la classe (C1 -S2) étant de qualité excellente ne présentant aucun danger pour l'irrigation de la plupart des cultures, et sur la plupart du sol. Le diagramme représente 14 points dans la classe C3-S1, c'est une classe de qualité admissible. C'est une eau convenable à l'irrigation de cultures tolérantes au sel sur des sols bien drainés, mais l'évolution de la salinité doit être contrôlée. La majorité des puits dans notre zone d'étude sont de médiocre à de mauvaise qualité pour l'irrigation. Les classes (C4-S1) et (C4-S2) représentent une qualité médiocre pour l'irrigation, c'est une eau fortement minéralisée pouvant convenir à l'irrigation de certaines espèces bien tolérantes au sel et sur des sols bien drainés et lessivés. Les deux classes de qualité mauvaise (C4-S3) et (C4-S4) ne convenant généralement pas à l'irrigation, mais pouvant être utilisée sous certaines conditions : Sol très perméable, bon lessivage, plantes très tolérantes au sel.

**Tableau 7 : la superficie occupée pour chaque classe**

<i>Qualité d'eau pour irrigation</i>				<i>Eau potable</i>			
<i>Classes</i>	<i>Description</i>	<i>Zone en Km<sup>2</sup></i>	<i>Zone en %</i>	<i>Classes</i>	<i>Description</i>	<i>Zone en Km<sup>2</sup></i>	<i>Zone en %</i>
<i>1</i>	Très mauvaise	268.78	22.93	<i>1</i>	Très mauvaise	479.57	40.91
<i>2</i>	Mauvaise	431.03	36.77	<i>2</i>	Mauvaise	478.07	40.78
<i>3</i>	Acceptable	412.21	35.17	<i>3</i>	moyenne	182.07	15.53
<i>4</i>	Bonne	60.14	5.13	<i>4</i>	Bonne	32.49	2.77
<i>Somme</i>		1172.2	100.00	<i>Somme</i>		1172.2	100.00

Ces résultats ont été exploités à l'aide de système d'information géographique (SIG), on observe qu'il y a 4 classes de qualité (bonne, admissible, médiocre et mauvaise) figure 27. La figure montre que la qualité de la nappe de Béni Amir varie de qualité médiocre à mauvaise. En effet la qualité mauvaise occupe la majorité de la zone. Tandis que la nappe de Béni Moussa représente les 4 classes de qualité. Ainsi, pour la superficie occupée pour chaque classe (Tableau 7), on trouve la classe de bonne qualité présente 5.13% de la superficie totale. La qualité admissible se trouve dans le centre, l'Est et tout le long de la rivière Oum Errabia présentent 35.17%. Tandis que la qualité médiocre se trouve dans la majeure partie du Sud et l'Est de la nappe Béni Amir avec 36.77%. La très mauvaise qualité se trouve dans le centre de la zone Béni Amir et l'extrême Ouest de la zone Béni Moussa avec 22.93%.

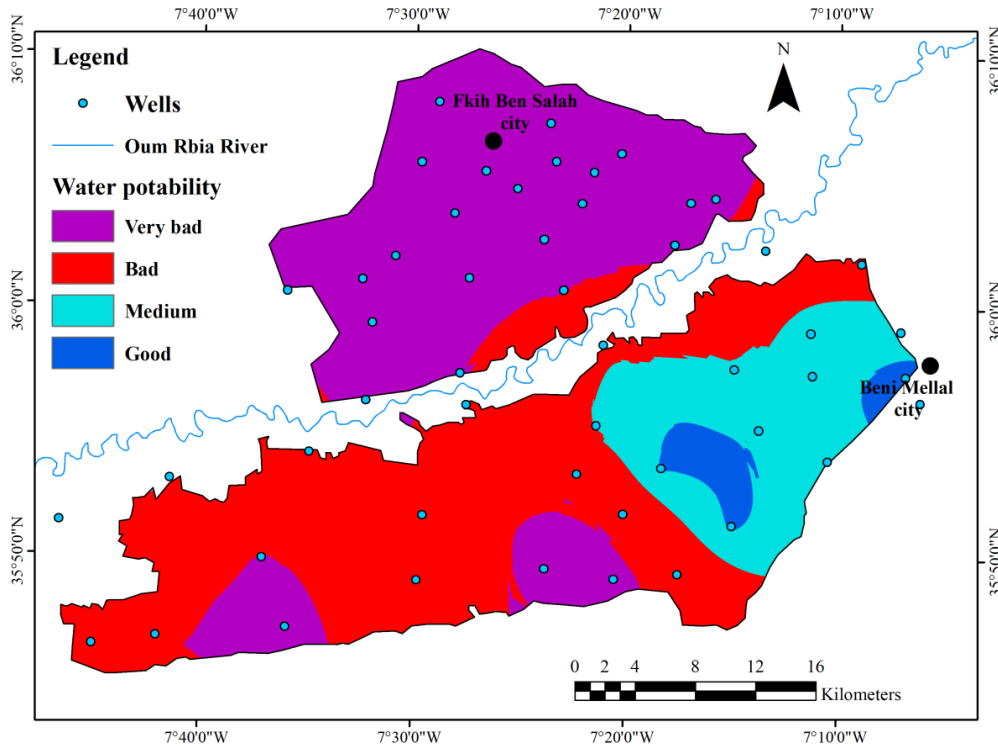


Figure 28: La distribution spatiale de la qualité des eaux souterraines destinée à la consommation humaine

L'eau destinée à l'alimentation humaine ne doit pas contenir de substances chimiques ou de germes nocifs pour la santé. L'évaluation de cette qualité se fait en fonction de la réglementation marocaine en vigueur (ANNEXE 3). La classification a été réalisée à partir de la grille de qualité des eaux souterraines destinées à la consommation humaine, cette grille est basée sur six paramètres ; la conductivité électrique, les chlorures, nitrate, l'ammonium, la matière organique et les coliformes fécaux. Les résultats ont été représentés sous forme de carte en utilisant le système d'information géographique (SIG).

La figure 28 représente 4 classes de qualité : bonne, médiocre, très mauvaise, mauvaise, très mauvaise. Au niveau de la nappe de Béni Amir qui se trouve au Nord, la classe très mauvaise occupe la totalité de la nappe et la classe mauvaise se trouve presque le long de la rivière Oum Errabia. Cette qualité est expliquée par une valeur de conductivité électrique qui dépasse la valeur recommandée par la norme marocaine ( $2700 \mu\text{S}/\text{m}^3$ ) et l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) ( $600 \mu\text{S}/\text{m}^3$ ) et qui dépasse  $8000 \mu\text{S}/\text{m}^3$ . Aussi, des valeurs des nitrates qui dépassent la valeur de potabilité ( $50\text{mg}/\text{l}$ ) avec des valeurs de chlorures qui sont très élevées et qui atteignent  $1800 \text{mg}/\text{l}$ . Au niveau de la nappe Béni Moussa qui se trouve



dans le Sud et qui représente une grande superficie de la plaine du Tadla représente 4 classes de qualité. La classe de bonne qualité et aussi moyenne se trouve seulement au niveau de quelques points dans l'Est. Tandis que la classe de mauvaise qualité occupe la totalité de la région de Béni Moussa avec quelques points présentant la qualité très mauvaise dans le Sud. Le dépassement des valeurs de paramètres aux normes s'explique par une utilisation excessive des engrais et des agents phytosanitaire au niveau de la région pendant de longues périodes. Cette région est reconnue par des valeurs de salinité liée à un historique de 20 ans d'utilisation excessive des engrais et pesticides (Hammani et al., 2006a; Faouzi et Larabi, 2001; Saaf, 2008). Le tableau 7 présente la superficie occupée par chaque classe des eaux destinées à la consommation humaine. La classe de bonne qualité ne présente que 2.77% de la superficie totale, la classe de qualité moyenne avec 15.53%. Alors que, la classe de mauvaise qualité et de qualité très mauvaise atteignent 40.78% et 40.91%, respectivement.

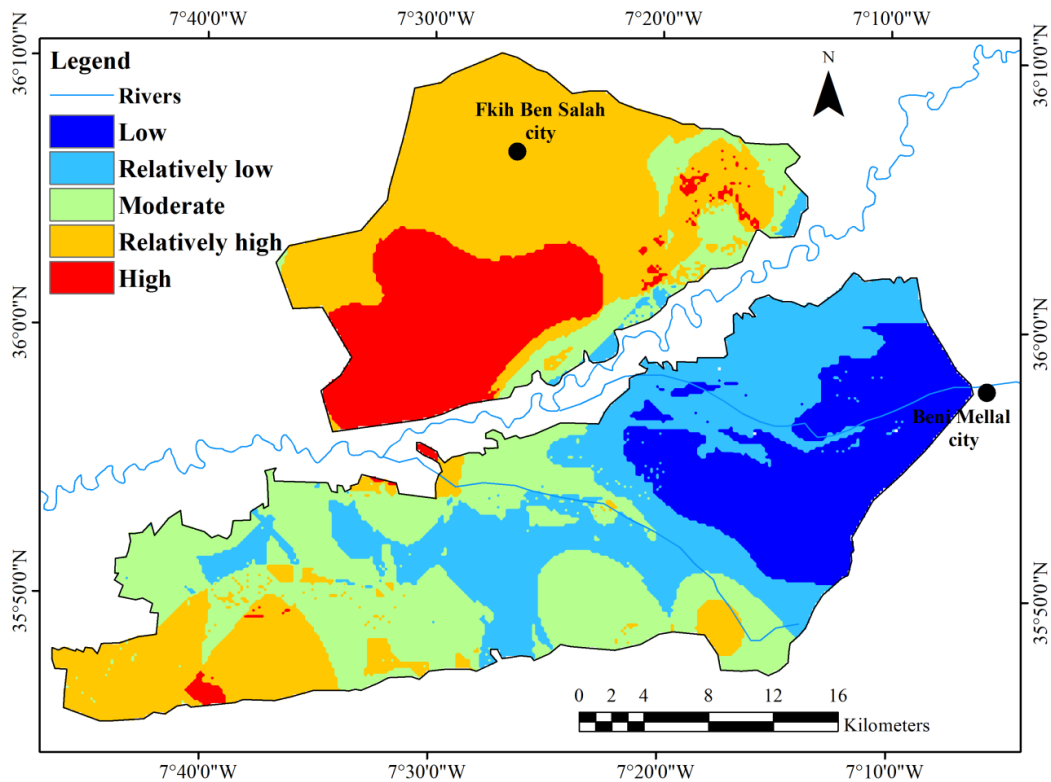


Figure 29 : La distribution spatiale de risque de pollution

Finalement, la distribution spatiale de risque de pollution de la plaine de Tadla (Figure 29) a été déterminée en faisant une combinaison des trois cartes de pollution (la carte de qualité des eaux destinées à la consommation humaine, la carte de qualité des eaux destinées à l'irrigation et la carte de la distribution spatiale des sources de pollution obtenues par la

combinaison des six facteurs). La figure montre que le degré de risque de pollution le plus élevé occupe principalement une grande partie de la zone de Béni Amir à l'Ouest, et des petites zones au niveau de Béni Moussa à l'Ouest et le Nord à la rive gauche de la rivière Oum Errabia. Tandis que la zone Béni Moussa le risque de pollution se trouve dans le Sud et le Sud Ouest de la région. Le risque de pollution le plus bas et relativement le moins prononcé occupe la majeure partie de la zone Béni Moussa, dans l'Est, le Centre et l'Ouest, respectivement. Alors que, au niveau de la zone Béni Amir les deux classes faibles et plus faibles occupent seulement une petite partie presque le long de la rive de la rivière Oum Errabia.

#### **4 Conclusion :**

Le couplage des méthodes statistiques et le système d'information géographique (SIG) montrent que les eaux souterraines de la plaine de Tadla sont affectées par plusieurs sources de pollution d'une part. D'autre part elles présentent une mauvaise qualité ni pour l'irrigation ni pour la consommation humaine. Les résultats de l'analyse en composante principale ont montré que l'interaction eau-roche, la pollution par les engrais agricoles et les émissions d'eaux usées domestiques et industrielles étaient les plus soupçonnées responsables de l'évolution de la contamination des eaux souterraines. L'interpolation des six facteurs obtenus montre que la zone Béni Amir contient le score le plus élevé de source de pollution. Tandis que, dans la zone de Béni Moussa le potentiel de sources de pollution varie de faible à moyen. L'évaluation de la qualité des eaux souterraines de la zone d'étude pour les eaux destinée à l'irrigation montre que la qualité médiocre 36.77% est la plus dominante, avec 22.93% sont de mauvaise qualité. La qualité des eaux souterraines destinées à la consommation humaine présente deux classes dominantes mauvaises et très mauvaises avec 40.78% et 40.91%, respectivement. Tandis que la classe de bonne qualité ne présente que 2.77%. Les résultats des analyses bactériologiques révèlent que les eaux souterraines de la zone d'étude sont fortement contaminées par les coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux, qui représentent 86.27%, 78.43% et 47.06% respectivement. Les méthodes utilisées pour l'identification des sources de pollution et pour l'évaluation de la qualité des eaux souterraines ont donné des résultats assimilables et montrent que la zone Béni Amir est la plus contaminée par les activités anthropiques. Cette étude a démontré ainsi la faisabilité et la fiabilité de l'utilisation de ces techniques statistiques multivariées pour investiguer l'évolution de la qualité des eaux souterraines. Le couplage de l'ACP et l'interpolation Kriging sont devenus des outils polyvalents pour l'identification de la répartition des sources de pollution.

## **Chapitre 2 : Impact de la surexploitation des eaux souterraines au niveau du périmètre de Tadla**

La croissance élevée de la population a pour conséquence un besoin accru en eau pour la production agricole et le développement industriel, qui à terme conduit à plus de pompage des eaux souterraines à l'échelle mondiale (Burke et Moench, 2000; UNDESA, 2003). La surexploitation des ressources en eau crée des problèmes de disponibilité et de qualité. Les principales conséquences sont la baisse des niveaux piézométriques dans les aquifères, la salinisation des eaux (intrusion des eaux marines, ou des activités anthropiques telles que l'intensification agricole, les rejets liquides et solides).

Le bassin de Tadla représente une vaste aire agricole où les eaux souterraines sont soumises à une exploitation intense, afin de subvenir aux besoins de plus en plus accrus de l'irrigation, de l'usage industriel des sucreries installées dans la région et de l'usage domestique de la population. Lors des deux dernières décennies, la succession de plusieurs années de sécheresse sous un climat semi-aride a aggravé la situation, en provoquant un accroissement de l'activité de pompage des eaux souterraines. Ceci a induit une baisse du niveau piézométrique et, par conséquent, un assèchement de nombreux points d'eau habituels. Les eaux souterraines sont devenues ainsi de plus en plus rares et beaucoup de forages de reconnaissance de ces eaux sont révélés négatifs, à cause de l'insuffisance des connaissances de l'hydrogéologie régionale (A. Najine, 2006).

L'exploitation de la nappe de Béni-Amir et de la nappe de Béni Moussa est conduite d'une manière assez désordonnée puisque les volumes pompés par les agriculteurs sont pratiquement incontrôlés. Un pompage intensif de ce genre aura pour effet d'abaisser le niveau piézométrique de la nappe et par voie de conséquence de diminuer l'évaporation (donc la salure également) et les dangers de remontées subites dues aux précipitations. De plus, l'eau exaurée par l'OCP n'est pas recyclée contrairement à celle pompée pour les besoins agricoles, elle est exportée hors du Tadla.

L'exploitation des ressources hydrauliques souterraines ne suit pas une règle rigoureuse qui permettrait d'accroître l'efficacité en provoquant un abaissement appréciable de la surface piézométrique dans toutes les zones critiques. Dans un proche avenir, seuls les pompages dans l'Est, réguliers, seront intensifiés puisque l'irrigation de cette zone est mixte (Bine-el-Ouidane et nappe). D'ailleurs, dans ce secteur précisément, l'effet des pompages intensifs estivaux est très visible : le niveau piézométrique atteint son minimum à la fin de l'été. Néanmoins, il est authentique qu'une exploitation rationnelle de la nappe par pompage, localement par drains, présenterait de très nombreux avantages : évaporation diminuée, voire supprimée, abaissement du niveau piézométrique mettant les cultures à l'abri de remontées intempestives lors de précipitations abondantes, accroissement de la superficie des cultures

exigeant de forts besoins en eau, transfert possible d'une partie des eaux des Béni Moussa vers le périmètre des Béni Amir ou vers la Bahira (Etienne, 1975).

D'après les cartes du profondeur d'eau Figure 30, on peut déduire que les niveaux des eaux souterraines se changent d'une année à l'autre à cause de la surexploitation de certains puits de la région. L'analyse des cartes permet de démontrer une augmentation de l'exploitation des eaux en fonction des années à cause de la sécheresse connue dans la zone d'étude dans les dernières années. Les zones où il y avait une forte exploitation des eaux souterraines sont les zones très loin de l'oued Oum Errabia.

D'après la carte de profondeur des eaux souterraines, la forte exploitation se trouve dans le nord, le sud-est et le sud-ouest. Le sens d'écoulement des eaux souterraines (Figure 31) au niveau de la nappe Béni Moussa et Béni Amir, montre que l'écoulement s'effectue généralement de l'Est vers l'Ouest. L'information essentielle que nous avons pu attirer est que la pollution, quelle que soit son origine va contaminer les deux nappes. En effet, d'après les sens d'écoulement on observe qu'il y a peut être une alimentation par drainage d'oued Oum Errabia vers la nappe de Béni Amir, le même résultat démontré par Arioua (2007), donc toute contamination tout le long d'oued Oum Errabia va diffuser vers les deux nappes.

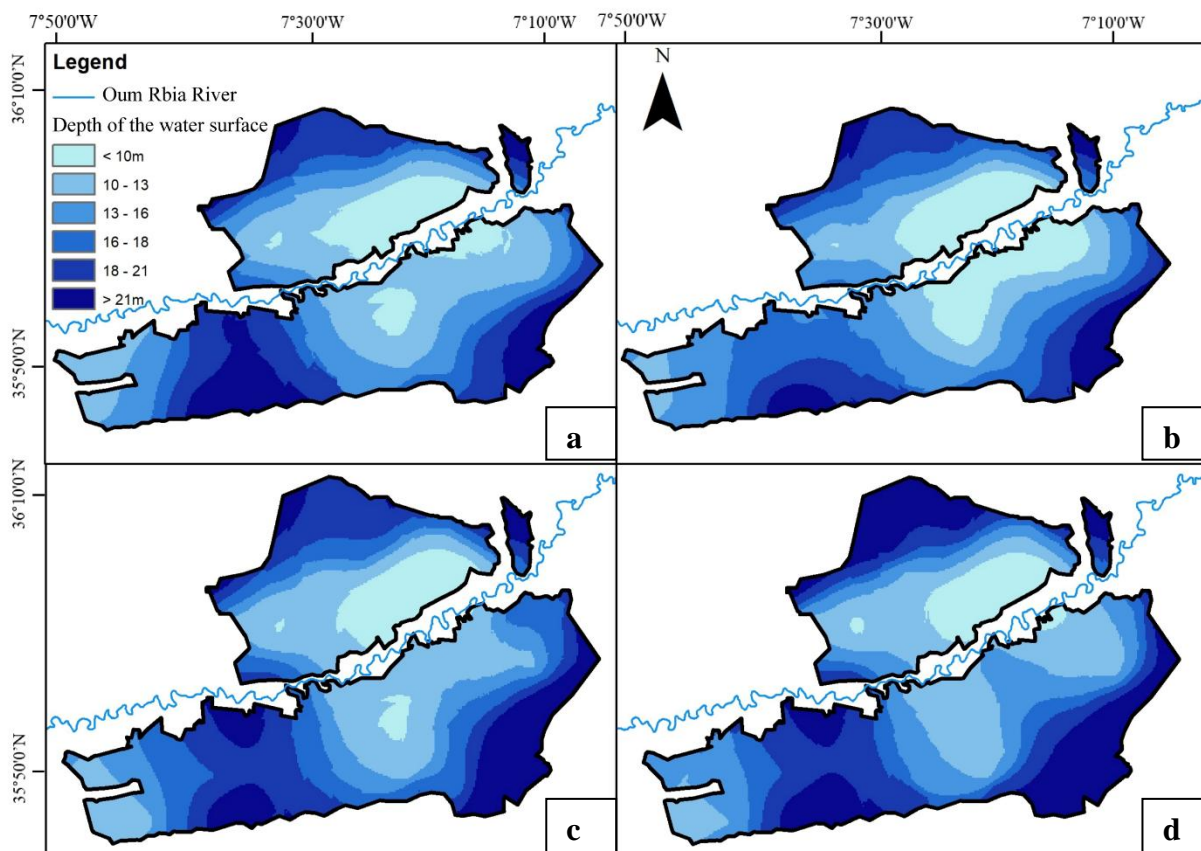


Figure 30 : La carte des profondeurs d'eaux souterraines, a : 2014, b : 2015, c : 2016, d : 2017

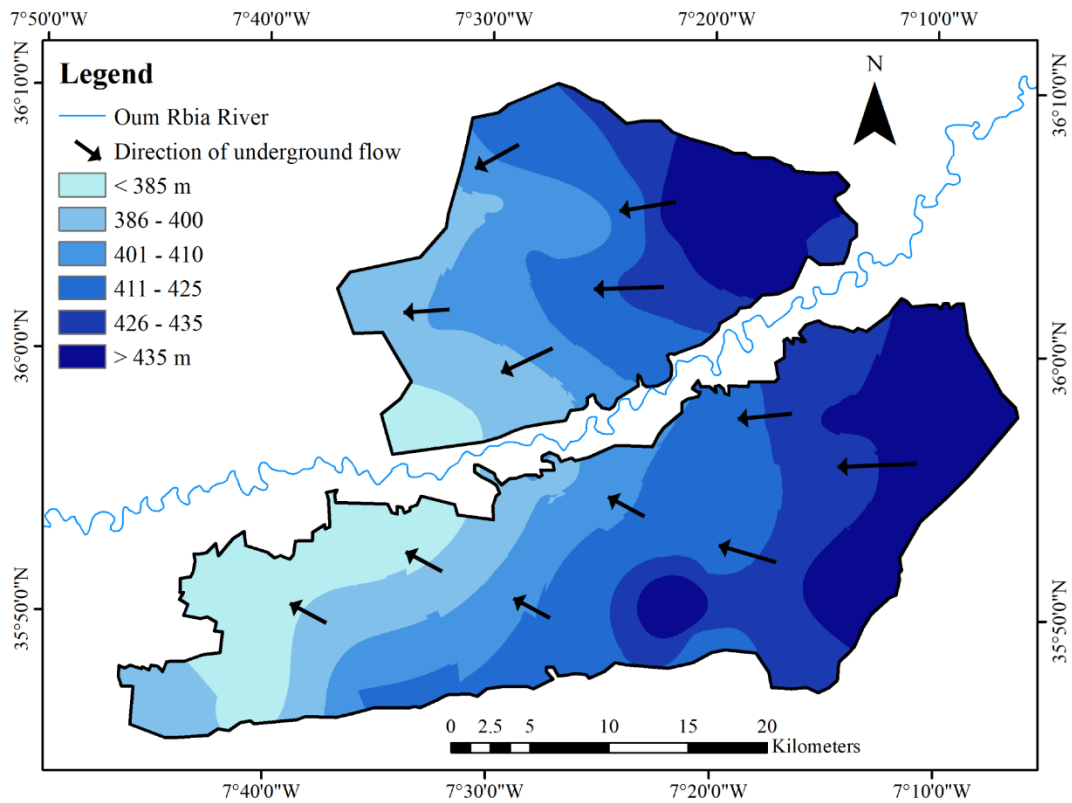


Figure 31 : Le sens d'écoulement des eaux souterraines du périmètre du Tadla

La figure 32 compare la moyenne de la profondeur des eaux souterraines des 4 années, elle montre que les deux années 2016 et 2017 ont connu une forte exploitation en comparaison avec 2014 et 2015, le niveau d'eau a baissé par 4 m de profondeur. Cela est dû au manque des précipitations et aussi l'exploitation, ce qui justifie que la région a connu un déficit hydrique intense dans les années précédentes.

