

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



جامعة باجي مختار - عنابة
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR - ANNABA



FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DE BIOCHIMIE
LABORATOIRE : Biochimie et de Microbiologie appliquées

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de DOCTORAT
En Microbiologie
Option : Microbiologie appliquée

THEME

EVALUATION PHYSICO-CHIMIQUE ET BACTERIOLOGIQUE
DES EAUX SOUTERRAINES : CAS DES EAUX DE PUIITS DE LA
REGION DE SEDRATA (WILAYA DE SOUK-AHRAS)

Présentée par: Mme MALEK Amina

Directeur de thèse : Mr. KAHOUL Mohamed

Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba

Membres de Jury:

Président : Mr. BRANES Zidane

Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba

Examineurs : Mme. GRARA Nedjoud

Professeur, Université du 08 mai 1945 - Guelma

Mr. MERAD Tarek

MAITRE DE CONFERENCE A, Université
Badji Mokhtar - Annaba

Dédicaces

*Je dédie ce modeste travail à ma défunte mère que j'aurai aimé qu'elle soit présente
ce jour-là.*

*A mon papa chéri qui a toujours cru en moi, je ne le remercierai jamais assez pour
son soutien et ses encouragements qui m'ont toujours poussé vers l'avant.*

*A mon cher époux Mourad qui a été là pour moi et m'a beaucoup aidé et soutenu
pour pouvoir avancer dans mon travail.*

*A ma sœur Amel qui a tout fait pour faciliter le déroulement de la période de
l'échantillonnage, elle m'a également beaucoup aidé pour accéder aux différents
organismes.*

*A mon frère Salim et à mes sœurs, Lynda, Ryma, Sofia et son mari Mabrouk qui m'ont
beaucoup aidé à réaliser ce travail le plus sereinement possible.*

*A mes amies ; Khaoula que je remercie beaucoup pour son aide et sa gentillesse,
ainsi que Wissem et Keltoum avec qui j'ai passé une période inoubliable.*

A toute ma famille et à tous mes amis.

Remerciements

Avant tout je remercie Dieu tout puissant, de m'avoir accordé la force, le courage et les moyens pour la réalisation de ce travail.

Je tiens tout particulièrement à témoigner ma profonde gratitude et mes vifs remerciements à Monsieur KAHOUL Mohamed, Professeur au département de Biochimie à l'université Badji Mokhtar - ANNABA, d'avoir accepté de m'encadrer sur le thème, de m'avoir conseillé judicieusement, orienté, encouragé et d'avoir été présent malgré les circonstances tout au long de ce travail.

C'est avec un grand plaisir que j'adresse mes remerciements à Monsieur BRANES Zidane Professeur au département de Biochimie à l'université Badji Mokhtar - ANNABA, pour l'honneur qu'il me fait en acceptant de présider le jury.

A Madame GRARA Nedjoud, Professeur en Microbiologie à l'université de Guelma, pour l'honneur qu'elle me fait d'examiner mon travail.

A Monsieur MERAD Tarek, Maître de conférences A au département de Biochimie à l'université Badji Mokhtar - ANNABA, pour l'honneur qu'il me fait en acceptant d'examiner ce travail.

Je voudrais également remercier Monsieur LADJAMA Ali ; Ex-directeur de Laboratoire de Biochimie et Microbiologie Appliquée (L.B.M.A), ainsi que Monsieur KECHRID Zine qui l'a succédé à ce poste. Et tous mes enseignants au département de Biochimie de l'Université d'Annaba.

Mes vifs remerciements s'adressent à tout le personnel du laboratoire central d'analyse d'eau de l'ADE, en particulier Monsieur MEHAMDIA Nacer ; chef du service à la région d'ANNABA, pour son accueil et sa confiance, sans son aide je n'aurais pas pu réaliser mes expérimentations

Je tiens également à remercier Monsieur Sylvain GODREUIL ; Professeur en Microbiologie au CHU Montpellier Hôpital Arnaud de Villeneuve Département de Bactériologie-Virologie, pour son accueil et le temps qu'il m'a consacré durant mon stage de courte durée, j'en profite ainsi pour remercier Mr ABERKANE Salim pharmacobiologiste qui été d'une aide précieuse.

Je remercie également le Professeur Christian LEDUC ; Hydrogéologue, Directeur à l'institut de recherche pour le développement à Montpellier, pour son accueil au niveau de son unité de recherche, et pour les droits d'accès à la bibliographie qu'il m'a accordé.

Mes remerciements les plus profonds à Monsieur BOUGUERRA Hamza ; Docteur en hydraulique à l'université Aboubakr Belkaïd – Tlemcen, pour son aide et sa contribution à ce modeste travail.

Je remercie énormément Monsieur DJABRI Larbi ; Professeur hydrogéologue au département de géologie à l'université Badji Mokhtar-ANNABA, pour toute l'aide qu'il a pu m'apporter tout au long de mon travail.

Résumés

Résumé

Une eau de consommation pourrait devenir une source de maladies pour l'homme lorsqu'elle est polluée par des contaminants dont l'origine serait l'activité humaine. En Algérie, l'approvisionnement en eau des nappes souterraines reste très important. Afin d'évaluer la qualité des eaux souterraines de la région de Sedrata; des analyses ont été effectuées sur 26 puits appartenant à deux communes voisines, une urbaine et l'autre rurale. Une étude des paramètres physico-chimiques avait porté sur la mesure de La température in situ, la conductivité électrique, le pH et La turbidité. Ensuite ont été dosés ; la dureté, et les éléments ; Ca^{++} , Mg^{++} , SO_4^- , PO_4^{-3} , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ ainsi que les éléments métalliques en trace ; Fe^{++} , Mn^{++} , Al^{+3} . Les échantillons prélevés pour l'étude bactériologique ont été filtrés puis introduits en milieux de cultures pour la recherche et le dénombrement des germes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux et des *clostridium*s sulfite-réducteurs. En résultat la contamination des eaux étudiées est presque générale, la pollution physico-chimique et bactériologique a pour principale origine ; l'activité agricole les produits d'élevage d'une part et l'utilisation des fertilisant d'autre part. Les puits contaminés doivent être traités le plus tôt que possible afin de limiter la contamination avant qu'elle ne se propage dans la nappe profonde préservant ainsi la santé de la population.

Les mots-clés: eaux souterraines, qualité, physicochimie, bactériologie, Sedrata.

Abstract

Drinking water is a possible source of humans' illness when it contains chemicals and microorganisms especially from anthropogenic activities. The water supply from groundwater remains very important in Algeria. To assess the quality of groundwater in the region of Sedrata, analyzes were carried out on 26 wells belonging to two neighboring areas: one urban and the other rural. A study of physicochemical parameters has focused on the measurement of in situ temperature, electrical conductivity, pH and turbidity. Then were dosed; hardness, and the elements; Ca^{++} , Mg^{++} , SO_4^- , PO_4^{-3} , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ as well as metal trace elements Fe^{++} , Mn^{++} , Al^{+3} . The samples taken for the bacteriological study were filtered and introduced into growth medium for the research and enumeration of total germs, faecal coliforms, faecal streptococci and sulphite reducing *clostridium*. As a result, the contamination of the studied waters is almost general. Some of the most important obtained values are ranging from 4.8 to 76 mg.l^{-1} for nitrates, the recorded values for mesophilic germs vary from 1 to 1100 CFUs.ml^{-1} . Agricultural activity and livestock products on the one hand and the use of fertilizers on the other hand are the main sources of physicochemical and bacteriological pollution. Contaminated wells should be treated as soon as possible to limit contamination before spreading in the deep aquifers. In the future, it will be necessary not only to assess the health risks related to the level of contamination of these waters, but also to proceed with their treatment before supplying them to consumers.

Key words: groundwater, quality, physicochemistry, bacteriology, Sedrata.

ملخص

يمكن أن تصبح مياه الشرب مصدراً للأمراض التي تصيب البشر عندما تلوثها الملوثات التي يكون أصلها هو النشاط البشري. في الجزائر، لا تزال إمدادات المياه الجوفية مهمة للغاية. لتقييم جودة المياه الجوفية في منطقة سدراة ؛ وأجريت التحليلات على 26 بئراً تابعة لبلدين متجاورين ، أحدهما حضري والآخر ريفي. ركزت دراسة للمعلومات الفيزيائية والكيميائية على قياس درجة الحرارة في الموقع ، والتوصيل الكهربائي ، ودرجة الحموضة والتعكر. ثم جرعت. صلابة ، والعناصر ؛ الكالسيوم، المغنيسيوم ، الكبريتات، الفوسفور، الكلوريدات، النترات، النتريت، الأمونيوم بالإضافة إلى العناصر المعدنية النزرة الحديد و المنغنيز و الألومنيوم. تم ترشيح العينات المأخوذة للدراسة البكتريولوجية ومن ثم إدخالها في وسط الاستزراع للبحث وتعداد الجراثيم الكلية ، القولونيات البرازية ، العقديات البرازية والمطثيات التي تقلل الكبريتات. ونتيجة لذلك ، فإن تلوث المياه التي تتم دراستها يكاد يكون عاماً ، وهو المصدر الرئيسي للتلوث الفيزيائي والكيميائي والبكتريولوجي ؛ المنتجات الزراعية النشاط الحيواني من ناحية واستخدام الأسمدة من جهة أخرى. من الأحسن معالجة الآبار الملوثة في أسرع وقت ممكن للحد من التلوث قبل أن ينتشر في طبقة المياه الجوفية العميقة، وبالتالي الحفاظ على صحة السكان.

كلمات البحث: المياه الجوفية ، الجودة ، الكيمياء الفيزيائية ، البكتولوجيا ، سدراة

Sommaire

Résumés

Introduction .1

Objectif de l'étude

Synthèse bibliographique .4

Chapitre I : Notions en hydrologie .5

I.1- Les hydro-systèmes .6

I.2- Le cycle de l'eau .6

I.3- Les ressources naturelles en eau .7

I.4- Les eaux souterraines .7

I.5- La circulation des eaux souterraines .8

I.6- Le bassin versant .9

Chapitre II : Pollution des eaux souterraines .10

II.1- La qualité naturelle des eaux souterraines .11

II.2- Vulnérabilité des eaux souterraines .11

II.2.1- Eléments déterminant la qualité de l'eau .11

II.2.2- Les facteurs influençant la qualité de l'eau .12

II.3- L'impact de l'activité anthropique sur la qualité de l'eau .12

II.4- Pollution chimique de l'eau .13

II.5- Pollution bactériologique de l'eau .14

II.6- Risques sanitaires liés à l'eau polluée .14

II.6.1- Les risques dus à l'ingestion de l'eau contaminée .14

II.6.1.a- Les risques à court terme ou risques microbiologiques .14

II.6.1.b- Les risques à moyen et long termes ou risques chimiques .15

II.6.2- Les risques induits par le contact avec l'eau .16

II.6.3- Les risques microbiologiques liés à l'inhalation de l'eau	.17
Chapitre III : Les maladies à transmission hydrique	.19
III .1- Définition	.19
III .2- Etat des lieux sur les maladies transmission hydrique en Algérie	.20
III .3- Les maladies liées à l'eau	.21
III .3.1- La diarrhée du voyageur	
III .3.2- Les maladies du péril fécal sont très fréquentes sous les tropiques	.21
- Le choléra	.21
- La fièvre typhoïde	.21
- Les hépatites virales	.22
- Les diarrhées aiguës et les dysenteries	.22
- La fièvre typhoïde	.23
- La poliomyélite	.23
- La leptospirose	.23
Chapitre IV : Traitement de l'eau	.25
Définition	.25
Traitement de l'eau selon le type de pollution	.26
1- Eaux souterraines contenant des impuretés naturelles	.26
2- Eaux souterraines contenant des polluants	.27
Matériel et méthodes	.30
I- Zone de l'étude	.31
I.1- Zone d'étude et choix des puits	.31
I.2- Localisation des sites de prélèvement	.32
I.3- Etude climatologique de la zone d'étude	.35
I.3.1- Température et précipitation	.35
I.3.2- Le vent	.35

I.3.3- L'humidité	.35
I. 4- L'hydrogéologie de la zone d'étude	.36
I.5- Etude géologique de la zone d'étude	.36
II - Echantillonnage	.38
III - Analyses	.40
III.1- Analyses physico-chimiques	.40
III.1.1- Méthodes d'analyse	.41
- Mesure de la température	.41
- Mesure du potentiel d'hydrogène	.42
- Mesure de la conductivité électrique (CE)	.42
- Mesure de la turbidité	.42
- Dosage du calcium	.43
- Dosage du magnésium	.43
- Dosage de la dureté ou titre hydrotimétrique (TH	.43
- Dosage des chlorures	.44
- Dosage des sulfates	.44
- Dosage des phosphates	.44
- Dosage des nitrates	.44
- Dosage des nitrites	.44
- Dosage de l'ammonium	.45
- Dosage des éléments métalliques en trace	.45
- Dosage du fer	.45
- Dosage du manganèse	.45
- Dosage de l'aluminium	.46
III.1.2- Méthodes d'analyses bactériologiques	.46
- Dénombrement des germes totaux	.46
- Recherche et dénombrement des coliformes totaux et fécaux	.48

- Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux	.49
- Recherche et dénombrement des spores de <i>Clostridium</i> sulfito-réducteur	.50
Identification des souches bactériennes isolées	.51
Principe de la spectrométrie MALDI-TAF	.51
IV- Résultats et discussion	.52
IV.1- Paramètres physico-chimiques	.53
- La température	.53
- Le Potentiel d'hydrogène (pH)	.54
- La conductivité électrique	.54
- La turbidité	.55
- Le Calcium	.56
- Le Magnésium	.57
- La dureté totale	.59
- Les Chlorures	.59
- Les Sulfates	.60
- Les Phosphates	.61
- Les Nitrates	.62
- Les Nitrites	.65
- L'Ammonium	.67
- Eléments métalliques en traces	.68
- Le Fer et le Manganèse	.68
- L'Aluminium	.70
IV.2- Paramètres microbiologiques	.71
- Les germes totaux	.72
- Les coliformes totaux	.74

- Les coliformes fécaux	.75
- Les streptocoques fécaux	.78
- <i>Clostridium</i> sulfito-réducteur	.82
- Autres bactéries identifiées	.84
- Les espèces identifiées	.85
IV.3- Relations entre les paramètres étudiés	.86
- Etude de la relation entre la conductivité et la concentration en chlorures	.86
- Etude de la relation entre la conductivité et la concentration en phosphates	.87
- Etude de la relation entre les chlorures et phosphates	.88
- Etude de la relation entre les chlorures et sulfates	.89
- Etude de la relation entre les germes totaux et les nitrites	.90
Conclusion et perspectives	.93
Références bibliographiques	.95
Annexes	.103

Liste des figures et tableaux

Figure 1 : schéma illustrant le cycle de l'eau	.7
Figure 2 : la circulation des eaux souterraines	.9
Figure 3 : Exemple de base du système de traitement de l'eau souterraine	.26
Figure 4: Différents procédés de traitement de l'eau souterraine selon le type de contamination	.29
Figure 5 : Situation géographique et altitude de la wilaya de Souk-Ahras	.31
Figure 6 : Situation géographique de la région de Sedrata	.32
Figure 7 : Altitude de la région et localisation des sites des puits étudiés	.33
Figure 8: carte géologique de la région de Sedrata	.38
Figure 9 : règles de l'art pour l'échantillonnage d'une eau souterraine	.39
Figure 10 : Les paramètres physico-chimiques étudiés	.41
Figure 11 : Variations de la température des eaux de puits étudiés	.53
Figure 12 : Variations du pH des eaux de puits étudiés	.54
Figure 13 : Variations de la conductivité électrique des eaux de puits étudiés	.55
Figure 14: Variations de la turbidité des eaux de puits étudiés	.56
Figure 15 : Variations des concentrations en calcium des eaux de puits étudiés	.57
Figure 16 : Variations des concentrations en magnésium des eaux de puits étudiés	.58
Figure 17: Variations de la dureté des eaux de puits étudiés	.59
Figure 18 : Variations des concentrations en chlorures des eaux de puits étudiés.	.60
Figure 19 : Variations des concentrations en sulfates des eaux de puits étudiés.	.61
Figure 20 : Variations des concentrations en phosphates des eaux de puits étudiés	.62
Figure 21 : Variations des concentrations en nitrates des eaux de puits étudiés	.63

Figure 22 : carte de répartition des concentrations en nitrates sur la région de Khemissa	.64
Figure 23 : carte de répartition des concentrations en nitrates sur la région de Sedrata	.65
Figure 24: Variations des concentrations en nitrites des eaux de puits étudiés	.67
Figure 25 : Variations des concentrations en ammonium des eaux de puits étudiés	.68
Figure 26 : Variations des concentrations en fer des eaux de puits étudiés	.69
Figure 27: Variations des concentrations en manganèse des eaux de puits étudiés	.70
Figure 28 : Variations des concentrations en aluminium des eaux de puits étudiés	.71
Figure 29 : Variations des germes totaux mésophiles des eaux de puits étudiés	.73
Figure 30 : Variations des germes totaux 22° C des eaux de puits étudiés	.73
Figure 31 : Variations des coliformes totaux mésophiles des eaux de puits étudiés	.75
Figure 32 : Variations des coliformes fécaux mésophiles des eaux de puits étudiés	.76
Figure 33 : Cartographie de la contamination de la région de khemissa aux Coliformes fécaux	.77
Figure 34 : Cartographie de la contamination de la région de Sedrata aux Coliformes fécaux	.78

Figure 35 : Variations des streptocoques fécaux mésophiles des eaux de puits étudiés	.80
Figure 36: Cartographie de la contamination de la région de khemissa aux Streptocoques fécaux	.81
Figure 37 : Cartographie de la contamination de la région de Sedrata aux Streptocoques fécaux	.82
Figure 38 : Variations des clostridium sulfito-réducteurs des eaux de puits étudiés	.83
Figure 39: Relation entre la conductivité et la concentration en chlorures	.87
Figure 40: Relation entre la conductivité et la concentration en phosphates	.88
Figure 41: Relation entre la concentration en chlorures et la concentration en Phosphates	.89
Figure 42: Relation entre la concentration en chlorures et la concentration en sulfates	.90
Figure 43: Relation entre la concentration en nitrites et le taux des germes totaux	.91
Tableau 1: Coordonnées géographiques des puits étudiés	.34
Tableau 2 : les espèces bactériennes retrouvées dans les eaux des puits	.85

Liste d'annexes

Article

Carte géologique de la région de Sedrata

Carte géologique de la région de Souk-Ahras

Introduction

Introduction

L'importance de l'eau dans l'économie humaine ne cesse de croître. En même temps, les ressources en eau deviennent de plus en plus rares, tant en raison de l'accroissement de la population et de son niveau de vie que du développement accéléré des techniques industrielles modernes. Sous la pression des besoins considérables de la civilisation moderne, on est passé de l'emploi des eaux de sources et de nappe à une utilisation de plus en plus poussée des eaux de surface. Parallèlement se sont développées les recherches des eaux souterraines, les méthodes de recyclage, et maintenant on se préoccupe de plus en plus du dessalement de l'eau de mer. Simultanément, les causes de pollution se sont étendues ; celle-ci est devenue plus massive, plus variée et plus insidieuse [48].

La quantité d'eau disponible sur la planète est de 1.3 milliard de kilomètres cubes dont 97% sont océaniques. L'eau douce ne représente que 40 millions de kilomètres cubes, dont 3 millions sont solides et 9 millions sont des eaux souterraines. le reste englobe les nuages et dans les fleuves ou les lacs. L'eau douce est devenue une matière première essentielle. Sa consommation augmente par habitant pour différents usages agricoles, industriels et sociaux. Parmi toutes les formes d'eau douce, celle des nappes représente un milieu très particulier, ce sont des réserves colossales et pour tant de ressources limitées [12].

Bien que les eaux souterraines soient généralement moins facilement ou rapidement polluées que les fleuves et les rivières, elles contiennent souvent des concentrations élevées en éléments dissous provenant des roches qu'elles ont traversé. De plus, lorsqu'une eau souterraine est polluée, de nombreux processus physico-chimiques se produisent au cours de son écoulement vers la surface; en particulier, les charges de polluants peuvent être atténuées par filtration mécanique ou absorption sur les roches ou particules de sols, ou encore les substances polluantes peuvent être transformées biochimiquement en des composés moins toxiques. Toutefois, dans de nombreux cas,

les polluants peuvent rester mobiles et rapidement se disperser dans un aquifère. Les pollutions sévères peuvent alors affecter la qualité des eaux souterraines durant de longues périodes. En effet, dès que les polluants ont atteint la nappe phréatique, il peut se passer de nombreuses années avant qu'ils soient chassés de l'aquifère. La récupération de la qualité originelle des eaux souterraines ainsi affectée par une pollution peut donc prendre beaucoup de temps du fait du lent écoulement de l'eau dans les aquifères. Une fois qu'un aquifère est pollué, il devient difficile et parfois impossible de le nettoyer, et la matrice elle-même de l'aquifère peut devenir une source continue de contamination [47].

Une eau potable saine ne doit pas exposer le consommateur aux dangers sanitaires, L'eau pourrait devenir source de maladies lors d'une contamination engendrée principalement par l'impact des différentes activités de l'homme [52].

La contamination pourrait provenir de rejets d'eaux usées domestiques dans des puits en communication directe avec la nappe (nitrates, détergents, germes fécaux). D'une infiltration localisée de produits industriels suite à des ruptures de canalisations, fuites de cuves, voire rejets volontaires (hydrocarbures, solvants, métaux) ou d'une infiltration diffuse de produits utilisés en agriculture (nitrates, produits phytosanitaires).

Objectif de l'étude

L'approvisionnement non permanent en eau potable via le réseau de distribution national a conduit les populations à recourir aux eaux souterraines, qui sont exploitées à des fins diverses, notamment de consommation. Cette étude, qui consiste en une évaluation qualitative de l'eau de puits utilisée par les habitants de la région de Sedrata, a été réalisée dans le but ultime d'identifier les paramètres problématiques de leur potabilité et d'estimer l'importance de la pollution et ses origines potentielles, puis de proposer des mesures pour remédier à cela.

Synthèse bibliographique

Chapitre I : Notions en hydrologie

Chapitre I : Notions en hydrologie

I.1- Les hydro-systèmes

Tous les éléments cours d'eau, les eaux stagnantes, semi-aquatiques, terrestres, tant superficielles que souterrains et leurs interactions. Ce concept s'applique beaucoup plus pour les cours d'eau d'une certaine importance susceptibles de développer une plaine alluviale comprenant une mosaïque d'éléments suffisamment grands pour assurer le développement de communautés vivantes différenciées [52].

I.2- Le cycle de l'eau

L'eau, élément sous trois formes (liquide, gaz et solide), passe par un cycle éternel. L'évaporation lente et incessante des eaux de surface provoque la formation dans la haute atmosphère, de nuages qui par condensation se transforment en pluie. Une fraction des eaux de pluie ruisselle à la surface du sol et va grossir les cours d'eau et les lacs, d'où elle est sujette d'une part à l'évaporation d'autre part à l'infiltration à travers le sol. Une partie des eaux d'infiltration est récupérée par les plantes qu'elle alimente avant d'être rejetée dans l'atmosphère par ce que l'on appelle l'évapotranspiration. L'autre partie s'accumule dans le sous-sol pour former des nappes souterraines qui, à leur tour peuvent former des sources émergentes à la surface du sol [36,53] (Figure 1).

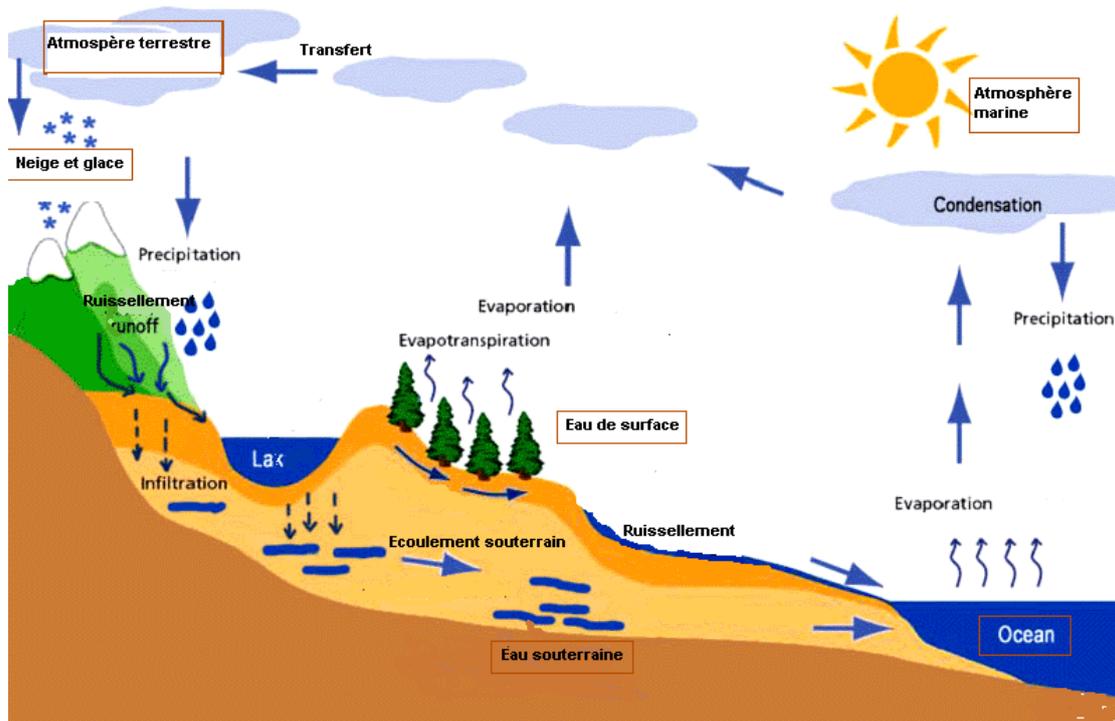


Figure 1 : schéma illustrant le cycle de l'eau

I.3- Les ressources naturelles en eau

La plus grande partie de l'eau sur terre est constituée d'eau salée ; des océans et des mers. La quantité d'eau douce est inférieure à 3% dont les 2/3 se trouvent sous forme de glace. L'eau douce contenue dans le sous-sol, les lacs, les rivières, les courants, les étangs et les marais représente moins de 1% de tout le stock mondial d'eau [26].

I.4- Les eaux souterraines

L'eau souterraine provient essentiellement de l'infiltration de l'eau de pluie, qui arrive aux nappes aquifères en traversant les couches souterraines [26]. La perméabilité et la structure du sol influencent le type de nappe et le processus de circulation souterraine. Une nappe peut être libre ou captive. La nappe libre est alimentée directement par l'infiltration des eaux de ruissellement. Le niveau de cette nappe fluctue en fonction de la quantité d'eau retenue. La nappe captive est séparée de la surface du sol par une couche imperméable. Elle est généralement plus profonde. Un cas particulier est présenté par les nappes alluviales: ce sont les nappes situées dans les terrains alluvionnaires sur lesquels circule un cours d'eau. La qualité de ses eaux est alors directement influencée par la qualité de l'eau de la rivière. La nature géologique du

terrain a une influence déterminante sur la composition chimique de l'eau souterraine [52].

I.5- La circulation des eaux souterraines

De même que l'eau de surface coule dans une rivière, l'eau souterraine coule (mais beaucoup plus lentement) à travers les pores et les fissures d'une formation (l'eau souterraine n'est pas immobile). Il n'est pas toujours facile de déterminer le sens d'écoulement de l'eau souterraine. Pourtant, cela peut être très important pour la qualité de l'eau du forage de savoir d'où cette eau est venue et dans quelle direction elle coule (Figure 2). Une latrine proche d'un forage qui est utilisé pour l'eau potable. Bien qu'il soit difficile de prédire le sens d'écoulement des eaux souterraines sans avoir recours à des recherches pointues ; pour les eaux peu profondes, l'observation du relief (paysage) peut apporter de précieuses informations. Par exemple, lorsqu'une latrine est située sur la pente d'une colline ou d'une montagne, la nappe d'eau (contenant des bactéries issues de la latrine) est susceptible de s'écouler dans le sens de la pente de la colline. Dans ce cas, il ne serait pas pertinent de réaliser un forage en aval de la latrine. Il est donc préférable de construire le forage au même niveau que la latrine, voir même au-dessus [55].