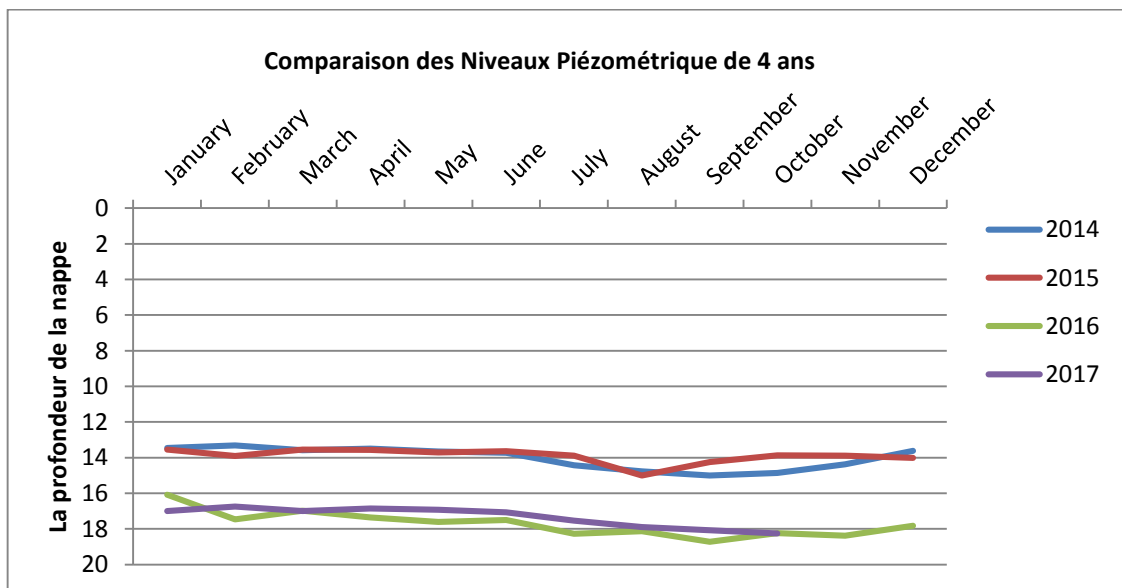


Figure 32 : L'évolution du niveau piézométrique des 4 campagnes

Le bilan hydrique tableau (ANNEXE 1) illustre l'évolution globale de la réserve des nappes. La recharge de la nappe est conditionnée par les eaux d'irrigation et les eaux de pluie. Les eaux d'irrigation présentent la composante principale, constituant des prélèvements intenses à partir de la nappe dans les mois d'été. La recharge naturelle se fait généralement entre novembre et janvier par les eaux de pluie. Les entrées des eaux constituent 297 Mm<sup>3</sup>/an soit 12 Mm<sup>3</sup>/mois. Les sorties de la nappe sont constituées par le drainage naturel et le pompage agricole. Ces deux se font toute l'année avec des débits variables dans les maximums s'enregistrent dans les périodes sèches où il y a un déficit hydrique et manque des précipitations. L'adduction d'eau potable reste faible par rapport aux prélèvements, le volume exploitable qui est estimé de 85 Mm<sup>3</sup>/an soit 12 Mm<sup>3</sup>/mois.

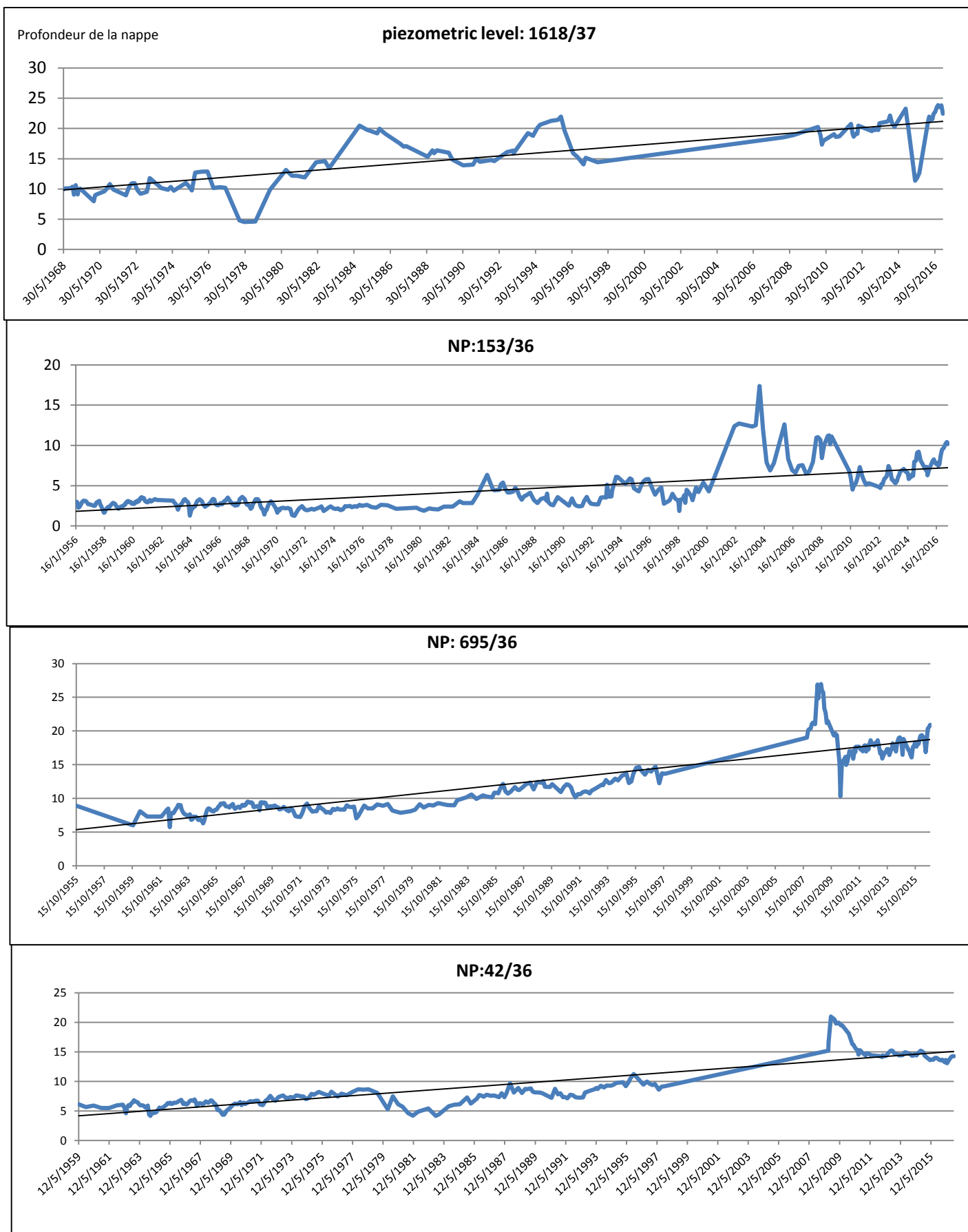


Figure 33 : Historique de l'évolution des niveaux piézométriques



Pour analyser l'historique du niveau piézométrique on a choisi 4 puits, deux au niveau de la nappe Béni Moussa et deux au niveau de Béni Amir, pour le puits 42/36 se trouve dans le sud et 695/36 au nord de la nappe Béni Amir. Au niveau de la nappe Béni Amir, le puits 153/36 se trouve au centre de la nappe Béni Moussa tandis que le puits 1618/37 au sud de périmètre figure 33.

À l'origine, les caractéristiques piézométriques de la nappe phréatique des Béni-Amir et des Béni Moussa étaient le reflet des conditions naturelles d'alimentation ; par précipitations. L'analyse du niveau piézométrique montre que le puits 153 a connu une stabilité dans la période (1956-1982) avec une légère hausse qui s'oscille entre 3 et 5 m jusqu'à 1998, après cette date une forte exploitation qui se présente par une baisse du niveau piézométrique jusqu'à 15m de profondeur, et il se stabilise à l'entour de 10 m. pour le puits 1618 au niveau de la nappe Béni Moussa dans le sud du périmètre, le niveau piézométrique a connu dans la période 1968-1976 une stabilité qui ne dépasse pas 12 m, après cette date le puits a connu une baisse par une forte exploitation et manque d'alimentation, jusqu'à une profondeur de 20 m à la surface du sol. L'analyse de l'évolution du niveau piézométrique de la nappe de Béni Amir, pour le puits 42 qui se trouve dans le sud de la nappe en amont d'oued Oum Errabia, la courbe montre un rabattement moyen du niveau piézométrique d'au moins 4 m, voire plus de 5 m au début de l'année 1984. L'évolution de la surface piézométrique est marquée par une stabilité faible cela peut conclure le phénomène du drainage à partir du Oued Oum Errabia, sauf en 2009 le puits a connu un fort pompage à cause d'un déficit hydrique qui s'étend jusqu'à 2011 (Hammani et al., 2006b), on peut basé sur la figure 24, la nappe a été alimentée par Oued Oum Errabia ce qui signifie l'évolution lente du niveau piézométrique même dans les années de sécheresse entre 1979 et 1984.

Le puits 695 qui se trouve dans nord de la nappe Béni Amir se caractérise par une hausse progressive de niveau piézométrique en fonction des années jusqu'à 1991, après cette la date et à cause de la forte exploitation et manque de précipitation le niveau piézométrique à continuer de se baisser jusqu'à il s'étend à 20m en 2007. En 2009 le puits 42 a connu une surexploitation à causé d'une baisse significative du niveau piézométrique jusqu'à plus de 25 m de profondeur, après cette date le niveau s'oscille entre 15 et 20m de profondeur.

## **1 Les impacts de la surexploitation :**

La surexploitation des aquifères est atteinte lorsque le taux de prélèvement dépasse celui de la recharge à long terme. En pratique cependant, la surexploitation est toujours

beaucoup plus liée aux conséquences des prélèvements intensifs des nappes. Sur le plan théorique, l'exploitation de l'eau souterraine a pour conséquence la modification de l'état de la nappe et sa dynamique, et dans un espace plus ou moins étendu les paramètres de l'aquifère. En effet l'extraction intensive d'eaux souterraines est un problème mondial des ressources en eaux (E. Custodio, 2002), causant les problèmes environnementaux sérieux (Ong'or et Long-cang, 2007; Jafari et al., 2016; Wu et al., 2015; Zektser et al., 2005). Parmi lesquels, on cite la baisse des niveaux d'eau souterraine (Qian et al., 2006; Campos-Gaytan et al., 2014; Du et al., 2013), intrusion d'eau de mer (Vandenbohede et al., 2009; Werner et al., 2013), affaissement de terre (Galloway et Burbey, 2011; Zhang et al., 2014), détérioration de qualité d'eaux souterraines (Pophare et al., 2014; Kruawal et al., 2005; Zhai et al., 2013). Alors que, tous les problèmes provoqués par l'extraction intensive d'eaux souterraines ont un impact significatif sur la qualité de la vie humaine, ainsi beaucoup de solutions à ces problèmes ont été proposées et mises en application (Bouwer, 2002; Du et al., 2013; Gorelick et Zheng, 2015).

Au niveau de la plaine de Tadla, les déficits accrus en eau de surface ont conduit les agriculteurs à recourir aux eaux souterraines en créant des puits et des forages privés. Lors de la sécheresse du début des années 1980, la moyenne annuelle des précipitations était inférieure à 100 mm, ce qui a entraîné un déficit de 70 % du volume d'eau du barrage de Bin El Ouidane. Par conséquent, l'affaire a subventionné le creusement de plus de 7 000 puits et l'installation de stations de pompage. Ainsi, le développement du pompage dans l'aquifère a été intensif grâce à l'encouragement du gouvernement par le biais de subventions. Après 1992, la sécheresse est devenue un phénomène habituel, poussant les agriculteurs à trouver des moyens de pompage plus efficaces, comme le forage plutôt que le creusement de puits (Hammani et al., 2006b).

Par ailleurs, la qualité de l'eau de l'aquifère de la plaine de Tadla est dégradée par diverses sources de pollution (domestique, industrielle, agricole), et l'aquifère de Béni Amir est le plus salé ces dix dernières années que celui de Béni Moussa (Etienne, 1975).

### **1.1 Abaissement des niveaux piézométriques :**

La recharge se fait directement sur la nappe par les précipitations. L'abaissement de la nappe est un processus lent par rapport à celui des eaux de surface. Lorsque les puits et forages pompent l'eau de ces aquifères, le niveau de la nappe près des forges/puits baisse sous forme de cône de dépression. Les cônes de dépression apparaissent uniquement dans les

aquifères libres, qui sont des aquifères qui ont une connexion hydraulique directe avec l'atmosphère (G.D.E.S.D., 2015).

Un pompage de longue durée à des taux élevés cause une baisse irréversible des nappes d'eaux, réduisant la décharge vers les plans d'eau de surface.

### **1.2 Réduction de décharge de la nappe vers les sources :**

Les nappes du Tadla sont alimentées par les sources du Dir (Ain Asserdoun, Ain ZawitChekh, ect..). Due à la surexploitation, il a été enregistré une diminution significative des décharges de la nappe. En fait, lorsque l'eau souterraine est pompée de façon excessive, les décharges de la surface comme les sources, les débits de base et les émergences ont aptitude à assécher, dégradant les écosystèmes tributaires des eaux souterraines et réduisant ainsi l'eau souterraine.

### **1.3 L'affaissement du sol :**

La perte de pression hydraulique due à l'épuisement des eaux souterraines a eu comme conséquence l'affaissement de terre dans quelques régions du périmètre irrigué du Tadla. Cela a induit un problème dans la remontée de la nappe. En fait, la région souffre de ce problème depuis longtemps et précisément la nappe de Béni Amir, à cause de la forte exploitation et le drainage naturel et artificiel. L'affaissement du sol se produit lorsque des quantités excessives d'eau souterraine ont été retirées d'un aquifère poreux. En conséquence, les matériaux aquifères poreux se compactent et s'affairent, ce qui entraîne un abaissement de la surface du sol dans la zone (website).

### **1.4 La salinisation, l'infiltration rapide des polluants et la dégradation de la qualité des eaux souterraines :**

Le pompage de l'eau souterraine par prélèvement de quantités d'eau à un rythme supérieur au taux d'alimentation naturelle peut entraîner le problème de pénurie d'eau que le phénomène inverse ne pourrait rétablir, même après plusieurs années d'alimentation. Lorsque l'eau souterraine est contaminée, c'est extrêmement difficile de remédier à la situation. Ainsi que, la salinité de la nappe phréatique et son impact se pose différemment sur l'ensemble du périmètre :

1. Dans le Béni Amir, malgré une valeur minimale de la conductivité électrique mesurée en décembre 1999 de 1,15 mS/cm, la valeur moyenne reste élevée et se situait alors autour de 5,5 mS/cm. Ainsi que, la surface de la nappe affectée par une salinité très élevée représente environ 90% de la superficie totale.

2. Dans le Béni Moussa Est, la conductivité moyenne des eaux est de 1,25 mS/cm, la valeur minimale est de 0,75 mS/cm et la valeur maximale atteint 3,15 mS/cm.
3. Dans le Béni Moussa Ouest, la conductivité électrique des eaux varie entre 1,30 et 6,45 mS/cm, la valeur moyenne est de 3,15 mS/cm. Ces valeurs sont inadéquates pour l'irrigation, mais de moindres gravités par rapport à celle des Béni Amir.

Dans l'ensemble, le problème de salinité des eaux est relativement inquiétant dans les Béni Amir ; et à un degré moindre dans les Béni Moussa Ouest. Dans les Béni Moussa Est, les eaux de la nappe fluctuent entre une salinité moyenne et une salinité élevée (Bouazzama et Bouyahiaoui, 2000).

Pour identifier les régions susceptibles d'être infectées ou contaminées par des activités anthropiques, la carte de la profondeur de plan d'eau et la carte de conductivité hydraulique ont été superposées. La conductivité hydraulique est la capacité des matériaux aquifères à transmettre l'eau, et qui à son tour contrôle le taux d'écoulement des eaux souterraines sous un du gradient hydraulique. La conductivité hydraulique a été déterminée à l'aide des données présentées dans le tableau 8, qui s'appuyait sur des études réalisées par d'autres chercheurs (Ferguson, 1994), qui aussi s'appuyaient sur des études réalisées par les recherches de (Rawls et al., 1982). Cette étude donne la conductivité hydraulique pour chaque type de sol en se basant sur des données de leur composition granulométrique (Massoni, 1967).

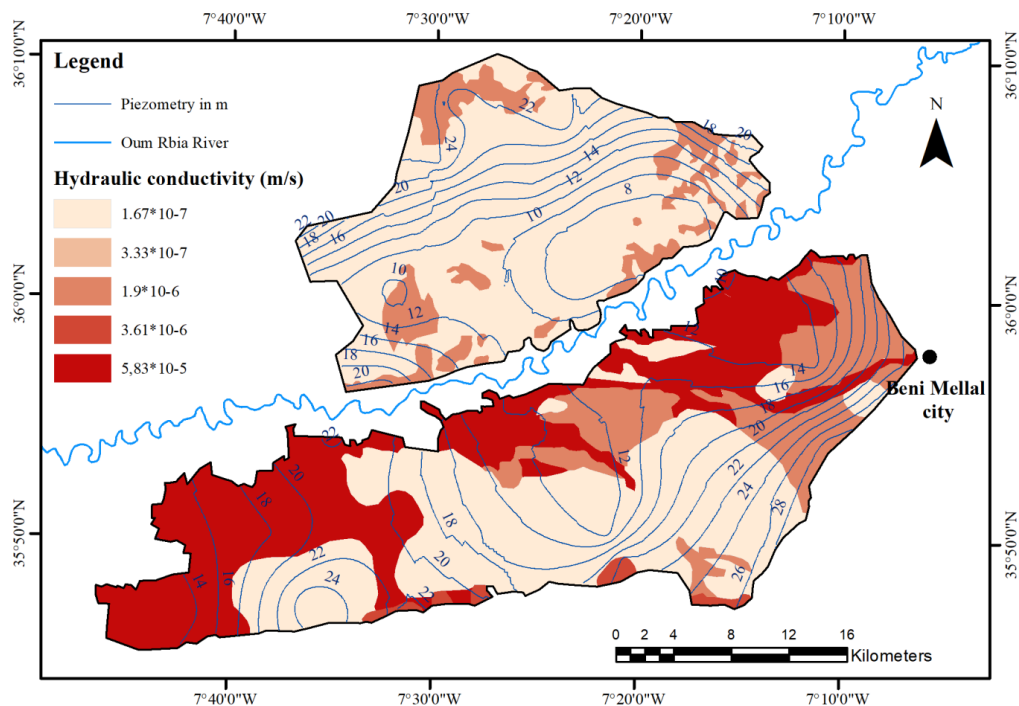


Figure 34 : distribution spatiale de la conductivité hydraulique du sol et le niveau piézométrique

La carte produite a des valeurs comprises entre  $1.67 \cdot 10^{-7}$  et  $5.83 \cdot 10^{-5}$  m/s. Comme le montre la figure 34, la valeur la plus élevée de la conductivité hydraulique se situait à la nappe phréatique de Béni Moussa, le long de la rive gauche de la rivière Oum Errabia et dans la région occidentale qui s'étend jusqu'à l'extrême ouest. La valeur la plus faible a couvert la quasi-totalité de la région de Béni Amir et la zone sud de la région de Béni Moussa.

**Tableau 8: Les valeurs de la conductivité hydraulique pour chaque type de sol :**

Taux d'infiltration typiques (adapté de Ferguson, 1994).

Type de sol	Conductivité hydraulique saturée		Taux d'infiltration pour conception (facteur de sécurité de 0,5)	
	(mm/h)	(m/s)	(mm/h)	(m/s)
Sable	210	$5,83 \times 10^{-5}$	105	$2,92 \times 10^{-5}$
Sable limoneux	61	$1,69 \times 10^{-5}$	30,5	$8,45 \times 10^{-6}$
Limon sablonneux	26	$7,22 \times 10^{-6}$	13	$3,61 \times 10^{-6}$
Limon	13	$3,61 \times 10^{-6}$	6,5	$1,81 \times 10^{-6}$
Limon silteux	6,8	$1,89 \times 10^{-6}$	3,4	$9,45 \times 10^{-7}$
Limon argilo-sablonneux	4,3	$1,19 \times 10^{-6}$	2,2	$5,95 \times 10^{-7}$
Limon argileux	2,3	$6,39 \times 10^{-7}$	1,2	$3,20 \times 10^{-7}$
Limon argilo-silteux	1,5	$4,17 \times 10^{-7}$	0,75	$2,09 \times 10^{-7}$
Argile sablonneuse	1,2	$3,33 \times 10^{-7}$	0,6	$1,67 \times 10^{-7}$
Argile silteuse	0,9	$2,50 \times 10^{-7}$	0,45	$1,25 \times 10^{-7}$
Argile	0,6	$1,67 \times 10^{-7}$	0,3	$8,35 \times 10^{-8}$

Le résultat de la combinaison entre la profondeur de la nappe et la conductivité hydraulique ; les régions où il y a un faible niveau d'eau (entre 10 et 14 m) très proche de la surface ont montré un degré élevé de conductivité hydraulique. Cela explique pourquoi ces régions ont un taux de contamination élevé, comme dans le cas de la nappe phréatique de Béni Moussa au Sud. En revanche, l'aquifère de Béni Amir, au nord, présente un niveau d'eau compris entre 8 et 20 m avec une faible conductivité hydraulique.

### 1.5 Impact socio-économique de l'exploitation des eaux souterraines :

Les impacts socio-économiques de l'exploitation des eaux souterraines sont évalués en termes de mobilisation des moyens nécessaires (moyens humains, matériels et financiers) pour la réalisation de l'ouvrage (puits, forages) et l'évaluation du coût pour l'exécution. Comparé à l'eau de surface dont le coût reste accessible et l'utilisation liée à la fourniture du

réseau, le pompage privé, bien que plus coûteux, comparé à l'eau du réseau, présente l'avantage de conférer plus d'autonomie et d'indépendance pour son utilisation.

Selon (Hammani et al., 2004), le coût du mètre cube d'eau pompée est deux à trois fois plus élevé que celui de l'eau du réseau à l'échelle de l'exploitation. Dans le coût de l'eau pompée, sont pris en compte les frais d'acquisition et de fonctionnement du dispositif de pompage, les frais d'entretien et réparation du dispositif de pompage ainsi que les frais liés à l'amortissement.

## **2 La gestion des ressources en eau souterraine :**

Pour l'eau souterraine, la gestion s'applique à l'échelle du système de ressource en tant qu'un bien commun offert et déterminé par les conditions naturelles. Ce qui implique une condition entre les objectifs d'exploitation et les objectifs d'allocation et de conservation de la ressource dans l'intérêt général. En général, trois contraintes majeures affectent les ressources en eau au Maroc: La rareté des ressources, leur irrégularité dans le temps et leur irrégularité dans l'espace (Bahir et Mennani, 2002).

Comme l'eau souterraine est interdépendante de l'eau de surface, sa gestion s'intègre dans la gestion globale des eaux. Elle préconise des objectifs, des intervenants et des outils.

Parallèlement à la mobilisation des eaux de surface, les efforts continus de prospection des ressources en eau souterraine ont permis d'en mobiliser la quasi-totalité ; elles sont même surexploitées dans la plupart des nappes. Ce sont près de 80% des ressources en eau qui ont été déjà mobilisées. C'est un taux de mobilisation qui est important, laissant présager qu'à l'avenir le coût de l'eau sera de plus en plus élevé.

L'ensemble de ces questions nous invite à nous tourner vers la définition formulée par l'Association internationale des hydrogéologues (IAH) qui estime qu'un ensemble de critères concourent à une gestion durable des eaux souterraines. (F. Villarroya, 1994), et avance dans son article les critères suivants :

- La gestion durable des eaux souterraines sur le plan quantitatif : à long terme une nappe ne devrait pas être exploitée au-delà des limites posées par son renouvellement. Des surexploitations de court terme pour les ressources renouvelables peuvent être une méthode économique et acceptable pour l'usage de l'eau dans certains cas spécifique. L'environnement doit être reconnu comme une demande légitime pour les ressources en eaux souterraines : le maintien des écosystèmes est une nouvelle contrainte de gestion ;

- La gestion durable des eaux souterraines sur le plan qualitatif. Les seules vraies méthodes durables de gestion de la qualité des eaux souterraines sont celles qui sont basées sur le concept de prévention ;
- La gestion doit être intégrée en termes de quantité et de qualité, et prendre en compte le principe d'unicité de la ressource ;
- Les usagers de la nappe doivent être sensibilisés et éduqués sur l'utilisation de l'eau souterraine et sa protection.

Ces critères nous semblent mieux circonscrire les enjeux de gouvernance des eaux souterraines, car ils mettent en évidence des conditions nécessaires d'ordre plus pragmatique, même si les problèmes d'évaluation des quantités prélevées et rechargées subsistent (Hernandez-Mora et al., 2001).

Au niveau national la gestion efficace des potentialités en eau est devenue un axe prioritaire de la politique nationale de l'eau. La nécessité de la maîtrise de la demande en eau s'est imposée avec force suite aux sécheresses qui ont touché le pays depuis la fin de la décennie 1970. Elle a entraîné un certain nombre de remises en cause qui ont principalement concerné (Jellali, 1997):

- La nécessité pour les secteurs usagers de revoir et de justifier l'expression de leurs demandes en eau;
- L'impérieuse nécessité d'entreprendre des programmes de conservation de l'eau et de protection de sa qualité;
- La recherche des moyens pour tendre vers une utilisation plus efficace de l'eau, tant au niveau des organismes opérateurs que des usagers finaux;
- La nécessité de répartir la pénurie sur l'ensemble des secteurs usagers, y compris l'eau potable.

### **3 Conclusion :**

La surexploitation de l'aquifère a complètement perturbé la configuration de la surface piézométrique. Le rabattement du niveau de la surface de l'eau est représenté par des importants cônes de dépressions accentuant les gradients hydrauliques et inversant les sens d'écoulement.

L'exploitation incontrôlée de cette ressource affaiblit ses possibilités de recharge naturelle. Bien que naturellement, les années de fortes précipitations sont accompagnées par une période d'alimentation de la nappe et de relèvement du niveau piézométrique. Cette

période arrive à recharger la nappe, à combler le déficit, et à rétablir quelque peu l'équilibre. Toutefois, le phénomène de dégradation irréversible est à craindre. Les puits s'approfondissent davantage, ce qui rend le coût de pompage plus onéreux que celui de l'eau du réseau.

Des actions de lutte contre la pollution des eaux souterraines dans le périmètre du Tadla sont actuellement en cours et notamment : la réduction des engrais azotés, la sensibilisation des agriculteurs (sur les pratiques culturales respectant la qualité des ressources en eau souterraine)

La région du Tadla exploite ses ressources d'eaux souterraines avec des impacts importants sur les eaux souterraines elle-même. Ceux-ci se traduisent par la baisse des niveaux d'eau souterraine, réduction ou cessation des décharges et mauvaise qualité de l'eau. Ces impacts ont des répercussions socio-économiques graves comme résultat de la réduction de la qualité et la quantité de l'eau, qui influencent négativement sur la santé des personnes, diminuant la productivité agricole en raison de la salinité, et réduction de la disponibilité des ressources naturelles pour les générations de futures.

Afin de prendre en compte ces problèmes, les recommandations suivantes seront très utiles :

- Il est nécessaire d'évoluer vers l'utilisation des eaux usées et le dessalement de l'eau de mer, notamment pour le secteur industriel, et la bonne gestion des eaux de surface doit être prise en considération.
- Mettre en place des mécanismes continentaux pour lutter contre les effets du climat, de la sécheresse et de la désertification.
- Protection des zones vulnérables dans la zone d'étude
- Renforcer la capacité des mécanismes de construction des infrastructures pour la conservation des eaux de surface et les eaux souterraines.

Opter pour une agriculture intelligente, des énergies renouvelables, la construction de barrages verts, le transfert de barrages pour éviter la perte d'eau de pluie en mer, le reboisement par des plantes qui peuvent supporter la salinité et s'adapter à la sécheresse de l'environnement aride (Hamed et al., 2018).



# **Chapitre 3 : Etude de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution au niveau du périmètre de Tadla**

# 1 Application de la méthode DRASTIC :

## 1.1 Niveaux piézométriques (D) :

L'élaboration de la carte de vulnérabilité prend en compte le niveau de la nappe et la surexploitation des eaux souterraines. Pour élaborer la carte de ce paramètre, on a utilisé des données piézométriques de l'agence du bassin hydraulique d'Oum Errabia (ABHOER) relatives à l'année 2017, ce qui présente la situation de la nappe et les zones proches de la surface qui sont susceptibles d'être contaminé ou bien vulnérable à toute contamination provenant de la surface.

La profondeur du plan d'eau est un paramètre important, il détermine l'épaisseur des matériaux à travers lesquels un contaminant peut circuler avant d'atteindre le plan d'eau. Généralement, la capacité d'atténuation augmente avec la profondeur du plan d'eau. La carte piézométrique (Figure 35) a été réalisée à partir de 100 puits et piézomètres. Après interpolation des résultats sous un logiciel SIG, la carte de profondeur de la nappe a été obtenue. Elle montre que la profondeur de la surface de l'eau est plus faible à l'extrémité occidentale de la nappe de Béni Moussa, dans la partie Sud de la nappe de Béni Amir, et le long des deux rives gauches et droite de l'oued Oum Errabia. En générale, le niveaux piézométrique est plus faible au niveau de la nappe de Béni Amir que celle de Béni Moussa (Figure 35).

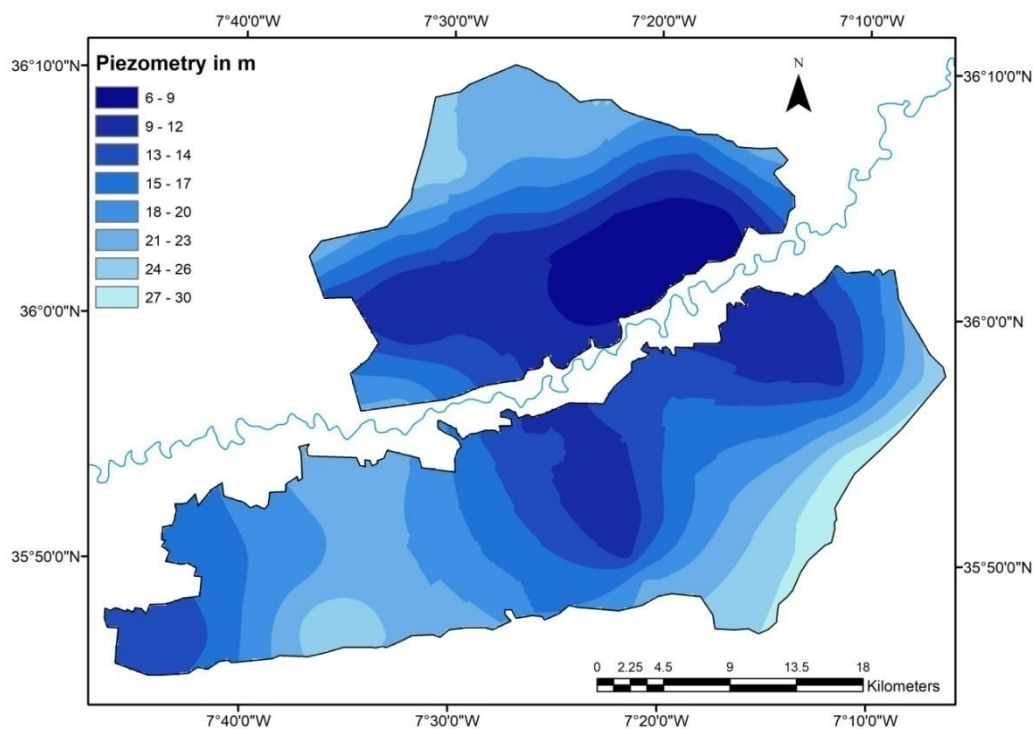


Figure 35: Le niveau piézométrique des nappes phréatiques du périmètre du Tadla en 2017

## 1.2 Recharge nette (R):

La principale source d'eau souterraine est la précipitation qui infuse la surface du sol et qui s'infiltré jusqu'à la nappe phréatique. La recharge nette indique la quantité d'eau par unité de surface de terre, qui pénètre dans la surface du sol et atteint la nappe phréatique. Cette eau de recharge est donc disponible pour transporter un contaminant verticalement à la nappe phréatique et horizontalement dans l'aquifère (Lee, 2003). De plus, la quantité d'eau disponible pour la dispersion et la dilution dans la zone vadose et dans la zone saturée est contrôlée par ce paramètre.

Pour préparer la couche de recharge nette, la méthode Piscopo (Piscopo, 2001) en utilisant l'équation (3):

$$\text{Recharge Index} = S (\%) + R + SP \quad (3)$$

S: La pente(%)

R: Les précipitations

SP: La perméabilité du Sol

Premièrement, une carte de distribution des pentes a été réalisée en se basant sur un modèle numérique du terrain (MNT). Ainsi, les pentes dérivées ont été reclassées selon les critères donnés dans le tableau 2 (pente). Ensuite, la carte des types de sols a été classée en cinq classes en fonction du degré de perméabilité de chaque type de sol (Tableau 9) et a postérieurement été convertie au format raster. Enfin, les deux grilles (pente et perméabilité du sol) s'ajoutent à la valeur d'évaluation des précipitations, qui est pondérée à une valeur de 1 suite à la moyenne des précipitations annuelle < 500 dans la zone d'étude (Tableau 9). Enfin, l'indice de recharge est calculé à partir de l'équation (3). La carte résultante a été classée selon les critères donnés dans (Tableau 4 (Valeur de recharge)). La carte finale est représentée dans la figure 36.

**Tableau 9 : les facteurs utilisés pour le calcul de la recharge nette**

Pente		Précipitations		Perméabilité du sol		Recharge nette	
Pente in °	Facteur	Précipitations (mm/an)	Facteur	Range	Facteur	Range	Facteur
< 2	5	< 500	1	Très forte	5	11-12	10
2-6	4			Forte	4	9-11	8
6-10	3			Moyenne	3	7-9	5
10-14	2			Faible	2	5-7	3
>14	1			Très faible	1	3-5	1

Les résultats montrent que la zone la moins rechargeable est presque la totalité de la zone de Béni Amir, et le sud de la zone Béni Moussa. Toutefois, Les valeurs de recharge maximale (supérieur à 9) sont localisées dans la région de Béni Moussa tout le long de la rive gauche de l'Oued Oum Errabia.

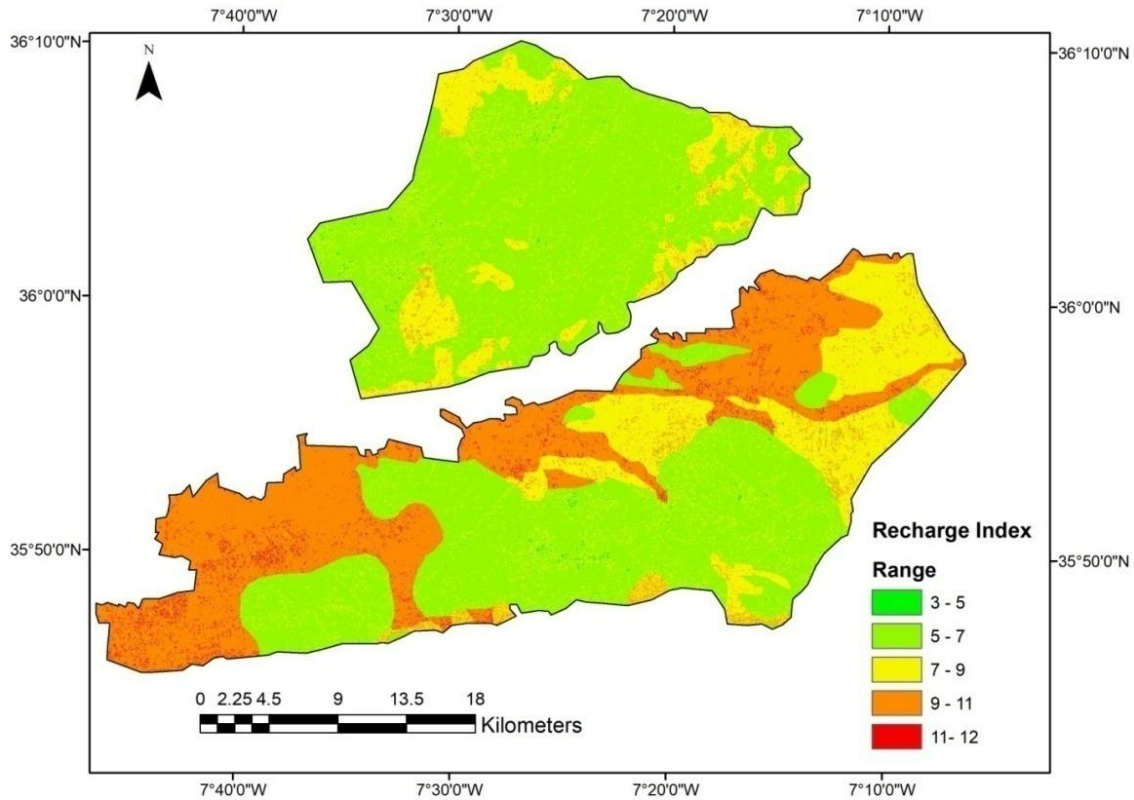


Figure 36: La recharge nette de la zone d'étude

### 1.3 Nature du milieu aquifère (A):

Ce paramètre représente la nature de la formation géologique de l'aquifère. Les milieux aquifères fournissent une voie de transfert pour les contaminants (Kumar, Sathees et al., 2014). Le facteur du milieu aquifère est lié à la capacité du matériel aquifère à stocker et transporter les polluants aux eaux souterraines le long d'une voie d'écoulement (Moratalla et al., 2011). Cette voie d'écoulement contrôle le taux de contact des contaminants dans l'aquifère (Aller, 1985).

De point de vue géologique, le bassin de Tadla se rattache à la Meseta marocaine méridionale et, plus particulièrement, à la zone synclinale « Bahira-Tadla ». Il se présente comme une cuvette synclinale remplie par une série sédimentaire dont l'âge s'étend du Permo-Trias au Quaternaire. Dans l'ensemble du bassin, les recouvrements quaternaires masquent totalement les terrains sous-jacents, si bien que les informations géologiques disponibles proviennent de quelques forages profonds (Archambault, 1972; Verset, 1988).

L'évaluation de la nature géologique du milieu aquifère a été réalisée à partir de la digitalisation de la carte géologique du Maroc (1 :1000000), un poids a été attribué à chaque type de formation géologique selon sa nature lithologique, la carte résultante a été convertie en couverture de grille. La couche de milieu aquifère montre que la plupart des parties de la zone d'étude est constitué de limon au niveau de la nappe Béni Amir et au nord de la nappe Béni Moussa tout le long de la rivière Oum Errabia, tandis que la nappe de Béni Moussa est constituée généralement d'alluvions, éboulis et des limons rouges (Figure 37).

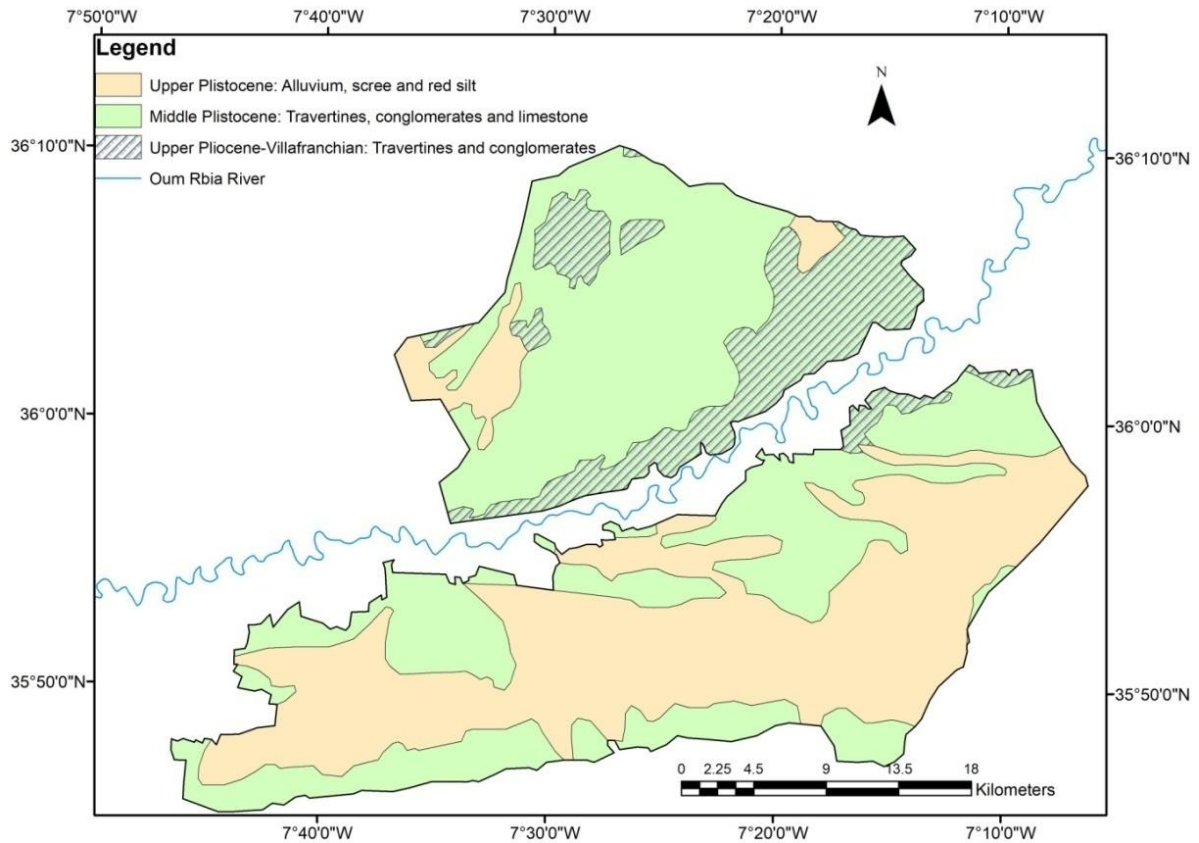


Figure 37 : Le milieu aquifère de la zone d'étude

#### 1.4 Type de sol (S) :

Le sol est une propriété hydraulique qui contrôle la recharge lors du processus d'infiltration des eaux, Elle peut réduire, retarder ou accélérer le processus de propagation de polluant vers l'aquifère. Plus le sol est riche en argile, plus l'absorption des polluants est importante, et plus la protection des eaux souterraines est grande. La carte pédologique (Figure 38) présente cinq différentes classes de sols : calcimagnésiques, complexes, fersiallitiques, hydromorphes et isohumiques (Aghzar et al., 2002; Loukili et al., 2000).