Lorsque le relief est peu vallonné, la présence d'un oued, d'un cours d'eau ou d'une rivière est souvent un bon indicateur pour déterminer le sens de circulation des eaux souterraines. Les rivières coulent toujours en direction des points bas de la topographie. Et l'eau souterraine, elle, coule généralement vers les rivières. Attention : ceci n'est vrai que pour les cours d'eau naturels, pas pour les canaux construits pour les activités humaines. Il n'est jamais conseillé de construire un forage en aval d'une latrine [51].

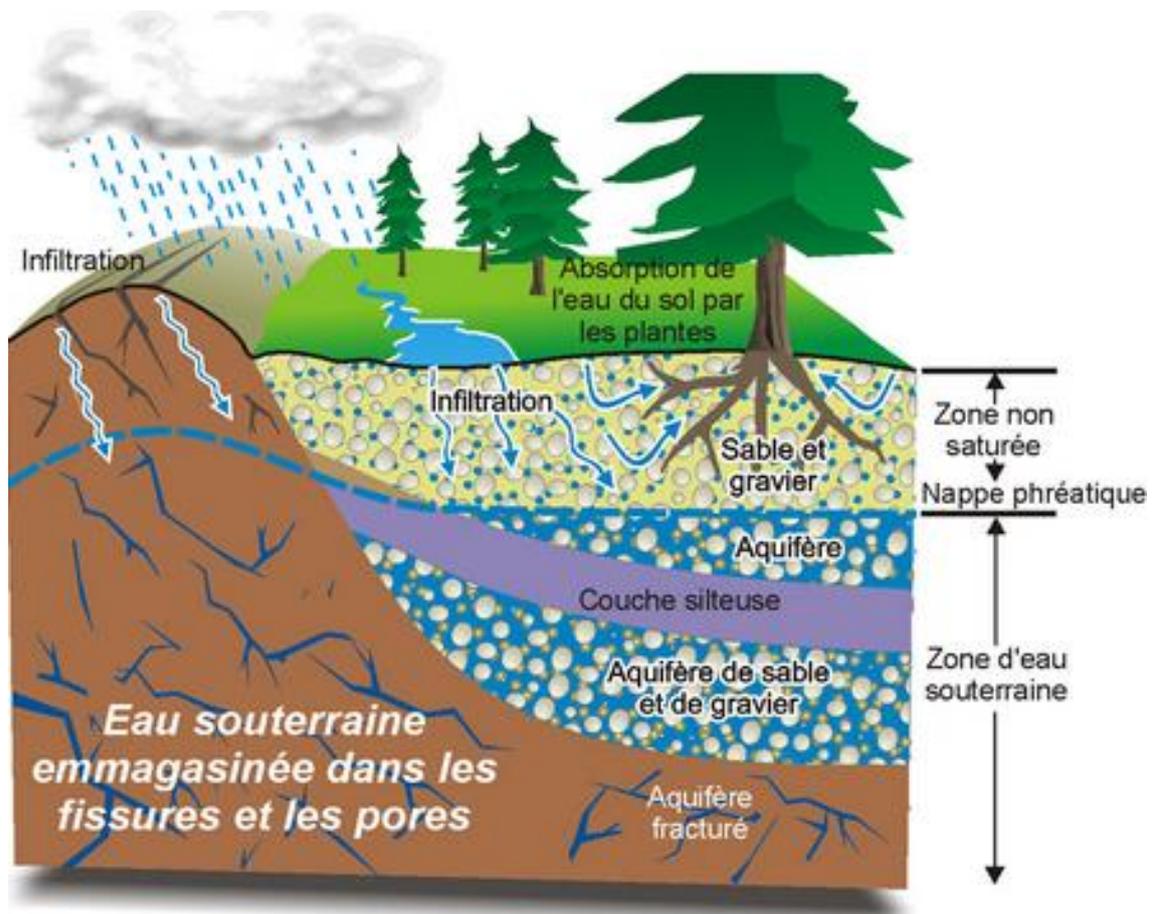


Figure 2 : la circulation des eaux souterraines

I.6- Le bassin versant

L'eau souterraine est rechargée par l'infiltration de la pluie à travers le sol et, finalement, coule vers des zones basses et vers les rivières. Bien qu'il soit impossible de voir cela à la surface (sans études approfondies), essayez toujours d'imaginer dans quelle direction coule l'eau souterraine, en particulier pendant la saison sèche. En haut d'une montagne par exemple, le niveau de l'eau souterraine peut baisser considérablement pendant la saison sèche, parce qu'à ce moment-là, l'eau souterraine qui coule à travers les pores de la formation vers les zones les plus basses n'est pas remplacée par de l'eau de pluie qui s'infiltré. Le niveau de l'eau souterraine ne remontera que quand les nouvelles pluies commenceront [51].

Chapitre II : Pollution des eaux souterraines

Chapitre II : Pollution des eaux souterraines

II.1- La qualité naturelle des eaux souterraines

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 [4]. Au cours de ce transfert, l'eau acide dissout les roches et se charge de quelques-uns de ses éléments chimiques les plus solubles. Certains de ces éléments sont nécessaires au bon fonctionnement du corps humain, mais en faible concentration; les mêmes peuvent être toxiques en plus fortes concentrations; 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, communiquant des propriétés intrinsèques comme la dureté, la salinité [19]. Ces réactions naturelles font que la qualité naturelle des eaux souterraines est influencée par la nature lithologique des aquifères et des terrains superficiels.

II.2- Vulnérabilité des eaux souterraines

La vulnérabilité est définie comme étant un défaut de protection ou de défense naturelle de l'eau souterraine contre les menaces de pollution, en fonction des conditions hydrogéologiques [36]. De ce fait, certaines eaux souterraines ne sont pas à l'abri des pollutions éventuelles, malgré l'idée de pureté naturelle qui leur est communément attachée. En effet, certains types de sol notamment les sols minces et hautement perméables, favorisent l'infiltration directe de polluants vers les eaux souterraines. Aussi, dans les aquifères sableux, la porosité d'interstice favorise l'infiltration des eaux superficielles conduisant ainsi à la contamination des eaux souterraines. Par ailleurs, les aquifères en nappe libre semblent plus vulnérables que les aquifères en nappe captive parce qu'ils ne sont pas protégés par une couverture imperméable [50].

II.2.1- Eléments déterminant la qualité de l'eau

Quel que soit l'eau ; elle n'est jamais pure à 100% elle contient plusieurs substances qui existent partout dans la nature ; dont, les bicarbonates, les sulfates, le sodium, les

chlorures, le calcium, le magnésium et le potassium. Ces éléments peuvent être retrouvés même dans les eaux de surface. Ils ont pour origine ;

- Le sol ; la composition naturelle des formations géologiques et le terrain du bassin versant.
- La faune et la flore avoisinant l'eau.
- Les précipitations et les eaux qui s'écoulent par ruissellement sur les terres adjacentes.
- Les transformations biologiques et physicochimiques qui se produisent dans l'eau.
- Les activités humaines dans la région [34].

II.2.2- Les facteurs influençant la qualité de l'eau

Il y a plusieurs facteurs qui influencent la qualité de l'eau et la modifient à savoir : les matières en suspension dans l'air altèrent la composition de l'eau de pluie. Le mélange de poussière et de gaz volcaniques et gaz qui se trouvent naturellement dans l'atmosphère comme le dioxyde de carbone, l'oxygène et l'azote se dissolvent ou restent pris dans les gouttes de pluie. Il arrive que l'air puisse contenir d'autres substances comme le dioxyde de soufre, des produits chimiques toxiques ou du plomb, ces molécules se condensent dans l'eau de pluie qui tombe sur le sol. La pluie s'infiltré dans le roc et sol où elle dissout et absorbe d'autres composés. Les eaux de ruissellement des zones urbaines influencent la qualité de l'eau car elles pourraient transporter diverses substances comme le phosphore et l'azote, les déchets animaux ou même les dérivés du pétrole [47].

II.3- L'impact de l'activité anthropique sur la qualité de l'eau

Avec l'avancement de l'industrialisation et l'augmentation de la population, la gamme des besoins en eau s'est accrue parallèlement à la demande croissante en eau de meilleure qualité. Les plus grandes demandes en quantité d'eau, comme l'irrigation agricole et le refroidissement industriel, exigent le moins en termes de qualité de l'eau (c'est-à-dire que les concentrations critiques ne peuvent être définies que pour une ou deux variables). L'approvisionnement en eau potable et les fabricants industriels spécialisés exercent les exigences les plus sophistiquées en matière de qualité de l'eau, mais leurs besoins quantitatifs sont relativement modérés. Parallèlement à ces

utilisations, l'eau a été considérée, depuis l'antiquité, comme le moyen le plus approprié pour nettoyer, disperser, transporter et éliminer les déchets (déchets ménagers et industriels, eaux de drainage des mines, restitutions d'irrigation, etc.).

Chaque utilisation d'eau, y compris le captage d'eau et le rejet de déchets, entraîne des impacts spécifiques et généralement plutôt prévisibles sur la qualité du milieu aquatique. Outre ces utilisations intentionnelles de l'eau, plusieurs activités humaines ont des effets indirects et indésirables, voire dévastateurs, sur le milieu aquatique.

Les exemples sont l'utilisation non contrôlée des terres pour l'urbanisation ou la déforestation, le rejet accidentel (ou non autorisé) de substances chimiques, le rejet de déchets non traités ou la lixiviation de liquides nocifs à partir de dépôts de déchets solides. De même, l'utilisation incontrôlée et excessive d'engrais et de pesticides a des effets à long terme sur les ressources en eaux souterraines et de surface. Les interventions structurelles dans le cycle hydrologique naturel telles que la canalisation ou la construction de barrages sur les rivières, le détournement des eaux dans ou entre les bassins versants et le pompage excessif des aquifères sont généralement entreprises dans un objectif bénéfique. L'expérience a toutefois montré que la dégradation de l'environnement qui en résultait dépassait souvent ces avantages [11].

II.4- Pollution chimique de l'eau

Il convient de faire une distinction entre les incidences des pollutions affectant les utilisations et ceux sur l'environnement. Dans le premier cas, les substances polluantes rencontrées dans les eaux souterraines sont classifiées en fonction de leur impact toxique sur la santé humaine, et donc en fonction de critères de potabilité fixés selon des normes, par exemple celles de l'OMS. Les polluants peuvent également être considérés selon leurs impacts écotoxicologiques, donc en d'autres termes les substances qui sont dangereuses pour l'environnement. Cette distinction est importante en cela que l'incidence d'une pollution devrait être évaluée de manière différente en fonction des risques liés à une utilisation spécifique de la ressource en eau ou ceux affectant un environnement aquatique ou terrestre.

Les eaux souterraines peuvent contenir des concentrations élevées de substances chimiques naturellement présentes dans l'environnement (dues à des interactions avec les sols ou roches environnantes), qui ne constituent pas à proprement parler des pollutions (liées à des activités humaines) mais qui peuvent interdire une utilisation de

la ressource pour le prélèvement d'eau destinée à la consommation, ceci ne signifie toutefois pas qu'une telle eau est de mauvaise qualité environnementale [47].

II.5- Pollution bactériologique de l'eau

On estime qu'il existe dans les pays en voie de développement environ 500 millions de personnes qui souffrent chaque année de maladies transmises par des microorganismes pathogènes présents dans les eaux, et dans le monde environ 300 millions d'individus qui manquent tout simplement d'eau. Il est estimé qu'un seul porteur de la fièvre typhoïde peut excréter jusqu'à 200 milliards de *Salmonella typhosa* par jour. Une eau naturelle contaminée peut receler des microorganismes pathogènes pour l'homme provenant des excréments d'insectes, d'oiseaux et d'autres animaux domestiques ou sauvages.

Les rejets intestinaux des animaux à sang chaud, y compris l'homme, contiennent une grande variété de genres et d'espèces bactériennes. Le groupe des bactéries coliformes et les espèces des genres *Streptococcus*, *Lactobacillus*, *Staphylococcus*, *Proteus*, et *Pseudomonas*, ainsi que quelques espèces de bactéries sporogones. De plus, un certain nombre d'espèces de bactéries pathogènes peuvent être excrétées de manière intermittente et en quantités variant selon le lieu et l'état de santé de la population; il s'agit notamment d'espèces des genres *Salmonella*, *Shigella*, *Brucella*, *Mycobacterium*, et *Leptospira*, et aussi de l'espèce *Vibrio comma*. Il existe environ 1000 sérotypes du genre *Salmonella*, susceptibles d'infecter une grande variété d'animaux dont les chiens, chats, oiseaux et reptiles. Tous ces sérotypes ne se trouvent pas nécessairement dans les eaux polluées [18].

II.6- Risques sanitaires liés à l'eau polluée

II.6.1- Les risques dus à l'ingestion de l'eau contaminée

II.6.1.a- Les risques à court terme ou Risques microbiologiques

Ce sont des risques pris en ne buvant qu'un seul verre d'eau. Ils correspondent à la présence dans l'eau de microorganismes pathogènes ou potentiellement pathogènes (opportunistes) et ce en quantité supérieure au seuil d'infectiosité. [32]

Les conséquences de certaines contaminations, en particulier les contaminations bactériologiques, sont telles que les mesures préventives et les traitements correctifs sont d'une importance capitale et ne doivent faire l'objet d'aucun compromis [2]. Les

bactéries pathogènes sont principalement amenées vers les eaux de surface par les rejets d'eaux usées domestiques et les rejets d'élevages. Elles peuvent contaminer l'homme soit par consommation directe d'eau, soit lors d'un bain ou d'un contact avec des eaux à usage récréatives, soit par consommation d'aliments contaminés par l'eau ; cette dernière voie de transmission semble avoir une importance croissante à travers les produits de la mer, tels que fruits de mer et poissons, récoltés dans des zones microbiologiquement contaminées et qui sont souvent mis en cause. Les risques microbiologiques sont les premiers paramètres à prendre en compte en matière d'alimentation en eau. Ce sont en général des risques dits directs traduits par des maladies hydriques. Cependant ces risques peuvent être également indirects résultant des transformations de molécules induites par les proliférations bactériennes telles qu'une détérioration biologique, production de nitrite à partir de nitrate, altération du goût de l'eau distribuée. Les risques microbiologiques de l'eau peuvent être dus à l'ingestion de germes pathogènes qui constitue la voie de contamination principale. En raison des diverses utilisations de l'eau distribuée, ces risques microbiologiques peuvent également être induits par les contaminations par inhalation, par les contaminations par contact ou même par les contaminations suite à l'emploi pour l'irrigation [32].

II.6.1.b- Les risques à moyen et long termes ou risques chimiques

Ils sont liés à la consommation régulière et continue durant des semaines, des mois, même des années d'une eau contaminée chimiquement. A cause des effets aigus et généralisés qu'engendrent les contaminants microbiologiques, l'OMS considère que les contaminants chimiques sont d'importance secondaire dans le contexte de l'occurrence d'une contamination bactérienne [32].

Les microorganismes peuvent avoir des concentrations tout à fait différentes et même s'agglomérer dans l'eau, ce qui fait que la consommation d'un même volume d'eau peut faire courir des risques tout à fait différents. Les risques liés à l'ingestion de l'eau contaminée se traduisent essentiellement par une diarrhée plus ou moins sévère telle que le choléra, la typhoïde, la dysenterie bacillaire et les salmonelloses.

II.6.2- Les risques induits par le contact avec l'eau

Ce sont des risques infectieux qui peuvent être dues à la fréquentation des bains collectifs à eaux insalubres. Ils peuvent être également rencontrés chez tout professionnel non vacciné travaillant au contact de l'eau ou en milieu humide (cas des égoutiers, travailleurs d'épurement de tunnels,...) [16]. La contamination de l'eau de la piscine se fait soit à partir du réseau d'alimentation du bassin soit principalement à partir des flores microbiennes cutanéomuqueuse, rhinopharyngée et digestive des baigneurs. La température de l'eau, souvent supérieure à 30 °C, est favorable à un développement microbien. [13] Les microorganismes potentiellement présents dans l'eau de baignade peuvent infecter l'organisme par contact avec la peau, par contact à travers une plaie ou par piqûre [49].

Les principales infections qui surviennent sont le plus souvent des infections cutanées, des infections des voies respiratoires, des gastroentérites et les infections du conduit auditif. Elles sont en lien avec un non-respect des mesures de maîtrise des installations aquatiques [13]. Quant aux risques professionnels rencontrés il s'agit entre autre de la leptospirose bien connu en milieu professionnel par contact de l'eau avec la peau et les muqueuses [16]. Ainsi que les réactions cutanées liées à certaines cyanobactéries provoquant des dermatoses et d'autres responsables d'allergies, de fièvre ou de diarrhée. Des infections à type de granulomes siégeant au niveau des coudes et des genoux dues à des mycobactéries atypiques (*Mycobacterium marinum*) ont été rapportées [13].

Les risques dus à l'emploi pour l'irrigation de l'eau Les risques résultants de l'emploi de l'eau en agriculture sont répandus dans les pays en voie de développement où l'utilisation des eaux usées à grande échelle en irrigation, s'est présentée comme une alternative pour contourner la problématique de l'eau [20].

Plusieurs technologies existantes de traitement des eaux résiduaires malgré leur nécessité sont chères pour ces pays. Les eaux usées recyclées sont en général contaminées d'une part par certains agents pathogènes associés aux excréta et pouvant survivre dans l'environnement suffisamment longtemps ; d'autres part par des contaminants chimiques, par la salinité. La réutilisation de ces eaux pour l'irrigation malgré leurs potentiels en matières fertilisantes, et leurs teneurs en métaux lourds peut

représenter des risques sanitaires pour l'homme et les animaux, des risques de contaminations des sols, des nappes et des végétaux [20].

II.6.3- Les risques microbiologiques liés à l'inhalation de l'eau

Avec la nouvelle définition de l'eau potable et son élargissement aux autres usages domestiques dont la toilette corporelle, des risques autres que l'ingestion ont été pris en compte [42]. C'est le cas des risques microbiologiques suite à l'inhalation des microorganismes n'ayant aucune origine fécale. Ce sont des infections bactériennes transmises par les aérosols telles que la légionellose qui est une pneumonie atypique due à plusieurs espèces du genre *Legionella*.

Chapitre III : Les maladies à transmission hydrique

Chapitre III : Les maladies à transmission hydrique

III .1- Définition

Les maladies d'origine hydrique résultent d'une exposition à des microorganismes pathogènes ou à bien des produits chimiques présents dans l'eau potable ou les eaux destinées à d'autres utilisations quotidiennes. [17]

Parmi les voies d'entrée dans l'organisme humain, la voie digestive constitue de loin la voie la plus importante, que ce soit par l'ingestion d'une eau contaminée ou encore par la consommation d'un animal ou de fruits ou légumes consommés crus et contaminés par l'eau environnante polluée. [6]Cependant, les contaminants de l'eau peuvent aussi passer par inhalation ou adsorption, ou peuvent pénétrer dans le corps par les plaies ouvertes. [17]

Dans la plupart des cas, la contamination de l'eau a pour origine, les matières fécales qui contiennent des micro-organismes pathogènes d'origine entérique. Leur mode de transmission suit donc une voie oro-fécale. [6]Les agents pathogènes de l'eau sont hébergés par des hôtes réservoirs constitués d'humains ainsi que d'animaux sauvages et domestiques, et se disséminent dans l'environnement par les déchets qui peuvent être directement répandus sur le sol, étendus à la suite d'une activité agricole ou propagés par des fuites de fosses septiques ou de canalisations d'eaux usées.

Les agents pathogènes contaminent l'eau de plusieurs manières, mais le plus courant c'est l'écoulement de surface qui va évacuer des contaminants dans les ruisseaux, les rivières et les lacs, et qui peut les acheminer dans les eaux souterraines dans certaines conditions environnementales. [17]

De la même manière pour les deux protozoaires *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium*, qui provoquent les gastro-entérites dont la transmission s'effectue via des eaux et des aliments souillés. D'autre part, la consommation, notamment crue, des fruits de mer

peut être à l'origine de toxi-infections alimentaires. En effet, les mollusques, de véritables réservoirs transitoires de germes potentiellement pathogènes pour l'Homme, filtrent plusieurs litres d'eau par heure pour subvenir à leur alimentation essentiellement constituée de phytoplancton. Ceci peut conduire en une accumulation non sélective des microorganismes (bactéries, virus ou protozoaires) présents à de faibles concentrations dans l'eau environnante. [6]

L'eau de mer peut également être une source d'infection. En 1997, *Vibrio parahaemolyticus*, un agent pathogène gastro-intestinal parfois responsable de l'infection des plaies ouvertes, a été associé à une éclosion attribuable à des huîtres crues ou mal cuites en Colombie-Britannique. [17]

La majorité des atteintes induites par les agents pathogènes d'origine hydrique sont d'ordre entérique. D'autres symptômes peuvent cependant être neurologique, cardiovasculaire, respiratoire (*Legionella*), oculaire (toxoplasmose), hématologique (septicémie causée par *E. coli* O157:H7) ou dermatologique. Selon le mode de contamination (générale ou particulière), non seulement la source d'exposition varie, mais également la durée de l'exposition, la courbe dose-réponse ainsi que le temps d'incubation et le moment de l'apparition de la maladie. Par exemple, la contamination par les microorganismes nécessite, dans la plupart des cas, une courte durée d'exposition, une apparition plus rapide de la maladie et un rapport dose-réponse moins élevé que la toxicité chimique et radiologique.

Les agents pathogènes gastroentériques, comme *Vibrio cholerae*, *Giardia*, *Cryptosporidium*, *Campylobacter*, *Shigella* et *E. coli* producteur de vérotoxines, provoquent des endémies d'origine hydrique. D'autres maladies, comme l'hépatite A, la leptospirose et la légionellose, peuvent aussi être considérées comme des maladies d'origine hydrique. [6]

III .2- Etat des lieux sur les maladies transmission hydrique en Algérie

Selon le travail d'enquêtes de W. Kherifi, F. Bekiri, 2016, il s'avère qu'en dépit d'une amélioration du cadre de vie et d'hygiène de la population et l'application des services de la santé publique l'Algérie rencontre encore maladies à transmission

hydrique dont les principales sont : La fièvre typhoïde, la dysenterie et l'hépatite virale « A ».

Ceci est dû à la fois aux causes naturelles et socio-économiques ainsi que des facteurs naturels, l'étude montre que la température joue un rôle important, alors que la pluviométrie montre un effet négatif avec ces maladies. Ce qui signifie une augmentation de la survenue de ces maladies avec le réchauffement climatique. [29]

III .3- Les maladies liées à l'eau

III .3.1- La diarrhée du voyageur

C'est un épisode diarrhéique aigu et, pour la plupart des cas, bénin qui survient dans les premiers jours qui suivent le voyage en zones tropicales, la turista dure un à trois jours et régresse le plus souvent spontanément.

Les germes responsables de cette maladie sont d'origine fécale, transmises par l'eau ou les aliments, ou bien par les insectes notamment les mouches. Ces maladies sont fréquentes dans les pays à dont le niveau d'hygiène est réduit.

Les germes les plus rencontrés sont des colibacilles, *Escherichia coli enterotoxinogenes* (ETEC) qui sont des germes non invasifs. Des virus peuvent aussi être responsables de cette maladie : *rotavirus* et surtout *norovirus*. [2]

III .3.2- Les maladies du péril fécal sont très fréquentes sous les tropiques :

- Le choléra

Le choléra est une maladie très virulente causée par *V. cholerae* qui peut provoquer une diarrhée aqueuse aiguë sévère. Les symptômes apparaissent entre 12 heures et cinq jours après l'ingestion d'eau ou d'aliments contaminés. Elle peut atteindre les enfants comme les adultes, le pronostic vital est en jeu si aucun traitement n'est administré. [51]

- La fièvre typhoïde

Est une infection potentiellement mortelle causée par la bactérie *Salmonella typhi*. Ses principaux symptômes sont les suivants : fièvre prolongée, fatigue,

maux de tête, nausées, douleurs abdominales et troubles du transit. Certains patients peuvent avoir une éruption cutanée. Le pronostic vital est en jeu chez certains cas. [51]

- **Les hépatites virales**

L'hépatite A

La transmission du virus de l'hépatite A (VHA) se fait par l'ingestion d'eau ou d'aliments contaminés ou par contact direct avec une personne infectée ceci cause une inflammation du foie dont l'évolution est, pour la plupart des cas, bénigne mais elle peut être mortelle des suites d'une hépatite fulminante chez certains patients.

Le risque d'infection par le VHA est lié au manque d'eau potable et à la médiocrité des conditions d'assainissement et d'hygiène (mains infectées et sales, par exemple). Il existe un vaccin pour prévenir l'hépatite A. [51]

L'hépatite E

Le virus de l'hépatite E se transmet par voie fécale-orale, en général via l'eau contaminée, il provoque une inflammation du foie. [51]

- **Les diarrhées aiguës et les dysenteries**

Ces diarrhées peuvent être mortelles chez l'enfant elles surviennent à cause de l'insalubrité de l'eau de boisson et du manque d'assainissement et d'hygiène.

Ce sont des maladies transmissibles dues à un ou plusieurs agents pathogènes : bactéries, virus ou parasites qui sont cause de diarrhées aiguës infectieuses.

Les germes responsables : *Escherichia coli entérotoxinogènes*, *Vibrio cholerae*, *rotavirus*, *Cryptosporidium parvum*...

Le syndrome dysentérique représente environ 10% des maladies diarrhéiques aiguës d'origine infectieuse. Les agents en cause sont des bactéries entéro-invasives : *Shigella spp.*, *Salmonella spp.*, *Campylobacter jejuni*, *Yersina entérocolitica*... ou des parasites : *Entameba histolytica*, *Balantidium coli*... [2]

- **La fièvre typhoïde**

La fièvre typhoïde est endémique dans les pays en développement causé par *Salmonella typhi*. La contamination se fait par les eaux ou les aliments à partir des selles infectées. [2]

- **La poliomyélite**

C'est une maladie infectieuse essentiellement neurotrope due aux poliovirus sauvages sa transmission se fait par voie féco-orale. [2]

- **La leptospirose**

Sa transmission se fait par contact de la peau et des muqueuses avec de l'eau, de la terre contaminées par l'urine des rongeurs qui contient d'importantes quantités de leptospires. [2]

Chapitre IV : Traitement de l'eau

Chapitre IV : Traitement de l'eau

Définition

L'eau est une ressource indispensable à la vie. L'eau souterraine, bien qu'elle soit cachée et invisible, est fragile et souvent vulnérable aux nombreuses sources de contamination découlant des activités humaines. Le traitement d'une eau souterraine contaminée peut s'avérer long et coûteux, voire impossible dans certains cas.

En cas de non-conformité sur un ou plusieurs paramètres ; plusieurs solutions sont applicables et peuvent être mises en œuvre. Certaines d'entre elles peuvent être très simples et pas chères alors que d'autres peuvent conduire à une réhabilitation significative de la chaîne de traitement.