Pour construire cette carte (figure 38), on s'est basé sur les recherches réalisées par (Etienne, 1975; Massoni, 1967), on remarque que les sols isohumiques (qui sont des sols

bruns et châtaîns subtropicaux) sont de loin les plus répandus, les sols châtaîns sont riche en argile tandis que les sols bruns sont constitués principalement par un mélange argile-limosableux. Les valeurs de l'indice ont été déterminées en fonction des classes rapportées dans le tableau 2 on a donné à chaque type de sol un indice en fonction de sa propriété d'absorber et la vitesse d'infiltration des eaux.

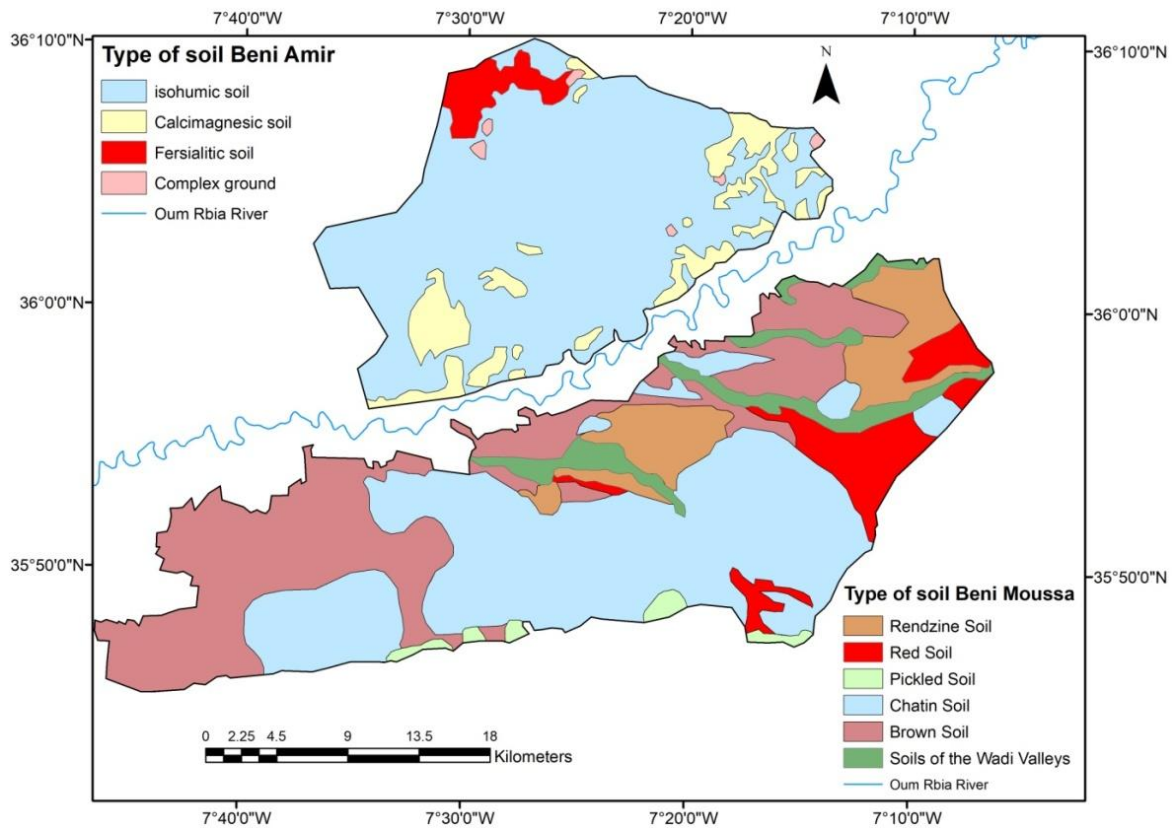


Figure 38 : Les types de sol de la zone d'étude

### 1.5 Pente du terrain (T):

La topographie est décrite sous forme de pente dans la méthode DRASTIC. Ce facteur influence le débit en surface et influe en conséquence sur la biodégradation et l'atténuation. Les zones à faible pente ont tendance à retenir l'eau plus longtemps. Cela permet une plus grande infiltration de l'eau de recharge et une plus grande possibilité de migration des contaminants. Elle nous donne la probabilité qu'un polluant s'écoule ou reste en surface dans une zone suffisamment longue pour s'infiltrer. Par conséquent, plus le risque d'infiltration est grand, plus le potentiel de pollution associé à la pente est élevé. La plaine du Tadla représente peu de variation de la pente. Afin de préparer la couche topographique on s'est basé sur un modèle numérique du terrain (MNT) d'une résolution spatiale de 30m. Les pentes sont classées selon les critères du modèle DRASTIC (Figure 39).

La figure montre que la valeur de la pente dans la plus grande surface du périmètre du Tadla (la zone d'étude) est inférieure à 2% relative à l'indexation 10 dans le modèle DRASTIC, avec quelques zones présentant une pente entre 2- 4%, 4- 6%, 10- 12%, et 12- 14%. Généralement, la pente dans la zone d'étude est faible, ce qui augmente donc la vulnérabilité des eaux souterraines.

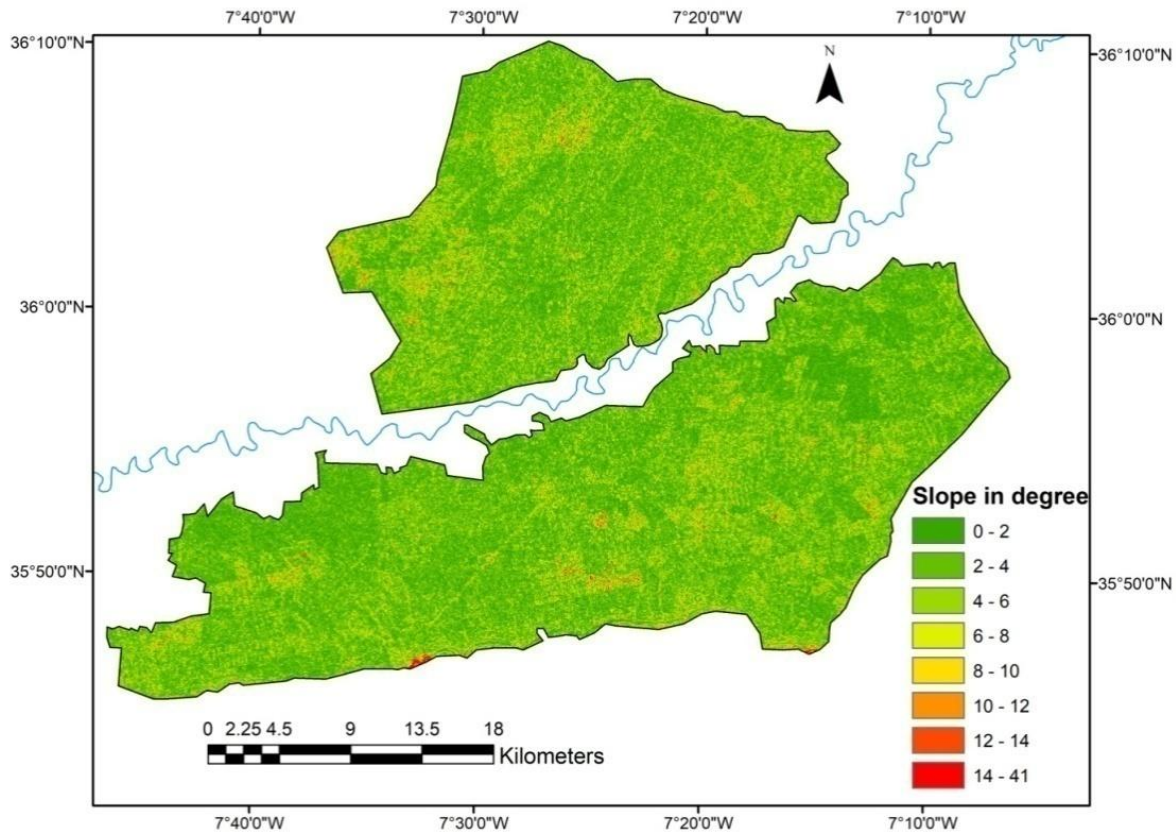


Figure 39: La carte de pente du périmètre du Tadla

### 1.6 Nature de la zone vadose (I):

La zone vadose est une zone au-dessus de la nappe phréatique (Aller, 1985), qui est insaturée ou saturée de manière discontinue, est la partie du sous-sol dans laquelle les pores du sol contiennent de l'air ou de l'eau. Cette zone contient des organismes naturels capables de décomposer les contaminants en produits secondaires. La zone vadose de aquifère se caractérise par la porosité du sol, la perméabilité et la profondeur des niveaux d'eau, ils déterminent le temps de contact avec ces organismes puisque la longueur et le trajet seront influencés par les caractéristiques de la zone vadose (Hasiniaina et al., 2010). Certaines études indiquent que la vulnérabilité de la zone vadose dépend de (la présence, le taux...) des sols argileux et de leur épaisseur (Liu et al., 2001; Liu, et al., 2006; Wang et al., 2012).

L'équation utilisée pour le calcul de l'impact de la zone vadose incorpore les facteurs jugés importants pour cette zone de la zone d'étude. L'équation (4) utilisée de la méthode Piscopo(Piscopo, 2001).

$$\text{Impact de la Zoone Vadose} = \text{Permeabilité du Sol} + \text{DTWT} \quad (4)$$

Où:

- DTWT: la profondeur à l'état humide.

Les valeurs obtenues de l'impact de la zone Vadose varient entre 2 et 9 (Figure 40). Celles les plus élevées sont repérées dans la région de Béni Moussa, dans sa partie nordique et occidentale. Alors que les valeurs les plus faibles s'étalent sur la majorité de la zone de Béni Amir et sur l'extrémité sud de la zone Béni Moussa.

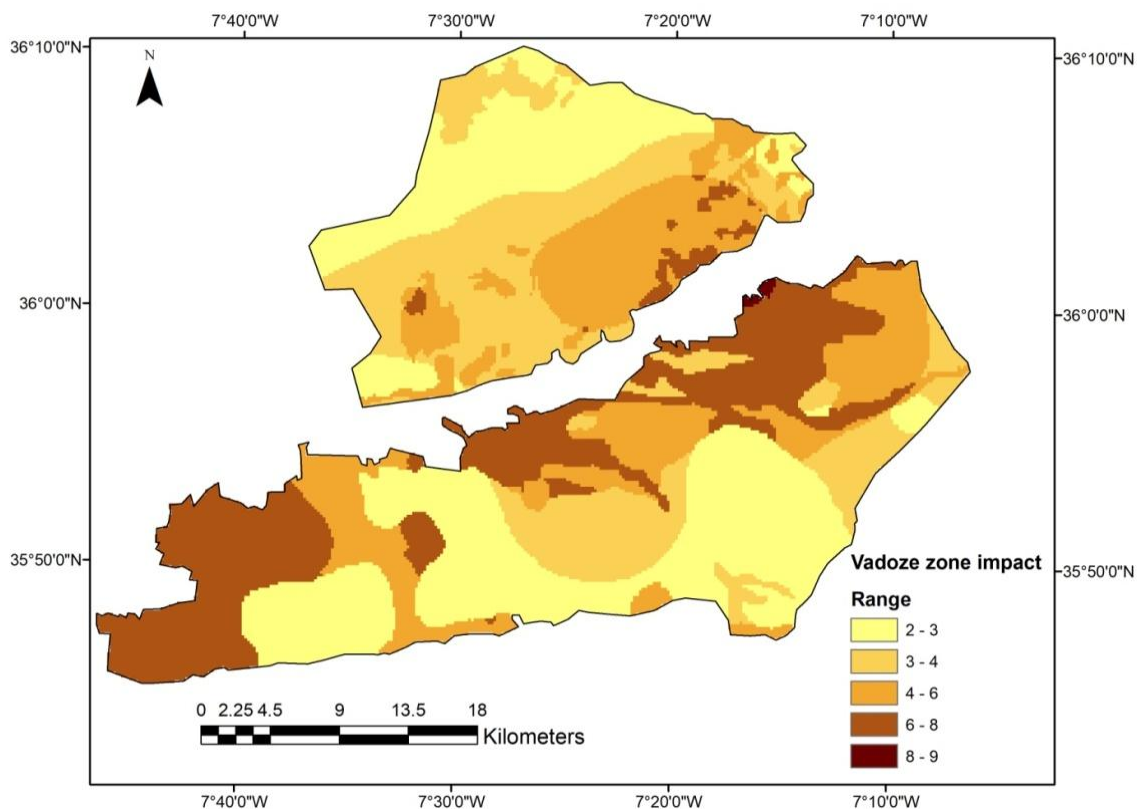


Figure 40 : La zone non saturée de la zone d'étude

### 1.7 Conductivité hydraulique de l'aquifère (C):

La conductivité hydraulique fait référence à la capacité des matériaux aquifères à transmettre de l'eau, qui à son tour contrôle la vitesse à laquelle l'eau souterraine s'écoulera sous un gradient hydraulique donné. La conductivité hydraulique a été déterminée à partir des études réalisées par (Ferguson, 1994) (Tableau 10) qui a été basé sur des études des



chercheurs tels que (Rawls et al., 1982). Cette étude donne pour chaque type de sol la conductivité hydraulique correspondante, on a utilisé des données sur la composition granulométrique de chaque type de sol dans la plaine en se basant sur des études de Massoni (1967).

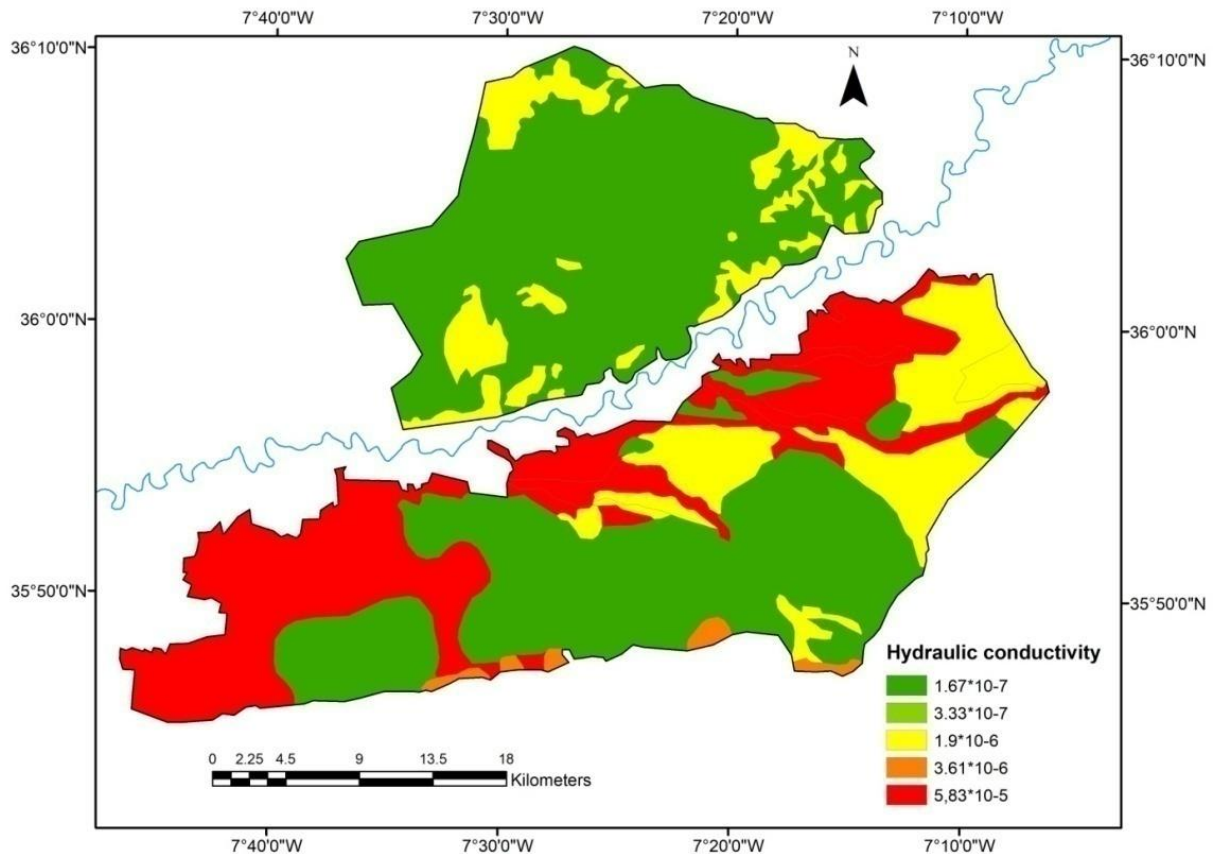


Figure 41: la carte de la conductivité hydraulique de la nappe.

**Tableau 10 : La conductivité hydraulique pour chaque type de sol, (Ferguson, 1994) :**

Type de sol	Conductivité hydraulique
Sable	$5,83 \times 10^{-5}$
Sable limoneux	$1,69 \times 10^{-5}$
Limon sablonneux	$7,22 \times 10^{-6}$
Limon	$3,61 \times 10^{-6}$
Limon silteux	$1,89 \times 10^{-6}$
Limon argilo-sableux	$1,19 \times 10^{-6}$
Limon argileux	$6,39 \times 10^{-7}$
Limon argilo-silteux	$4,17 \times 10^{-7}$
Argile sablonneuse	$3,33 \times 10^{-7}$
Argile silteuse	$2,50 \times 10^{-7}$
argile	$1,67 \times 10^{-7}$

La carte réalisée présente des valeurs variant entre  $1,67 \times 10^{-7}$  et  $5,83 \times 10^{-5}$ . D'après la figure 41, la plus grande valeur se trouve au niveau de la nappe de Béni Moussa le long de la

rive gauche de l'oued d'Oum Errabia et dans l'extrémité occidentale. La plus faible valeur de la conductivité hydraulique couvre presque la totalité de région Béni Amir et l'extrémité sud de la région Béni Moussa.

## **2 Résultats des deux méthodes:**

L'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution au niveau de la plaine du Tadla a été réalisée à l'aide des méthodes DRASTIC et SI. Les cartes obtenues par les deux méthodes correspondent aux cartes d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque, ce qui signifie que l'on ne prend pas en compte le comportement d'éventuels polluants (Murat, 2000).

### **2.1 La méthode DRASTIC :**

La détermination de l'indice DRASTIC (DI) a été réalisée en utilisant les sept paramètres de la méthode DRASTIC (Figure 42). Il a été obtenu en multipliant les cotes de paramètre par son poids. Ceci est exprimé mathématiquement selon l'équation (1).

La carte de vulnérabilité est classée en deux classes en fonction de la valeur obtenue de DI (faible; Moyenne) (Tableau 11). À partir des résultats obtenus au niveau de la carte, nous avons constaté que le degré de vulnérabilité le plus dominant est la vulnérabilité faible avec un pourcentage de 78,5% de la superficie totale de la zone d'étude. Les zones d'une vulnérabilité moyenne représentent un pourcentage d'environ 21,5%, qui couvre toute la partie supérieure de la nappe Béni Moussa tout le long de la rivière d'Oum Errabia, tant dit que la nappe de Béni Amir présente la faible vulnérabilité a peut prés sur la totalité de la zone sauf quelques parcelles qui se trouvent dans la partie orientale, c'est son similaire au résultats trouvé par Knouz, N. (2016) qui a appliqué la méthode DRASTIC modifié (SINAN *et al.*, 2000) sur la zone de Béni Amir couplée à un système d'information géographique , elle a obtenu trois classes de vulnérabilité ; 54 % du territoire présente une vulnérabilité très faible, 38 % est caractérisé par une vulnérabilité faible et 8 % est moyennement vulnérable.

La carte de vulnérabilité de l'aquifère DRASTIC (Figure 42) montre clairement qu'il n'y a pas de vulnérabilité forte ( $DI > 140$ ) dans la zone d'étude. En outre, le sol et la profondeur de la nappe phréatique ont un impact important sur l'indice DRASTIC, mais leur impact n'est pas aussi important que celui de la zone vadose. La vulnérabilité faible observée dans les autres régions peut se rattacher à la combinaison de la nappe phréatique profonde et de la faible perméabilité des milieux vadose de l'aquifère.