L'eau souterraine est pompée dans un puits ou un forage par une pompe immergée, l'eau pompée est neutralisée et filtrée. Si besoin, un traitement pour éliminer le fer et le manganèse est effectué. Après la neutralisation, la désinfection est effectuée par un goutte à goutte injectant un produit chloré, après la désinfection, l'eau potable est refoulée vers un stockage avant distribution [33]. (Figure 3)

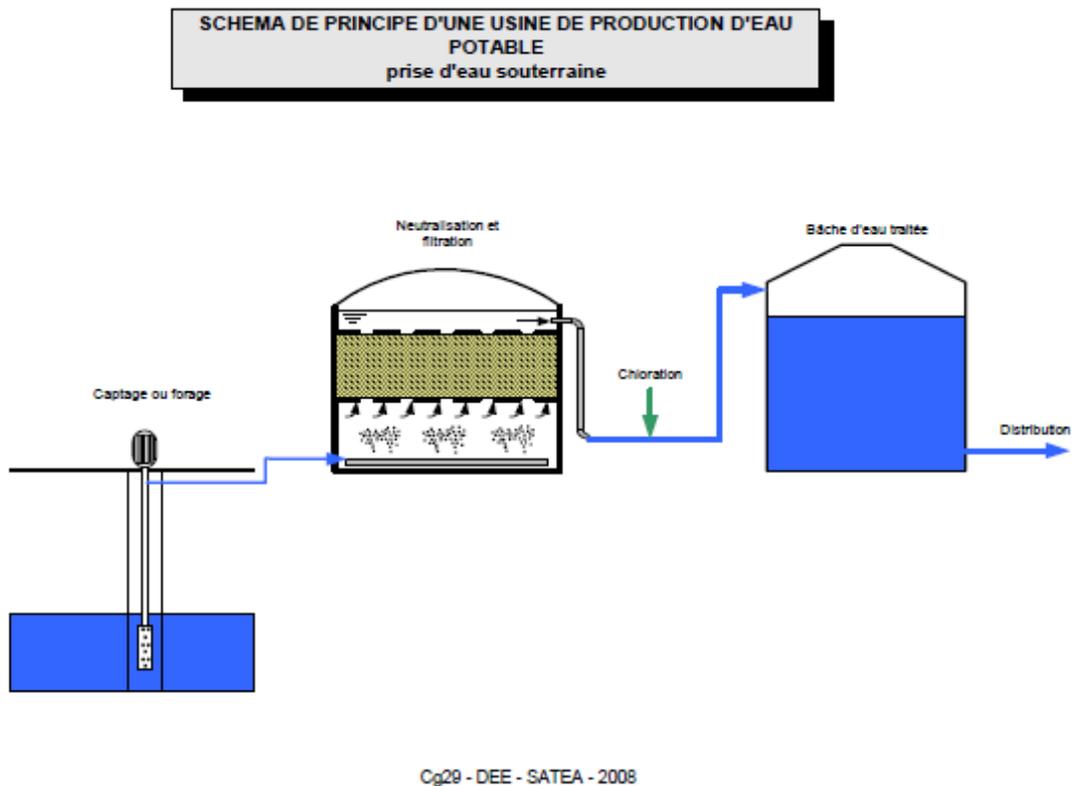


Figure 3 : Exemple de base du système de traitement de l'eau souterraine

Traitement de l'eau selon le type de la pollution

1- Eaux souterraines contenant des impuretés naturelles

a- Eau souterraine quelque fois turbide

Cette eau est traitée traditionnellement par filtration en profondeur (pour ce traitement ; il y a la méthode lente ou rapide), parfois précédée d'un processus de coagulation sur filtre appelée également filtration. La coagulation permet également d'éliminer les matières organiques [33] (Figure 4).

b- Eau souterraine contenant du fer et /ou du manganèse

Celle-ci nécessite une oxydation puis une filtration en profondeur par voie physicochimique (pouvant passer par une décantation avant la filtration) ou par voie biologique. Si l'eau en question ne contient pas assez d'oxygène dissous ; la première étape d'oxydation doit être de préférence une aération (à l'air libre ou sous pression) complétée par une oxydation chimique [33] (Figure 4).

c- Eau souterraine bicarbonatée calcique

Cette eau peut être décarbonatée à chaux ou à la soude dans un décanteur à circulation de boues ou dans un réacteur catalytiqueensemencé par du sable fin. Une filtration successive sur sable ou autres matériaux, voire sur membrane.

L'adoucissement sur échangeurs d'ions peut être également pratiqué à l'échelle collective ou, plus fréquemment, en individuel [32] (Figure 4).

d- Eaux souterraine contenant de l'arsenic

L'eau contenant de l'arsenic peut être traitée par coagulation sur filtre au chlorure ferrique précédée d'une pré-oxydation (par l'ozone en général) et ce pour assurer l'oxydation de l'arsénite en arséniate. Il y a la possibilité d'utiliser la microfiltration au lieu de la microfiltration mais en procédant ainsi il serait nécessaire de renforcer la coagulation par ajout de poly-électrolyte [32] (Figure 4).

e- Eaux souterraine contenant du fluor

L'élimination des fluorures est un processus très difficile car la précipitation et/ou la fixation sur absorbant nécessitent une grande quantité de réactifs. Le traitement à la chaux exige un mélangeur et un décanteur et /ou un filtre. On peut procéder à un traitement à l'aide d'un mélange de chaux et d'acide phosphorique. Il y a également le processus de clarification complète avec coagulation au sulfate d'alumine. Une filtration sur alumine activée de faible granulométrie, régénérée par de la soude et de l'acide sulfurique pourrait également aboutir à une bonne élimination [33].

f- Eaux souterraine contenant du sélénium

L'eau qui contient du sélénium est rarement traitée du fait que le procédé est très coûteux qui nécessite l'échange d'ions sur résines anioniques régénérées par le chlorure de sodium [33].

2- Eaux souterraines contenant des polluants

a- Eaux souterraine contenant de l'azote ammoniacal

L'eau contenant des ions d'ammonium peut être traitée par nitrification biologique mais il faut que l'eau en question soit assez oxygénée, sinon il faudra passer d'abord

par l'aération avant la filtration biologique, un apport en phosphore pourrait s'avérer d'une nécessité. La filtration sur sable ou bicouche doit suivre la nitrification, ainsi qu'une filtration par ozonation. La température ne devrait pas être inférieure à 10°C, car au-dessous des dix degrés la nitrification sera fortement ralentie et pourrait perdre son efficacité [33].

b- Eaux souterraine contenant des pesticides

En présence de pesticides ; l'eau est filtrée sur charbon actif en grains en association avec une activité biologique, il existe d'autres méthodes très avancées utilisant le couplage « CAP /système de séparation » [33].

c- Eaux souterraine contenant des nitrates

Une eau qui contient des nitrates peut être dénitrifiée par voie biologique, en milieu anaérobie, à une température supérieure à 7°C ainsi qu'un apport carboné. La filtration sur filtre CAG biologique permet d'éliminer l'excès d'éthanol qui a servi comme source de carbone. Une étape d'inter-ozonation qui doit précéder la filtration CAG, permet d'oxygéner l'eau pour assurer ainsi une meilleure désinfection. Mais il existe également d'autres méthodes comme ; l'échange d'ions ou bien l'électrolyse [33].

d- Eaux souterraine contenant des nitrates et des pesticides

Ce cas de pollution nécessite un croisement d'un traitement sur membrane à un traitement biologique, ce processus se traduit par trois étapes qui se présentent comme suit ;

- Une dénitrification en culture libre dans le réacteur agité
- Une adsorption des pesticides ainsi que d'autres matières organiques ; sur CAP ajouté dans le bioréacteur.
- La clarification ou bien la désinfection ou même rétention de la biomasse et du CAP (charbon actif en poudre) par les membranes d'ultrafiltration « UF » [33].

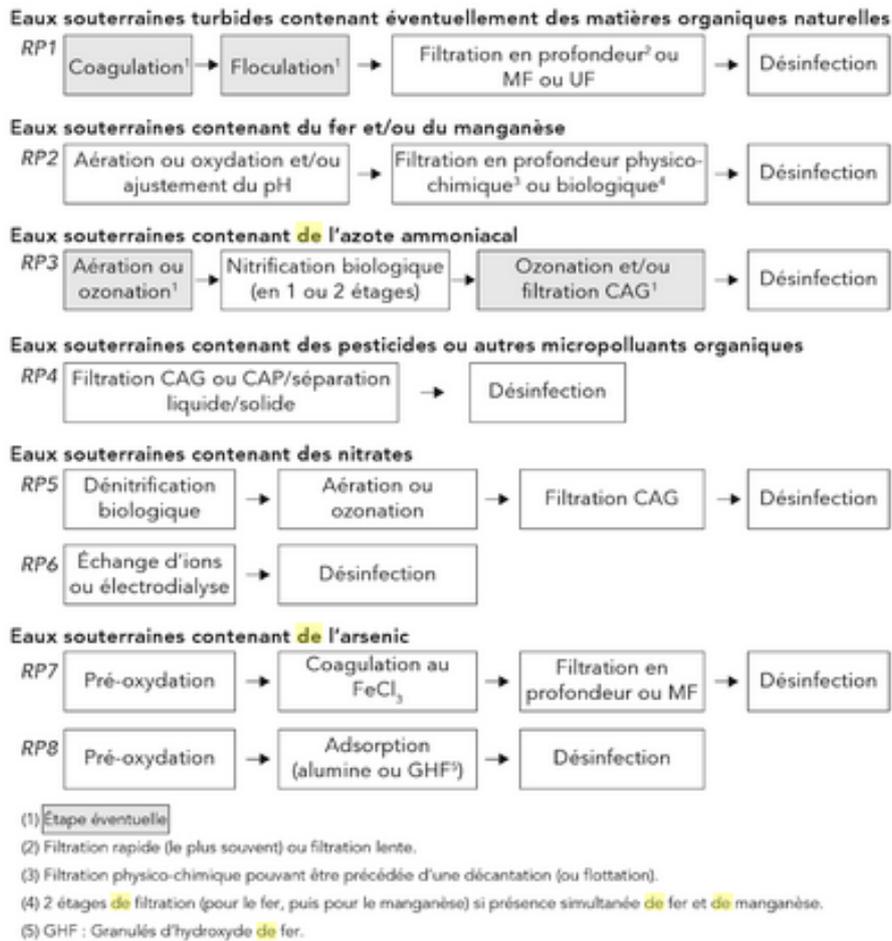


Figure 4: Différents procédés de traitement de l'eau souterraine selon le type de contamination

Matériel et méthodes

I- Zone de l'étude

I.1- Zone d'étude et choix des puits

Notre zone d'étude renferme deux communes de la daïra de Sedrata ; urbaine et rurale, qui se nomment respectivement la commune de Sedrata et la commune de Khemissa, Elles sont cadrées par les coordonnées suivantes : $7^{\circ} 40' 13''$ et $7^{\circ} 26' 85''$ de longitude Est, et $36^{\circ} 3' 27''$ et $36^{\circ} 14' 6''$ de latitude Nord. La daïra de Sedrata se trouve située au nord-est de l'Algérie et à l'ouest de la wilaya de Souk-Ahras qui se situe aux frontières de la Tunisie. (Figures 5, et 6)

L'altitude de la zone étudiée est de 811 m. La superficie de la daïra de Sedrata est de 23766 Ha pour une population de 66617 habitants.

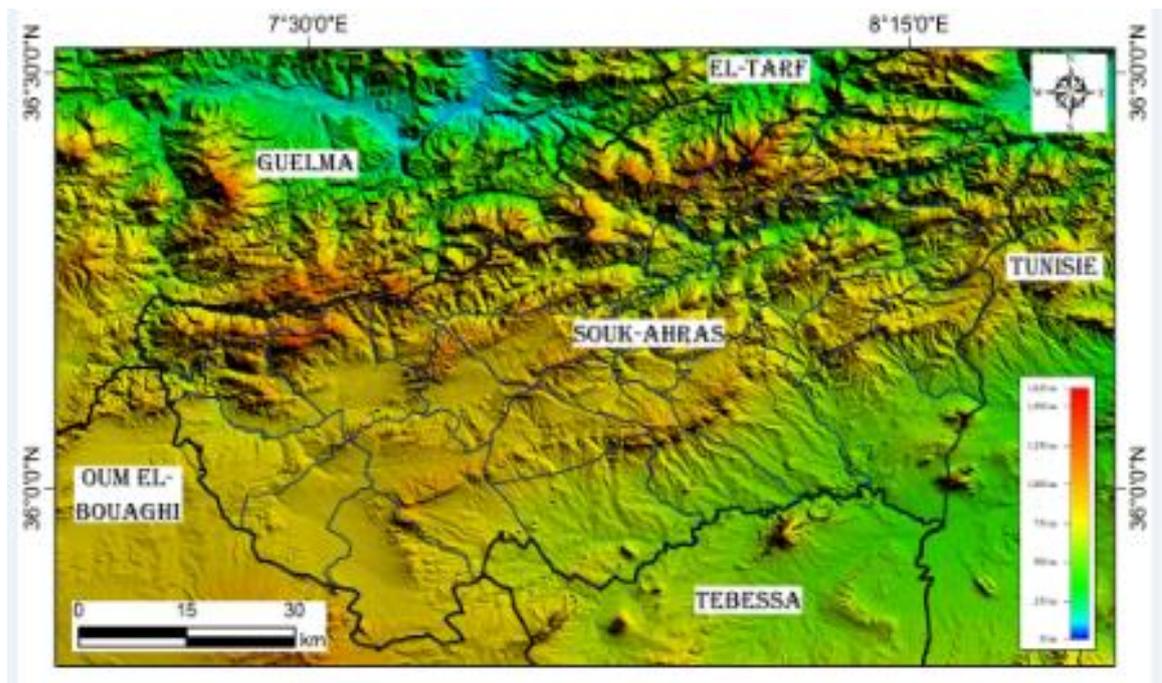


Figure 5 : Situation géographique et altitude de la wilaya de Souk-Ahras

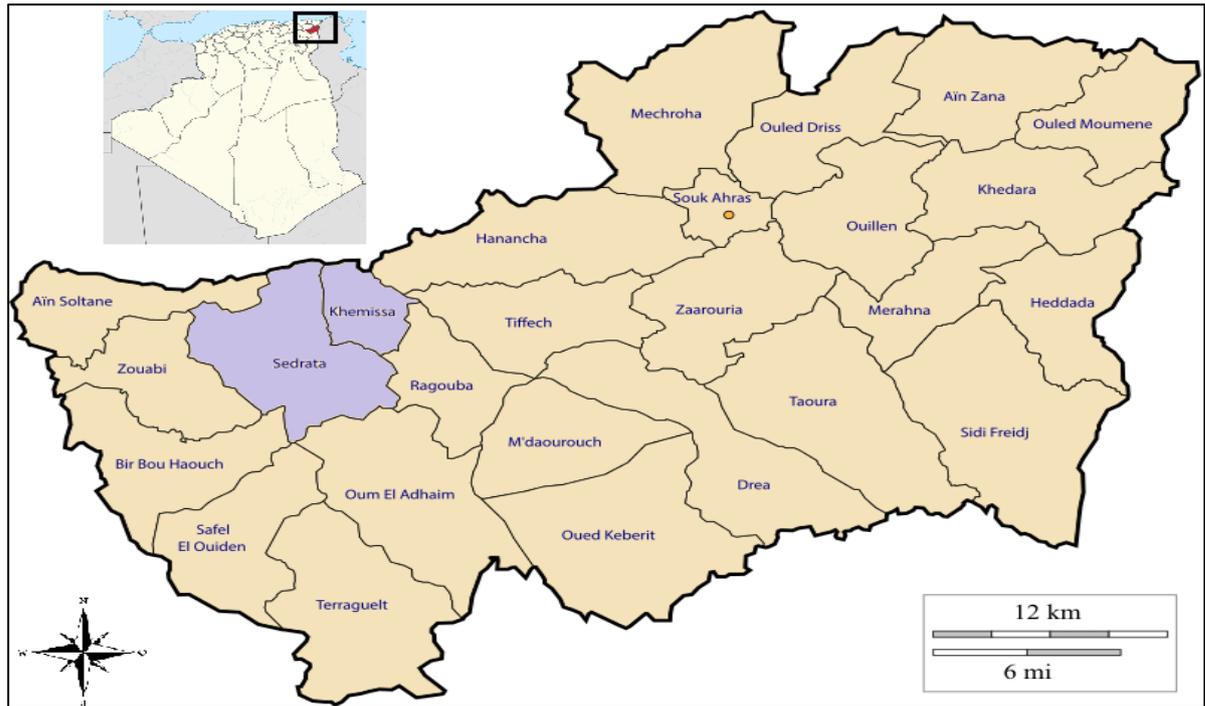
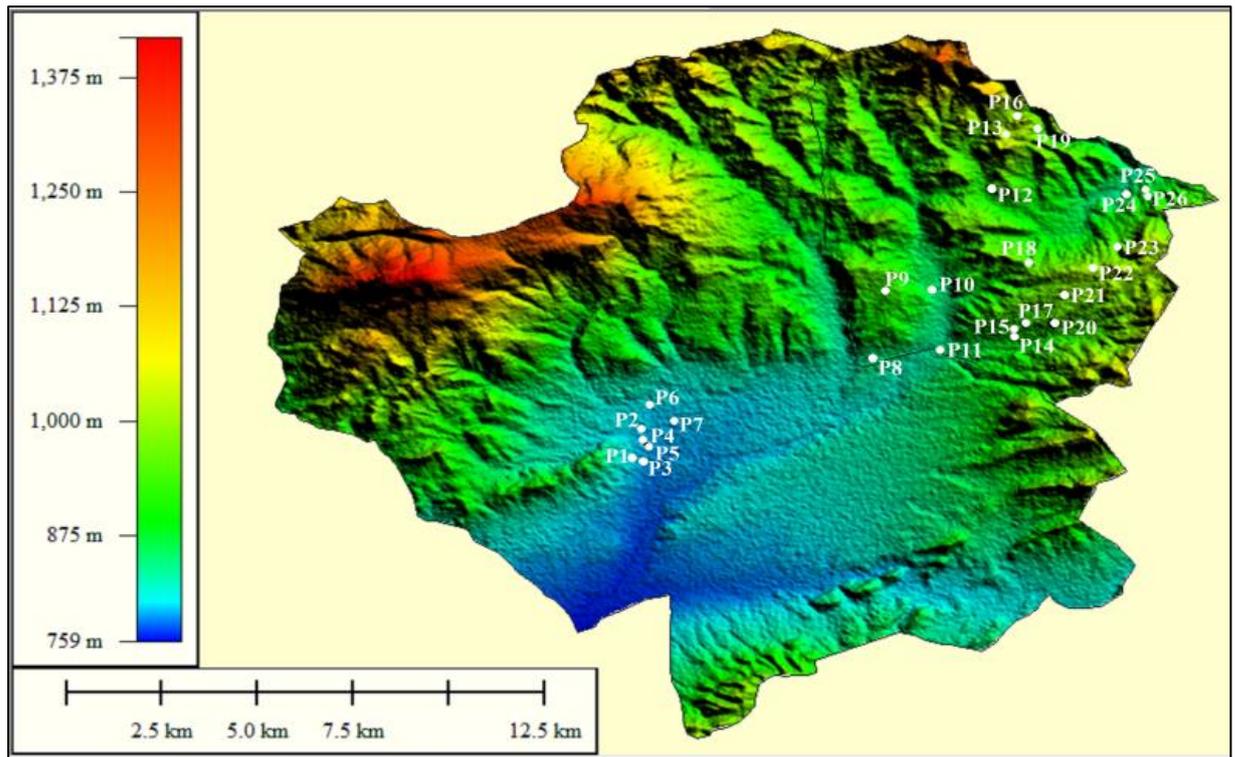


Figure 6 : Situation géographique de la région de Sadrata

I.2- Localisation des sites de prélèvement

Les puits étudiés sont localisés dans la daïra de Sadrata et sont au nombre de 7 pour la commune de Sadrata et de 19 pour la commune de Khemissa (Figures 7). Les puits sont numérotés selon leurs localisations géographiques allant de l'Ouest c'est-à-dire de la commune de Sadrata vers l'Est ; commune de Khemissa.

Le tableau 1 représente la localisation des puits étudiés, ils sont classés selon leurs coordonnées géographiques allant de l'ouest jusqu'à l'est de la région.



Figures 7 : Altitude de la région et localisation des sites des puits étudiés

Tableau 1: Coordonnées géographiques des puits étudiés

Puits	Nom	Coordonnées géographiques	
		longitude	Latitude
P1	08 mai 1945	7°31'59.2"	36°07'39.1"
P2	Rokaz	7°32'06.9"	36°08'06.4"
P3	Cité 20 aout	7°32'07.9"	36°07'56.0"
P4	batiments des gendarmes	7°32'08.0"	36°07'36.8"
P5	Ben smail	7°32'09.5"	36°07'52.0"
P6	Gendarmerie	7°32'13.9"	36°08'27.8"
P7	Sortie Aoulab	7°32'33.6"	36°08'13.4"
P8	Sidi belghit	7°35'14.1"	36°10'49.2"
P9	Rhahlia Mekki	7°35'32.7"	36°10'10.2"
P10	Khemissa 1	7°36'04.2"	36°10'56.2"
P11	Mraihia salah	7°36'14.5"	36°10'05.7"
P12	Rouabhia Hadj Rabeh	7°36'18.7"	36°09'17.0"
P13	Houaichia Hamid	7°37'02.3"	36°11'42.8"
P14	Braikia	7°37'11.7"	36°12'46.2"
P15	Kablouti	7°37'19.5"	36°09'39.2"
P16	Ain Mesdou Graana	7°37'21.6"	36°09'29.1"
P17	Bousseha lekhmissi	7°37'31.4"	36°09'41.2"
P18	Sbaihia Mouha	7°37'34.7"	36°10'35.7"
P19	Ain gatair	7°37'42.1"	36°12'36.7"
P20	Ghannam Amor	7°37'56.1"	36°09'41.0"
P21	Saaidia Jabou	7°38'03.6"	36°10'07.3"
P22	Elarbi	7°38'28.9"	36°10'31.1"
P23	Djlailia	7°38'48.7"	36°10'50.4"

P24	Djlailia Amor	7°38'56.4"	36°11'37.7"
P25	CEM Bouchagour Allaoua	7°39'13.6"	36°11'41.5"
P26	Ain Messouset APC	7°39'14.3"	36°11'36.6"

I.3- Etude climatologique de la zone d'étude

Le climat joue un rôle très important dans le fonctionnement hydrologique d'un lieu donné. La connaissance des caractéristiques climatiques qui influencent sur les variations des réserves des eaux souterraines et des phénomènes d'écoulement superficiel, il est impératif de connaître leurs évolutions dans le temps et dans l'espace et par là le rôle régulateur du bassin versant des divers éléments du bilan hydrique.

La région de Sedrata est une région semi-aride vu sa situation géographique, en effet, elle est située sur les hauteurs de l'Atlas tellien sous l'influence du climat méditerranéen d'une part et désertique d'autre part. Tout ceci fait qu'en été le climat de la région de sedrata est chaud et sec, mais en revanche l'hiver est froid et humide [41].

I.3.1- Température et précipitation

La moyenne annuelle de la température de la région de Sedrata est de 15,21°C. Les précipitations sont irrégulières ; la saison la plus pluvieuse c'est le printemps et plus précisément le mois d'avril avec une valeur de 51,1 mm [41].

1.3.2- Le vent

Les vents prédominants dans la région sont de direction Nord-Ouest, soufflent surtout en hiver apportant des pluies. La zone est également caractérisée par des vents secs et chauds qui sont en Sud-Ouest engendrent de fortes évapotranspirations [41].

I.3.3- L'humidité

L'humidité de l'atmosphère est aussi influente sur les ressources en eau que la température et le taux de précipitation. Le taux annuel moyen d'humidité de la région de Souk-Ahras est de 69,19% (l'hygrométrie est mesurée sur la période de 2007 à 2016 au niveau de la station de Souk-Ahras) [41].

I. 4- L'hydrogéologie de la zone d'étude

Il existe deux nappes souterraines ; Nappe phréatique (Miocène) et une nappe karstique (Eocène ou Maestrichien)

- La nappe phréatique

Exploitée essentiellement pour les besoins en eau domestique et agricole, elle est composée de formations détritiques étendues sur l'ensemble de la plaine de Serdrata.

- La nappe Karstique

Constituée essentiellement de formations carbonatées fissurées, elle est sous forme de deux aspects

- Nappe libre au niveau des affleurements calcaires situés au Nord de Khemissa.
- Nappe karstique captive au niveau de khemissa où les formations argileuses sous-jacentes du miocène constituent le substratum de la nappe phréatique et assurent la mise en charge de la nappe karstique [40].

I.5- Etude géologique de la zone d'étude

À partir des cartes géologiques de la région de Sedrata et celle de Souk-Ahras ainsi que d'autres données récolté au niveau de la direction de l'hydraulique de la wilaya de Souk-Ahras (Figure 8, annexes 1 et 2) ; la région de Sedrata est caractérisé par une composition géologique très complexe, elle constitue un ensemble de contact de deux grands domaines structuraux :

a. Le domaine néritique Sud Constantinois

Le domaine néritique Sud Constantinois se décompose en deux types de nappes à unités Allochtones : Les unités écaillées à dominance marneuse ou marno-calcaire de type Sellaoua qui se présentent en Forme de klippe (zone d'oued Settara –Bir Bouhouche) d'une part et les unités mixtes à faciès écaillé.

b. Le domaine para-autochtone et autochtone Nord Aurésien

Le domaine para-autochtone et autochtone Nord Aurésien se présente en formations gréseuses généralement surmontées par des calcaires lacustres.

A l'aval du Sedrata le Miocène est à dominance marneuse, il s'agit de grés et de marnes.

A la rive droite et sur les flancs de Dj Zouabi, les formations gréseuses de Miocène sont recouvertes par des marnes à gypses, de sel gemme et de dolomies ceux-ci se développe sur quinze (15) kilomètres à l'Est jusqu'à Sedrata.

A la rive gauche, on observe sur le versant Sud de l'anticlinal de Kef El Bellal la klippe de l'oued Settara qui est composée de terrains d'âge Albien à faciès marneux schisteux de couleur grise et de bio micrites à patines grises.

Le Vraconien et le Cénomaniens basal à faciès marneux et de bio micrites en petits banc surmontent les formations allochtones de Sellaoua.

Plus au Sud ces formations chevauchent l'échelle de Dj Hamimat et encore on observe également la klippe de Bir Bouhouche composée essentiellement des terrains d'âge Miocène, Crétacé et Triasique [41].

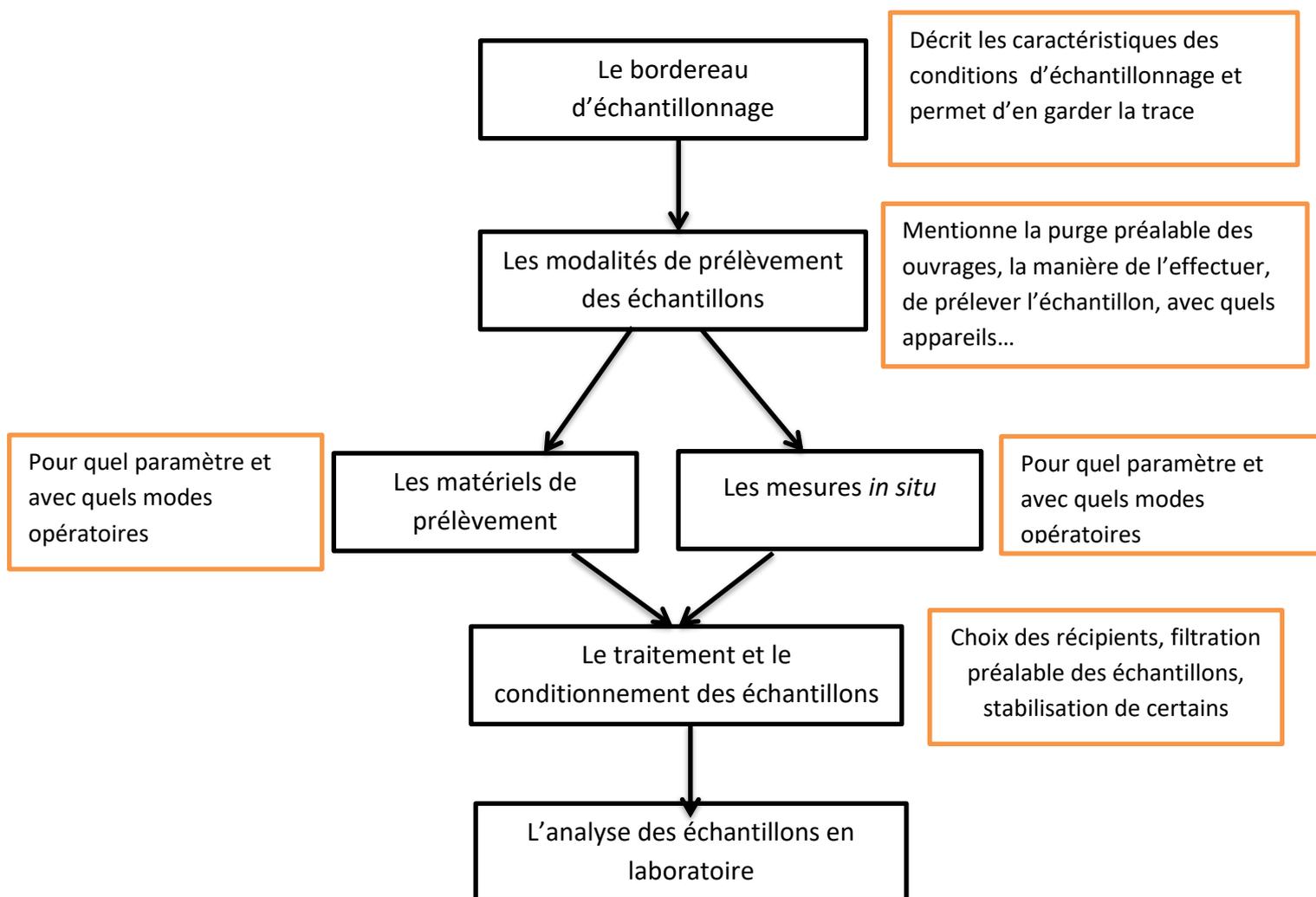


Figure 9 : règles de l'art pour l'échantillonnage d'une eau souterraine.

Procédure de l'échantillonnage des eaux de puits de la région de Sedrata

Pour notre étude nous avons effectué un suivi mensuel sur une période de 03 mois (de janvier 2015 à Mars 2015) en prélevant quatre échantillons par puits, dont deux ont fait l'objet d'une analyse physicochimique et les deux autres sont pour l'étude microbiologique. Au total, nous avons récolté 104 échantillons d'eau.

Pour l'analyse physico-chimique, nous avons effectué des prélèvements en profondeur et en utilisant des flacons jetables en matière plastique puis les échantillons collectés ont été conservés à 4°C pendant un maximum de 24 heures. Le prélèvement des échantillons d'eau en vue d'une analyse bactériologique s'est fait selon précis afin d'éviter toute contamination accidentelle, les échantillons ont été récoltés à une

profondeur de 50cm en faisant en sorte de ne pas toucher aux parois du puits dans des flacons en verre préalablement stérilisés au four Pasteur (170 °C) durant 1 heure, puis transportés dans des glacières dont la température est comprise entre 4 à 6 °C les analyses ont été faites dans des délais ne dépassant pas les 8 h.

III- Analyses

III.1- Analyses physico-chimiques

L'eau de boisson peut contenir de nombreux produits chimiques. Toutefois, seul un petit nombre d'entre eux est immédiatement préoccupant sur le plan sanitaire. Contrairement aux contaminants microbiologiques, Il existe peu de constituants chimiques de l'eau susceptibles de causer des problèmes de santé après une exposition unique, sauf en cas de contamination accidentelle massive d'un approvisionnement en eau de boisson, mais en pratique l'expérience montre que, dans la plupart des cas d'incidents de ce type, l'eau devient imbuvable en raison d'un aspect organoleptique désagréable.

Dans les situations où il n'existe pas de risque à court terme ; il est plus efficace de concentrer les ressources disponibles à des procédures correctives visant à déterminer le type de pollution et à éliminer la source de contamination plutôt qu'à mettre en place un traitement coûteux de l'eau de boisson, destiné à éliminer le constituant chimique en question [52].

Sur le plan physico-chimique de notre étude nous nous sommes intéressés aux propriétés physico-chimiques qu'on a classées selon leurs types ainsi que leur niveau d'incidence sur la qualité de l'eau et la santé du consommateur (Figure 10).

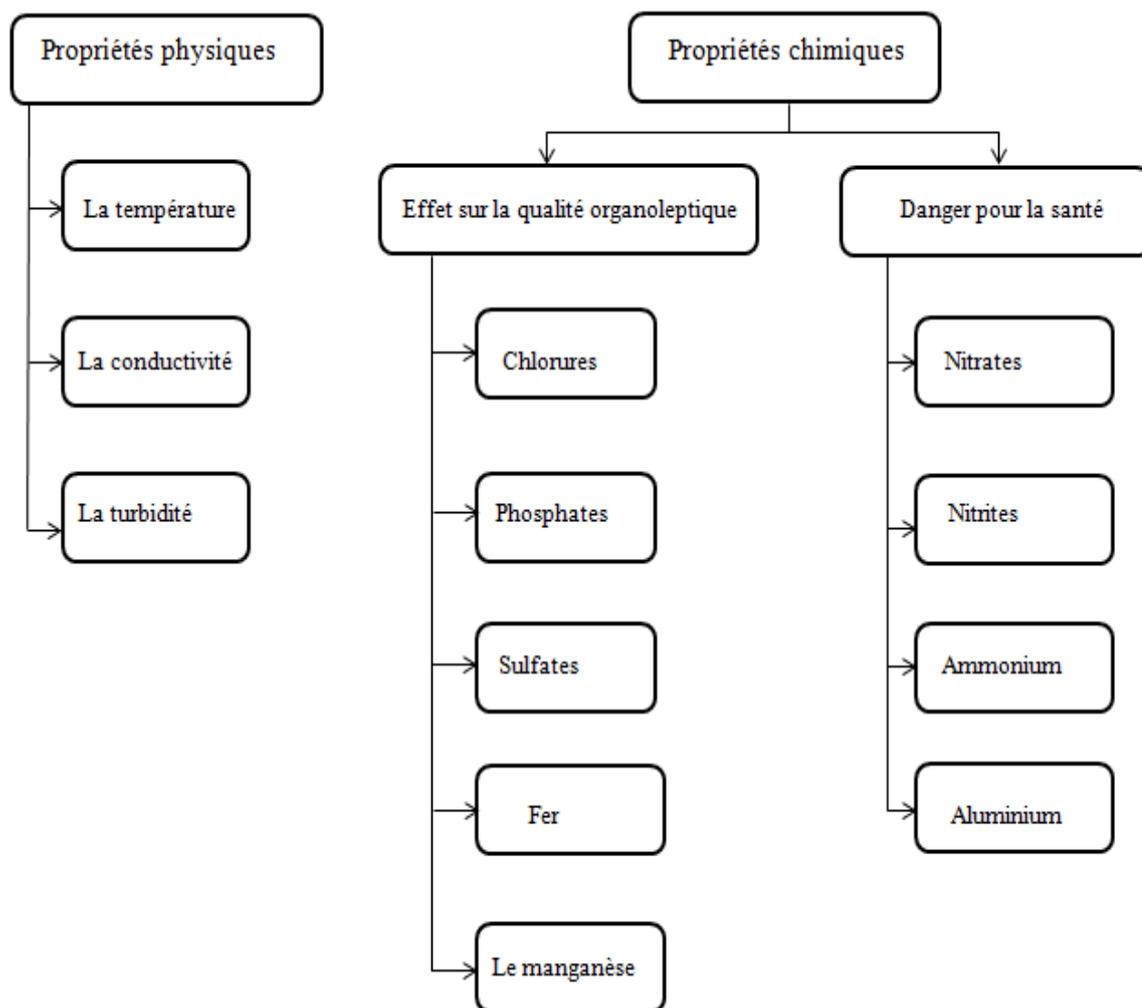


Figure 10 : Les paramètres physico-chimiques étudiés

III.1.1- Méthodes d'analyse

Mesure de la température

La mesure de la température a été prise *in situ* en plongeant le thermomètre dans le flacon d'eau à analyser pendant 5 minutes, (La lecture doit se faire à travers les parois du flacon). On a enregistré trois températures par puits ensuite on a calculé la moyenne [48]

Mesure du potentiel d'hydrogène

Il est important de contrôler continuellement le pH des eaux potables, Il exprime la concentration en ion H⁺ d'une solution, c'est-à-dire l'alcalinité ou l'acidité d'une eau. Par définition le pH est le logarithme décimal de l'inverse de la concentration H⁺ c'est à dire ; $\text{pH} = -\text{Log} [\text{H}^+]$.

Nous avons procédé à la mesure du pH à l'aide d'un pH-mètre en plongeant l'électrode dans l'échantillon à analyser et lire la valeur de pH directement [48].

Mesure de la conductivité électrique (CE)

Par définition, la conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques d'une surface de 1 cm² avec une séparation de 1 cm. L'unité de mesure de la conductivité est le siemens par mètre (S/m).

On a mesuré la conductivité électrique directement au conductimètre après un rinçage répété de la cellule à conductivité, d'abord avec de l'eau permutée puis la plonger dans l'eau à examiner ; faire la mesure dans un deuxième récipient en faisant en sorte que les électrodes de platine soient complètement immergées. Agiter le liquide afin que la concentration ionique entre les électrodes et celle du liquide ambiant soient identiques. En plus cette agitation permet l'élimination des bulles d'air sur les électrodes. Introduire alors le thermomètre très près de la cellule. L'idéal serait d'opérer à la température de 25 °C. La température du liquide ne devra en aucun cas varier pendant la mesure. L'utilisation du bain thermostaté facilite l'équilibre thermique et améliore les résultats de la mesure [48].

Mesure de la turbidité

Nous avons mesuré la turbidité à l'aide d'un turbidimètre DRT100B, model 20012 appliquant le principe de l'effet Tyndall. Le phénomène dit Tyndall stipule qu'un liquide s'éclaire vivement quand il est traversé par un faisceau lumineux dû aux particules insolubles en suspension diffusant latéralement une partie des rayons lumineux. L'intensité de la lumière dépend de certains facteurs. Elle est liée au nombre et à la dimension des particules, à leur indice de réfraction, ainsi qu'à celui du liquide dans lequel elles sont en suspension. Elle est fonction aussi de la longueur d'onde de la lumière incidente [48].

Dosage du Calcium

Les méthodes par spectrométrie d'absorption atomique et par spectrométrie d'émission à l'aide d'un générateur inductif de plasma sont très bonne pour donner des doses de calcium bien précises, Dans notre étude on a utilisé la méthode par spectrométrie d'absorption atomique avec flamme ; En mélangeant dans une fiole jaugée 10 mL d'échantillon et 10 mL de solution de chlorure de lanthane puis on ajuste le volume jusqu'à 100 ml avec de l'acide chlorhydrique 0,1 N. Nébuliser la solution dans une flamme air-acétylène réductrice en intercalant de l'eau déionisée entre chaque échantillon. Ensuite la lecture s'effectue à la longueur d'onde de 422,7 nm. La limite de détection est de 0,1 mg/L [48].

Dosage du Magnésium

Le magnésium se prête très facilement aux techniques habituelles de l'analyse hydrologique. Comme pour le calcium, les méthodes par spectrométrie d'absorption atomique et par spectrométrie d'émission à l'aide d'un générateur inductif de plasma sont d'une grande précision. On a procédé en utilisant la méthode par spectrométrie d'absorption atomique avec flamme en appliquant les étapes qui suivent : Dans une fiole jaugée de 100 mL, introduire 10 mL de solution de chlorure de lanthane puis 10 mL de l'eau à analyser. Ajuster le volume avec de l'acide chlorhydrique 0,1 N. Nébuliser la solution dans une flamme air-acétylène, en intercalant de l'eau ultra-pure entre chaque échantillon. Effectuer les lectures des valeurs du magnésium à la longueur d'onde de 285,2 nm. La limite de détection est de 5 µg/L [48].

Dosage de la dureté ou titre hydrotimétrique (TH)

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, strontium. On a dosé la dureté des échantillons avec la méthode de Mohr [48].

Dosage des chlorures

Leur analyse a été effectuée avec la méthode de Mohr dont le principe est que les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium. La fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent [48].

Dosage des sulfates

Pour obtenir des résultats fiables, il faut bien prendre soin d'assurer une conservation des prélèvements à 4 °C car dans des conditions particulières, certains germes peuvent entraîner une réduction des sulfates. Pour notre étude; on a déterminé les sulfates avec la spectrométrie moléculaire d'adsorption à une longueur d'onde de 650 nm [48].

Dosage des phosphates

A l'aide de la spectrométrie moléculaire d'adsorption, on a effectué la mesure des phosphates après avoir introduit dans chaque fiole ; 1 ml de solution d'acide ascorbique, agité, puis ajouter 4 ml de réactif, mélanger bien, compléter éventuellement le volume à 25 ml. Attendre 30 minutes la stabilisation de la coloration et effectuer la lecture au spectromètre à la longueur d'onde de 800 nm en cuve de 1 cm [48].

Dosage des nitrates

Les nitrates constituent la forme azotée la plus présente dans les eaux naturelles, c'est la composante principale de l'azote inorganique ou minéral. On a effectué le dosage des nitrates en se fiant à la méthode de la spectrométrie d'adsorption moléculaire, et pour cela il faut introduire 10 mL d'eau dans une capsule de 60 ml. Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium. Préparer de la même façon un témoin avec 10 mL d'eau déionisée. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin [48].

Dosage des nitrites

La teneur en nitrites varie en fonction de l'origine des eaux. Sous l'action des phénomènes biologiques, l'équilibre entre l'ammoniaque, les nitrites et les nitrates peut évoluer rapidement. Il faut procéder au dosage des nitrites le plus tôt possible

après le prélèvement en le conservant à 4 °C. On s'est basé sur la spectrométrie d'adsorption moléculaire pour l'évaluation du taux de nitrites sur une longueur d'onde de 543 nm [48].

Dosage de l'ammonium

La concentration en ions ammonium est très variable en fonction de la présence d'ions interférents tels que chlorures, fer, amines, matières organiques, etc. Au cours des opérations d'analyse, il faut vérifier que les filtres ou les membranes filtrantes utilisées n'introduisent pas d'ions ammonium. On a effectué les lectures au spectromètre d'adsorption moléculaire à la longueur d'onde de 630 nm [48].

Dosage des éléments métalliques en trace

- Dosage du fer

Le fer peut se rencontrer dans l'eau sous différentes formes. Dans les conditions habituelles, c'est-à-dire pour un pH variant entre 4,5 et 9, en général le fer soluble présent est à l'état ferreux. Si le milieu est réducteur comme dans beaucoup d'eaux souterraines, le fer ferreux peut atteindre des concentrations élevées. En l'absence de complexes, le fer ferrique n'est soluble d'une façon significative qu'à des pH inférieurs à 3. Les échantillons ont été analysés en utilisant la méthode de spectrométrie d'adsorption atomique avec flamme avec une limite de détection de 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ [48].

- Dosage du manganèse

On a opté pour la spectrométrie d'adsorption atomique avec flamme car la méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire au periodate nécessite la destruction des chlorures et des matières organiques. De plus cette technique permet des mesures rapides dans de bonnes conditions de sensibilité. Le dosage du manganèse doit être pratiqué immédiatement après le prélèvement car il pourrait s'oxyder, se précipiter ou même se fixer sur les parois du récipient très rapidement. La limite de détection dans cette procédure est de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ [48].

- **Dosage de l'aluminium**

La méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire est une méthode courante de laboratoire mais l'idéal serait d'utiliser les méthodes par spectrométrie d'absorption atomique avec ou sans flamme et par spectrométrie d'émission atomique avec plasma à couplage inductif, et ce, afin d'éviter des problèmes posés par les ions interférents. Dans notre étude on a utilisé la méthode de spectrométrie d'absorption atomique avec flamme dont la limite de détection est de 50 µg/L [48].

III.1.2- Méthodes d'analyses bactériologiques

Cette analyse est importante car la qualité bactériologique d'une eau n'est pas un paramètre stable, mais au contraire sujet à fluctuation, par pollution accidentelle, nécessitant des contrôles permanents et représentant la cause la plus fréquente de non potabilité de l'eau [48].

Les agents pathogènes d'origine fécale sont les principaux aspects pris en compte dans la fixation d'objectifs sanitaires destinés à garantir la salubrité microbienne. La qualité microbienne de l'eau varie souvent très rapidement et dans de très larges proportions. Les pics de courte durée de la concentration d'agents pathogènes peuvent accroître considérablement le risque de maladie et déclencher des poussées de maladies ou même d'épidémies véhiculées par l'eau. En outre, de nombreuses personnes peuvent avoir été exposées à ces agents avant que la contamination microbienne n'ait été détectée. C'est pourquoi il est impossible de se fier uniquement à l'analyse du produit final, même si elle est réalisée fréquemment pour garantir la salubrité microbienne de l'eau de boisson [52].

Pour l'évaluation de la qualité microbiologique de nos échantillons; nous nous sommes intéressés à la recherche de microorganismes indicateurs de pollution qui peuvent être pathogènes.

Dénombrement des germes totaux

Pour effectuer la recherche et le dénombrement des germes totaux nous avons utilisé la technique de la filtration sur membrane, et pour cela nous avons d'abord procédé à passer les échantillons à analyser par un appareil de filtration sur membranes en esters de cellulose de 0.45 µm, on a divisé chaque échantillon en deux pour effectuer deux

filtrations sur deux membranes pour que l'on puisse les incuber à deux températures différentes, puis on a déposé les membrane sur la surface de la gélose à l'extrait de levure ensuite on a incubés à 37°C et à 22 °C pendant 24h. Les bactéries retenues à la surface se nourrissent à travers la membrane par les pores de celle-ci. Parmi les avantages de cette méthode on note; l'absence de choc thermique, une différenciation plus aisée des colonies, une facilité de repiquage. En outre, la filtration permet de séparer les bactéries du milieu analysé, donc d'éventuels inhibiteurs contenus dans ce milieu. Néanmoins, il n'est pas possible, sur la surface des membranes de dénombrer valablement plus de 80 à 100 colonies car, au-delà, les phénomènes de confluence et surtout de compétitions sont considérés comme importants, c'est la raison pour laquelle on a effectué des dilutions. L'expression des résultats se fait sous forme d'un nombre d'unités formant colonies (UFC) [48].

a- Concentration au laboratoire par filtration sur membranes

C'est la technique de concentration la plus utilisée au laboratoire. Le plus généralement, on procède à une filtration sur membranes en esters de cellulose, de porosité 0,22 µm ou 0,45 µm, susceptibles de retenir les bactéries.

b- Technique de la filtration sur membrane

Flamber la face supérieure (plaque poreuse) de l'appareil. Fermer le robinet du support et mettre en marche la pompe à vide. Prélever une membrane stérile en la saisissant par son bord extérieur, avec une pince flambée et refroidie ; la déposer sur la plaque poreuse.

L'entonnoir-réservoir flambé et refroidi est placé au-dessus de la membrane. Installer le dispositif de fixation (dans certains modèles d'appareils, ce dispositif, toujours prévu, est inutile, l'adhérence du réservoir sur la membrane étant suffisante).

Agiter soigneusement le flacon d'eau à analyser et verser l'eau, stérilement, dans le réservoir jusqu'au repère (50 ou 100 mL selon l'appareil et selon le type d'analyse pratiquée).

Ouvrir le robinet du support suffisamment pour laisser l'eau s'écouler lentement sous l'action du vide. Si le contenu du réservoir correspond à la prise d'essai nécessaire, rincer avec de l'eau stérile (40 à 50 mL) dès la filtration terminée. Sinon, fermer le

robinet à ce moment-là, remplir à nouveau le réservoir avec de l'eau à analyser, et rincer lorsque tout l'échantillon a été filtré. Dès que la membrane paraît sèche, fermer le robinet, enlever le dispositif de fixation et, avec la pince à creuset, le réservoir. Prélever la membrane avec une pince flambée en la saisissant par son extrême bord, et l'introduire sur le milieu de culture choisi ou lui faire subir le traitement selon la méthode utilisée parmi celles qui seront décrites ultérieurement.

Lorsque le volume d'échantillon à filtrer est important, et que la teneur en matières en suspension n'est pas négligeable, la membrane peut être colmatée avant l'utilisation complète de la prise d'essai nécessaire à analyser. Plusieurs membranes devront donc être successivement utilisées.

Recherche et dénombrement des coliformes totaux et fécaux

Les coliformes sont intéressants car un très grand nombre d'entre eux vivent en abondance dans les matières fécales des animaux à sang chaud, et par conséquent ils constituent des indicateurs fécaux très importants.

Par ailleurs, leur résistance aux agents antiseptiques, et notamment au chlore et à ses dérivés, est similaire à la résistance des bactéries pathogènes vis-à-vis desquelles ce type de traitement est instauré ; et de ce fait ils constituent des indicateurs d'efficacité de traitement.

Pour leurs recherche et dénombrement, nous avons utilisé la méthode d'incorporation en gélose qui consiste à mélanger dans une boîte de Pétri de 90 à 100 mm de diamètre, 1 ml d'échantillon et 15 ml de gélose lactosée au TTC et au Tergitol, fondu et ramené à une température de 45 °C environ. Dans ces conditions, le nombre maximum de colonies acceptable pour éviter les phénomènes de confluence et de compétition bactérienne est généralement estimé à 300 c'est pourquoi on a procédé à des dilutions. En se basant sur le fait que les coliformes totaux et les coliformes fécaux nécessitent deux températures différentes ; nous avons effectué deux prélèvements par échantillon, ensuite on incubé en plaçant les boites à l'étuve pour la recherche de coliformes, on a placé les boîtes à 37°C pendant 24 et 48 heures et à 44°C pendant 24 et 48 heures pour la recherche de coliformes thermo-tolérants, Pour ces derniers on a assuré l'humidification En mettant un bac rempli d'eau en bas de l'étuve.

Pour confirmer qu'il s'agisse bien de coliformes nous avons effectué des tests confirmatifs en effectuant des repiquages sur milieux liquides suivants;

- Le bouillon lactosé au vert brillant à cloche de Durham, incubé à 37 °C et à 44°C, le virage de la couleur au jaune et la présence du gaz dans la cloche indiquent la présence des coliformes totaux pour les 37°C et des coliformes fécaux à 44°C.
- le milieu de Schubert muni d'une cloche de Durham incubé à 44°C, après observation d'une présence d'un trouble ainsi que le dégagement du gaz, on a rajouté quelques gouttes du réactif Kovacs. L'apparition d'un anneau rouge nous confirme bien la présence d'*Escherichia coli*.

Le dénombrement qu'on a effectué a concerné les colonies jaunes qui sont poussées au fond ainsi qu'à la surface de la gélose [48].

Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux

Les streptocoques fécaux constituent l'ensemble des streptocoques possédant la substance (acide teichoïque) antigénique caractéristique du groupe D de Lancefield, c'est-à-dire essentiellement : *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *E. durans*, *E. hirae*, *Streptococcus bovis*, *S. suis* et *S. equinus*. Ces streptocoques du groupe D sont généralement pris globalement en compte comme des témoins de pollution fécale, car tous sont retrouvés dans les matières fécales. On peut même dire recherche des entérocoques intestinaux.

Les dénombrements des entérocoques présumés sont souvent effectués avec les dénombrements de coliformes et coliformes thermo-tolérants présumés. D'une façon générale, les concentrations en streptocoques fécaux sont, dans les milieux naturels autres que ceux spécifiquement pollués par le bétail, inférieurs à celles des coliformes fécaux.

Comme pour les coliformes, nous avons procédé au dénombrement des streptocoques avec la méthode d'ensemencement en masse en utilisant le milieu gélosé Slanetz et Bartley. Le dénombrement a concerné toutes les colonies qui ont virées vers le rouge, rose et violet [48].

Recherche et dénombrement des spores de *Clostridium* sulfito-réducteurs

Les *Clostridium* sulfito-réducteurs sont souvent considérés comme des témoins de pollution fécale. La forme spore, beaucoup plus résistante que les formes végétatives des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux, permettrait ainsi de déduire une pollution fécale ancienne ou intermittente.

Les *Clostridium* sulfito-réducteurs se trouvant souvent dans les rivières et le sol, leur absence dans une nappe sous-jacente, et surtout l'absence de leurs spores, de petite taille et plus difficiles à retenir, constituent un bon signe de l'efficacité de la filtration naturelle.

On a procédé à la recherche et le dénombrement des *Clostridium*s sulfito-réducteurs en utilisant la méthode par incorporation en gélose Viande-foie.

- Tout d'abord on effectue la destruction des formes végétatives en plaçant pendant dix bonnes minutes les échantillons d'eau à analyser au bain marie à 80°C, on a refroidi rapidement à environ 55°C, Après, on a ajouté à chaque tube 1 ml de la solution de sulfite de sodium et 4 gouttes de la solution d'alun de fer. Enfin, on a mélangé en évitant de faire de bulles. Ensuite on a répartie chaque échantillon en quatre tubes à raison de 5 ml puis on additionne 20 ml du milieu gélosé viande-foie préalablement fondu et maintenu pendant dix minutes au bain marie pour assurer le dégagement du gaz dissous, puis additionné de 1 ml de la solution de sulfite de sodium et 4 gouttes de la solution d'alun de fer.
- On a bien pris le soin de mélanger doucement le milieu avec les échantillons pour ne pas introduire l'air ensuite on a rajouté une couche de paraffine. Ensuite on incube à 37°C.
- Il est indispensable de procéder à une lecture dès la 24e heure : en présence de nombreuses colonies, une diffusion des halos peut conduire à une coloration noire uniforme du tube et tout dénombrement devient impossible à la 48e heure.
- Par contre, s'il y a une faible quantité de colonies à la première lecture, et si les colonies sont petites, il peut y avoir un développement de nouvelles colonies dans les 24 heures suivantes [48].

Identification des souches bactériennes isolées

Après isolement, nous avons procédé à une identification des bactéries à l'aide d'un spectromètre MALDI-TOF (Matrix Assisted Laser Desorption Ionisation/Time Of Flight), il s'agit d'une technique d'analyse réservée à des molécules préalablement purifiées.

Principe de la spectrométrie MALDI-TOF

La matrice et l'échantillon sont déposés sur une cible puis des tirs laser pulsés viennent résorber la matrice (qui est dans la plupart des cas acide) elle ionise l'échantillon par transfert de charge.

Par des différences de potentiels appliquées sur des lentilles, les molécules ionisées sont accélérées puis transférées dans l'analyseur TOF. Cet analyseur va permettre la séparation des molécules ionisées qui dépendra de leur rapport masse sur charge (m/z).

Les ions de rapport m/z le plus petit arriveront en premier au détecteur, qui enregistrera un signal, sous forme d'un spectre de masse. Classiquement, le domaine de prédilection du MALDI/TOF est l'identification de protéines [56].

Plus de 92 % des bactéries peuvent aujourd'hui être identifiées en un temps record grâce au spectromètre MALDI-TOF. Cette technique permet d'obtenir un profil cartographique, comme un code barre, propre à chaque germe analysé.

En pratique, les bactéries sont dégradées et les protéines obtenues sont ionisées à l'aide d'un rayon laser pour leur permettre de traverser une colonne de vide. La durée de cette traversée, ou « temps de vol », dépend essentiellement de la masse de chaque protéine. Elle est représentée par un pic. Toutes les espèces ayant leurs propres protéines, chaque profil de pics obtenu est caractéristique d'une espèce [54]

Résultats et discussion

Résultats et discussion

1- Paramètres physico-chimiques

La température

La température est un paramètre important pour l'étude des eaux de puits car elle permet de donner un aperçu sur la profondeur des puits étudiés, la température intervient dans les transformations chimiques, microbiologiques ainsi que l'évaporation des eaux [9].

Les données collectées montrent que les valeurs de la température varient de 12.6°C à 17.9°C ces valeurs, ne dépassant pas les normes algériennes et mondiales, sont influencées par la température ambiante ce qui témoigne la faible profondeur de ces eaux. Les températures des eaux des nappes qui sont influencés par les variations saisonnières de l'atmosphère ambiante indiquent le caractère superficiel de cette nappe et donc sa vulnérabilité vis-à-vis de la pollution. (Figure 11) [9].

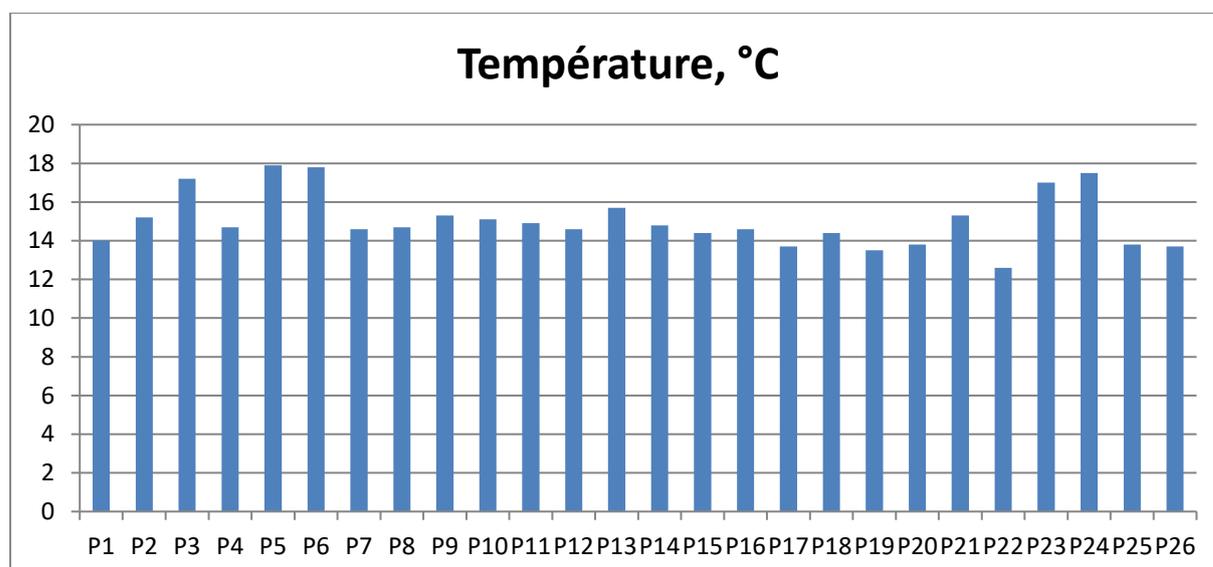


Figure 11 : Variations de la température des eaux de puits étudiés

Le Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH est influencé par l'origine des eaux, de la nature des terrains traversés. Il joue un rôle important dans l'équilibre physico-chimique de l'eau [8]. Il varie selon la dissolution et la précipitation des minéraux [9].