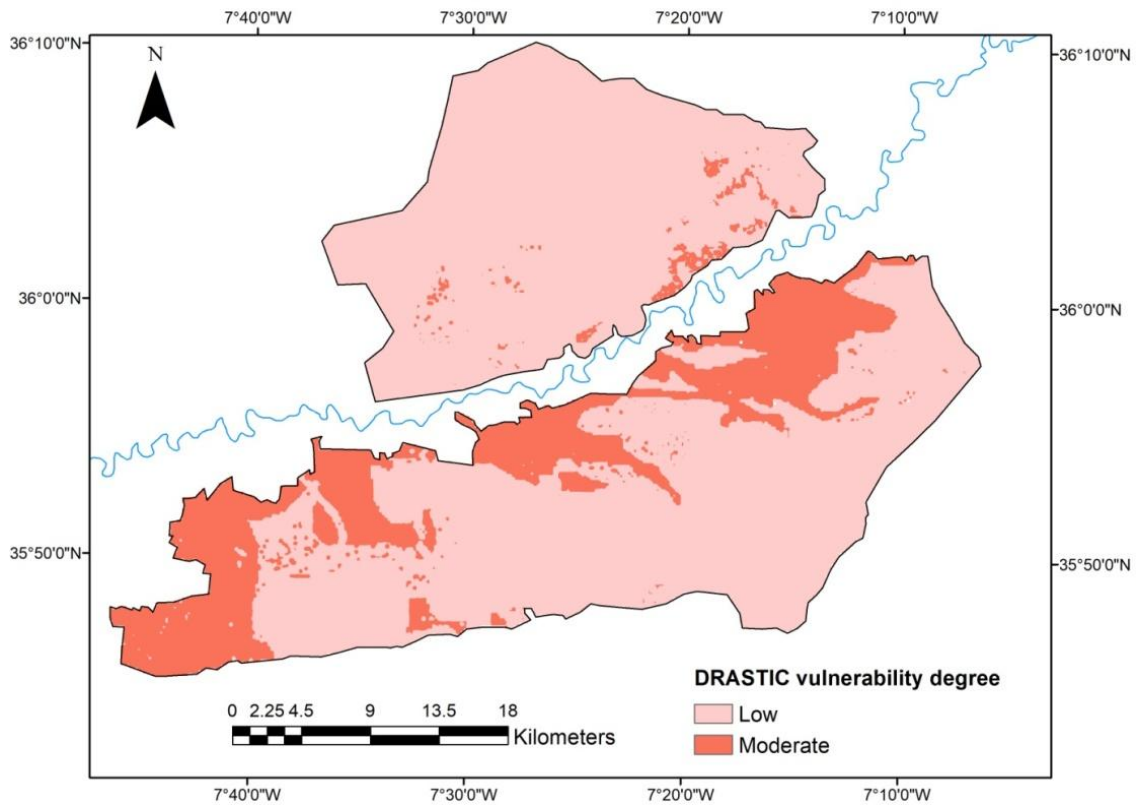


Figure 42: La carte de vulnérabilité par la méthode de DRASTIC

Tableau 11: Les critères d'évaluation de la vulnérabilité par la méthode DRASTIC

DRASTIC index	DRASTIC range	Area in km <sup>2</sup>	Percent of the total area
Low vulnerability	< 100	919.3	78.5
Moderate vulnerability	100-127	251.5	21.5

## 2.2 SI (Susceptibility Index) :

Pour l'élaboration de la carte SI (Susceptibility Index) qui possède quatre paramètres en commun avec le modèle DRASTIC s'ajoute à un cinquième paramètre d'occupation du sol, chaque paramètre est multiplié à son poids correspondant, selon l'équation (2).

Plusieurs chercheurs dans le monde ont trouvé une bonne corrélation entre la susceptibilité estimée et la réalité du terrain (Batista et al., 2003; Francés et al., 2001; Oliveira et Lobo Ferreira, 2003; Stigter et al., 2006). Le paramètre occupation du sol est lié à tout ce qui est en relation avec les activités anthropiques ; décharge, industrie agglomération et les zones agricoles. On notera toutefois que, ces méthodes, ne prennent en compte que les mouvements verticaux, sans se préoccuper de la migration latérale des polluants. Dans ce

contexte, elles ont pour objet les sources de contamination des eaux, plus que l'état de pollution lui-même.

La carte de vulnérabilité réalisée par la méthode SI présente trois classes de vulnérabilité (Figure 43) (faible, moyenne et forte) en fonction des valeurs de l'indice SI qui varie entre 18 et 72. La vulnérabilité faible ( $SI < 45$ ) constitue 11,5% (Tableau 12) de la superficie de la zone d'étude, et se localise dans le Nord et le Sud et quelques portions dans le Sud-Ouest du périmètre. Tandis que, la vulnérabilité moyenne ( $45 < SI < 65$ ) occupe la grande partie de la zone d'étude avec 85,3% de superficie, la forte vulnérabilité ( $SI > 65$ ) couvre 3,2 % de la zone d'étude et elle se localise dans le Nord-Est de la nappe phréatique de Béni Moussa et quelques portions au centre de cette dernière.

Les résultats obtenus par la méthode SI sont fortement corrélés à ceux obtenus par la méthode DRASTIC. De ce fait, les causes de cette variabilité spatiale de la vulnérabilité peuvent se rattacher aux mêmes caractéristiques discutées pour la méthode DRASTIC (impact de la zone vadose, profondeur de la nappe et la conductivité hydraulique)

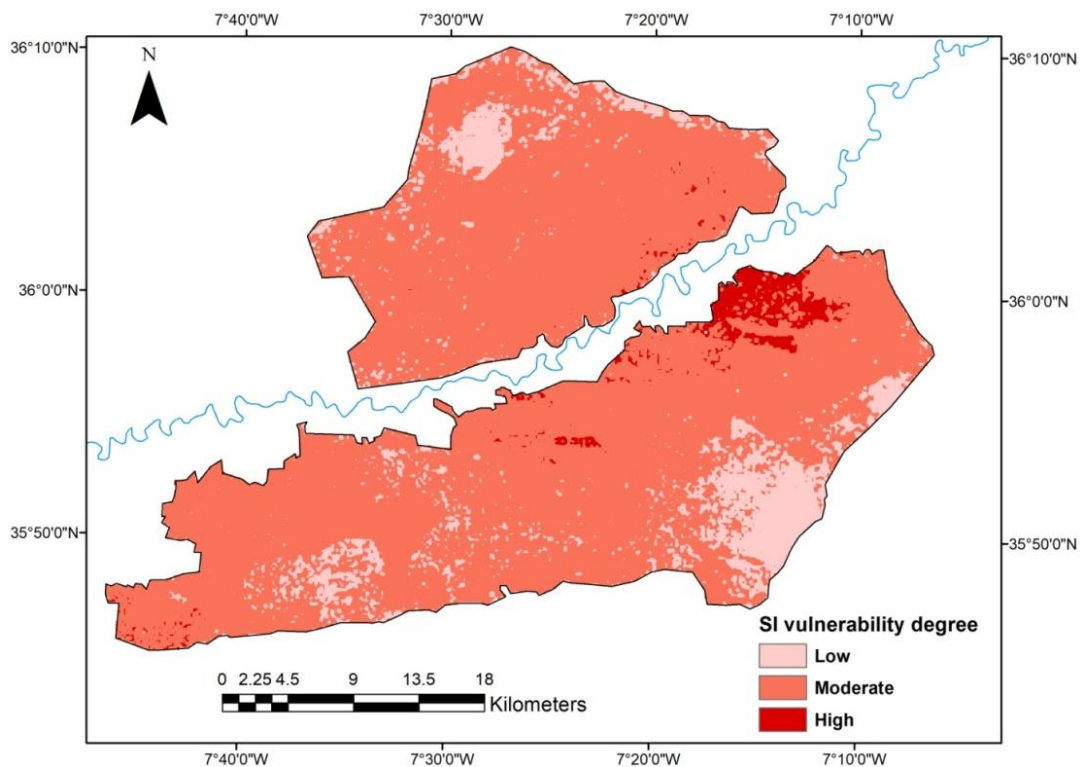


Figure 43 : la carte de vulnérabilité par la méthode SI

**Tableau 12: Les critères d'évaluation de la vulnérabilité de la méthode SI**

Classification de SI	SI range	Superficie km <sup>2</sup>	Pourcentage de la superficie occupé
Vulnérabilité faible	78-92	134.6	11.5
Vulnérabilité moyenne	92-106	996.9	85.3
Vulnérabilité forte	> 106	37.8	3.2

### 2.3 Validation des résultats :

La validation des résultats obtenus par les méthodes DRASTIC et SI a été réalisée par la comparaison avec les résultats d'analyse des concentrations des nitrates au périmètre de Tadla, les résultats sont présentés dans le Tableau 12. Des résultats de validation différents ont été obtenus pour les deux méthodes. Pour la carte établie par la méthode DRASTIC, 81,82% des concentrations inférieures à 50 mg/l et 18,18% sont mesurées dans la zone de vulnérabilité faible et modérée respectivement, 61,11% sont mesurées dans la zone de vulnérabilité faible et 38,89% dans la zone de vulnérabilité modérée pour les concentrations de nitrates supérieures à 50mg/l. En plus, les concentrations de nitrates sont de l'ordre de 78,5 % et 21,5 % pour la zone de faible vulnérabilité et la zone de vulnérabilité moyenne respectivement (Figure 44 et Tableau 13)

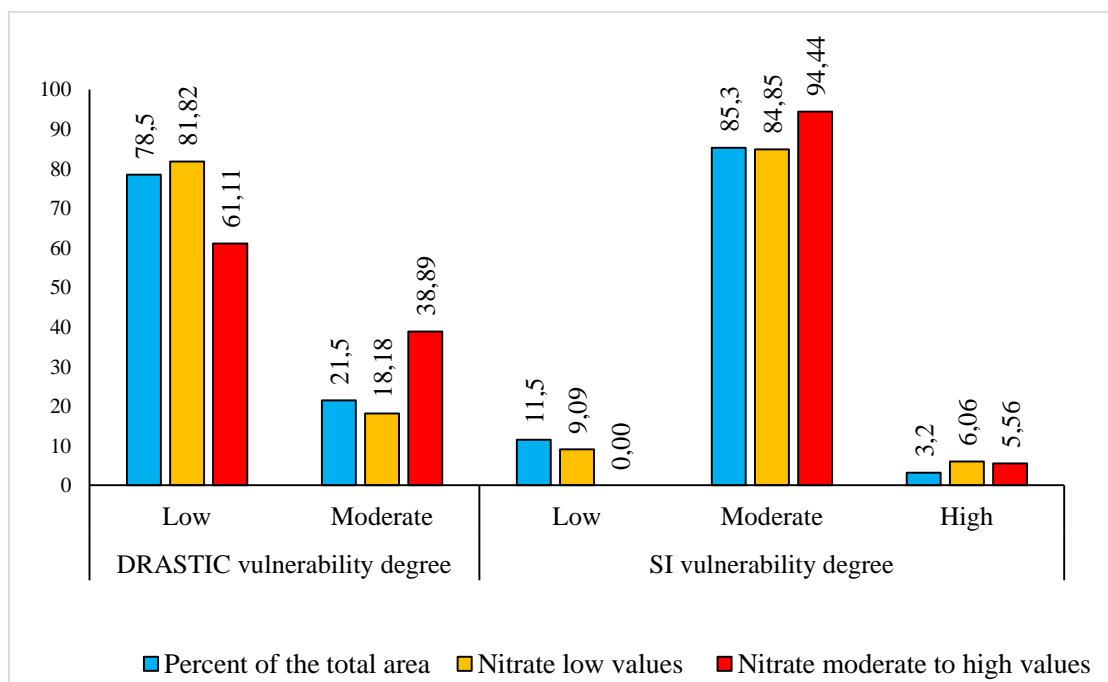


Figure 44: Corrélation entre les concentrations des nitrates et les différentes classes de vulnérabilité des méthodes DRASTIC et SI

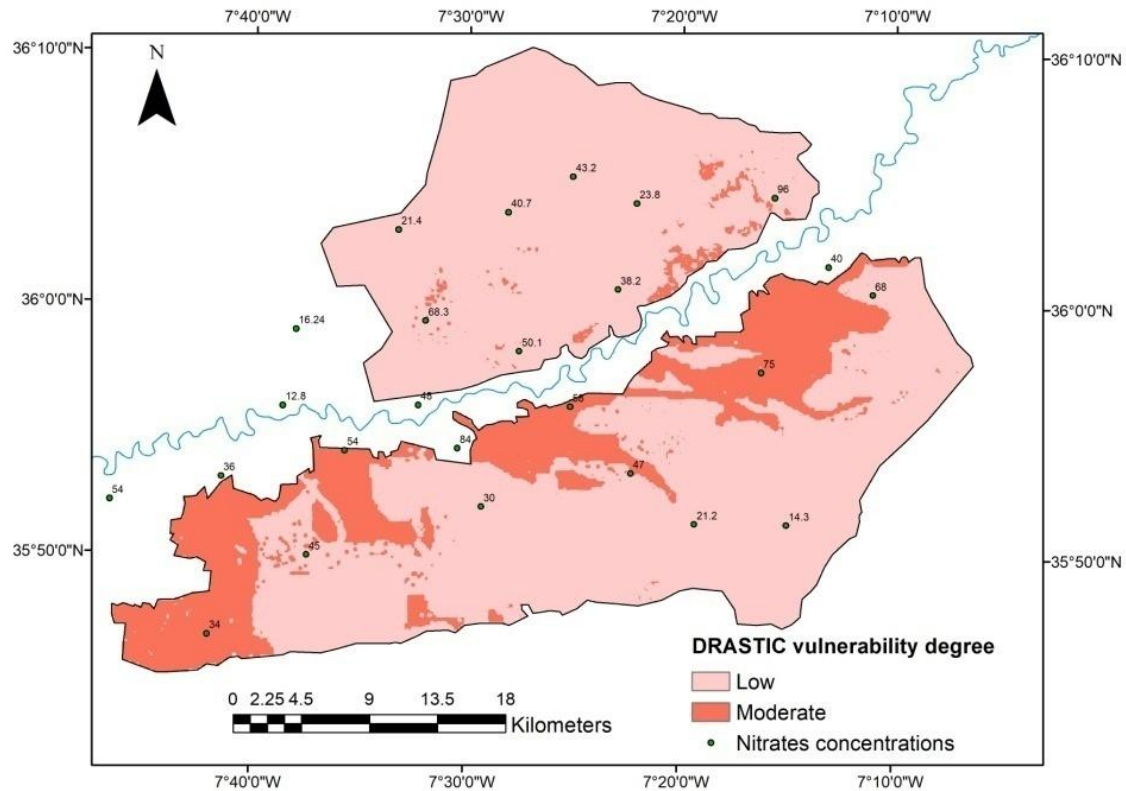


Figure 45: Validation des résultats par les nitrate pour la méthode DRASTIC

La validation des résultats obtenus avec la méthode SI, elle a donné des concentrations des nitrates au niveau des 3 classes de vulnérabilité : faible, modérée et élevée avec respectivement 9,09%, 84,85% et 6,06% respectivement pour la concentration inférieure à 50mg/l. pour celle supérieure à 50mg/l ; 0 % pour la faible vulnérabilité, 94,44 % pour la vulnérabilité modérée et 5,56 % pour la vulnérabilité la plus importante. Les superficies couvertes par chaque classe sont respectivement de 11,5 %, 85,3 % et 3,2 % pour la vulnérabilité faible, modérée et élevée (Tableau 13 et Figure 46).

**Tableau 13: Corrélation entre les concentrations des nitrates et les différentes classes de vulnérabilité des méthodes DRASTIC et SI**

		Nitrate concentrations			
		Low values < 50 mg/l		Moderate-Hight values >50 mg/l	
		Number of values	%of total	Number of values	%of total
DRASTIC vulnerability degree	Low	27	81.82	11	61.11
	Moderate	6	18.18	7	38.89
SI vulnerability degree	Low	3	9.09	0	0
	Moderate	28	84.85	17	94.44
	High	2	6.06	1	5.56

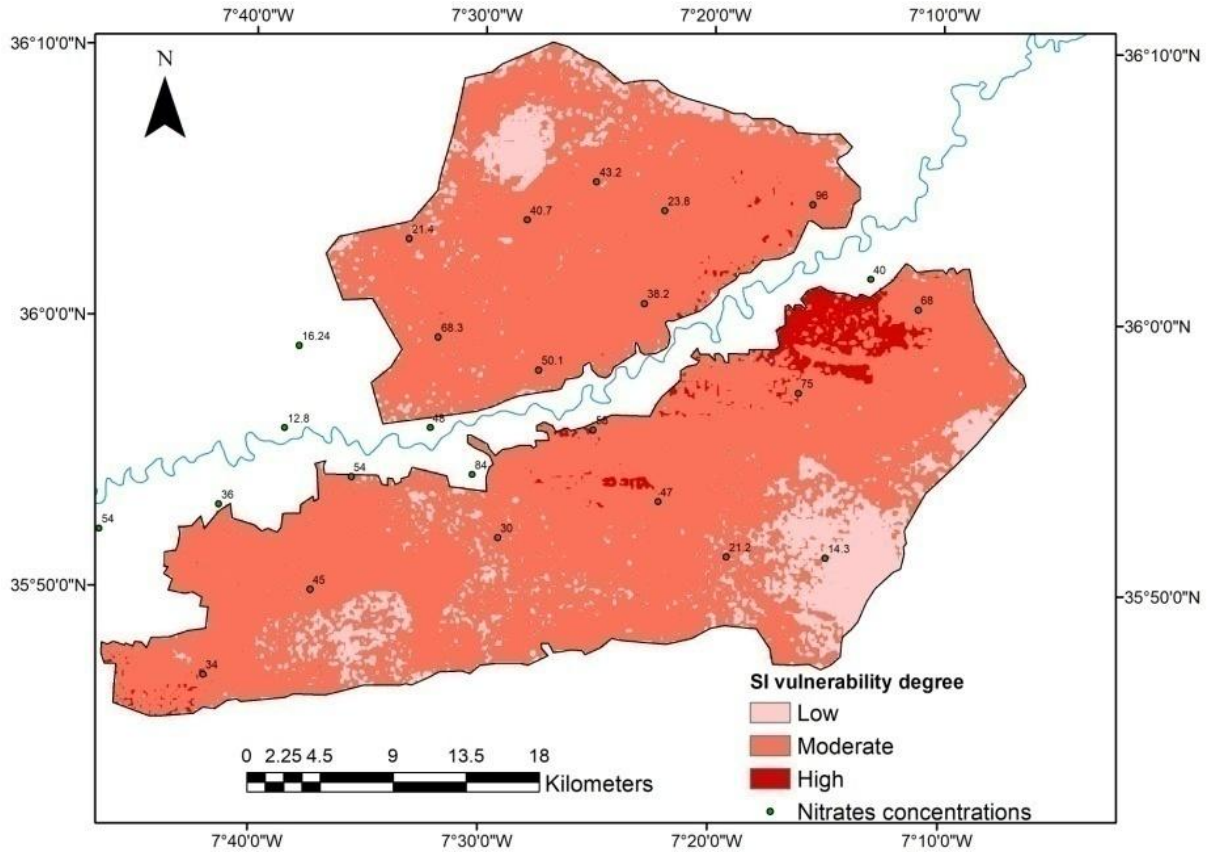


Figure 46 : Validation des résultats par les nitrates pour la méthode SI

En résumé, la partie nord de la zone d'étude, correspondante à la nappe phréatique de Béni Amir, est classée comme une zone de faible vulnérabilité pour la méthode de DRASTIC, tandis que cette zone est de moyenne vulnérabilité pour la méthode SI. La seule zone où il y a une correspondance de la validation par nitrate se trouve dans le Nord Est de la nappe Béni Moussa forte vulnérabilité pour SI et vulnérabilité moyenne pour DRASTIC.

### 3 Conclusion :

L'objectif de ce chapitre était l'élaboration des cartes de la vulnérabilité à la pollution des nappes phréatiques du périmètre irrigué de Tadla à partir de la méthode DRASTIC et SI en exploitant les fonctionnalités des systèmes informations géographiques. La méthode DRASTIC est une méthode à cotation numérique d'évaluation et de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines prenant uniquement en compte sept paramètres hydrogéologiques de l'aquifère (Profondeur de la nappe, recharge nette, lithologie de l'aquifère, type du sol, topographie (pente), lithologie de zone non saturée et conductivité hydraulique). Cette méthode nous a donné deux classes de vulnérabilité à la pollution. Ces classes évoluent du degré de vulnérabilité «faible » au degré de vulnérabilité «modérée ». La

classe de « vulnérabilité faible» est la plus dominante elle couvre une grande superficie de la zone 78,5%, et la totalité de la nappe Béni Amir. La classe de vulnérabilité « modérée » est répartie tout le long de la rivière d'Oum Errabia le Nord de la nappe Béni Moussa et l'Ouest de la zone d'étude avec 21,5% d'occupation.

La carte établie par la méthode SI qui fait introduire la composante humaine liée aux activités anthropiques a donné trois classes de vulnérabilité, la classe de « vulnérabilité faible» qui est la moins répondue elle couvre le Sud et l'Ouest de nappe Béni Moussa et le Nord de la nappe Béni Amir avec 11,5%, la classe de « vulnérabilité modérée » est la plus dominante elle couvre presque la totalité de la zone d'étude avec 85,3% , et la classe de « vulnérabilité forte » constitue seulement une partie dans le Nord-Est de la nappe Béni Moussa avec 3,2%.

Les cartes de vulnérabilité établies par les deux méthodes constituent une importante source d'informations indispensable elles nous ont fourni une idée assez précise sur les zones sensibles à la pollution de cette région, pour une gestion et planification durable des eaux souterraines pour la protection contre les pollutions anthropiques. En plus, Ces résultats ont montré clairement que la méthode SI est plus efficace pour la cartographier la vulnérabilité des eaux souterraines dans notre zone d'étude.



# **Conclusion générale**

Le périmètre irrigué de Tadla est parmi les périmètres irrigués les plus importants au Maroc, vu de son rôle socioéconomique, ses ressources en eaux soit superficielles ou souterraines sont vulnérables à toutes les sources de pollution.

Les caractéristiques physicochimiques des eaux souterraines du périmètre irrigué du Tadla présentent des valeurs qui dépassent largement les valeurs recommandées par la norme marocaine et l'organisation mondiale de la santé (OMS), la conductivité électrique, les chlorures, les nitrates, les nitrites, l'ammonium et la turbidité dépassent largement les valeurs recommandées par la norme.

L'ACP a permis de réaliser une synthèse de toutes les données recueillies sur l'ensemble de la zone d'étude, le couplage de ACP et le Kreging a donné des résultats satisfaisants, ils ont montré que l'interaction eau-roche, la pollution par les engrais agricoles et les émissions d'eaux usées domestiques et industrielles étaient les plus soupçonnés responsables de l'évolution de la contamination des eaux souterraines. L'interpolation des six facteurs obtenus montre que la zone Béni Amir contient le score le plus élevé de source de pollution.

À côté de la pollution, un autre impact anthropique quantitatif et aussi qualitatif qui est la surexploitation des eaux souterraines, cette pratique a entrainé des impacts sérieux sur la quantité et la qualité des eaux souterraines, ceux-ci se traduisent par la baisse des niveaux d'eau souterraine, réduction ou cessation des décharges et mauvaise qualité de l'eau. Ces impacts ont des répercussions socio-économiques graves comme résultat de la réduction de la qualité et la quantité de l'eau, qui influencent négativement sur la santé des personnes, diminuant la productivité agricole en raison de la salinité, et réduction de la disponibilité des ressources naturelles pour les générations de futures.