Les valeurs de pH des puits étudiés rentrent dans la gamme de la norme de potabilité en allant de 6,8 à 7,65 [50], ces mesures sont plutôt proches de la neutralité ceci montre qu'il n'y a pas de grands écarts de pH entre les différents échantillons. (Figure 12)

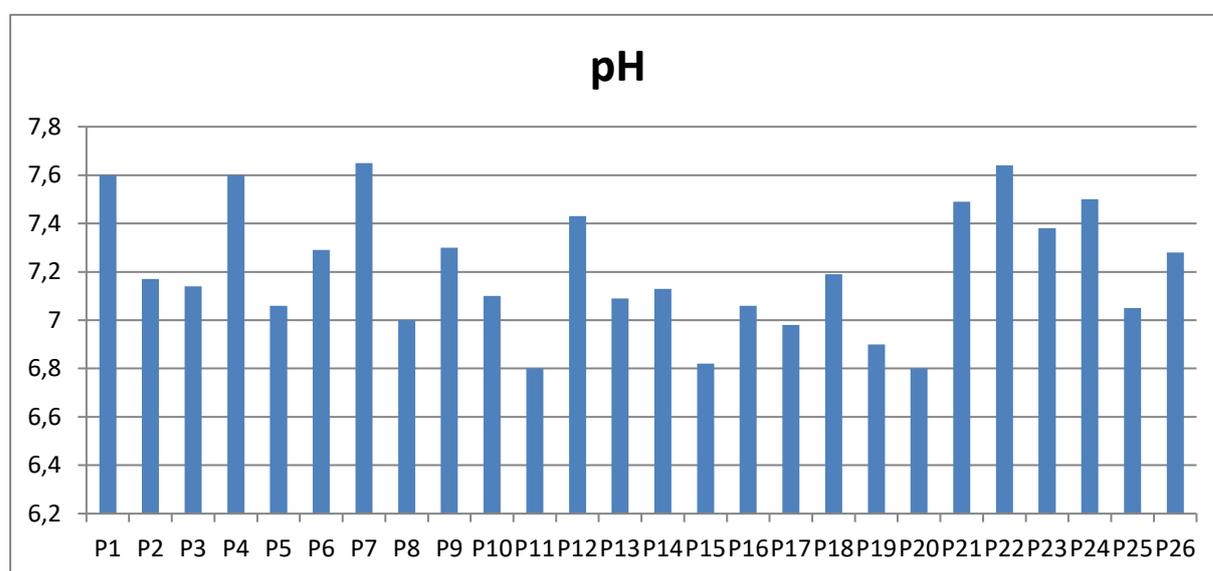


Figure 12 : Variations du pH des eaux de puits étudiés

La conductivité électrique

La conductivité électrique reflète la minéralisation de l'eau, elle varie en fonction de la concentration en sels dissous. Elle est souvent influencée par la température car cette dernière agit sur la dissolution des sels dans l'eau [9].

La variation de la conductivité électrique est générée par la présence dans le milieu d'ions qui sont mobiles dans un champ électrique. Cette mobilité varie selon la nature des ions dissous et de leur concentration, tels que les ions de calcium (Ca^{2+}), de

sodium (Na^+), de chlorure (Cl^-), des bicarbonates (HCO_3^-), etc. La conductivité électrique augmente avec la concentration des ions en solution [48].

Les puits ; p1, p6, p19, p25 dépassent les normes algériennes fixées à $2800 \mu\text{S}/\text{cm}$, et ce, est peut-être dû à la salinité naturelle des eaux de cette région, ou, à une pollution exogène indésirable. (Figure 13)

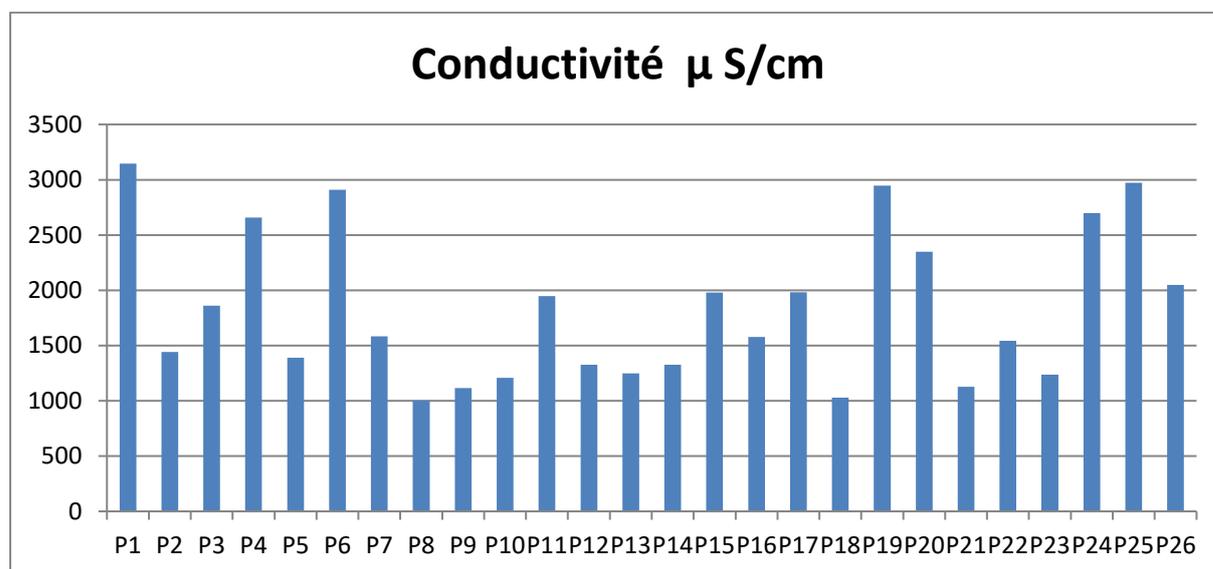


Figure 13 : Variations de la conductivité électrique des eaux de puits étudiés

La turbidité

Les eaux très turbides provoquent une diminution du chlore résiduel libre et donc une forte demande de chloration pour leur traitement et prévention des contaminations, ceci pourrait engendrer la production de substances organohalogénés comme le chloroforme dans le cas d'une forte turbidité organique [23].

Les puits p1 et p 17 ont une turbidité supérieure à la valeur limite fixées par la république algérienne qui est de 5 NTU, et ce, est probablement dû à une forte concentration en matières en suspension qui pourraient être organiques ou inorganiques. Le reste des puits ont une turbidité variant de 0,2 jusqu'à 4,9 NTU ne dépassant pas la valeur limite pour la potabilité de l'eau. (Figure 14)

Dans le cas où l'on pratique la désinfection des eaux de consommation, il conviendrait que la turbidité soit inférieure à 1 NTU c'est-à-dire qu'il faut retenir leur très faible turbidité. Afin de pouvoir gérer continuellement la qualité d'une eau, il a été introduit

la notion de concentration en résiduel de désinfectant chimique après un temps de contact donné, pour s'assurer d'une garantie de désinfection à condition que la turbidité de l'eau ne protège pas ces germes [48].

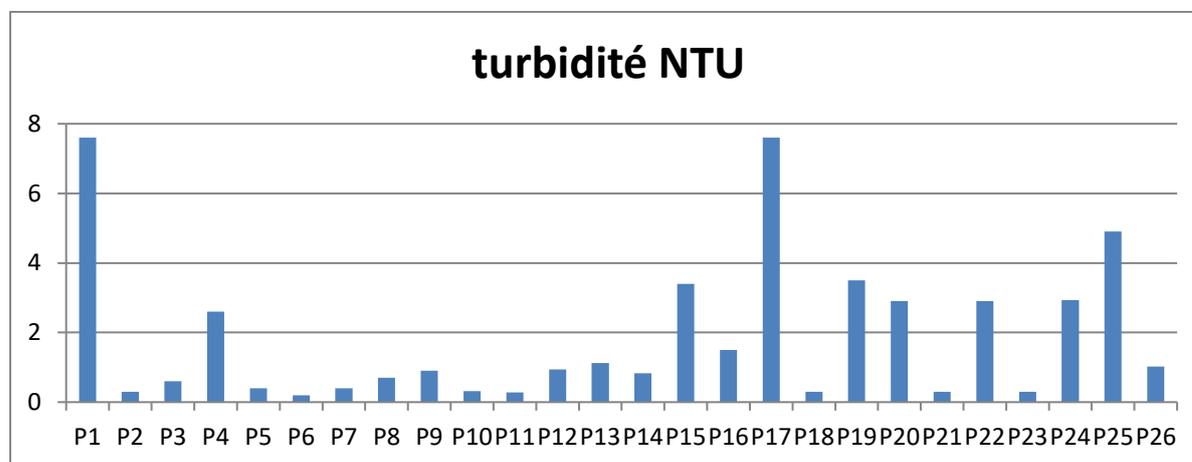


Figure 14: Variations de la turbidité des eaux de puits étudiés

Le Calcium

Le calcium est l'élément présent dans toutes les eaux naturelles. La teneur en calcium dans les eaux souterraines varie selon les terrains traversés, en effet, les eaux qui traversent les roches carbonatées en contiennent le plus [28,25].

Le calcium est un métal alcalino-terreux très répandu dans la nature et spécialement dans les roches calcaires sous forme de carbonates. C'est un composant majeur de la dureté de l'eau.

Le calcium est généralement un composant majoritaire dans les eaux potables. Sa teneur est influencée par la nature des terrains traversés. Il est souvent sous forme d'hydrogénocarbonates et en quantité moindre sous forme sulfate, chlorure, etc. [48]. En présence du gaz carbonique la dissolution des roches carbonatées engendre la production du calcium dans l'eau.

L'impact du calcium de l'eau sur la santé humaine, a été souvent étudié. Des recherches et des études statistiques notent qu'il n'y aurait pas de relation dose-effet avec la teneur de cet élément dans l'eau. Les quantités susceptibles d'être ingérées sous forme de boisson sont inférieures aux quantités nécessaires à l'organisme,

estimées approximativement entre 700 et 900 mg/jour. De plus le calcium de l'eau n'est pas facilement absorbé par l'intestin. Les eaux qui dépassent 200 mg/l de calcium, présentent des inconvénients pour les usages domestiques vu la forte demande de produits détergeants et pour l'alimentation des chaudières [48].

Les eaux de puits de la région Sedrata présentent une teneur en calcium inférieure à la valeur limitée par la république algérienne qui est de 200 mg/l, excepté p1 et p24 dont les teneurs en calcium sont élevés. (Figure 15)

Le calcium peut provenir de l'hydrolyse des minéraux silicatés et contribuer à la dureté influant par conséquent la qualité organoleptique de l'eau [40, 28].

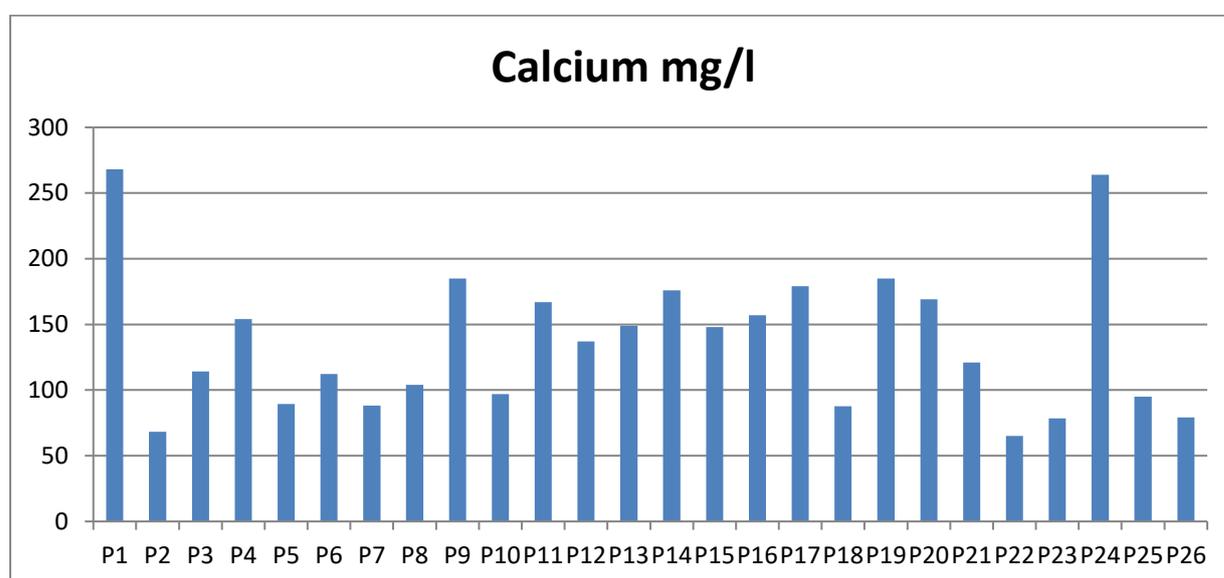


Figure 15 : Variations des concentrations en calcium des eaux de puits étudiés

Le Magnésium

Le magnésium est un élément présent dans toutes les eaux naturelles. Le magnésium est un des éléments les plus répandus dans la nature ; il constitue environ 2,1 % de l'écorce terrestre. La plupart de ses sels sont très solubles dans l'eau, même le carbonate peut être dissous jusqu'à 300 mg/L, à 20 °C. Son abondance géologique, sa grande solubilité, sa large utilisation industrielle (chimie de la potasse, alliages, pyrotechnie, batteries sèches, réducteur chimique, etc.) font que les teneurs dans l'eau

peuvent être importantes, allant de quelques milligrammes à, quelquefois, plusieurs centaines de milligrammes par litre. Les eaux des pluies peuvent solubiliser Mg^{++} à partir des roches dolomitiques. La plupart des sels de magnésium sont très solubles dans l'eau [48].

Le magnésium est par ordre d'importance le deuxième cation contenu dans les cellules après le potassium. Il joue le rôle de stabilisateur de la membrane cellulaire en protégeant la cellule contre une rétention de sodium. Il y a une relation étroite entre les concentrations de potassium et de magnésium à la fois intra- et extracellulaires. C'est un élément indispensable pour la croissance ; il intervient comme élément plastique dans l'os et plus de 50 % du magnésium de l'organisme (soit 24 g) appartient au squelette [48].

Le magnésium constitue un élément significatif de la dureté de l'eau. Il est présent sous forme de carbonates et d'hydrogénocarbonates [52].

50 % des eaux de puits étudiés ont une forte teneur en magnésium supérieur à la valeur limitée par l'OMS qui est de 50 mg/l. (Figure 16)

À partir d'une concentration de 100 mg/L et pour des sujets sensibles, le magnésium donne un goût désagréable à l'eau. S'ils ne provoquent pas de phénomènes toxiques, les sels de magnésium et surtout les sulfates ont un effet laxatif à partir de 400 à 500 mg/L [48].

Comme pour le calcium, la concentration en magnésium, varie en fonction des terrains traversés au cours de l'infiltration [25,7].

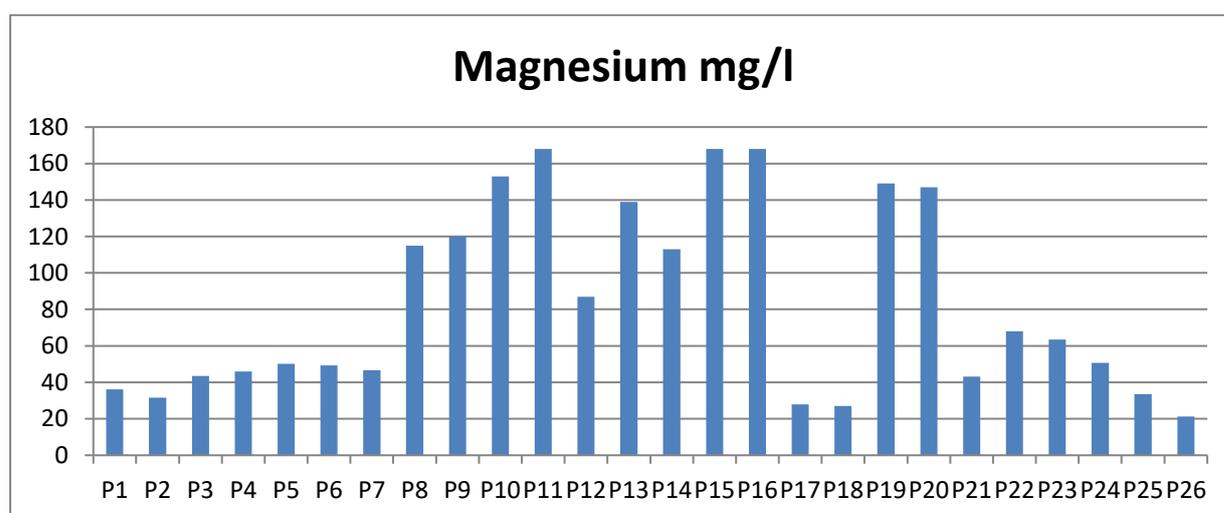


Figure 16 : Variations des concentrations en magnésium des eaux de puits étudiés

La dureté totale

La dureté totale de l'eau représente la concentration en calcium et en magnésium [40]. Sauf exceptions très particulières, la dureté a un caractère naturel lié au lessivage des terrains traversés et correspond à la teneur en calcium et en magnésium [48].

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, l'OMS ne recommande pas de valeur mais indique qu'une dureté élevée peut provoquer la formation de dépôts tandis qu'une faible dureté peut engendrer des problèmes de corrosion [48].

Environ 50% des puits dépassent la norme algérienne qui est de 500mg/l elle ne constitue pas de risque sanitaire. (Figure 17)

La consommation d'une eau dure peut apporter les besoins quotidiens en calcium et magnésium. Cependant l'utilisation de l'eau dure en irrigation peut augmenter le pH du sol affectant ainsi les plantes qui poussent dans des conditions acides [44].

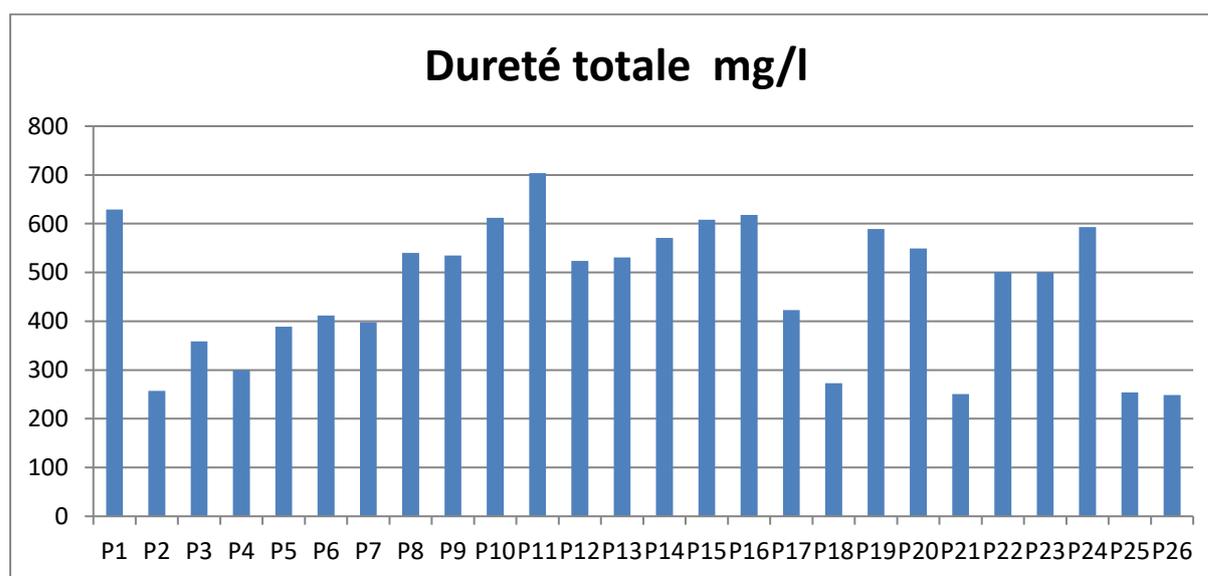


Figure 17: Variations de la dureté des eaux de puits étudiés

Les Chlorures

Les chlorures sont des anions inorganiques importants présents en concentrations variables dans les eaux naturelles, ils constituent un indicateur de pollution [39].

Les eaux de puits de la région de Sedrata varient de 23.9 et 370.64 mg/l et ne dépassent pas la valeur limite maximale imposée par les normes algériennes qui est de 500 mg/l. (Figure 18)

Leur présence dans l'eau souterraine peut témoigner d'une contamination anthropique à cause de leur existence dans les urines ainsi que dans les produits d'entretien [40].

Elles peuvent avoir comme origine une contamination par les eaux usées. L'inconvénient majeur des chlorures, est la saveur désagréable, qu'elles communiquent à l'eau à partir de 250 mg/l [51], surtout lorsqu'il s'agit de chlorure de sodium. Pour une quantité équivalente de chlorures, la saveur peut être moins marquée en présence de calcium et de magnésium [48].

Cet élément provoque un goût désagréable dans les eaux de consommation et les rendent corrosives vis-à-vis des conduites et des réservoirs [23]. Elles sont aussi nocives pour les plantes. Cet élément provoque aussi l'augmentation du chlore résiduel lors de la chloration d'une eau chargée en matière organique selon [23].

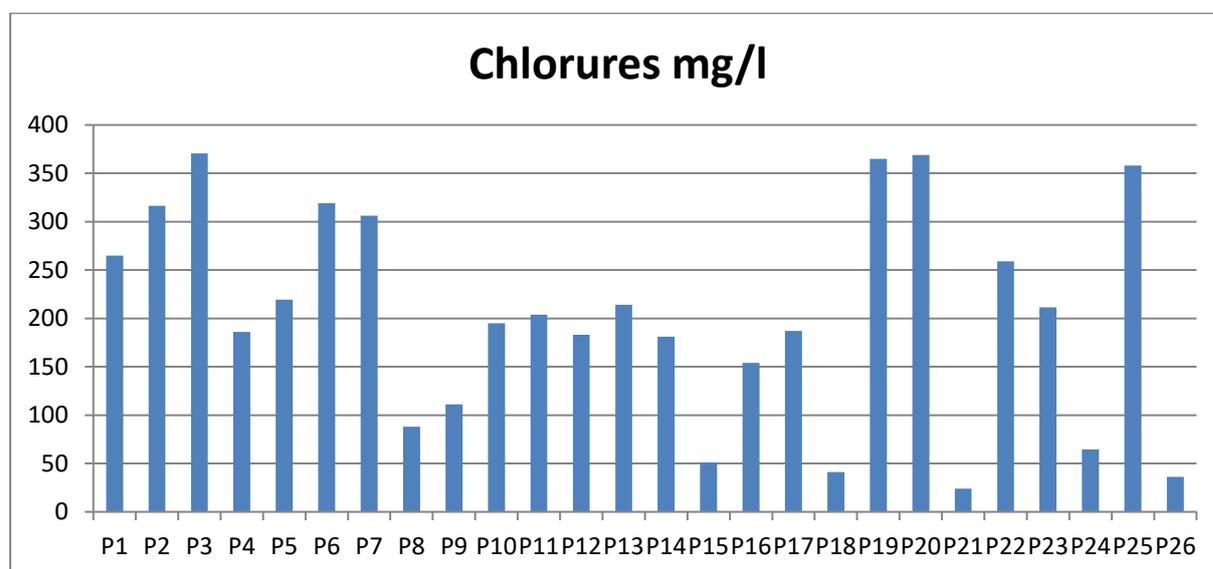


Figure 18 : Variations des concentrations en chlorures des eaux de puits étudiés

Les Sulfates

Le sulfate est la forme ionique du soufre suite à sa combinaison à l'oxygène, grâce au cycle du soufre, ce dernier pourrait exister dans le sol et les roches sous forme organique ou minérale [16].

En agriculture, des concentrations élevées (plusieurs centaines de milligrammes par litre) peuvent poser des problèmes, pour l'irrigation et l'abreuvement. Une teneur supérieure à 480 mg/L rend l'eau impropre à l'agriculture [48].

Le taux de sulfates des eaux de puits de la région de Sedrata ne dépasse pas les 400 mg/l ; valeur limitées par la norme algérienne. Mais p13, p16, p24 présentent des concentrations considérables. (Figure 19)

La teneur en sulfates des eaux doit être reliée aux éléments alcalins et alcalinoterreux de la minéralisation. Suivant ceux-ci, et selon l'intolérance des consommateurs, il est susceptible d'en résulter des troubles gastro-intestinaux, en particulier chez l'enfant. Toutefois l'action laxative plus importante en présence de magnésium s'estompe rapidement avec l'accoutumance. La présence de sulfates en quantité supérieure à 300 mg/L peut entraîner dans certaines conditions une attaque du béton et accélérer la corrosion du fer [48].

Leur présence dans les eaux souterraines pourrait être due à l'infiltration des eaux pluviométriques chargées de produits agricoles [22].

Le sulfate ainsi que les chlorures affectent le goût de l'eau, provoquent la corrosion des conduites, diminuent l'efficacité de la chloration [23].

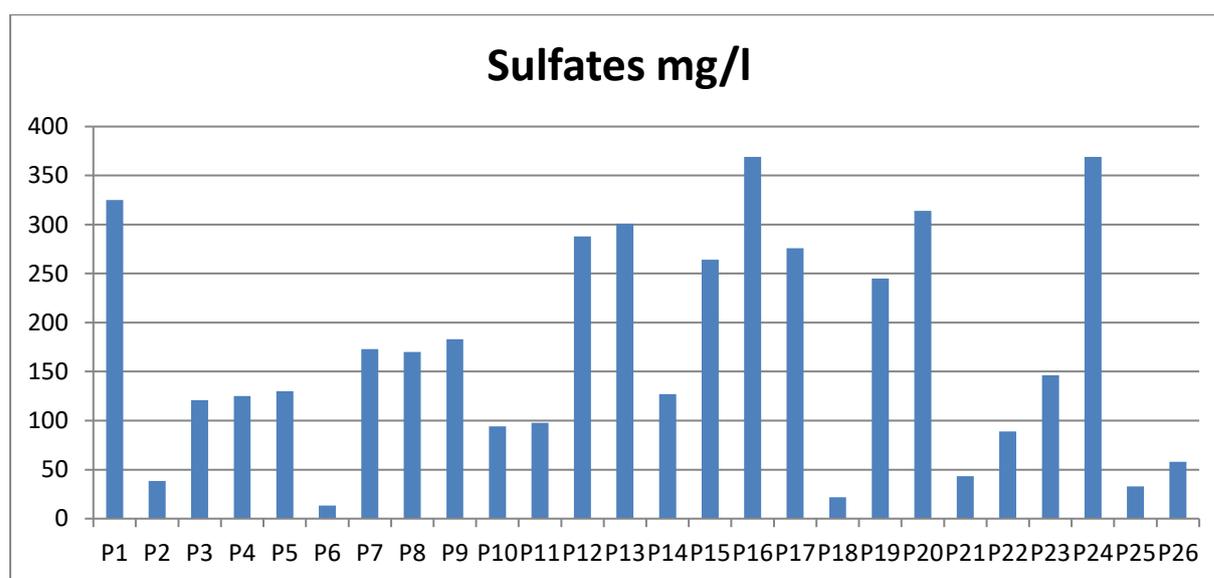


Figure 19 : Variations des concentrations en sulfates des eaux de puits étudiés

Les Phosphates

La présence des phosphates à forte concentration est un indice de pollution qui altère la qualité de l'eau potable car ils jouent un rôle important dans le développement des algues Ils sont susceptibles de favoriser leur multiplication dans les réservoirs, les

canalisations de grand diamètre et les eaux de lacs, où ils contribuent à l'eutrophisation. Les phosphates sont moins aisément lessivables que les nitrates. Ils s'adsorbent aisément aux particules de sol, de sédiment et aux particules en suspension pour former des complexes organiques ou minéraux. Par conséquent lors de l'infiltration de l'eau dans les sols, une fraction des phosphates initialement dissous dans l'eau sera retenue par les particules de sol. Une partie est généralement entraînée et contamine les eaux superficielles et les nappes phréatiques [48].

Le taux de phosphates des eaux de puits de Sedrata est inférieur à la norme de l'OMS qui est de 5 mg/l. (Figure 20)

Ils pourraient avoir pour origine ; les rejets industriels et domestiques (l'urine et les fèces excrétées par les animaux et les hommes constituent également une source de phosphore) ou bien les produits de l'agriculture par l'utilisation d'engrais et de pesticides [48].

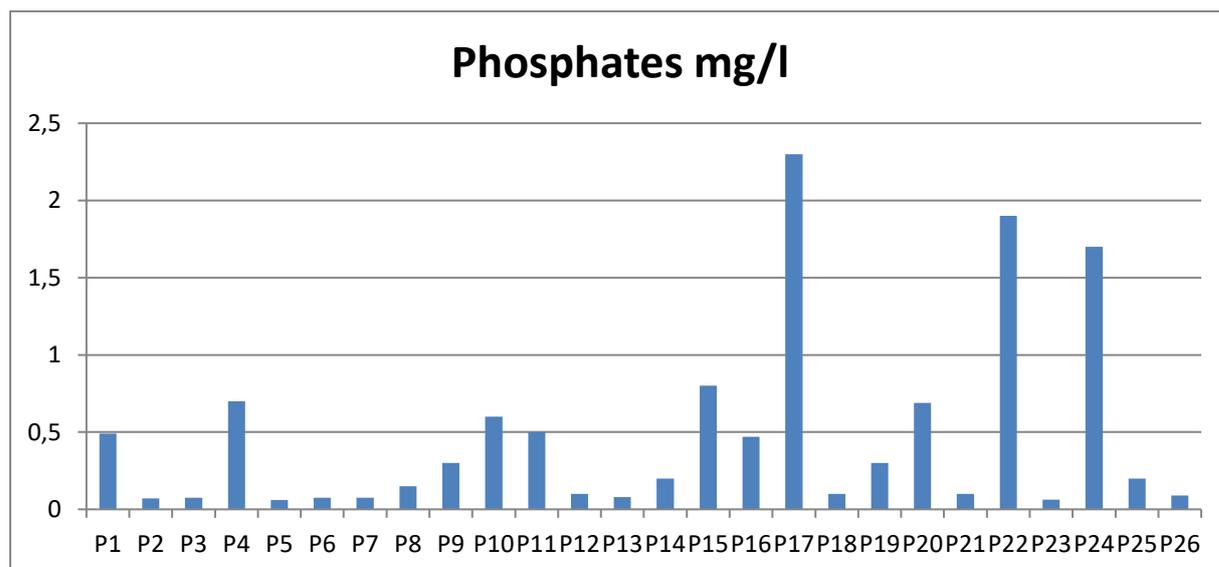


Figure 20 : Variations des concentrations en phosphates des eaux de puits étudiés

Les Nitrates

Le nitrate est une forme oxydée de l'azote qui est un élément très présent dans le sol et est indispensable à la croissance des végétaux, ce dernier existe dans le sol sous différentes formes ; réduite (NH_4) oxydée (nitrate, nitrite) ou organique (protéines, acides aminés). En ce qui concerne la contamination des eaux souterraines ; Les nitrates qui s'y infiltrent sont les plus problématique et ils ont pour origine ; le cycle

naturel de l'azote dans le sol (décomposition des matières organiques, l'activité bactérienne nitrifiante, etc.) l'agriculture consistant à utiliser des fertilisant ainsi que des engrais naturels ou synthétiques, et la contamination par les eaux usées [9, 16].

L'accroissement de la pollution atmosphérique contribue à une augmentation de l'apport des composés azotés au sol qui est actuellement de l'ordre de 17 kg d'azote par hectare et par an. Les nitrates participent aux phénomènes d'eutrophisation (voir Phosphore) ; en période de faible oxygénation (période estivale) les nitrates peuvent jouer le rôle de donneurs d'oxygène et éviter l'anaérobiose.

Les nitrates ont une toxicité indirecte par le fait qu'ils se transforment en nitrites ; en ce qui concerne la toxicité à long terme, les enquêtes épidémiologiques, statistiquement valables ne font pas apparaître de phénomènes de cancérogénèse avec ces deux types de sels [48].

Les résultats de l'analyse ont montré que les concentrations de nitrites sont inférieures à la norme OMS qui est de 50 mg/l excepté les puits p22, p24, p25 et vu leur position géographique ceci pourrait être dû à l'activité agricole de la zone rurale. (Figure 21)

L'OMS recommande pour les eaux destinées à la consommation humaine une valeur limite de 50 mg/L et précise qu'il doit être tenu compte aussi de la concentration en nitrites de telle façon que la somme des rapports des concentrations (en nitrates et nitrites) par rapport à leurs valeurs guides respectives doit être inférieure à 1 [48].

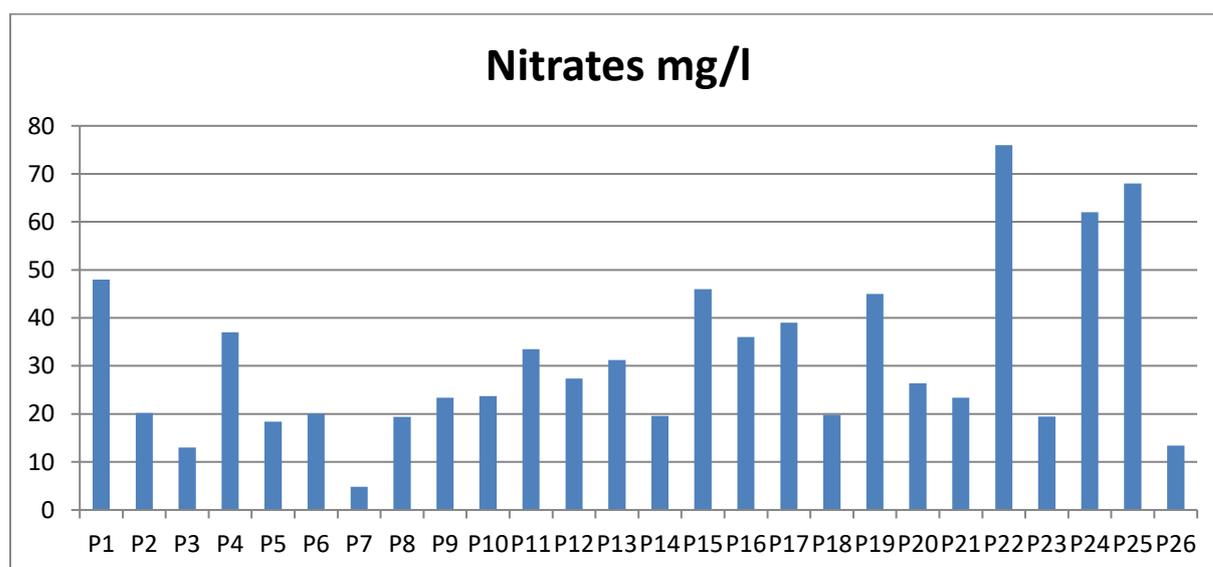


Figure 21 : Variations des concentrations en nitrates des eaux de puits étudiés

Répartition spatiale des nitrates

On a réalisé des cartes de répartition spatiale en utilisant la méthode d'interpolation de type krigeage ordinaire pour spatialiser l'information sur les deux zones étudiées (Khemissa et Sedrata), ceci nous a permis d'estimer la répartition des teneurs des puits en nitrates (Figures 22, et 23).

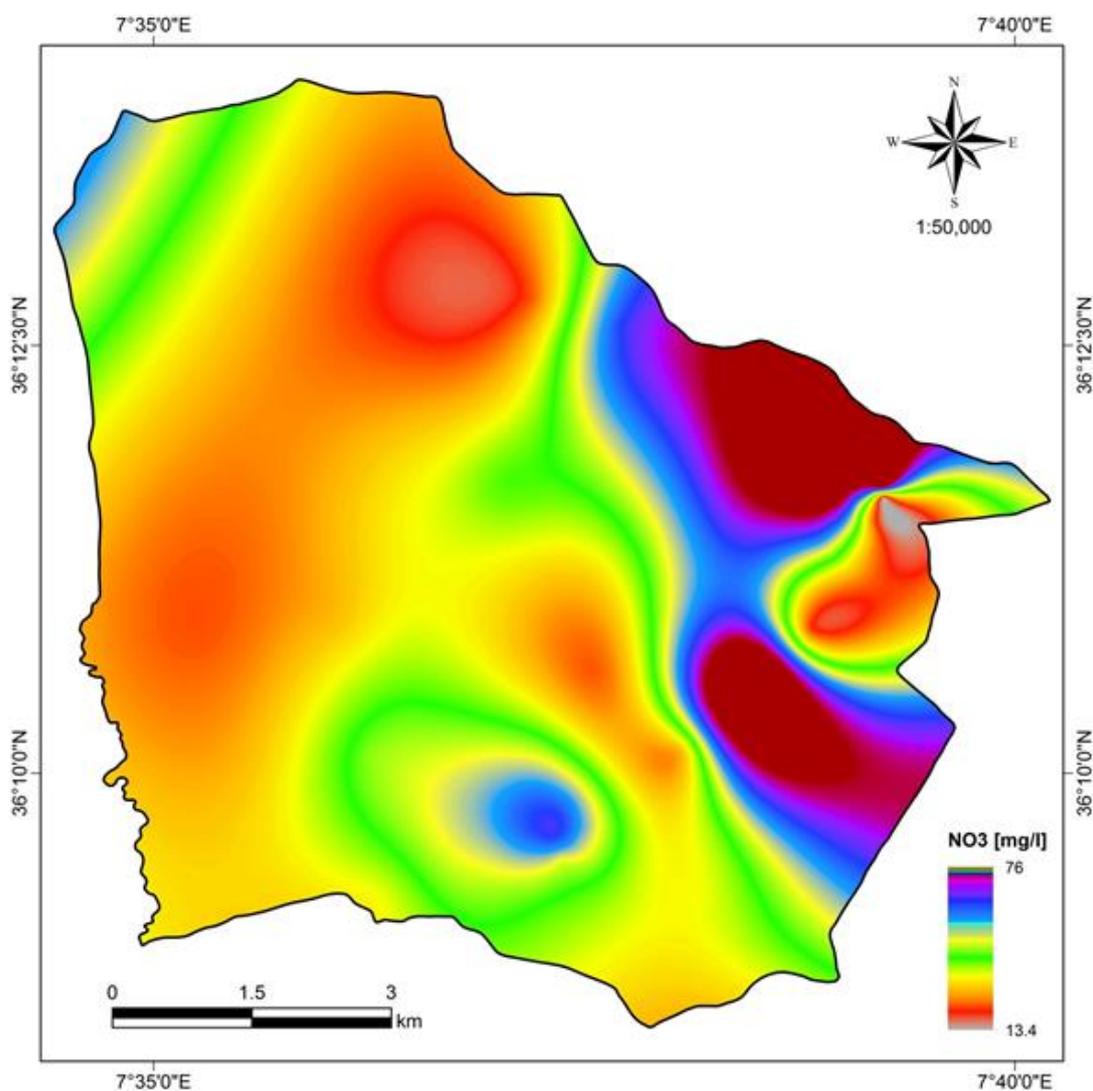


Figure 22 : carte de répartition des concentrations en nitrates sur la région de Khemissa

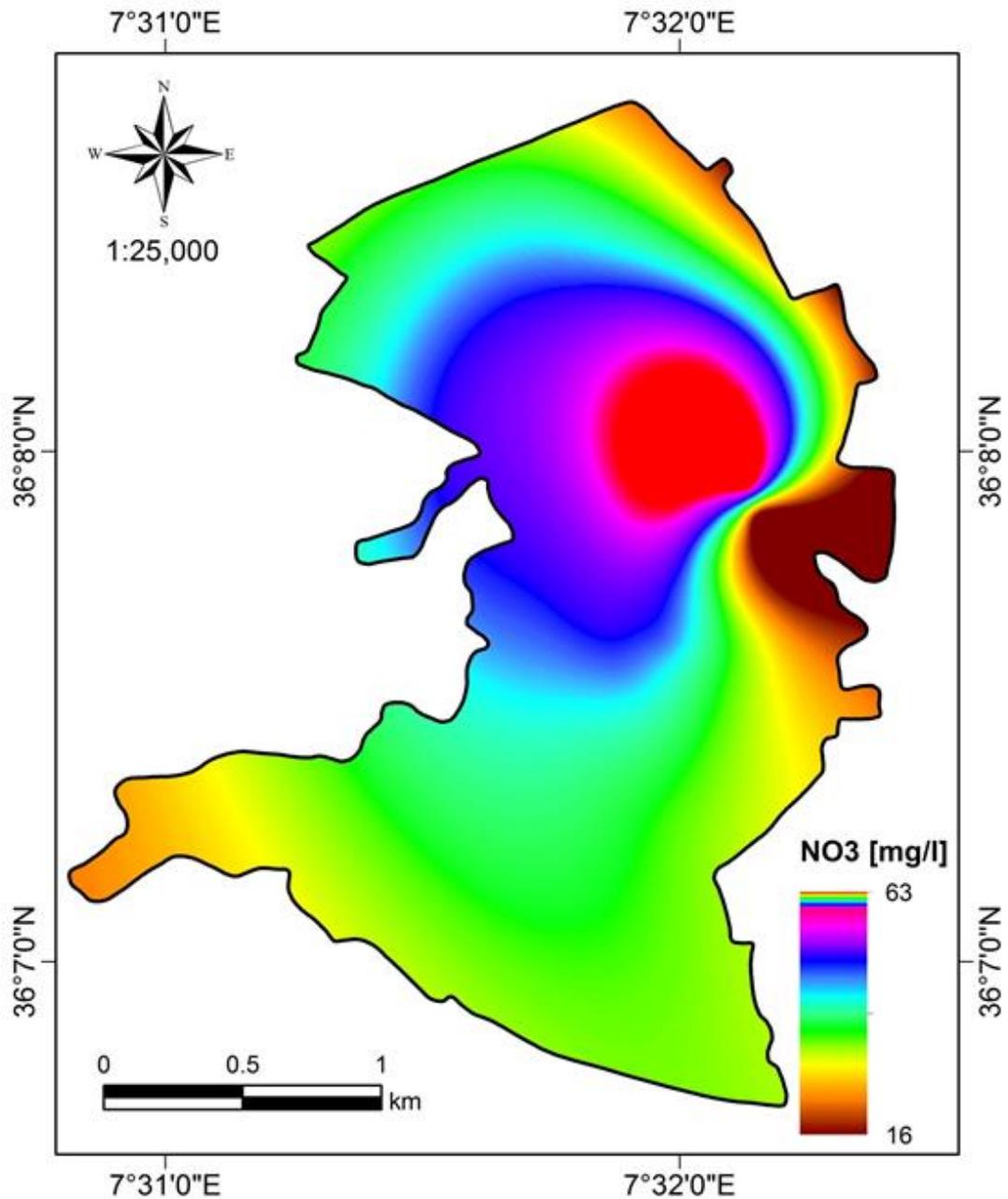


Figure 23 : carte de répartition des concentrations en nitrates sur la région de Sedrata

Les Nitrites

Les nitrites sont moins présents que les nitrates, ils ont pour origine ; la dégradation des matières organiques, la réduction des nitrates, l'oxydation de l'ammoniac, leur présence excessive dans l'eau de consommation présente un danger sanitaire à cause de leur pouvoir oxydant toxique [8].

En l'absence de pollution, il n'y a pas ou très peu de nitrites dans les eaux et dans les zones où l'auto-épuration est active ; les teneurs se maintiennent à des niveaux très faibles (de l'ordre de 0,01 mg/L). Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque, la nitrification n'étant pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante. Une eau qui renferme des nitrites est à considérer comme suspecte car lui est souvent associée une détérioration de la qualité microbiologique. Du point de vue de la toxicité qui est très significative en raison de leur pouvoir oxydant, il faut retenir que les nitrites peuvent avoir une action méthémoglobinisante comme pour les nitrates [48].

Le puits P4 contient une concentration en nitrite supérieure à la norme algérienne fixée à 0.1 mg/l, se situant dans la zone urbaine ; ce dernier est peut être contaminé par l'infiltration des eaux usées. Cependant les résultats d'analyses des puits p8, p10, p11, p14, p17, p20, p22, p25 qui se situent dans la zone rurale ; montrent des teneurs en nitrites qui dépassent les normes (Figure 24).

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, l'OMS recommande une valeur guide provisoire de 3 mg/L, et précise qu'il doit être tenu compte aussi de la concentration en nitrates de telle façon que la somme des rapports des concentrations (en nitrites et nitrates) par rapport à leurs valeurs guides respectives doit être inférieure à 1 [48].

En tenant compte que la zone de Khemissa est une zone agricole ; on peut déduire que cette pollution est probablement due aux déchets des animaux, à l'épandage du fumier ou des engrais chimiques utilisés en agriculture [3].

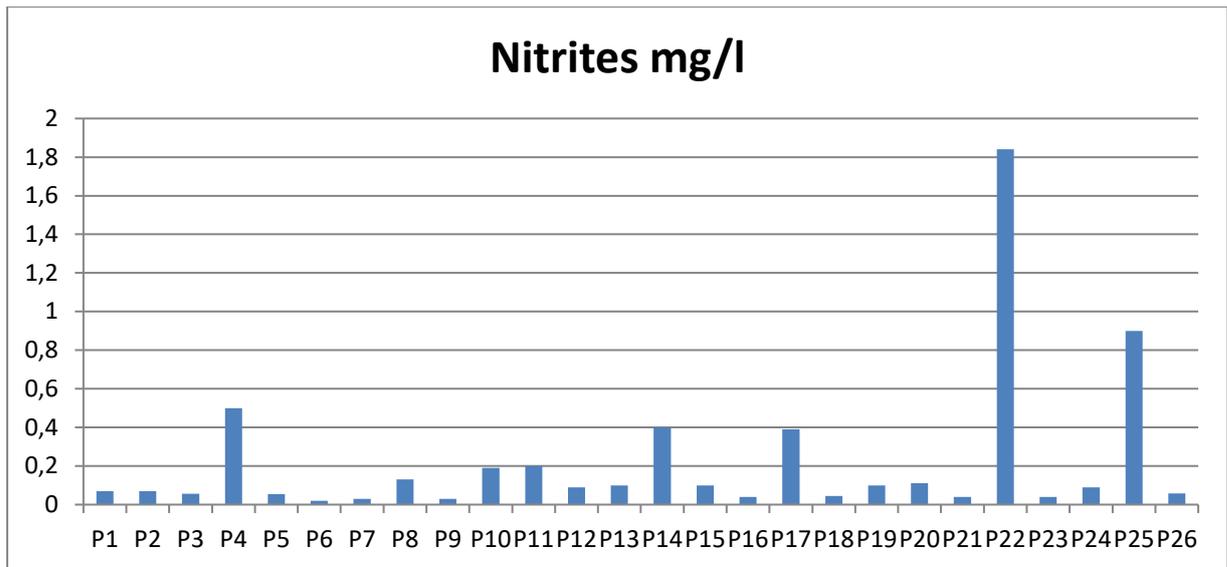


Figure 24: Variations des concentrations en nitrites des eaux de puits étudiés

L'Ammonium

L'ammonium est la forme la plus réduite de l'azote constituant le produit final de la dégradation des matières organiques et inorganiques du sol et des milieux aquatiques [27].

L'oxydation biologique de l'ammoniaque peut développer des zones anaérobies dans certaines parties des réseaux de distribution et entraîner ainsi des goûts désagréables et provoquer la corrosion des conduites, notamment en cuivre. L'ammoniaque présente aussi l'inconvénient de nécessiter une augmentation de la consommation en chlore lors de la désinfection et de produire des composés organochlorés indésirables [48].

Les puits p1, p16, p17, p19, p20, p22 présentent des teneurs supérieures à la norme algérienne qui est de 0.5 mg/l (Figure 25).

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, en raison de problèmes particuliers susceptibles d'introduire une gêne pour le consommateur (goût, odeur), l'OMS recommande comme valeur limite pour l'ammonium 1,5 mg/L. l'exposition répétée avec des intervalles de temps courts peut conduire à une toxicité cumulative, l'élimination à partir de l'organisme étant très lente [48].

La présence d'ammonium dans les eaux souterraines par percolation indique une contamination anthropique. De plus, cet élément a également pour origine ; l'activité bactérienne du sol, l'agriculture et les déchets industriels [25].

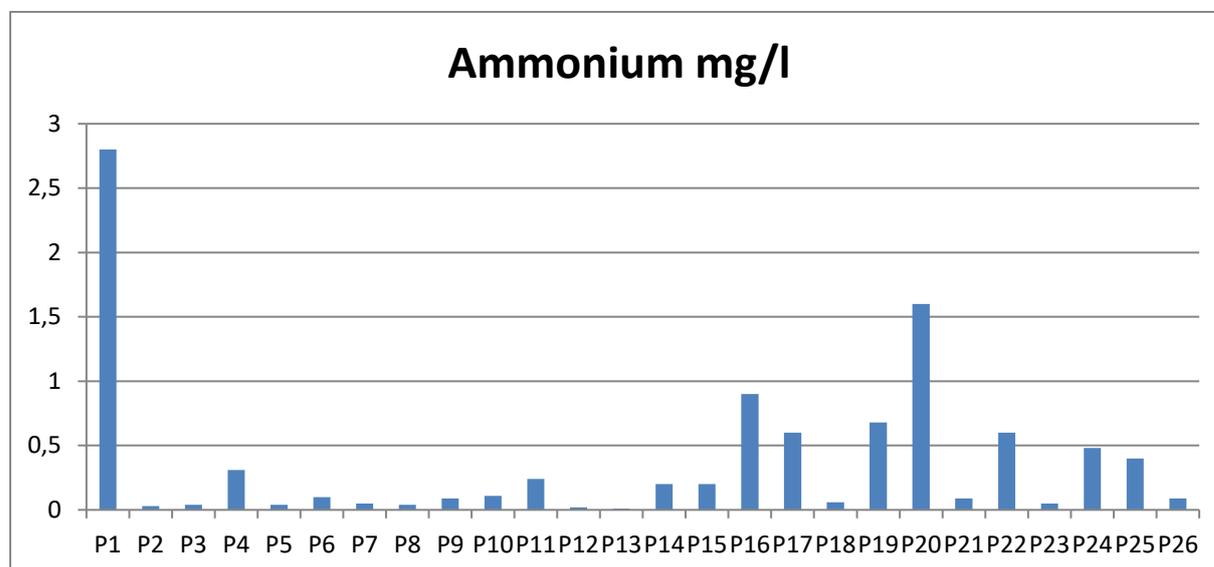


Figure 25 : Variations des concentrations en ammonium des eaux de puits étudiés

Eléments métalliques en traces

Fer et Manganèse

Le Mn et le fer sont des éléments métalliques qui pourraient exister en trace dans l'eau, dépassant les normes ces derniers pourraient infecter l'aspect organoleptique de l'eau, ils ne présentent pas de danger sanitaire mais ils pourraient entrer en réaction provoquant ainsi un effet antagoniste sur le processus de chloration, ils pourraient également endommager les installations de plomberie [43,23].

Le fer peut se rencontrer dans l'eau sous différentes formes. Dans les conditions habituelles, c'est-à-dire pour un pH variant entre 4,5 et 9, le fer soluble présent est généralement à l'état ferreux. Si le milieu est réducteur comme dans beaucoup d'eaux souterraines, le fer ferreux peut atteindre des teneurs élevées.

Le manganèse est très répandu dans la nature. Les concentrations dans l'écorce terrestre peuvent varier de 500 à 900 mg/kg. Le manganèse est nécessaire à l'homme pour la croissance, pour le métabolisme des glucides et des lipides et comme

catalyseur dans certaines réactions enzymatiques. Les besoins journaliers sont estimés de 2 à 5 mg/j pour l'adulte et à moins de 1,5 mg/j pour l'enfant. L'apport quotidien se situe entre 2 et 9 mg, les produits les plus riches étant les céréales. Le manganèse absorbé d'origine hydrique ne représente guère plus de 1 % de l'apport total. Les intoxications par le manganèse sont extrêmement rares ; en dehors d'une absorption accidentelle ou volontaire en quantités importantes, le risque est exclusivement d'origine professionnelle. En pratique, la seule voie dangereuse de pénétration est la voie pulmonaire [48].

Les eaux des puits p1, p8, p9, p10, p11, p12, p13, p14, p18, p25, p26 ont des teneurs en fer et en manganèse supérieures aux valeurs limitées par les normes algériennes à 0.3mg/l pour le fer et 0.5mg/l pour le manganèse. De plus trois autres puits contiennent des concentrations en fer dépassant les normes, ceci est peut-être dû à la composition des parois internes des puits qui est généralement en acier. (Figures 26, 27)

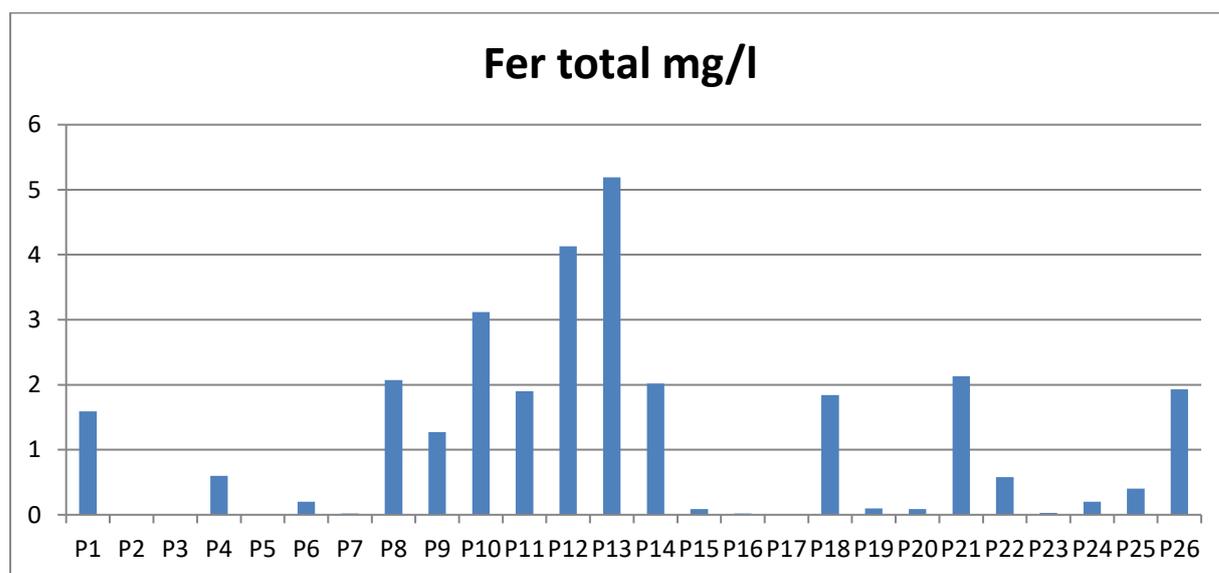


Figure 26 : Variations des concentrations en fer des eaux de puits étudiés

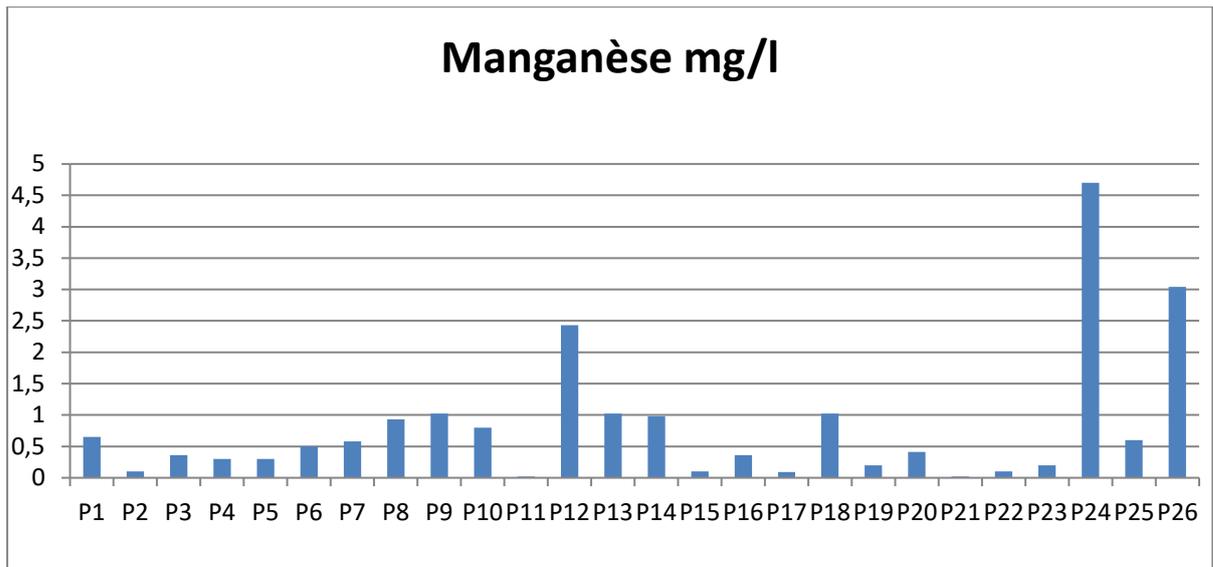


Figure 27: Variations des concentrations en manganèse des eaux de puits étudiés

L'Aluminium

L'aluminium est l'élément métallique le plus abondant dans l'environnement, sa présence dans l'eau pourrait avoir pour origine la composition des couches terrestres traversées, sa consommation à long terme pourrait avoir de graves conséquences sur la santé humaine [5].