La qualité des eaux souterraines destinées à la consommation humaine présente deux classes dominantes ; la qualité mauvaise et très mauvaise avec 40.78% et 40.91%, respectivement, tandis que la classe de bonne qualité ne présente que 2.77%. Les résultats des analyses bactériologiques révèlent que les eaux souterraines de la zone d'étude sont fortement contaminées par les coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux, qui présentent 86.27%, 78.43% et 47.06% respectivement.

L'évaluation de la qualité des eaux souterraines de la zone d'étude pour les eaux destinées à l'irrigation montre que la qualité de la nappe de Béni Amir présente de classe deux qualités ; médiocre et mauvaise, en effet la qualité mauvaise occupe la majorité de la zone. Tandis que la nappe de Béni Moussa représente les 4 classes de qualité, la plus dominante est la classe de qualité mauvaise avec 36,77 % et la classe acceptable avec 35.17%.

L'étude de la vulnérabilité à la pollution des nappes phréatiques du périmètre irrigué de Tadla à partir de la méthode DRASTIC et SI. La méthode DRASTIC nous a donné deux classes de vulnérabilité à la pollution. La classe de « vulnérabilité faible » est la plus dominante elle couvre une grande superficie de la zone 78,5%, et la totalité de la nappe Béni Amir. La classe de vulnérabilité « modérée » est répartie tout le long de la rivière d'Oum Errabia le Nord de la nappe Béni Moussa et l'Ouest de la zone d'étude avec 21,5% d'occupation.

La carte établie par la méthode SI qui fait introduire la composante humaine liée aux activités anthropiques a donné trois classes de vulnérabilité, la classe de « vulnérabilité faible » qui est la moins ré pondue elle couvre le Sud et l'Ouest de nappe Béni Moussa et le Nord de la nappe Béni Amir avec 11,5%, la classe de « vulnérabilité modérée » est la plus dominante elle couvre presque la totalité de la zone d'étude avec 85,3% , et la classe de « vulnérabilité forte » constitue seulement une partie dans le Nord-Est de la nappe Béni Moussa avec 3,2%.

Les résultats obtenus par la présente étude montre clairement que les eaux souterraines du périmètre irrigué de Tadla sont polluées par les activités anthropiques qui se traduisent par les résultats des analyses physicochimiques et microbiologiques, de plus de l'évaluation de la qualité s'ajoute les résultats de la vulnérabilité à la pollution, les résultats montrent que la zone d'étude est vulnérable à la pollution se qui est justifié par les résultats de la validation par les concentrations de nitrate.

# Liste des références

- Abbasi, T. and Abbasi, S.A., 2012, Water quality indices. Elsevier
- Abdel, M., Salman, S., Seleem, E. and Zeid, S., 2018, Water quality index of shallow groundwater and assessment for different usages in El-Obour city, Egypt.
- Aghzar, H. Berdai, A. Bellouti and Soudi, B., 2002, Pollution nitrique des eaux souterraines au Tadla (Maroc) (Groundwater nitrate pollution in Tadla (Morocco)). *Journal of Water Science*, 15: 459-492.
- Aiuppa, A., Bellomo, S., Brusca, L., d'Alessandro, W. and Federico, C., 2003, Natural and anthropogenic factors affecting groundwater quality of an active volcano (Mt. Etna, Italy). *Applied Geochemistry*, 18: 863-882.
- Albinet, J.M., 1970, Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. *Bull. BRGM, 2ème série*, 3: 13-22.
- Aller, L., 1985, DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Office of Research and ...
- Amhoud, S., 1997, Apports de la géologie et de l'hydrogéologie à l'étude de l'impact de la décharge d'oued Akrech sur les ressources en eau, Ph. D. Thèse. 3ème cycle, Univ. Mohamed V. Rabat. Maroc
- Anthony Saracino, H.P., 2002, Groundwater contaminants and contaminants sources. 11.
- Antoine S., D.L., 1975, Les indicateurs de l'environnement dans les zones industrielles. La documentation française, Paris. 129 p.
- Antwi-Onyina, P., 2012, Artisanal Activities at the "Suame Magazine" Industrial Area and Its Effect of Heavy Metal Levels on the Area's Water Resources
- Archambault, C., 1972, Piézométrie des aquifères du plateau des phosphates et de la plaine du Tadla, Direction de l'Hydraulique. 20.
- Arioua, Abdessamad Najine, Mustapha Filahi, Ahmed Boukdir and Elazzab, D., 2007, Correlation entre paramètres hydrogéochimiques et géoelectriques pour évaluation de la qualité des eaux souterraines de la nappe phréatique de la plaine de Tadla\_Maroc. pp 113-117.
- Arioua, A., 1995, Evaluation de la qualité des eaux de l'oued Oum-Er-Rabia avec essai de modélisation (Etude du tronçon: Kasba Tadla-Kasba Zidania).
- Armienta, M. and Quere, A., 1995, Hydrogeochemical behavior of chromium in the unsaturated zone and in the aquifer of Leon Valley, Mexico. *Water, air, and soil pollution*, 84: 11-29.
- Assaad, A., 2014, Pollution anthropique de cours d'eau: caractérisation spatio-temporelle et estimation des flux, Université de Lorraine
- Atangana, A., 2018, Groundwater Pollution. Fractional Operators with Constant and Variable Order with Application to Geo-Hydrology: 49.
- Abdellaoui B., A. Merzouk, M. Aberkan and J. Albergel, 2002, Bilan hydrologique et envasement du barrage Saboun (Maroc) (Hydrological balance and siltation of the Saboun dam (Morocco)). *Journal of Water Science*, 15: 737-748.
- Bouazzama B. and A. Bouyahiaoui, 2000, Situation actuelle de la qualité des sols et des eaux souterraines dans le périmètre irrigué de Tadla. (Current situation of soil and groundwater quality in the Tadla irrigated area).
- Babiker, I.S., Mohamed, M.A., Hiyama, T. and Kato, K., 2005, A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. *Science of the Total Environment*, 345: 127-140.
- Bahir and A. Mennani, 2002, Problématique de la gestion des eaux souterraines au Maroc (Problem of groundwater management in Morocco). *Estudios Geológicos*, 58: 103-108.

- Ballerini, D., Gatellier, C. and Vogel, T., 1998, Techniques de traitement par voie biologique des sols pollués. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. Angers, Francia: 18-157.
- Banton O. and L., B., 1999, Hydrogéologie : Multiscience environnementale des eaux souterraines.. Presse de l'Université du Québec, Québec. 460 p.
- Bates, B., Kundzewicz, Z.W., Wu, S. and Palutikof, J., 2008, Climate change and water technical paper of the intergovernmental panel on climate change (Geneva: IPCC Secretariat). *Climate Change*, 95: 96.
- Batista, S.B.A., de Almeida, M.J.A.P. and Lisboa, U.T.d., 2003, Exposição da água subterrânea a pesticidas e nitratos em ecossistemas agrícolas do Ribatejo e Oeste e da Beira Litoral
- Baun, A., Jensen, S.D., Bjerg, P.L., Christensen, T.H. and Nyholm, N., 2000, Toxicity of organic chemical pollution in groundwater downgradient of a landfill (Grindsted, Denmark). *Environmental science & technology*, 34: 1647-1652.
- Ben-Daoud, M., Mouhaddach, O., Essahlaoui, A., Vanclooster, M., Kestemont, M.-P. and El Jaafari, S., 2012, Evaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution à l'aide des systèmes d'information géographique. *Journal of Hydrocarbons Mines and Environmental Research Volume*, 3: 7-13.
- Bencherki, A., 2008, Réalisation d'une carte de vulnérabilité des nappes phréatiques de la région de Saïda, en Algérie, avec l'aide des systèmes d'information géographique. Faculté des études supérieures et de la recherche, Université de Moncton
- Benhida, M., 1998, Stratégies intégrées d'utilisation optimale des ressources en eau superficielles et souterraines, dans le périmètre du Tadla sous contraintes d'ordre économiques et environnementales. ORMVAT.
- Bernardes, C., Hirata, R., Mendes, J.M.B. and Cleary, R., 1991, Remedial Action for an Industrial Open Dump—Proposed Activities and Prospectives. *Water Science and Technology*, 24: 271-281.
- Bitar, K., Jouilil, I., Delhi, R., Hilali, A., Benzha, F., Kaoukaya, A., Rhinane, H., Baidder, L. and Tahiri, M., 2013, Evaluation qualitative et identification des sources de pollution du bassin versant de L'oum erbia, Maroc. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2602-7828*.
- Bitar, K., Jouilil, I., Delhi, R., Hilali, A., Benzha, F., Kaoukaya, A., Rhinane, H., Baidder, L., Tahiri, M., 2013, Evaluation qualitative et identification des sources de pollution du bassin versant de L'oum erbia, Maroc. *LARHYSS Journal ISSN 1112-3680*.
- Blanchard, J.-M., Navarro, A., Revin, P., Veron, J. and CYRCLEWSKI, C., 1989, Les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères. II: Utilisation en traitement de lixiviats de décharge. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*: 133-140.
- Bordenave, 1998, Transferts superficiels des pesticides à l'échelle du bassin versant. In : Mécanismes de transfert des produits phytosanitaires, Document provisoire de la Cellule Régionale d'Etude des Pollutions des Eaux par les Produits Phytosanitaires (CREPEPP), Pays de Loire.
- Bouchaou, L., Chauve, P., Mudry, J., Mania, J. and Hsissou, Y., 1997, Structure et fonctionnement d'un hydrosystème karstique de montagne sous climat semi-aride: cas de l'Atlas de Beni-Mellal (Maroc). *Journal of African Earth Sciences*, 25: 225-236.
- Boukari, M., Gaye, C., Faye, A. and Faye, S., 1996, The impact of urban development on coastal aquifers near Cotonou, Benin. *Journal of African Earth Sciences*, 22: 403-408.
- Besser H., N. Mokadem, B. Redhouania, N. Rhimi, F. Khlifi, Y. Ayadi, Z. Omar, A. Bouajila and Hamed, Y., 2017, GIS-based evaluation of groundwater quality and estimation of soil salinization and land degradation risks in an arid Mediterranean site (SW Tunisia). *Arabian Journal of Geosciences*, 10: 350.

- Besser H., N. Mokadem, B. Redhaounia, R. Hadji, A. Hamad and Hamed, Y., 2018, Groundwater mixing and geochemical assessment of low-enthalpy resources in the geothermal field of southwestern Tunisia. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 3: 16.
- Bouwer H., 2002, Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*, 10: 121-142.
- Bourg, A., 1988, Metals in aquatic and terrestrial systems: sorption, speciation, and mobilization. *Chemistry and biology of solid waste*. Springer 3-32.
- BRGM, 1993, Etude du système multicouche de la plaine de Tadla. Description des aquifères et analyse du système multicouche, Maroc, rapport R35610 4S/Eau-92. 192 p.
- Burke, J.J. and Moench, M.H., 2000, Groundwater and society: resources, tensions and opportunities. *Themes in groundwater management for the twenty-first century*. Department of International Economic and Social Affairs, Statistical Office ...
- Bouri S., J. Makni and H. Ben Dhia, 2008, A synthetic approach integrating surface and subsurface data for prospecting deep aquifers: the Southeast Tunisia. *Environmental Geology*, 54: 1473-1484.
- Canter, L.W., Knox, R.C. and Fairchild, D.M., 1987, Ground water quality protection. Lewis Publishers, Inc., Chelsea MI. 1987. 562.
- Campos-Gaytan J. R., T. Kretzschmar and C. S. Herrera-Oliva, 2014, Future groundwater extraction scenarios for an aquifer in a semiarid environment: case study of Guadalupe Valley Aquifer, Baja California, Northwest Mexico. *Environmental monitoring and assessment*, 186: 7961-7985.
- Canter, L.W., 2019, Nitrates in groundwater. Routledge
- Carluer, 1996, *Traité d'irrigation*.
- CGWB, 1995, Groundwater Resource of India. CGWB Faridabad.
- Chapman, D.V., 1996, Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments, and water in environmental monitoring.
- Chéry, L. and Mouvet, C., 2000, Principaux processus physico-chimiques et biologiques intervenant dans l'infiltration des produits polluants et leur transfert vers les eaux souterraines. *La Houille Blanche*: 82-88.
- Chilton, J., 1997, Groundwater in the urban environment: Problems, processes and management: International Association of Hydrogeologists. *Congress on Groundwater in the Urban Environment*. Balkema.
- Chilton, P., Stuart, M., Escolero, O., Marks, R., Gonzalez, A. and Milne, C., 1998, Groundwater recharge and pollutant transport beneath wastewater irrigation: the case of Leon, Mexico. *Geological Society, London, Special Publications*, 130: 153-168.
- Chofqi, A., 2004, Mise en évidence des mécanismes de contamination des eaux souterraines par les lixiviats d'une décharge incontrôlée (El Jadida-Maroc): Géologie, hydrogéologie, géoélectrique, géochimie et épidémiologie.
- Clague, J., Stenger, R. and Clough, T., 2015, Evaluation of the stable isotope signatures of nitrate to detect denitrification in a shallow groundwater system in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202: 188-197.
- Clarke, R., Healy, M.G., Fenton, O. and Cummins, E., 2016, A quantitative risk ranking model to evaluate emerging organic contaminants in biosolid amended land and potential transport to drinking water. *Human and ecological risk assessment: an international journal*, 22: 958-990.
- Collin, M. and Melloul, A., 2003, Assessing groundwater vulnerability to pollution to promote sustainable urban and rural development. *Journal of Cleaner Production*, 11: 727-736.

- Custodio E., 2002, Aquifer overexploitation: what does it mean? *Hydrogeology Journal*, 10: 254-277.
- Commission, C.e., 1993, CORINE land cover: guide technique. Office des publications officielles des Communautés européennes
- Cordoba, E.B., Martinez, A.C. and Ferrer, E.V., 2010, Water quality indicators: Comparison of a probabilistic index and a general quality index. The case of the Confederación Hidrográfica del Júcar (Spain). *Ecological Indicators*, 10: 1049-1054.
- Critto, A., Carlon, C. and Marcomini, A., 2003, Characterization of contaminated soil and groundwater surrounding an illegal landfill (S. Giuliano, Venice, Italy) by principal component analysis and kriging. *Environmental Pollution*, 122: 235-244.
- Corniello, A., Ducci, D. and Ruggieri, G., 2007, Areal identification of groundwater nitrate contamination sources in periurban areas. *Journal of soils and sediments*, 7: 159-166.
- D'Alessio, M., Yoneyama, B. and Ray, C., 2015, Fate of selected pharmaceutically active compounds during simulated riverbank filtration. *Science of the Total Environment*, 505: 615-622.
- Du S., X. Su and W. Zhang, 2013, Effective storage rates analysis of groundwater reservoir with surplus local and transferred water used in S hijiazhuang C ity, C hina. *Water and Environment Journal*, 27: 157-169.
- Dai, G., Wang, B., Fu, C., Dong, R., Huang, J., Deng, S., Wang, Y. and Yu, G., 2016, Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in urban and suburban rivers of Beijing, China: occurrence, source apportionment and potential ecological risk. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18: 445-455.
- Delisle, C. and Schmidt, J., 1977, The effect of sulfur and water life in Canada,[in:] Cooke NE (ed.), Sulfur and its inorganic derivatives in the Canadian environment. Publ. No. NRCC, 15015.
- Delpla, I., Jung, A.-V., Baures, E., Clement, M. and Thomas, O., 2009, Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment international*, 35: 1225-1233.
- Derni, I., 2011, Reflexion sur les cirtères de choix d'une méthodologie pour la cartographie de vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines cas du bassin de la Tafna. mémoire de magister. Magister en Mobilisation et protection des ressources en eau, Université Tlemcen.
- Doerfliger, N., 1996, Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer tests analysis and multiattribute vulnerability mapping (EPIK method)
- Doerfliger, N., Jauffret, D. and Loubier, S., 2004, Cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques en Franche Comté, avec la collaboration de V. Petit. Rapport BRGM RP-53576-FR.
- Doerfliger, N., 2005, Guide méthodologique, cartographie de la vulnérabilité en vue de la délimitation des périmètres de protection en milieu karstique. Annexe du rapport BRGM/RP-53576-FR.
- Drever, J., 1997, The geochemistry of natural waters Prentice Hall. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Duan, W., He, B., Nover, D., Yang, G., Chen, W., Meng, H., Zou, S. and Liu, C., 2016, Water quality assessment and pollution source identification of the eastern Poyang Lake Basin using multivariate statistical methods. *Sustainability*, 8: 133.
- Duda, A.M., 1993, Addressing nonpoint sources of water pollution must become an international priority. *Water Science and Technology*, 28: 1-11.
- Echihabi, L., Foutlane, A., Bouchich, L. and Saadallah, M., 2002, Problemes majeurs de pollution et leurs impacts sur les ressources en eau au Maroc. *REVUE ECONOMIQUE ET SOCIALE*: 75-80.



- Echakraoui, Z., Boukdir, A., Aderoju, O., Zitouni, A., & Dias, A. G. (2018). The climate changes in the sub-basin of the Oum Er rbia central and the impact on the surface waters. In E3S Web of Conferences (Vol. 37, p. 03003). EDP Sciences
- Edmunds, W., Guendouz, A., Mamou, A., Moulla, A., Shand, P. and Zouari, K., 2003, Groundwater evolution in the Continental Intercalaire aquifer of southern Algeria and Tunisia: trace element and isotopic indicators. *Applied Geochemistry*, 18: 805-822.
- El Gayar and Hamed, Y., Year, Climate change and water resources management in Arab countries. Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration, 89-91.
- El Hafid, Z. Zerrouqi and B. Akdim, 2017, Etude des sequences de secheresse dans le bassin d'isly (maroc oriental) (Study of drought sequences in the isly basin (Eastern Morocco)). *Larhyss Journal*, Research laboratory in subterranean and surface hydraulics, 31: 83-94.
- El Jihad M. D., 2003, Les sécheresses saisonnières dans le haut bassin de l'Oum-er-Rbia (Maroc central): aspects et fréquences. (Seasonal droughts in the upper Oum Errabia basin (central Morocco): aspects and frequencies). 14: 157-167.
- Etienne, D.G., C. Archambault, , 1975, La plaine du Tadla (The Tadla plain). 231: 299-364.
- Faouzi, M. and Larabi, A., 2001, Problématique de la remontée, de la salinité et de la pollution par les nitrates des eaux de la nappe phréatique des Beni-Amir (Tadla, Maroc).
- Farooqi, A., Masuda, H. and Firdous, N., 2007, Toxic fluoride and arsenic contaminated groundwater in the Lahore and Kasur districts, Punjab, Pakistan and possible contaminant sources. *Environmental Pollution*, 145: 839-849.
- Faye, S.C., Faye, S., Wohnlich, S. and Gaye, C.B., 2004, An assessment of the risk associated with urban development in the Thiaroye area (Senegal). *Environmental Geology*, 45: 312-322.
- Ferguson, B.K., 1994, Stormwater infiltration
- Foster S.S.D., 1992, Unsustainable development and irrational exploitation of groundwater resources in developing nations. An overview. Selected Papers on Overexploitation, Simmers (Eds.). International Association of Hydrogeologists, Heise, Hannover, 3: 321-336.
- (FAO), F.a.A.O., 2015, Global Information System on Water and Agriculture: AQUASTAT Profil de Pays – Maroc. 21p.
- Foster S.S.D., P.C., 2003, Groundwater: the processes and global significance of aquifer degradation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 358: 1957.
- Foster, S., Gale, I. and Hespanhol, I., 1994, Impacts of wastewater use and disposal on groundwater.
- Foster, S.S., 2001, The interdependence of groundwater and urbanisation in rapidly developing cities. *Urban water*, 3: 185-192.
- Francés, A., Paralta, E., Fernandes, J. and Ribeiro, L., Year, Development and application in the Alentejo region of a method to assess the vulnerability of groundwater to diffuse agricultural pollution: the susceptibility index. 3 rd International Conference on Future Groundwater Resources at Risk, IAH/Unesco
- G.D.E.S.D., 2015, Evaluation des besoins et du cadre de gestion des eaux souterraines dans les organisations de bassins transfrontaliers en afrique (Needs assessment and groundwater management framework in transboundary basin organizations in Africa).
- Geake, A., Foster, S., Nakamatsu, N., Valenzuela, C. and Valverde, M., 1986, Groundwater recharge and pollution mechanisms in urban aquifers of arid regions. *Hydrogeological Report*, 86.