À propos de la toxicité de l'aluminium, il convient de signaler que dès 1972 des cas d'encéphalopathies myocloniques associant des troubles de la parole, des crises convulsives et des perturbations psychologiques ont été observées chez certains sujets soumis de façon chronique à la dialyse rénale et absorbant des gels d'alumine pour éviter une déperdition en ions phosphates. Si le début de la maladie a un caractère progressif, la période d'état a un caractère irréversible, l'évolution s'étalant entre 3 et 15 mois. Le décès peut intervenir soit par suicide par suite d'une aggravation des troubles de la personnalité soit, dans la majorité des cas, à la suite d'une maladie infectieuse ou métabolique, le malade n'étant plus apte à suivre des séances de dialyse [48].

Les puits p2, p4, p10, p11, p20, p24, p25 ont des teneurs en aluminium supérieures à 0.2mg/l, norme fixée par l'OMS. (Figure 28)

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, en raison de problèmes particuliers susceptibles d'introduire une gêne pour le consommateur (coloration, dépôts), l'OMS recommande comme valeur limite pour l'aluminium 0,2 mg/L.

En se basant sur la technique de l'agence de la protection de l'environnement des nations unies (US EPA 2002), A. T. Batayneh, a calculé le risque liée à la consommation de l'eau contenant des concentrations d'aluminium allant de 0.007 mg/l à 0.365mg/l (valeurs inférieures à celles retrouvées lors de l'analyse des eau de puits de Sedrata qui vont de 0.01 mg/l à 1.7 mg/l), il est arrivé à estimer que 4 personnes sur 10000 sont en danger de développer des maladies oncologiques.

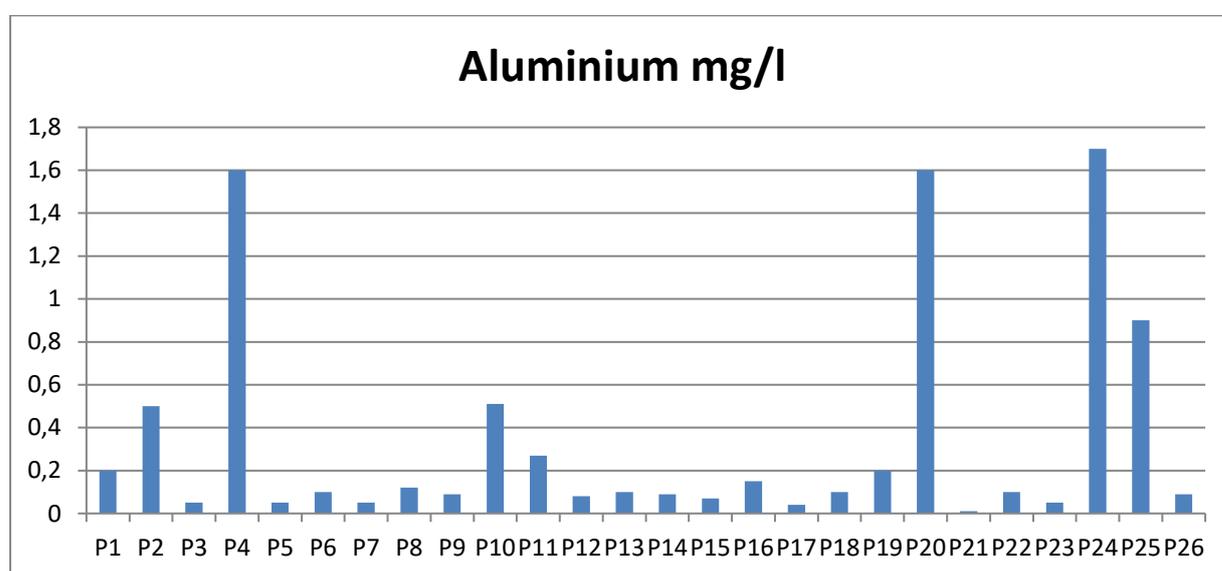


Figure 28 : Variations des concentrations en aluminium des eaux de puits étudiés

2- Paramètres microbiologiques

La réglementation pose le principe que l'eau destinée à la consommation humaine ne doit pas contenir de micro-organismes pathogènes. Mais ceux-ci, ne seront recherchés, qu'en tant que de besoin, sans qu'une périodicité fixe soit imposée.

Quand une eau n'est pas apte à être distribuée comme eau potable, on doit y remédier par un traitement approprié. Cependant, une limite de qualité est imposée aux eaux brutes, au-delà de laquelle une procédure spéciale est nécessaire pour obtenir l'autorisation de les transformer en eau destinée à la consommation humaine. Dans le

domaine de la microbiologie, ces valeurs guides concernent les paramètres spécifiques de la pollution fécale : coliformes, E. Coli et entérocoques dont les concentrations ne doivent pas excéder respectivement 50 000, 20 000 et 10 000 colonies par 100 ml. Il est certain que plus une pollution de cette nature est intense, plus une défaillance dans le traitement pourrait avoir de graves conséquences, et plus grand est le risque de rencontrer dans cette eau brute un micro-organisme pathogène dont on ne sait pas exactement quelle sera sa réponse au traitement.

Les germes totaux

Le dénombrement des bactéries mésophiles aérobies et anaérobies facultatives, a pour objectif ; l'estimation de la charge bactérienne ou tout simplement la quantité de la population bactérienne générale dans l'eau potable. Il permet ainsi une appréciation globale de la salubrité générale d'une eau, sans précision des origines de contamination. D'une manière générale, la présence de germes totaux en quantité anormalement élevée, semble être indicatrice de d'inefficacité de traitement ou d'un entretien inadéquat du réseau [35].

Environ 65% des puits sont contaminés par les germes totaux mésophiles les valeurs enregistrées varient de 1 UFC.mL⁻¹ et 1100 UFC.mL⁻¹. (Figure 29) Les germes totaux à 22° C ont été retrouvés dans 50% des puits allant de 1 UFC.mL⁻¹ à 700 UFC.mL⁻¹. (Figure 30)

Les germes totaux à 22 °C représentent les bactéries de l'environnement, alors que les germes totaux à 37 °C représentent essentiellement la flore intestinale humaine ou animale. La présence des germes totaux dans les eaux destinés à la consommation est un indice de pollution qui témoigne une contamination qui est peut être due à l'infiltration des germes issus des matières fécales des animaux ou à la non couverture des puits [21].

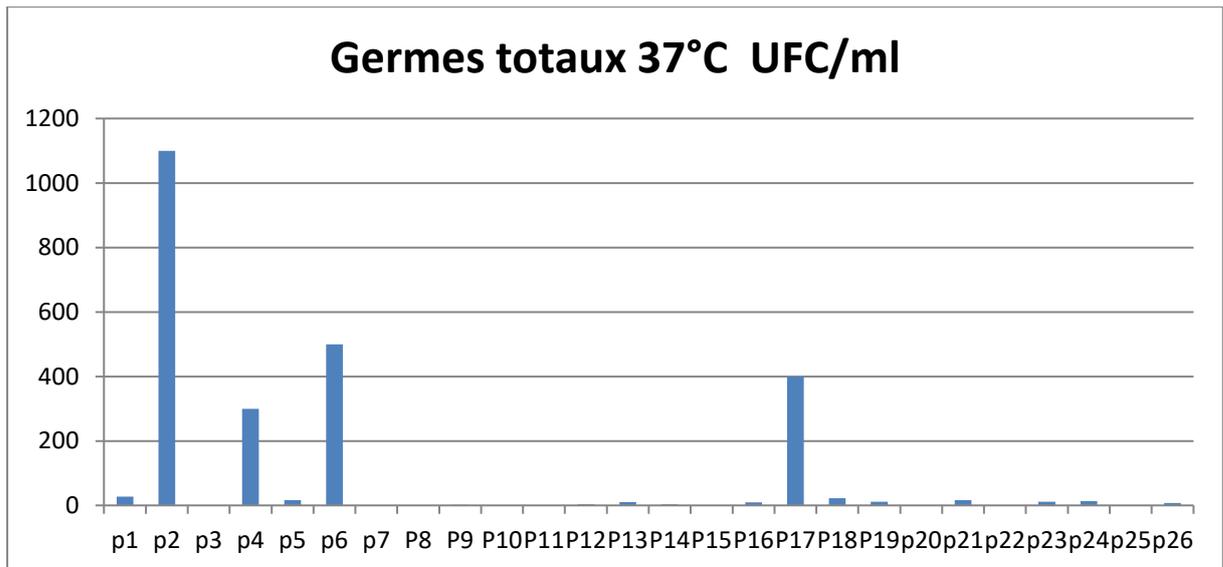


Figure 29 : Variations des germes totaux mésophiles des eaux de puits étudiés

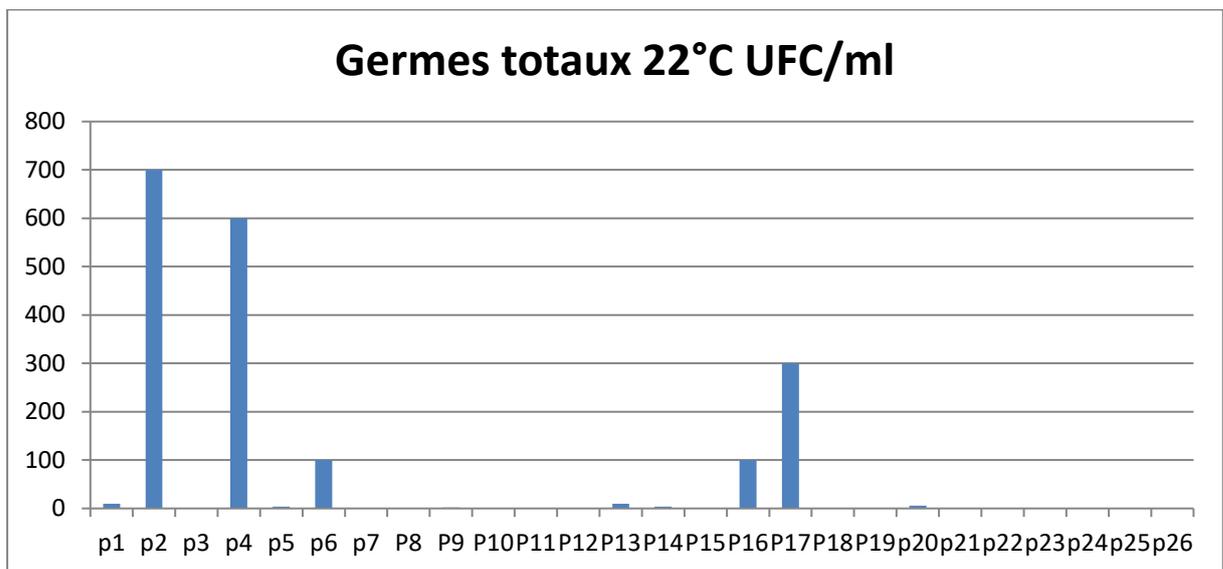


Figure 30 : Variations des germes totaux 22° C des eaux de puits étudiés

Les coliformes totaux

Les coliformes totaux sont considéré depuis très longtemps comme indicateurs de la qualité microbienne de l'eau parce qu'ils peuvent être indirectement associés à une pollution d'origine fécale, néanmoins la recherche et le dénombrement des coliformes à 37°C, est plus utile pour juger de l'efficacité de la désinfection d'une eau. Ils sont d'un intérêt moindre pour déceler une contamination d'origine fécale, du fait que certains de ces coliformes peuvent être des saprophytes et exister naturellement dans la flore naturelle des eaux et des sols non pollués autrement dit La présence de coliformes totaux dans l'eau traitée, ou le dépassement des normes réglementaires, n'impliquent pas nécessairement un risque pour la santé publique, de ce fait, le risque sanitaire relié directement à la présence de bactéries du groupe de coliformes totaux, est donc faible, à l'exception de certaines souches d'*E.coli* et de certaines bactéries opportunistes qui peuvent causer de graves maladies chez les patients débilisés [21].

Environ 38% des puits étudiées représentent des taux en coliformes totaux allant de 13 UFC.ml⁻¹ à 900 UFC.ml⁻¹ et supérieurs à 10UFC.ml⁻¹ ; norme de l'OMS. Le puits P2 contient le taux le plus haut de coliformes totaux ceci pourrait nous conduire à déduire que cette contamination pourrait être due à une très probable infiltration des eaux usées dans l'eau du puits. (Figure 31)

L'intensité de la pollution des eaux souterraines est influencée par type du sol et de la dose en polluants [10]. La contamination observée est ponctuelle et est peut être due aux rejets domestiques ou agricoles qui renferment les déjections d'animaux.

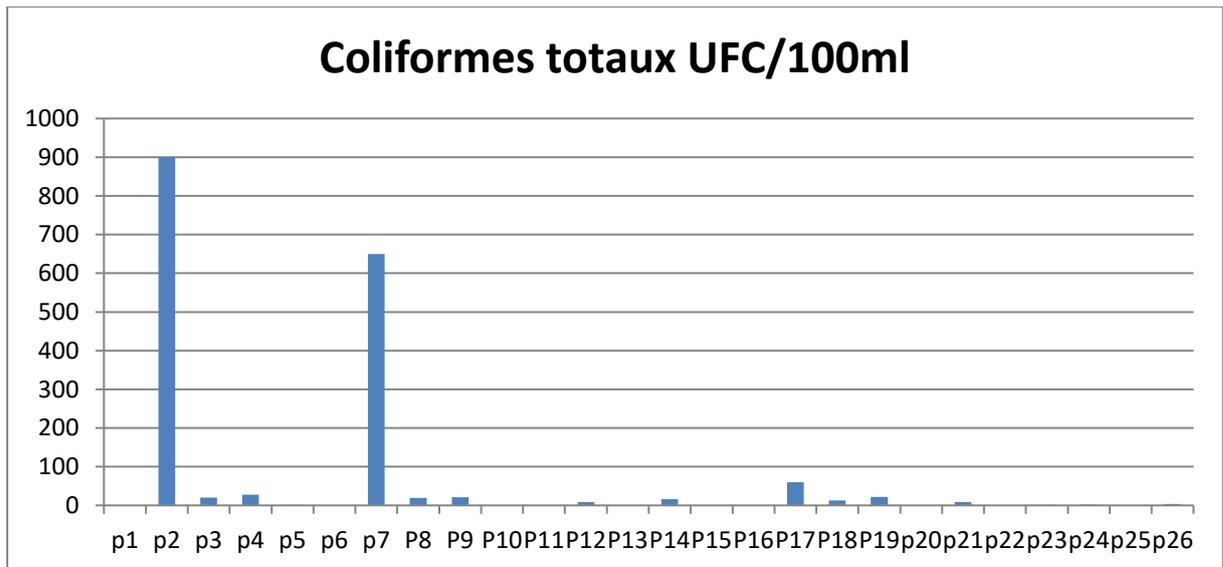


Figure 31 : Variations des coliformes totaux méso-therophiles des eaux de puits étudiés

Les coliformes fécaux

Ce sont surtout des bactéries vivant normalement dans l'intestin de l'homme et des animaux. Toute présence de ces microorganismes impliquerait dans certains cas la présence de germes pathogènes dangereux et mortels dans certains cas comme les *Salmonelles* et les *Vibrions*. Les coliformes fécaux sont bien entendu utilisés comme indicateurs de pollution fécale et non comme indicateurs d'efficacité de traitement [51]. Les coliformes fécaux doivent être absents dans les eaux transportées sous canalisation [45].

Excepté l'eau du puits p2, la recherche des coliformes fécaux a été négative, ce qui confirme que la pollution du puits p2 contenant 2 UFC/100 ml serait ponctuelle (Figure 32).

La présence de ces germes est un indicateur direct d'une contamination fécale qui pourrait être d'origine humaine ou animale, la présence de coliformes fécaux peut être un signe de la présence de micro-organismes entéropathogènes [1].

Cartographie de la contamination aux coliformes fécaux

On a présenté les résultats obtenus sous forme des cartes thématiques ceci nous permet de voir la répartition de la contamination aux coliformes fécaux sur la région de Sedrata et la région de Khemissa, ainsi que de déterminer si la contamination est ponctuelle ou diffuse (figures 33, et 34)

La figure 28 qui représente la cartographie de la contamination de la région de Sedrata aux Coliformes fécaux montre que seulement le puits p2 est contaminé, la carte confirme la contamination ponctuelle.

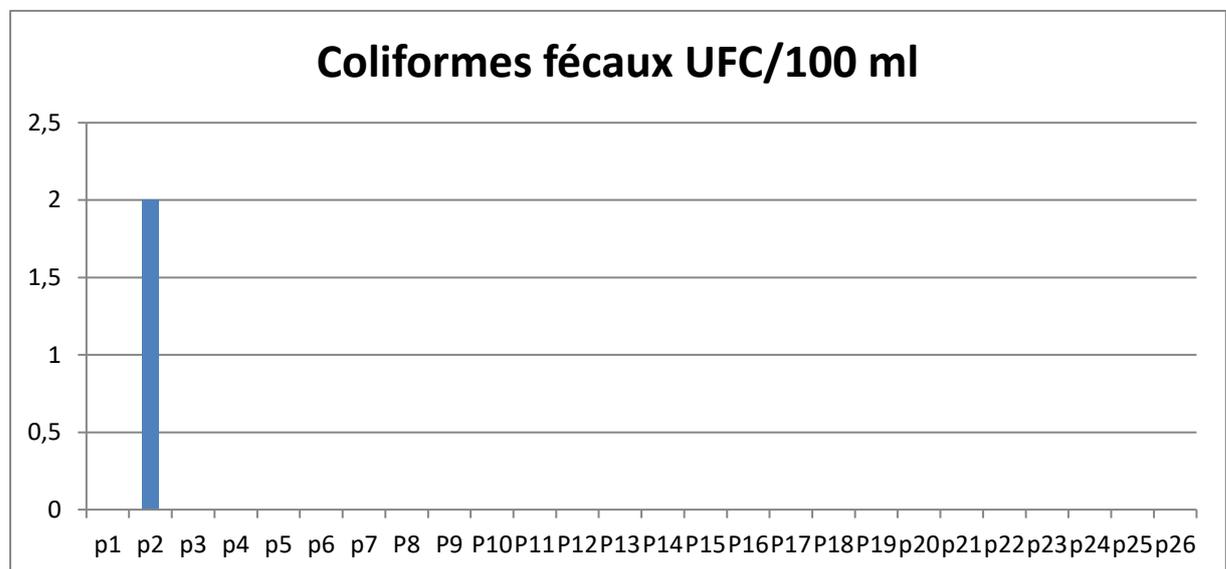


Figure 32 : Variations des coliformes fécaux mésophiles des eaux de puits étudiés

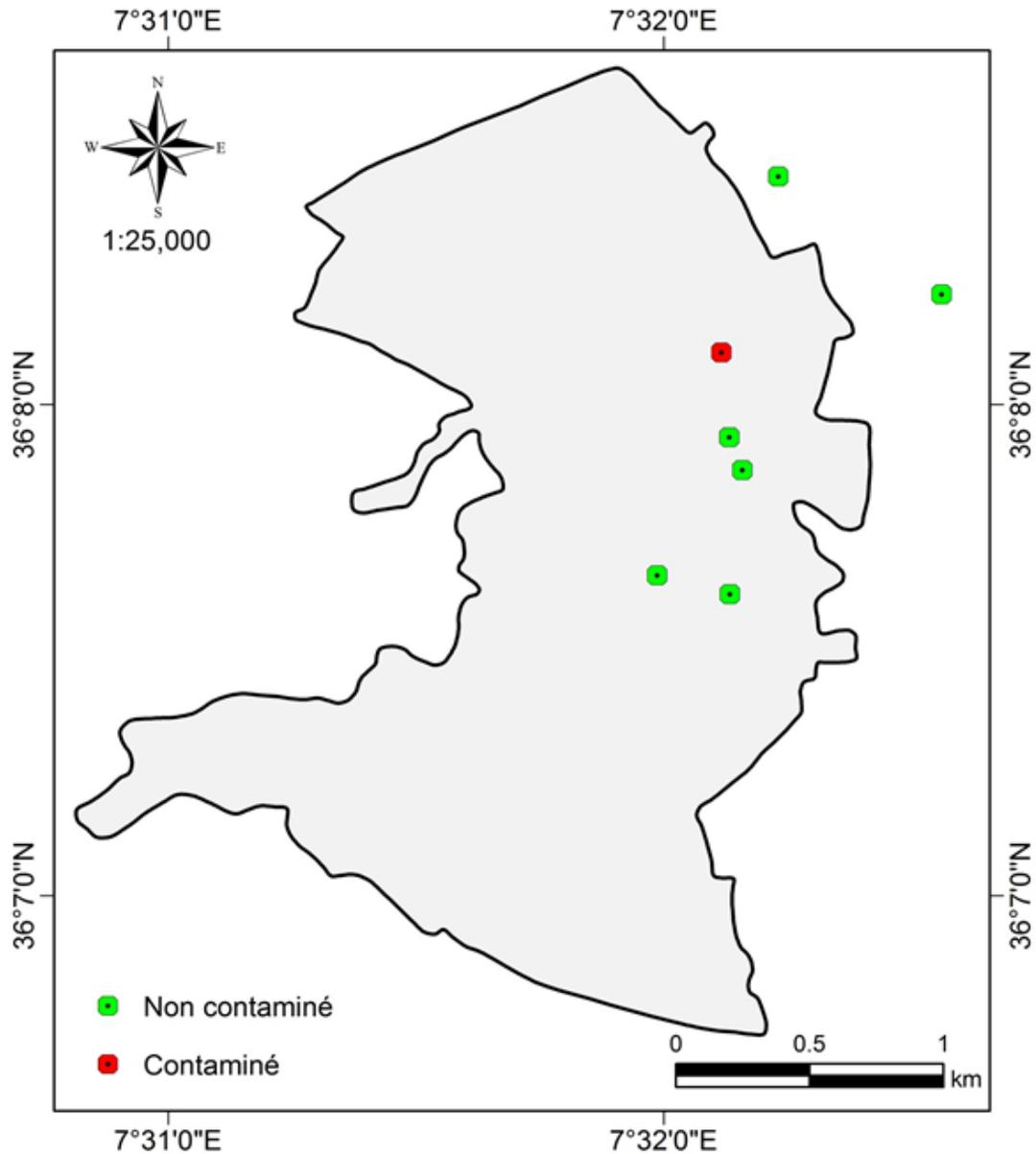


Figure 34 : Cartographie de la contamination de la région de Sedrata aux Coliformes fécaux

Les streptocoques fécaux

Sous cette dénomination générale, il faut entendre l'ensemble des streptocoques possédant la substance (acide teichoïque) antigénique caractéristique du groupe D de Lancefield, c'est-à-dire essentiellement : *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *E. durans*, *E. hirae*, *Streptococcus bovis*, *S. suis* et *S. equinus*. Ces streptocoques du groupe D sont généralement pris globalement en compte comme des témoins de

pollution fécale, car tous ont un habitat fécal. On dit maintenant recherche des entérocoques intestinaux. Leur présence serait donc le signe d'une contamination fécale de l'eau plus ancienne [48].

Leur grande résistance à la dessiccation fait des entérocoques des indicateurs pour le contrôle lors des réparations du réseau de distribution nécessitant un assèchement La présence de Streptocoques fécaux doit s'accompagner de la présence de coliformes fécaux pour être certain d'une contamination fécale d'une eau d'alimentation [51]

Sur les 26 puits étudiés, seulement p2 et p6 sont contaminés par les streptocoques fécaux contenant respectivement 5 UFC /100ml et 2 UFC /100ml (Figure 35) les puits p2 et p6 sont situés dans la zone urbaine de la région d'étude.

En utilisant la méthode de *Borrego & Romero (1982)* ; *Rose Koffi-Nevry (2012)* a pu déterminer l'origine de la contamination fécale en calculant le rapport (R) coliformes fécaux/streptocoques fécaux (CF/SF). Si R est inférieur à 0.7 : la contamination est d'origine animale, et s'il est supérieur 4 elle est d'origine humaine. Si R est compris entre 0,7 et 1 la contamination est d'origine mixte à prédominance animale; elle est mixte à prédominance humaine si R se situe entre 2 et 4. L'origine est incertaine si R est compris entre 1 et 2. Les rapports R calculés pour les deux puits (p2, p6) sont de la valeur de 0.4 pour le puits p2 et de 0 pour le puits p6. Ces deux valeurs sont inférieures à 0.7 ceci montre que la contamination fécale de ces derniers est d'origine animale [31]. Les bactéries d'origine fécale constituent un risque majeur de gastro-entérites pour les consommateurs.

Il conviendra de tenir compte, pour l'interprétation de la concentration en germes fécaux, des circonstances météorologiques: les eaux de nappes peu profondes sont plus souvent contaminées après de fortes précipitations ou après les fontes des neiges qui submergent la protection des terrains filtrants [48]. Ceci confirme que les puits étudiés ont été contaminés par l'infiltration des eaux usées.

Cartographie de la contamination aux Streptocoques fécaux

On a présenté les résultats obtenus sous forme des cartes thématiques ceci nous permet de voir la répartition de la contamination aux streptocoques fécaux sur la région de Sedrata et la région de Khemissa, ainsi que de déterminer si la contamination est ponctuelle ou diffuse (figures 36, 37)

La figure 39 qui représente la cartographie de la contamination de la région de Sedrata aux Streptocoques fécaux ; confirme la contamination ponctuelle des puits p2 et p6 qui se situent dans la région urbaine de la zone d'étude.