- Galloway D. L. and T. J. Burbey, 2011, Regional land subsidence accompanying groundwater extraction. *Hydrogeology Journal*, 19: 1459-1486.
- Gogu, R. and Dassargues, A., 1998, A short overview on groundwater vulnerability assessment: basic statements for use in the framework of the Cost 620 action
- Gogu, R.C. and Dassargues, A., 2000, Sensitivity analysis for the EPIK method of vulnerability assessment in a small karstic aquifer, southern Belgium. *Hydrogeology Journal*, 8: 337-345.
- Goldscheider, N., Klute, M., Sturm, S. and Hötzl, H., 2000, The PI method—a GIS-based approach to mapping groundwater vulnerability with special consideration of karst aquifers. *Z Angew Geol*, 46: 157-166.
- Gorelick S. M. and C. Zheng, 2015, Global change and the groundwater management challenge. *Water Resources Research*, 51: 3031-3051.
- Groen, J., Schuchmann, J. and Geirnaert, W., 1988, The occurrence of high nitrate concentration in groundwater in villages in Northwestern Burkina Faso. *Journal of African Earth Sciences (and the Middle East)*, 7: 999-1009.
- Guillaume, 2008, Influence des activités agricoles sur la pollution nitrique des eaux souterraines. Analyse par modélisation des impacts des systèmes de grande culture sur les fuites de nitrate dans les plaines alluviales. (Influence of agricultural activities on nitric pollution of groundwater. Analysis by modeling of the impacts of arable farming systems on nitrate leaks in the alluvial plains)
- Gu, Y.-G., Wang, Z.-H., Lu, S.-H., Jiang, S.-J., Mu, D.-H. and Shu, Y.-H., 2012, Multivariate statistical and GIS-based approach to identify source of anthropogenic impacts on metallic elements in sediments from the mid Guangdong coasts, China. *Environmental Pollution*, 163: 248-255.
- Guo, X., Zuo, R., Shan, D., Cao, Y., Wang, J., Teng, Y., Fu, Q. and Zheng, B., 2017, Source apportionment of pollution in groundwater source area using factor analysis and positive matrix factorization methods. *Human and ecological risk assessment: an international journal*, 23: 1417-1436.
- Hammani, M. Kuper and A. Debbarh, 2004, La modernisation de l'agriculture irriguée (Modernization of irrigated agriculture). *Proceedings of the Euro-Mediterranean seminar*
- Hammani, M. Kuper, Y. Bekkar and H. Zaz, 2006, Exploitation of groundwater in the irrigated perimeter of Tadla (Morocco) Current situation and elements of methodology to contribute to a reflection on an integrated and sustainable management of groundwater and surface water). *Water savings in Irrigated Systems in the Maghreb. Second regional workshop of the Sirma project*, 11.
- Hammani, M. Kuper, Y. Bekkar and Zaz, H., 2006, Exploitation des eaux souterraines dans le périmètre irrigué de Tadla (Maroc) Etat des lieux et éléments de méthodologie pour contribuer à une réflexion sur une gestion intégrée et durable des eaux souterraines et de surface. *Economies d'eau en Systèmes IRrigués au Maghreb. Deuxième atelier régional du projet Sirma*
- Hamed, B. Redhaounia, A. Ben Sâad, R. Hadji and F. Zahri, 2017, Groundwater inrush caused by the fault reactivation and the climate impact in the mining Gafsa basin (southwestern Tunisia). *J Tethys*, 5: 154-164.
- Hamed, R. Hadji, B. Redhaounia, K. Zighmi, F. Bâali and A. El Gayar, 2018, Climate impact on surface and groundwater in North Africa: a global synthesis of findings and recommendations. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 3: 25.
- Hamed Y., M. Zairi, W. Ali and H. B. Dhia, 2010, Estimation of residence times and recharge area of groundwater in the Moulares mining basin by using carbon and oxygen isotopes (South Western Tunisia). *Journal of Environmental Protection*, 1: 466.

- Hammani, M. Kuper, A. Debbarh, S. Bouarfa, M. Badraoui and Bellouti, A., Year, Evolution de l'exploitation des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla. in Séminaire sur la modernisation de l'agriculture irriguée (Evolution of the exploitation of groundwater in the irrigated perimeter of Tadla). Seminar on the modernization of irrigated agriculture, 8.
- Hadji R., Y. Achour and Y. Hamed, Year, Using GIS and RS for slope movement susceptibility mapping: comparing AHP, LI and LR methods for the Oued Mellah Basin, NE Algeria. Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration, 1853-1856.
- Hasiniaina, F., Zhou, J. and Guoyi, L., 2010, Regional assessment of groundwater vulnerability in Tamtsag basin, Mongolia using drastic model. *J Am Sci*, 6: 65-78.
- Hatch, D., Goulding, K. and Murphy, D., 2002, Nitrogen. Agriculture, hydrology and water quality. CAB International 7-29.
- Helena, B., Pardo, R., Vega, M., Barrado, E., Fernandez, J.M. and Fernandez, L., 2000, Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water research*, 34: 807-816.
- Hem, J., 1970, Study and interpretation of natural water. US Geological Survey Water-Supply Paper 1473: 363.
- Hernandez-Mora, R. Llamas and L. M. Cortina, 2001, Misconceptions in Aquifer Over-Exploitation: Implications for Water Policy in Southern Europe. *Agricultural use of groundwater* 107-126.
- Howard, K.W., Eyles, N. and Livingstone, S., 1996, Municipal landfilling practice and its impact on groundwater resources in and around urban Toronto, Canada. *Hydrogeology Journal*, 4: 64-79.
- Huan, H., Wang, J. and Teng, Y., 2012, Assessment and validation of groundwater vulnerability to nitrate based on a modified DRASTIC model: a case study in Jilin City of northeast China. *Science of the Total Environment*, 440: 14-23.
- Huang, C., Elliott, H.A. and Ashmead, R., 1977, Interfacial reactions and the fate of heavy metals in soil-water systems. *Journal (Water Pollution Control Federation)*: 745-756.
- Huang, F., Wang, X., Lou, L., Zhou, Z. and Wu, J., 2010, Spatial variation and source apportionment of water pollution in Qiantang River (China) using statistical techniques. *Water research*, 44: 1562-1572.
- Jalali, M., 2005, Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 110: 210-218.
- Jafari F., S. Javadi, G. Golmohammadi, N. Karimi and K. Mohammadi, 2016, Numerical simulation of groundwater flow and aquifer-system compaction using simulation and InSAR technique: Saveh basin, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 75: 833
- Jalali, M., 2009, Geochemistry characterization of groundwater in an agricultural area of Razan, Hamadan, Iran. *Environmental Geology*, 56: 1479-1488.
- Jamrah, A.-F., Rajmohan, Al-Yaroubi., 2008, Assessment of groundwater vulnerability in the coastal region of Oman using DRASTIC index method in GIS environment. *Environmental monitoring and assessment*, 147: 125-138.
- Javadi, S., Kavehkar, N., Mousavizadeh, M. and Mohammadi, K., 2011, Modification of DRASTIC model to map groundwater vulnerability to pollution using nitrate measurements in agricultural areas.
- Jiang, Y., Wu, Y., Groves, C., Yuan, D. and Kambesis, P., 2009, Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in the Nandong karst underground river system in Yunan, China. *Journal of contaminant hydrology*, 109: 49-61.
- Johansson, E.E.S., 2000, 15. Human Impact on Groundwater. The Baltic University Programme, Uppsala University

- Juahir, H., Zain, S.M., Yusoff, M.K., Hanidza, T.T., Armi, A.M., Toriman, M.E. and Mokhtar, M., 2011, Spatial water quality assessment of Langat River Basin (Malaysia) using environmetric techniques. *Environmental monitoring and assessment*, 173: 625-641.
- Kruawal K., F. Sacher, A. Werner, J. Müller and T. P. Knepper, 2005, Chemical water quality in Thailand and its impacts on the drinking water production in Thailand. *Science of the Total Environment*, 340: 57-70.
- Kaiser, H.F., 1974, An index of factorial simplicity. *Psychometrika*, 39: 31-36.
- Kazi, T., Arain, M., Jamali, M.K., Jalbani, N., Afridi, H., Sarfraz, R., Baig, J. and Shah, A.Q., 2009, Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotoxicology and environmental safety*, 72: 301-309.
- Khan, S., Rauf, R., Muhammad, S., Qasim, M. and Din, I., 2016, Arsenic and heavy metals health risk assessment through drinking water consumption in the Peshawar District, Pakistan. *Human and ecological risk assessment: an international journal*, 22: 581-596.
- Keddal, H. and N'dri, Y., 2008, Impacts de l'intensification agricole sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines. *Art*, 1: 13-29.
- Khan, M.Y.A., Gani, K.M. and Chakrapani, G.J., 2016, Assessment of surface water quality and its spatial variation. A case study of Ramganga River, Ganga Basin, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 9: 28.
- Khattabi, H., 2002, Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Étueffont (Belfort, France), Besançon
- Khattabi, A. Chriyaa, A. Hammani and Moudoud, B., 2014, Vulnérabilités climatiques et stratégies de développement: Synthèse et recommandations stratégiques pour une prise en compte du risque « climat » dans les politiques et stratégies sectorielles. (Climate vulnerabilities and development strategies: Synthesis and strategic recommendations for taking «climate» risk into account in sectoral policies and strategies). 52 p.
- Khattabi, H., Lotfi, A. and Mania, J., 2002, Évaluation de l'impact des lixiviats d'une décharge d'ordures ménagères sur la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux d'un ruisseau de Franche-Comté. *Déchets-Sciences et techniques*, 24: 1-4.
- Kim, J., Kim, R., Lee, J. and Chang, H., 2003, Hydrogeochemical characterization of major factors affecting the quality of shallow groundwater in the coastal area at Kimje in South Korea. *Environmental Geology*, 44: 478-489.
- Kim, J.H., Kim, R.H., Lee, J., Cheong, T.J., Yum, B.W. and Chang, H.W., 2005, Multivariate statistical analysis to identify the major factors governing groundwater quality in the coastal area of Kimje, South Korea. *Hydrological Processes: An International Journal*, 19: 1261-1276.
- Knouz, N., Boudhar, A., Bachaoui, E. M., & Aghzaf, B. (2016). Étude de la vulnérabilité des nappes à la pollution en zones semi-arides: cas de la nappe phréatique des Béni Amir au Maroc. *Méditerranée. Revue géographique des pays méditerranéens/Journal of Mediterranean geography*.
- Ko, G., Cromeans, T.L. and Sobsey, M.D., 2003, Detection of infectious adenovirus in cell culture by mRNA reverse transcription-PCR. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69: 7377-7384.
- Kristensen, P., Künitzer, A., Martin, J., Thyssen, N., Nixon, S., Trent, Z., Marcuello, C. and Lallana, C., 2003, European Environment Agency 2003: Europe's Water: An indicator-based assessment.
- Kumar, A. and Dua, A., 2009, Water quality index for assessment of water quality of river Ravi at Madhopur (India). *Global journal of environmental sciences*, 8.

- Kumar, M., Ramanathan, A., Tripathi, R., Farswan, S., Kumar, D. and Bhattacharya, P., 2017, A study of trace element contamination using multivariate statistical techniques and health risk assessment in groundwater of Chhaprola Industrial Area, Gautam Buddha Nagar, Uttar Pradesh, India. *Chemosphere*, 166: 135-145.
- Kumar, S., Thirumalaivasan, D. and Radhakrishnan, N., 2014, GIS based assessment of groundwater vulnerability using drastic model. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 39: 207-216.
- Kringel, R., Rechenburg, A., Kuitcha, D., Fouépé, A., Bellenberg, S., Kengne, I. and Fomo, M., 2016, Mass balance of nitrogen and potassium in urban groundwater in Central Africa, Yaounde/Cameroon. *Science of the Total Environment*, 547: 382-395.
- Kumar, A. and Dua, A., 2009, Water quality index for assessment of water quality of river Ravi at Madhopur (India). *Global journal of environmental sciences*, 8.
- Kumarasamy, P., James, R.A., Dahms, H.-U., Byeon, C.-W. and Ramesh, R., 2014, Multivariate water quality assessment from the Tamiraparani river basin, Southern India. *Environmental Earth Sciences*, 71: 2441-2451
- Kwelde. 2006. Suivi des exploitations agricoles du Tadla [Maroc] en vue de déterminer leurs performances dans l'utilisation des eaux souterraines. Rabat : IAV Hassan II, 160 p. Mémoire d'ingénieur d'état : Génie rural : Institut agronomique et vétérinaire Hassan II
- Lacomelli, A., 2000, Olive mill waste water & SAP adopted by BACRON contracting parties. Work Shop on Agro-industry development in the coastal areas, with special focus on the olive oil industry. Beirut–Lebanon: 4-6.
- Landreau, A., Mouvet, C. and Normand, B., 1999, Quelques aspects hydrologiques des transferts de solutés par infiltration vers les nappes: nitrates et phytosanitaires. *La Houille Blanche*: 81-86.
- L. Bouchaou, Fonctionnement des aquifères atlasiques et leurs relations avec les aquifères de la plaine : cas de l'Atlas de Béni- Mellal et de la plaine de Tadla (Maroc), thèse d'État, université de Marrakech, 1995 (154 p.)
- L.Jabir, A. Boukdir, S. Chakiri, A. El issami, 2016. La protection des eaux souterraines, cas des sources karstiques du Dir (Région de Beni Mellal, Maroc) Congrès International sur Environnement et Développement Durable (E2D) EST de Salé
- Leclerc, G., 1982, La lixiviation: source, composition et atténuation.
- Lee, S., 2003, Evaluation of waste disposal site using the DRASTIC system in Southern Korea. *Environmental Geology*, 44: 654-664.
- Lee, S., Min, K., Woo, N.C., Kim, Y. and Ahn, C., 2003, Statistical models for the assessment of nitrate contamination in urban groundwater using GIS. *Environmental Geology*, 44: 210-221.
- Lemière, B., 2001, Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes: applications dans un contexte d'évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau. BRGM (Editions)
- Lerner, D., 2003, Estimating urban loads of nitrogen to groundwater. *Water and Environment Journal*, 17: 239-244.
- Leulmi, N., 2011, La valorisation nutritionnelle des margines et de leur impact sur la réduction de la méthanogénèse ruminale chez l'ovin.
- Li, J., Yang, Y., Huan, H., Li, M., Xi, B., Lv, N., Wu, Y., Xie, Y., Li, X. and Yang, J., 2016, Method for screening prevention and control measures and technologies based on groundwater pollution intensity assessment. *Science of the Total Environment*, 551: 143-154.
- Li, P., Wu, J., Qian, H., Lyu, X. and Liu, H., 2014, Origin and assessment of groundwater pollution and associated health risk: a case study in an industrial park, northwest China. *Environmental geochemistry and health*, 36: 693-712.

- Liu, C.-W., Lin, K.-H. and Kuo, Y.-M., 2003, Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 313: 77-89.
- Liu, C., Zhang, Y, Ye, H, 2001, Obstruction of surface layer cohesive soil to municipal refuse pollutants in Pudong Shanghai. *J Earth*, 22: 360-368.
- Liu, C., Zhang, Yun, Ye, Hao, Dong, Hua, Hou, Hongbing, Zhang, Ming, Jiang, Jianmei, Pei, Lixin, 2006, Experimental studies of the filtration capability of clayey soils in the Vadose Zone and its influence on the evaluation of groundwater vulnerability to pollution. *Diqiu Xuebao (Acta Geoscientica Sinica)*, 27: 349-354.
- Loizidou, M. and Kapetanios, E., 1993, Effect of leachate from landfills on underground water quality. *Science of the Total Environment*, 128: 69-81.
- Loukili, M., Bock, L., Engels, P. and Mathieu, L., 2000, Approche géomorpho-pédologique et Système d'Information Géographique (SIG) pour la gestion des terres au Maroc. *Etude et Gestion des Sols*, 7: 37-52.
- Jellali M., 1997, Development of water resources in Morocco. *Mediterranean seminars*: 51-68.
- Lloyd J. W., 1998, A changing approach to arid-zone groundwater resources in developing countries. *Gambling with groundwater: physical, chemical and biological aspects of aquifer-stream relations*. *Int Assoc Hydrogeol, Las Vegas*: 7-12.
- Margat J. and K.F. SAAD, Year, Concepts for the Utilization of Non-renewable Groundwater Resources in Regional Development. *Natural Resources Forum*, 377-383.
- Margat J., 1992, The overexploitation of aquifers. *Selected Papers on Aquifer Overexploitation*. *Intern. Assoc. of Hydro-geologists. Heise. Hannover*, 3: 29-40.
- M.D.N.R, 2012, Missouri Department of Natural Resources, Environmental Services Programme : Water Quality Parameters. <http://www.dnr.mo.gov/env/esp/waterquality-parameters.htm/>.
- Machiwal, D. and Jha, M.K., 2015, Identifying sources of groundwater contamination in a hard-rock aquifer system using multivariate statistical analyses and GIS-based geostatistical modeling techniques. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4: 80-110.
- Magrath, J., 2007, *Water: A Shared Responsibility: The United Nations World Water Development Report 2*. JSTOR.
- Mangin, A., 1974, Contribution a l'étude hydrodynamique des aquifères karstiques. 2. Concepts méthodologiques adoptés: systèmes karstiques étudiés. *Centre Nat. de la Recherche Scientifique*
- Margat, M.S.-P., W. Van Duijvenbooden, HG. Van Waegeningh., 1987, Mapping the vulnerability of groundwater to pollution, some lessons from experience in France. *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, The Hague*: 433-436.
- Massoni, C., Missante, G., 1967, La plaine du Tadla (The plain of Tadla). 343-345.
- Massoud, M.A., El-Fadel, M., Scrimshaw, M.D. and Lester, J.N., 2006, Factors influencing development of management strategies for the Abou Ali River in Lebanon: I: Spatial variation and land use. *Science of the Total Environment*, 362: 15-30.
- Matejka, G., Rinke, M., Mejbri, R. and Bril, H., 1994, Pollution engendrée par un lixiviat de décharge d'ordures ménagères: Bilan hydrique et caractérisation. *Environmental technology*, 15: 313-322.
- Matiatos, I., 2016, Nitrate source identification in groundwater of multiple land-use areas by combining isotopes and multivariate statistical analysis: A case study of Asopos basin (Central Greece). *Science of the Total Environment*, 541: 802-814.

- Maxe, L. and Johansson, P.-O., 1998, Assessing groundwater vulnerability using travel time and specific surface area as indicators. *Hydrogeology Journal*, 6: 441-449.
- Machiwal, D. and Jha, M.K., 2015, Identifying sources of groundwater contamination in a hard-rock aquifer system using multivariate statistical analyses and GIS-based geostatistical modeling techniques. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4: 80-110.
- Masoud, A.A., Koike, K., Mashaly, H.A. and Gergis, F., 2016, Spatio-temporal trends and change factors of groundwater quality in an arid area with peat rich aquifers: Emergence of water environmental problems in Tanta District, Egypt. *Journal of Arid Environments*, 124: 360-376.
- MDMEM, M.d.a.d.M.d.l.E., des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'Eau, 2015 Juridiques relatifs aux ressources en eau au Maroc. p364-365.
- Meng, L., Zuo, R., Wang, J.-s., Yang, J., Teng, Y.-g., Shi, R.-t. and Zhai, Y.-z., 2018, Apportionment and evolution of pollution sources in a typical riverside groundwater resource area using PCA-APCS-MLR model. *Journal of contaminant hydrology*, 218: 70-83.
- Meisinger, J., Delgado, J.A. and Alva, A., 2006, Nitrate leaching management. *Encyclopedia soil sci. Markel and Decker, New York*: 1122-1124.
- Mejbri, R., Matejka, G., Lafrance, P. and Mazet, M., 1995, Fractionnement et caractérisation de la matière organique des lixiviats de décharges d'ordures ménagères. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 8: 217-236.
- Mendoza, O.T., Ruiz, J., Villaseñor, E.D., Guzmán, A.R., Cortés, A., Souto, S.A.S., Almazán, A.D. and Bustos, R.R., 2016, Water-rock-tailings interactions and sources of sulfur and metals in the subtropical mining region of Taxco, Guerrero (southern Mexico): A multi-isotopic approach. *Applied Geochemistry*, 66: 73-81.
- Meng, L., Zuo, R., Wang, J.-s., Yang, J., Teng, Y.-g., Shi, R.-t. and Zhai, Y.-z., 2018, Apportionment and evolution of pollution sources in a typical riverside groundwater resource area using PCA-APCS-MLR model. *Journal of contaminant hydrology*, 218: 70-83.
- Meybeck, M. and Helmer, R., 1989, The quality of rivers: from pristine stage to global pollution. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 75: 283-309.
- Meybeck, M., Chapman, D.V. and Helmer, R., 1990, *Global freshwater quality: a first assessment*. Basil Blackwell
- Milovanovic, M., 2007, Water quality assessment and determination of pollution sources along the Axios/Vardar River, Southeastern Europe. *Desalination*, 213: 159-173.
- Miquel, M.G., 2003, Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. « La qualité de l'eau et de l'assainissement en France, 2: 23-24.
- Mittal, S. and Verma, N., 1997, Critical analysis of ground water quality parameters. *Indian Journal of Environmental Protection*, 17: 426-429.
- Mokadem, A. Demdoun, Y. Hamed, S. Bouri, R. Hadji, A. Boyce, R. Laouar and Sâad, A., 2016, Hydrogeochemical and stable isotope data of groundwater of a multi-aquifer system: Northern Gafsa basin–Central Tunisia. *Journal of African Earth Sciences*, 114: 174-191.
- Moore, L.W., Matheny, H., Tyree, T., Sabatini, D. and Klaine, S.J., 1988, Agricultural runoff modeling in a small west Tennessee watershed. *Journal (Water Pollution Control Federation)*: 242-249.
- Moratalla, Á., Gómez-Alday, J.J., Sanz, D., Castaño, S. and De Las Heras, J., 2011, Evaluation of a GIS-Based integrated vulnerability risk assessment for the mancha oriental system (SE Spain). *Water resources management*, 25: 3677.
- Moreau, R., 1980, *Ecologie microbienne et hygiène du milieu souterrain*.

- Morris, A. R.L. Lawrence, P.J.C. Chilton, B. Adams, R. C. Calow and B. A. Klinck, 2003a, Groundwater and its susceptibility to degradation: a global assessment of the problem and options for management
- Morris, B.L., Lawrence, A.R., Chilton, P., Adams, B., Calow, R.C. and Klinck, B.A., 2003b, Groundwater and its susceptibility to degradation: a global assessment of the problem and options for management. United Nations Environment Programme
- Moya, C.E., Raiber, M., Taulis, M. and Cox, M.E., 2015, Hydrochemical evolution and groundwater flow processes in the Galilee and Eromanga basins, Great Artesian Basin, Australia: a multivariate statistical approach. *Science of the Total Environment*, 508: 411-426.
- Muangthong, S. and Shrestha, S., 2015, Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. *Environmental monitoring and assessment*, 187: 548.
- Murat, V., 2000, Étude comparative des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères à la pollution: application aux aquifères granulaires du piémont laurentien, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique
- Najine, A., Jaffal, M., El Khammari, K., Aïfa, T., Khattach, D., Himi, M., ... & Aqil, H. (2006). Contribution de la gravimétrie à l'étude de la structure du bassin de Tadla (Maroc): Implications hydrogéologiques. *Comptes Rendus Geoscience*, 338(10), 676-682.
- Narcy, J., 1996, Le point sur les triazines. Rapport AESN.
- Navarro, A., Bernard, D. and Millot, N., 1988, Les problèmes de pollution par les lixiviats de décharges. *TSM L'EAU*, 11: 541-546.
- Nkhuwa, D., 2003, Human activities and threats of chronic epidemics in a fragile geologic environment. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 28: 1139-1145.
- Nolan, B.T., Ruddy, B.C., Hitt, K.J. and Helsel, D.R., 1997, Risk of Nitrate in groundwaters of the United States a national perspective. *Environmental science & technology*, 31: 2229-2236.
- Oliveira, M. and Lobo Ferreira, J., 2003, Análise de sensibilidade da aplicação de métodos indexados de avaliação da vulnerabilidade à poluição de águas subterrâneas.
- ORMVAT, Office Régional de la Mise en Valeur Agricole, 1970.
- Omo-Irabor, O.O., Olobaniyi, S.B., Oduyemi, K. and Akunna, J., 2008, Surface and groundwater water quality assessment using multivariate analytical methods: a case study of the Western Niger Delta, Nigeria. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 33: 666-673.
- Ong'or B. T. and S. Long-cang, 2007, Groundwater overdraft vulnerability and environmental impact assessment in Arusha. *Environmental Geology*, 51: 1171-1176.
- ORMVAT, 1996, Office national de la mise en valeur agricole de Tadla.
- Ouzza, A. and Akdim, B., 2012, La pollution hydrique au Tadla: Perceptions et réalités
- Ozanne, F., 1990, Les lixiviats de décharges: le point des connaissances en 1990. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*: 289-314.
- P.D.A.I.R.E, 1992, Plan Directeur d'Aménagement des Ressources en Eau Béni Mellal. (Water Resources Management Plan Béni Mellal city).
- Papanikolaou, S., Galiotou-Panayotou, M., Fakas, S., Komaitis, M. and Aggelis, G., 2008, Citric acid production by *Yarrowia lipolytica* cultivated on olive-mill wastewater-based media. *Bioresource Technology*, 99: 2419-2428.
- Patra, H., Adhikari, S.K. and Kunar, S., 2016, Groundwater prospecting and management. Springer



- Pescod, M. and Alka, U., 1985, 6 Urban effluent reuse for agriculture in arid and semi-arid zones. Reuse of sewage effluent. Thomas Telford Publishing 93-106.
- Petelet-Giraud, E., Dörfliger, N. and Crochet, P., 2000, RISKE: méthode d'évaluation multicritère de la cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques. Application aux systèmes des Fontanilles et Cent-Fonts (Hérault, Sud de la France). Hydrogéologie (Orléans): 71-88.
- Phung, D., Huang, C., Rutherford, S., Dwirahmadi, F., Chu, C., Wang, X., Nguyen, M., Nguyen, N.H., Do, C.M. and Nguyen, T.H., 2015, Temporal and spatial assessment of river surface water quality using multivariate statistical techniques: a study in Can Tho City, a Mekong Delta area, Vietnam. Environmental monitoring and assessment, 187: 229.
- Piscopo, G., 2001, Groundwater vulnerability map explanatory notes—Castlereagh Catchment. NSW Department of Land and Water Conservation, Australia.
- Postigo, C., Martinez, D., Grondona, S. and Miglioranza, K., 2017, Groundwater pollution: sources, mechanisms, and prevention. Reference module in earth systems and environmental sciences. Elsevier, New York: 143-162.
- Postigo, C., Martinez, D., Grondona, S. and Miglioranza, K., 2018, Groundwater pollution: sources, mechanisms, and prevention.
- Pophare A. M., B. R. Lamsoge, Y. B. Katpatal and V. P. Nawale, 2014, Impact of over-exploitation on groundwater quality: a case study from WR-2 Watershed, India. Journal of earth system science, 123: 1541-1566.
- Préfol P., 1986. Prodiges de l'irrigation au Maroc. Le développement exemplaire du Tadla, 1936-1985. Nouvelles Editions Latines, Paris, France 266p.
- Pujari, P.R. and Deshpande, V., 2005, Source apportionment of groundwater pollution around landfill site in Nagpur, India. Environmental monitoring and assessment, 111: 43-54.
- Qian J., H. Zhan, Y. Wu, F. Li and J. Wang, 2006, Fractured-karst spring-flow protections: a case study in Jinan, China. Hydrogeology Journal, 14: 1192.
- Radhouane, 2013, Climate change impacts on North African countries and on some Tunisian economic sectors. Journal of Agriculture and Environment for International Development (JAEID), 107: 101-113.
- Rawls, D. L. Brakensiek and K. E. Saxton, 1982, Estimation of soil water properties. Transactions of the ASAE, 25: 1316-1320.
- Razmkhah, H., Abrishamchi, A. and Torkian, A., 2010, Evaluation of spatial and temporal variation in water quality by pattern recognition techniques: a case study on Jajrood River (Tehran, Iran). Journal of environmental management, 91: 852-860.
- Re, V., Sacchi, E., Mas-Pla, J., Menció, A. and El Amrani, N., 2014, Identifying the effects of human pressure on groundwater quality to support water management strategies in coastal regions: a multi-tracer and statistical approach (Bou-Areg region, Morocco). Science of the Total Environment, 500: 211-223.
- Reynard, M. Lasri, G. Werren, K. Obda, M. Amyay and A. Taous, 2011, Carte des phénomènes d'inondation des bassins de Fès et Beni Mellal (Map of flood phenomena in the Fez and Beni Mellal basins), Report
- Ribeiro, L., 2000, Desenvolvimento de um índice para avaliar a susceptibilidade dos aquíferos à contaminação. Nota interna,(não publicada), ERSHA-CVRM.
- Rodier, J. and Legube, B., 2009, L'analyse de l'eau. Dunod
- Romijn, E., 1986, Influence of irrigation and drainage. Impact of Agricultural Activities on Ground Water, International Contributions to Hydrogeology, 5.
- Saaf M., 2008, Exploitation des ressources en eaux souterraines perimetre irrigue du tadla (Exploitation of groundwater resources irrigated perimeter of Tadla). Revue HTE, 140: 71-73.

- Sharma, M., Kansal, A., Jain, S. and Sharma, P., 2015, Application of multivariate statistical techniques in determining the spatial temporal water quality variation of Ganga and Yamuna Rivers present in Uttarakhand State, India. *Water Quality, Exposure and Health*, 7: 567-581.
- S.A.E.S.D.P.E., 2008, Service de l'aménagement et des eaux souterraines de la Direction des politiques de l'eau du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs : Guide technique – Captage d'eau souterraine pour des résidences isolées. 67.
- S.P.E.P.E., 1979, Secrétariat Permanent pour l'Etude des Problèmes de l'Eau : Etude bibliographique de la pollution des eaux souterraines par les dépôts d'ordures ménagères en milieu alluvial. 108.
- Savard, M.M., Somers, G., Smirnoff, A., Paradis, D., van Bochove, E. and Liao, S., 2010, Nitrate isotopes unveil distinct seasonal N-sources and the critical role of crop residues in groundwater contamination. *Journal of hydrology*, 381: 134-141.
- Scandurra, E., 1995, *L'ambiente dell'uomo*. Milan7 Etas Libri.
- Schmoll, O., Howard, G., Chilton, J. and Chorus, I., 2006, Protecting groundwater for health: managing the quality of drinking-water sources. World Health Organization
- Schnebelen, N., Platel, J., Le Nindre, Y. and Baudry, D., 2002, Gestion des eaux souterraines en Aquitaine Année 5. Opération sectorielle. Protection de la nappe de l'Oligocène en région bordelaise [Water management in Aquitaine 5. Sectorial operation. Oligocene aquifer protection in the Bordeaux region]. Rapport, BRGM, Orléans, France.
- Seelig, B. and Nowatzki, J., 2001, How to Assess for Nitrogen Problems in Water Resources.
- Shao, Y., Wang, Y., Xu, X., Wu, X., Jiang, Z., He, S. and Qian, K., 2014, Occurrence and source apportionment of PAHs in highly vulnerable karst system. *Science of the Total Environment*, 490: 153-160.
- Sharma, M., 1996, Impact of agriculture on nutrient contamination of water resources. *Water-Quality Hydrology*. Springer57-79.
- Shrestha, S. and Kazama, F., 2007, Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Software*, 22: 464-475.
- Sinan, M., Maslouhi, R. and Razack, M., Year, Utilisation des SIG pour la caractérisation de la vulnérabilité et de la sensibilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. Application à la nappe du Haouz de Marrakech, Maroc. 2nd FIG Regional Conference, 2-5.
- SINAN M., (2000), *Utilisation des SIG pour la comparaison des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des nappes à la pollution. Application à la nappe du Haouz de Marrakech*, Atelier international sur l'utilisation des techniques spatiales pour le développement durable, École Hassania des travaux publics, Rabat, Maroc, 12 p.
- Singh, K.P., Malik, A., Mohan, D. and Sinha, S., 2004, Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study. *Water research*, 38: 3980-3992.
- Srivastava, P.K., Gupta, M. and Mukherjee, S., 2012, Mapping spatial distribution of pollutants in groundwater of a tropical area of India using remote sensing and GIS. *Applied Geomatics*, 4: 21-32.
- Stamatis, G., Voudouris, K. and Karefilakis, F., 2001, Groundwater pollution by heavy metals in historical mining area of Lavrio, Attica, Greece. *Water, air, and soil pollution*, 128: 61-83.
- Stigter, T., Ribeiro, L. and Dill, A.C., 2006, Evaluation of an intrinsic and a specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinisation and nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal. *Hydrogeology Journal*, 14: 79-99.

- Su, S., Li, D., Zhang, Q., Xiao, R., Huang, F. and Wu, J., 2011, Temporal trend and source apportionment of water pollution in different functional zones of Qiantang River, China. *Water research*, 45: 1781-1795.
- Survey, B.G., 2008, Groundwater Information Sheet : The Impact of Industrial Activity. 6.
- Tariq, S.R., Shah, M.H., Shaheen, N., Jaffar, M. and Khalique, A., 2008, Statistical source identification of metals in groundwater exposed to industrial contamination. *Environmental monitoring and assessment*, 138: 159-165.
- Thirumalaivasan, D., Karmegam, M. and Venugopal, K., 2003, AHP-DRASTIC: software for specific aquifer vulnerability assessment using DRASTIC model and GIS. *Environmental Modelling & Software*, 18: 645-656.
- Thuong, N.T., Yoneda, M. and Matsui, Y., 2013, Does embankment improve quality of a river? A case study in To Lich River inner city Hanoi, with special reference to heavy metals.
- Triqui and R. Moussadek, 2018, Impact des Changements Climatiques sur les Ressources en eau au (Maroc) cas de la Région de Khenifra, amont du Bassin Versant du Bouregreg (Impact of Climate Change on Water Resources in (Morocco) Case of the Region of Khenifra, Upstream of Watershed of Bouregreg). *European Journal of Scientific Research*, 150: 420-439.
- UNDESA, U., 2003, Groundwater management-The search for practical approaches. *Water Reports*, 25.
- USEPA, 1999, Guide for industrial waste management. US Environmental Protection Agency Washington, DC.
- Van Der Werf, H.M., 1997, Evaluer l'impact des pesticides sur l'environnement.
- Vandenbohede A., E. Van Houtte and L. Lebbe, 2009, Sustainable groundwater extraction in coastal areas: a Belgian example. *Environmental Geology*, 57: 735-747.
- Vazquez-Roncero, A., Maestro-Duran, R. and Graciani-Constante, E., 1974, Componentes fenólicos de la aceituna. II. Polifenoles del alpechín. *Grasas y aceites*.
- Varekar, V., Karmakar, S., Jha, R. and Ghosh, N., 2015, Design of sampling locations for river water quality monitoring considering seasonal variation of point and diffuse pollution loads. *Environmental monitoring and assessment*, 187: 376.
- Varol, M. and Şen, B., 2009, Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of Behrimaz Stream, Turkey. *Environmental monitoring and assessment*, 159: 543.
- Verset, Y., 1988, Carte géologique du Maroc au 1/100,000 Feuille Qasbat-Tadla: M'emoire explicatif. Editions du Service Geologique du Maroc
- Vier, E., 2010, Stratégies de protection des ressources karstiques utilisées pour l'eau potable. Guide pratique. Milieux aquatiques en Adour-Garonne [Strategies of protection of the karstic resources used for the drinking water supply: practical guide—aquatic environment in Adour-Garonne]. Agence de l'eau Adour-Garonne, Toulouse, France, 80pp.
- Villarroya F., 1994, Regulatory issues mainly about aquifer overexploitation within the scope of sustainable development. *IAHS PUBLICATION*: 389-389.
- Vrba, J. and Romijn, E., 1986, Impact of agricultural activities on ground water. Heise
- Vrba, J. and Zaporozec, A., 1994, Guidebook on mapping groundwater vulnerability. Heise
- W. Zhang, L. Gao, X. Jiao, J. Yu, X. Su and S. Du, 2014, Occurrence assessment of earth fissure based on genetic algorithms and artificial neural networks in Su-Xi-Chang land subsidence area, China. *Geosciences Journal*, 18: 485-493.
- Wang, J., He, J. and Chen, H., 2012, Assessment of groundwater contamination risk using hazard quantification, a modified DRASTIC model and groundwater value, Beijing Plain, China. *Science of the Total Environment*, 432: 216-226.

- Wang, X., Ngo, T.X., Zhou, Y. and Nonner, J.C., 1998, Modeling and remediation of ground water contamination at the Engelse Werk wellfield. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 18: 114-124.
- WATER, S., 1998, Effects of human activities on the interaction of ground water and surface water.
- Water, S., 2006, World Health Organization : Guidelines for drinking-water quality [electronic resource]: incorporating first addendum. Vol. 1, Recommendations. website, [www.sjr.net](http://www.sjr.net)
- Wu J., P. Li and H. Qian, 2015, Hydrochemical characterization of drinking groundwater with special reference to fluoride in an arid area of China and the control of aquifer leakage on its concentrations. *Environmental Earth Sciences*, 73: 8575-8588.
- Wells, A., Chan, K. and Cornish, P., 2000, Comparison of conventional and alternative vegetable farming systems on the properties of a yellow earth in New South Wales. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 80: 47-60.
- Weyer, P.J., Cerhan, J.R., Kross, B.C., Hallberg, G.R., Kantamneni, J., Breuer, G., Jones, M.P., Zheng, W. and Lynch, C.F., 2001, Municipal drinking water nitrate level and cancer risk in older women: the Iowa Women's Health Study. *Epidemiology*: 327-338.
- WHO, 1984, World Health Organization, Guideline for Drinking Water Quality, Health criteria and other supporting information, Geneva. 16: 145-115.
- WHO, 2009, World Health Organization, Potassium in Drinkingwater public health significance, Library cataloging in Publication data, Geneva, Switzerland.
- Winter, T., Harvey, J., Franke, O. and Alley, W., 1998a, Ground water and surface water: A single resource, Circular 1139. US Geological Survey.
- Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L. and Alley, W.M., 1998b, Ground water and surface water: a single resource. DIANE Publishing Inc.
- Werner D., A., Bakker, M., Post, V.E., Vandenbohede, A., Lu, C., Ataie-Ashtiani, B., Simmons, C.T. and Barry, D.A., 2013, Seawater intrusion processes, investigation and management: recent advances and future challenges. *Advances in Water Resources*, 51: 3-26.
- Wolfe, A.H. and Patz, J.A., 2002, Reactive nitrogen and human health: acute and long-term implications. *Ambio: A journal of the human environment*, 31: 120-125.
- Xing, L., Guo, H. and Zhan, Y., 2013, Groundwater hydrochemical characteristics and processes along flow paths in the North China Plain. *Journal of Asian Earth Sciences*, 70: 250-264.
- Xu, K. and Milliman, J.D., 2009, Seasonal variations of sediment discharge from the Yangtze River before and after impoundment of the Three Gorges Dam. *Geomorphology*, 104: 276-283.
- Young, R.A. and Horner, G.L., 1986, Irrigated agriculture and mineralized water.
- Yu, C., Yao, Y., Hayes, G., Zhang, B. and Zheng, C., 2010, Quantitative assessment of groundwater vulnerability using index system and transport simulation, Huangshuihe catchment, China. *Science of the Total Environment*, 408: 6108-6116.
- ZAITOUNI Mohammed, 2016, Apport de la télédétection dans l'évaluation de la variation des surfaces d'eau, du sol et du couvert végétal dans la Plaine du Tadla entre 1984 et 2015, Mémoire de Stage de Fin d'Etudes, p95.
- Zhai Y., J. Wang, H. Huan, J. Zhou and W. Wei, 2013, Characterizing the groundwater renewability and evolution of the strongly exploited aquifers of the North China Plain by major ions and environmental tracers. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 296: 1263-1274.
- Zaporozec, A. and Miller, J.C., 2000, Ground-water pollution. UNESCO

- Zaporozec, A., 2004, Groundwater contamination inventory: a methodological guide with a model legend for groundwater contamination inventory and risk maps. IHP-VI, series on groundwater, 2. IHP-VI, series on groundwater, 2.
- Zeng, X., Wu, J., Wang, D. and Zhu, X., 2016, Assessing the pollution risk of a groundwater source field at western Laizhou Bay under seawater intrusion. Environmental research, 148: 586-594.
- Zektser S., H. A. Loáiciga and J. T. Wolf, 2005, Environmental impacts of groundwater overdraft: selected case studies in the southwestern United States. Environmental Geology, 47: 396-404
- Zhang, Q., Li, Z., Zeng, G., Li, J., Fang, Y., Yuan, Q., Wang, Y. and Ye, F., 2009, Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques in red soil hilly region: a case study of Xiangjiang watershed, China. Environmental monitoring and assessment, 152: 123.

## Annexe

Annexe 1 :

**Tableau 14 : Le bilan hydrique des deux nappes en Mm<sup>3</sup>/an (ABHOR, 2015)**

Nappe	Entrées (Mm <sup>3</sup> /an)					Sorties (Mm <sup>3</sup> /an)							Bilan	Volume exploitable
	Sous Ecoulement	Infiltration oueds	Retour d'Irrigation	Pluie	Total (1)	Pertes en Mer	Drainage par les cours d'eau et les nappes	Sources	Sous écoulements	Prélèvements		Total (2)		
										Irrigation	AEP			
<b>Béni Amir</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>94</b>	<b>8</b>	<b>102</b>	<b>0</b>	<b>74</b>	<b>0</b>	<b>11</b>	<b>65</b>	<b>0.7</b>	<b>150.7</b>	<b>-49</b>	<b>30</b>
<b>Béni Moussa</b>	<b>5</b>	<b>0</b>	<b>164</b>	<b>26</b>	<b>195</b>	<b>0</b>	<b>140</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>104</b>	<b>2</b>	<b>246</b>	<b>-51</b>	<b>55</b>
<b>Total</b>	<b>5</b>	<b>0</b>	<b>258</b>	<b>34</b>	<b>297</b>	<b>0</b>	<b>214</b>	<b>0</b>	<b>11</b>	<b>169</b>	<b>2.7</b>	<b>396,7</b>	<b>-100</b>	<b>85</b>

## Annexe 2:

**Tableau 15 : Les sources de Pollution ponctuelles et diffuses**

<i>Category</i>	<i>Source type</i>	<i>Usual character</i>	<i>Normal location</i>
Natural sources	Inorganic substances Trace metals Radionuclides Organic compounds Microorganisms	Not applicable	Not applicable
Agriculture and forestry	Fertilisers Pesticides Animal waste Animal feedlots Irrigation return flow Stockpiles	Diffuse Diffuse Diffuse/point Point Diffuse Point	Surface Surface Surface/unsaturated zone Surface Surface Surface
Urbanisation	Solid waste sites On-site sanitation Wastewater, effluent Salvage and junk yards Leaking underground storage tanks Runoff, leaks, spills	Point Point Point and line Point  Point Line and point	Surface/unsaturated zone Surface/unsaturated zone Surface/unsaturated zone Surface/unsaturated zone  Unsaturated zone Surface
Mining/Industry	Mine tailings Mine water Solid waste Wastewater, effluent Injection wells Spills, leaks	Point Point and line Point Point and line Point Point	Surface/unsaturated zone Various Surface/unsaturated zone Surface/unsaturated zone Below water table Surface
Water mismanagement	Well-field design Upconing Seawater intrusion Faulty well construction Abandoned wells Irrigation practices	Point Point Line Point Point Diffuse	Below water table Below water table Below water table Below water table Below water table Surface
Miscellaneous	Airborne sources Surface water Transport sector Natural disasters Cemeteries	Diffuse Line Point and line Point and line Point	Surface Below water table Surface/unsaturated zone Surface/unsaturated zone Unsaturated zone

Annexe 3 : Grille de la qualité des eaux

Paramètre de qualité	Cond (µs/cm)	Cl- (mg/l)	NO3- (mg/l)	NH4+ (mgNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /l)	MO (mgO <sub>2</sub> /l)	CF (UFC/100ml)
Excellente	<400	<200	<5	≤0,1	<3	≤20
Bonne	400-1300	200-300	5-25	0,1-0,5	3-5	20-2000
Moyenne	1300-2700	300-750	25-50	0,5-2	5-8	2000-20000
Mauvaise	2700-3000	750-1000	50-100	2-8	>8	>20000
Très mauvaise	>3000	>1000	>100	>8	-	-

Annexe 4 : Milieu de culture Slanetz

➤ **Dénombrement des entérocoques par filtration**

**Milieu: milieu de Slanetz**

Hydrolysate trypsique de caséine.....	20g
Extrait de levure.....	5g
Glucose.....	2g
Azide de sodium.....	0,4g
Agar.....	10g
TTC.....	0,1g (ajouté après autoclavage)

**Lecture :**

Après incubation à 44°C, les streptocoques fécaux réduisent le TTC et donnent de petites colonies rouges, marron ou rosés. La flore gram - est inhibée.



➤ **Dénombrement des conformes par filtration**

Annexe 5: Milieu de culture Tergitol 7

**Milieu : gélose lactosée au TTC et tergitol**

Extrait de viande..... 5g

Extrait de levure..... 6g

Peptones.....10g

Lactose .....20g

Bleu de bromothymol .....5ml

Agar.....13g

Ajoutés au moment de l'emploi, dans 20ml de milieu:TTC à 0,5% (Chlorure de Triphényl-Tétrazolium)..... .1ml

**Lecture:**

Après incubation à 37°C pour les coliformes totaux et 44°C pour les coliformes fécaux

La couleur du milieu sous jacent indique la dégradation du lactose:

- Halo jaune: germes lactose + (coliforme)