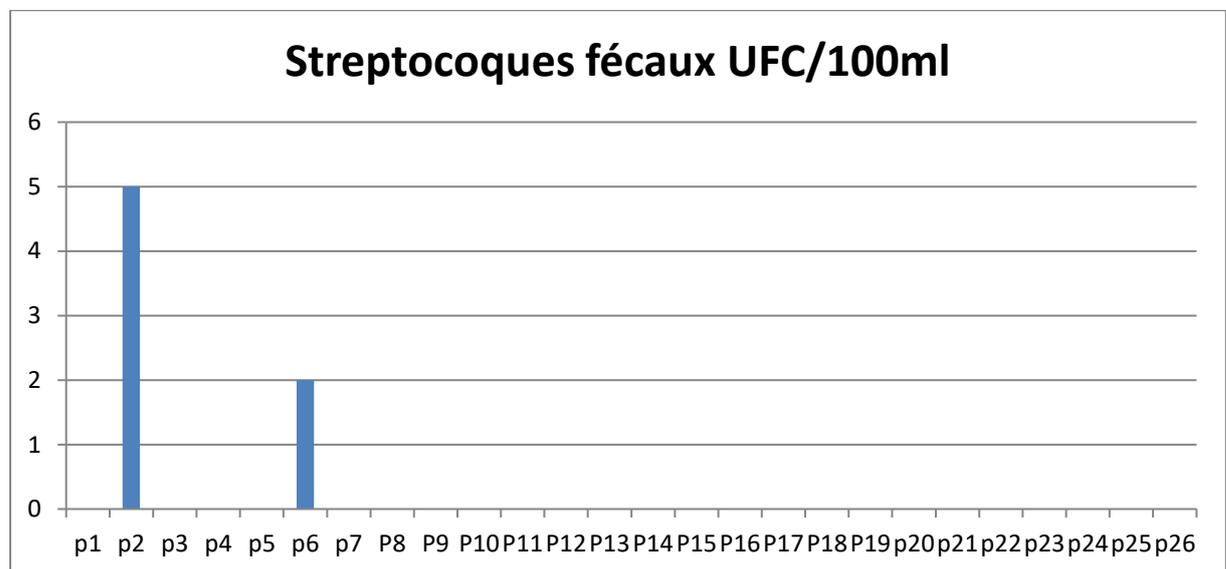


Figure 35 : Variations des streptocoques fécaux mésophiles des eaux de puits étudiés

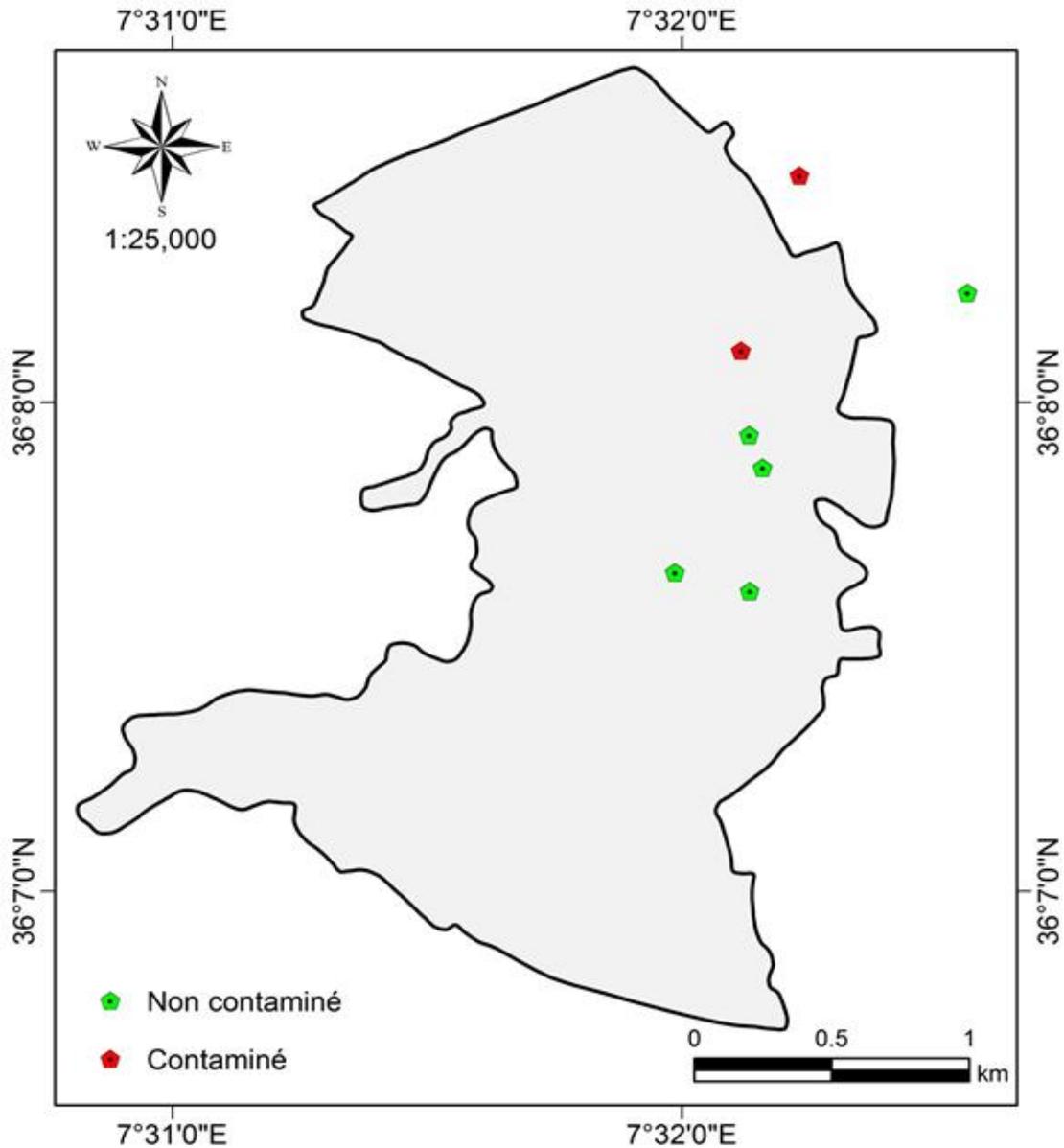


Figure 37 : Cartographie de la contamination de la région de Sedrata aux Streptocoques fécaux

***Clostridium* sulfito-réducteur**

Les *Clostridium* sulfito-réducteurs sont souvent considérés comme des témoins de pollution fécale. La forme spore, beaucoup plus résistante que les formes végétatives des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux, permettrait ainsi de déceler une pollution fécale ancienne ou intermittente. Sans débattre de l'intérêt réel d'une telle indication concernant la date de la pollution, il faut cependant considérer que si les

Clostridium sulfito-réducteurs peuvent certes être des germes fécaux, ce sont également des germes telluriques et que, de ce fait, aucune spécificité d'origine fécale ne peut être attribuée à leur mise en évidence [48].

La recherche du *clostridium* sulfito-réducteur dans les eaux de puits analysées a montré qu'environ 35% en sont contaminées, contenant des valeurs allant de 1UFC/20ml à 3 UFC/20ml, ces concentrations sont inférieures à la norme algérienne fixée à 5 UFC/ 20ml. (Figure 38)

La contamination des puits p20 et p23 est probablement ancienne vue l'absence des bactéries coliformes, ce qui n'est pas le cas du reste des puits dont la pollution est due à une contamination fécale en raison de la présence des germes coliformes.

Les spores de *clostridium* sulfito-réducteur sont très persistantes et présentent un signe de vulnérabilité des nappes phréatiques [3]. En effet, les *Clostridium* sulfito réducteurs étant pratiquement toujours présents dans les rivières et le sol, leur absence dans une nappe sous-jacente, et surtout l'absence de leurs spores, de moindre taille et plus difficiles à retenir, constituent un bon signe de l'efficacité de la filtration naturelle [48].

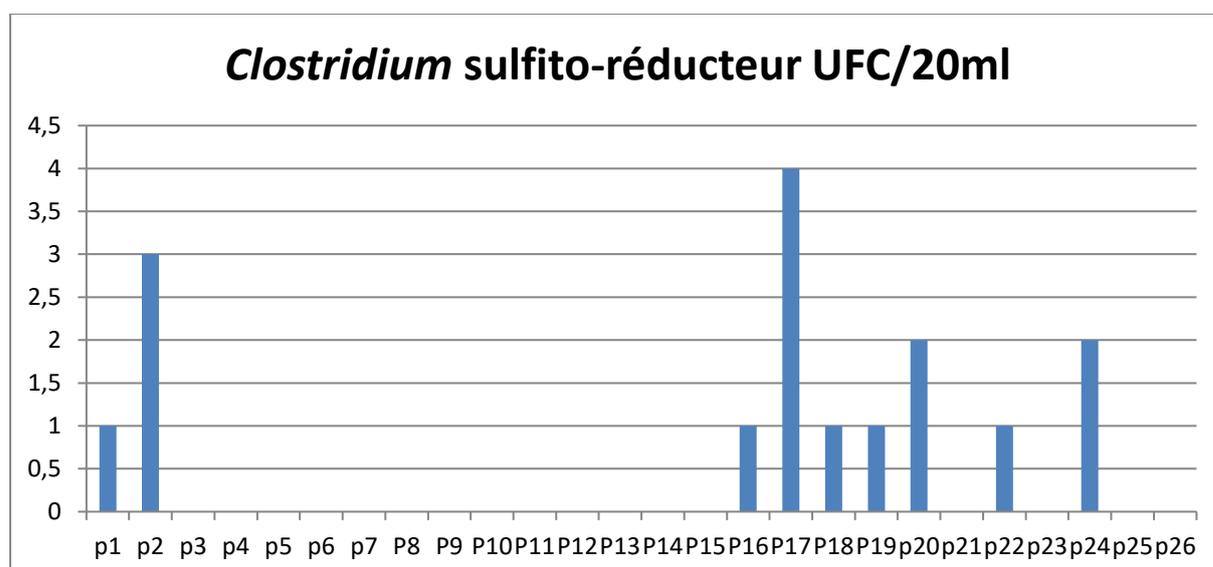


Figure 38 : Variations des *clostridium*s sulfito-réducteurs des eaux de puits étudiés

Autres bactéries identifiées

129 souches bactériennes ont été identifiées; quelques pathogènes ont été retrouvés à savoir, *Staphylococcus aureus*, *Klebsiella pneumoniae*, *Pseudomonas aeruginosa*, on a également identifié des Enterobactéries tel que *Escherichia coli*, *Enterobacter* ainsi que des bactéries de l'environnement tel que *Exiguobacterium aurantiacum*.

Ceci montre bien que la pollution des eaux étudiées aurait une origine environnementale et qui pourrait être due à la non couverture des puits et dans ce cas les bactéries pénètrent très facilement. La présence des Entérobactéries nous indique que la pollution aurait également une origine fécale et donc humaine qui peut être due à l'infiltration des eaux usées dans les eaux souterraines, ou bien animal provenant des déjections des animaux dans la nature.

Les espèces identifiées

Bactéries pathogènes	Entérobactéries	Bactéries de l'environnement
<ul style="list-style-type: none"> - <i>Staphylococcus aureus</i> - <i>Pseudomonas aeruginosa</i> - <i>Klebsiella pneumoniae</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Serratia rubidaea</i> - <i>Enterococcus faecalis</i> - <i>Enterococcus faecium</i> - <i>Enterococcus mundtii</i> - <i>Escherichia coli</i> - <i>Proteus mirabilis</i> - <i>Proteus vulgaris</i> - <i>Enterobacter kobei</i> - <i>Enterobacter aerogenes</i> - <i>Enterobacter asburiae</i> - <i>Enterobacter hormaechei</i> - <i>Enterobacter cloacae</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Staphylococcus warneri</i> - <i>Staphylococcus pasteurii</i> - <i>Pseudomonas chlororaphis</i> - <i>Pseudomonas otitidis</i> - <i>Bacillus firmus</i> - <i>Bacillus licheniformis</i> - <i>Paenibacillus glucanolyticus</i> - <i>Klebsiella oxycota</i> - <i>Kosakonia cowani</i> - <i>Exiguobacterium aurantiacum</i> - <i>Delftia acidovorana</i> - <i>Raoultella terrigena</i> - <i>Acinetobacter pittii</i> - <i>Acinetobacter calcoaceticus</i> - <i>Aeromonas hydrophila</i> - <i>Aerococcus viridans</i> - <i>Bacillus subtilis</i>

Tableau 2 : les espèces bactériennes retrouvées dans les eaux des puits

3- Relations entre les paramètres étudiés

Analyse en composantes principales (ACP)

L'ACP est un outil efficace en termes de compression et de synthèse de l'information, il est très utile lorsqu'on a une somme importante de données quantitatives à traiter et interpréter. L'apparition au cours des dernières années de logiciels chaque fois plus performants et faciles à utiliser rend aujourd'hui accessibles ce type d'analyses des données à tous les chercheurs en sciences sociales, et non plus aux seuls spécialistes.

L'ACP est une analyse factorielle, c'est-à-dire qu'elle produit des facteurs (ou axes principaux) qui sont des combinaisons linéaires des variables initiales, hiérarchisées et indépendantes les unes des autres.

Une fois les variables sélectionnées, le calcul de la matrice des corrélations permet d'analyser les relations bilatérales existant entre les différentes variables retenues. Plutôt que d'effectuer une représentation cartographique pour chacune des variables retenues pour l'étude avec des informations récurrentes et redondantes, le calcul de quelques composantes principales concentrant l'essentiel de l'information contenue dans la matrice de données de départ permet de distinguer très clairement les grandes tendances de l'organisation spatiale de l'espace étudié [36].

Etude de la relation entre la conductivité et la concentration en chlorures

L'analyse par corrélation linéaire nous a montré que la conductivité électrique est modérément reliée à la concentration des chlorures, ce qui pourrait expliquer les valeurs élevées de la conductivité que l'on a rencontré dans certains puits (Figure 39). En effet les ions de chlorures sont chargés négativement ce qui pourrait influencer les valeurs de la conductivité électrique.

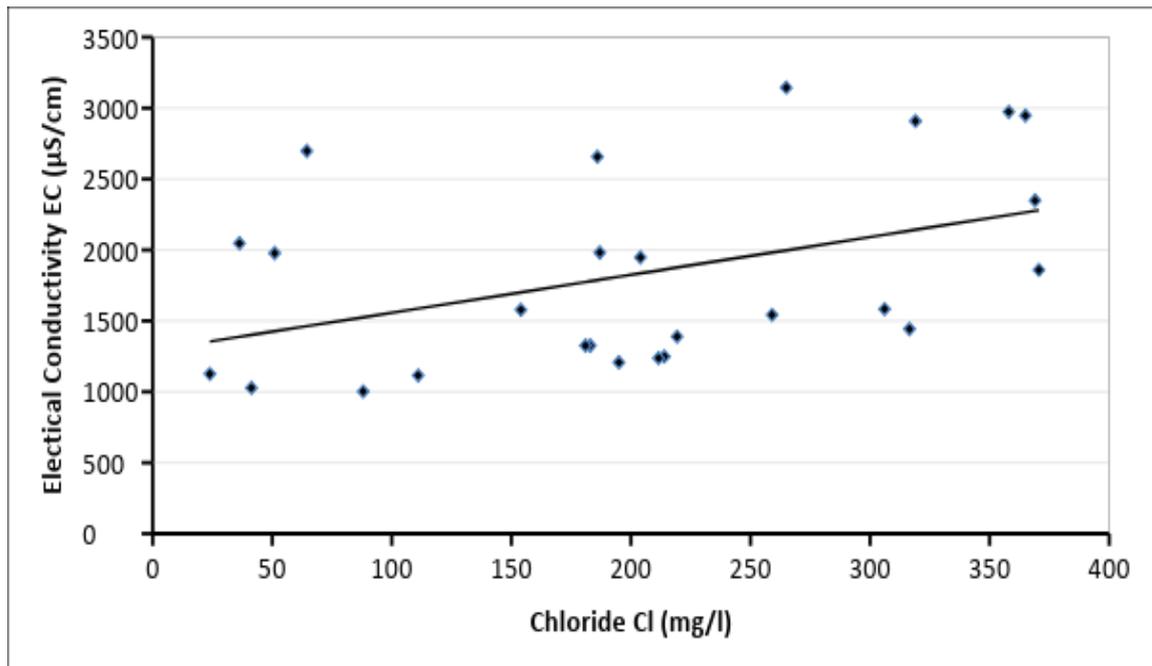


Figure 39: Relation entre la conductivité et la concentration en chlorures. Analyse par corrélation linéaire

Etude de la relation entre la conductivité et la concentration en phosphates

La conductivité électrique est faiblement corrélée à la concentration en phosphates, ceci pourrait nous indiquer que les concentrations des phosphates influent légèrement les valeurs de la conductivité électrique (Figure 40).

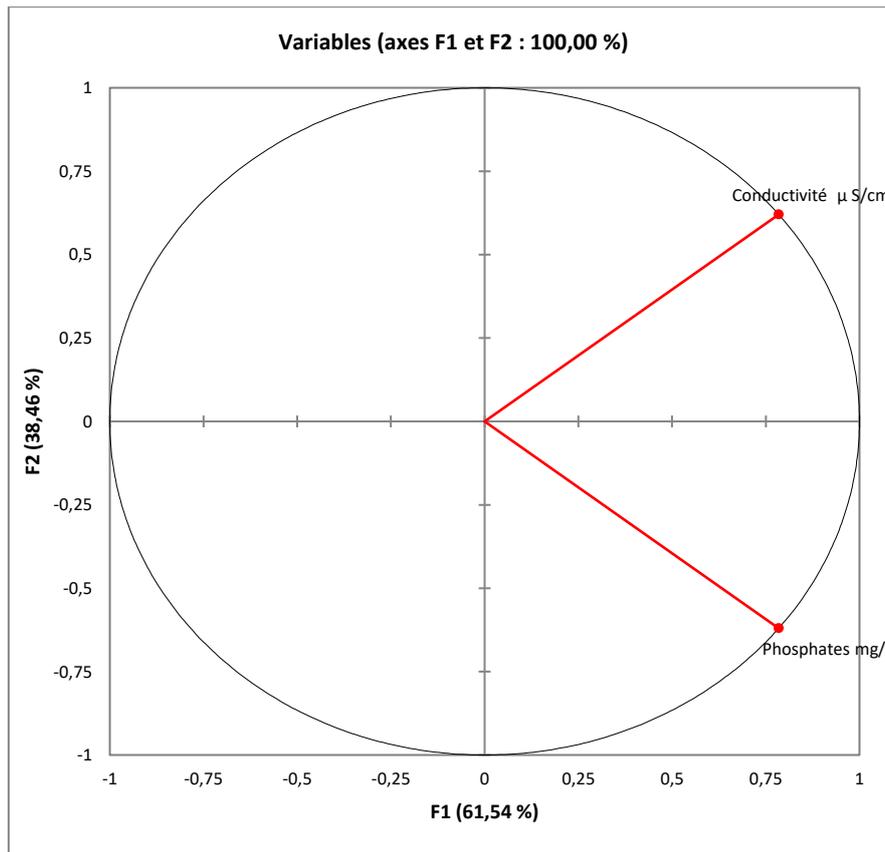


Figure 40: Relation entre la conductivité et la concentration en phosphates

Etude de la relation entre les chlorures et phosphates

Il n'y a aucune corrélation entre les concentrations en chlorures et celles des phosphates, ceci implique que ses deux éléments n'ont pas la même origine de pollution, c'est-à-dire ; les phosphates pourraient provenir des produits d'agriculture alors que les chlorures proviendraient des rejets domestiques (Figure 41).

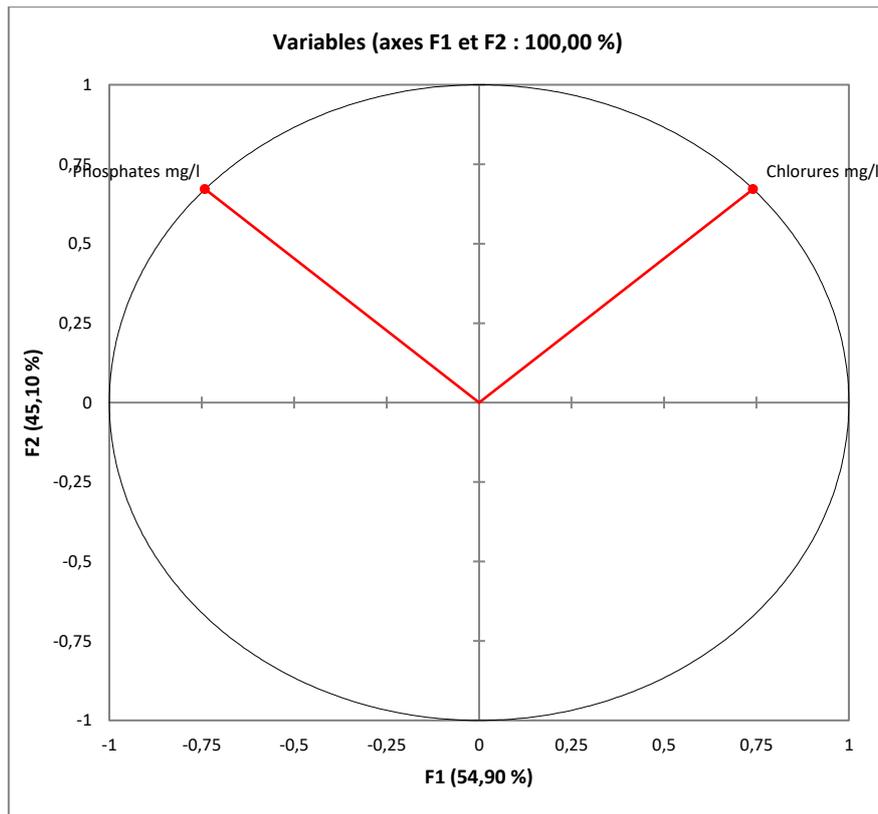


Figure 41: Relation entre la concentration en chlorures et la concentration en phosphates.

Etude de la relation entre les chlorures et sulfates

Il n'existe pas de corrélation entre les concentrations en chlorures et celles des sulfates, ceci pourrait s'expliquer qu'ils n'ont pas la même origine, autrement dit ; les chlorures proviendraient des eaux usées et les sulfates des produits de l'agriculture (figure 42).

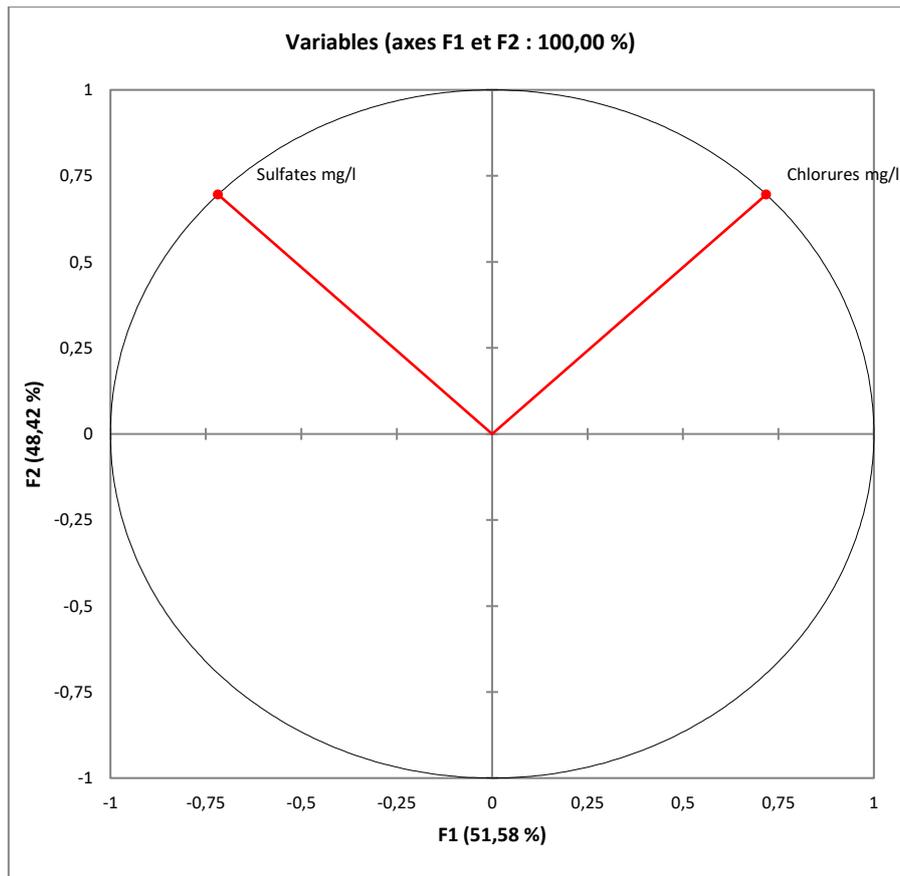


Figure 42: Relation entre la concentration en chlorures et la concentration en sulfates.

Etude de la relation entre les germes totaux et les nitrites

Le taux des germes totaux n'est pas corrélé avec la concentration en nitrites ; ceci implique que les bactéries présentes dans les eaux des puits n'ont pas d'action dénitrifiante, les nitrites retrouvés pourraient avoir une origine chimique, comme les engrais chimiques utilisés en agriculture ou bien, ils proviennent suite à une infiltration accidentelle des eaux usées (figure 43).

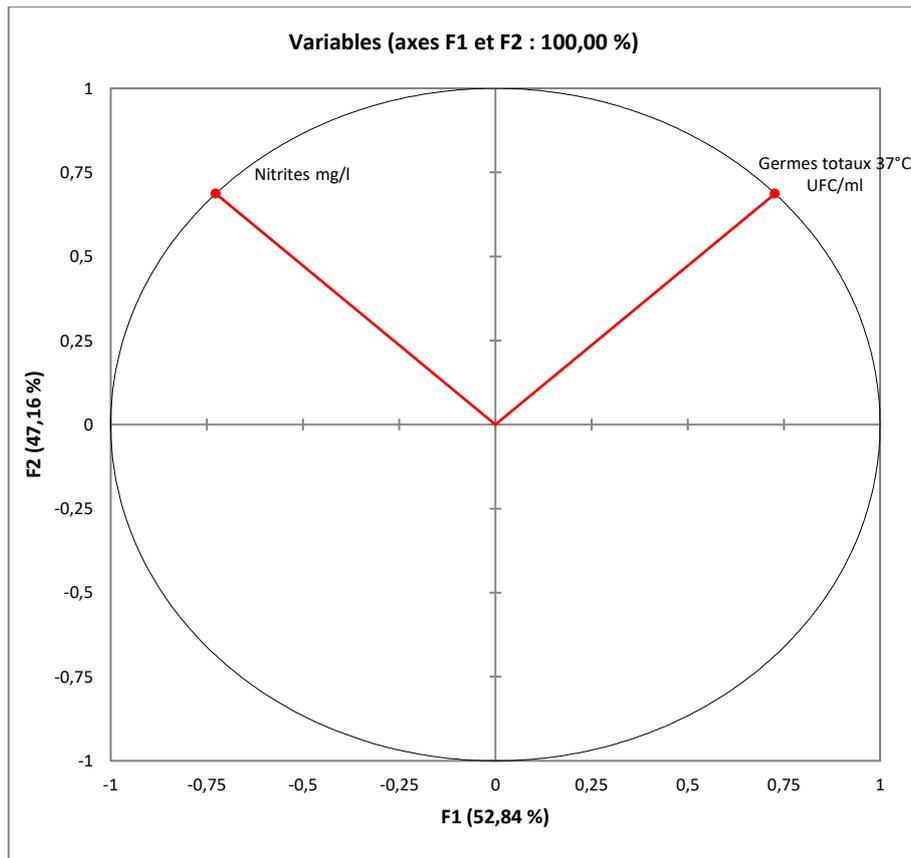


Figure 43: Relation entre la concentration en nitrites et le taux des germes totaux.

Conclusion et perspectives

Conclusion et perspectives

L'étude de la qualité des eaux souterraines de la région de Sedrata, Wilaya de Souk-Ahras nous a permis de conclure via les résultats d'analyses des paramètres physico-chimiques et bactériologiques ; que la contamination des eaux de puits étudiés est presque générale. En effet, les eaux étudiées ont des propriétés physico-chimiques et bactériologiques qui font qu'elles ne soient pas recommandées pour la consommation humaine notamment pour les paramètres suivants : la conductivité électrique, la dureté totale, les nitrates, les nitrites, l'ammonium, les éléments métalliques en trace (dont le fer, le manganèse et l'aluminium), les germes totaux ainsi que les coliformes totaux.

La pollution chimique

Elle est représentée dans ce cas des eaux par des teneurs élevées en nitrates, nitrites et ammonium; a pour origine l'agriculture car ces éléments proviendraient essentiellement d'une utilisation excessive d'engrais minéraux, alors que sur le plan microbiologique représenté par le taux des germes totaux, la contamination pourrait provenir des déjections animales et des effluents d'élevage.

La contamination microbiologique

La recherche des coliformes fécaux, streptocoques fécaux, et les spores de *clostridium* sulfito-réducteur ; Il en ressort que la contamination est ponctuelle et d'origine fécale qui pourrait probablement provenir des rejets domestiques et agricoles essentiellement dont les déjections des animaux accentué par la non couverture des puits, de ce fait, il est fortement recommandé de traiter les puits contaminés le plus rapidement possible afin de préserver la nappe, notamment en profondeur d'une éventuelle propagation de la pollution.

Comparativement à la littérature ayant évalué la qualité des eaux souterraines au niveau national et continental, on a constaté que les eaux des puits de la région de Sedrata ne dépassent pas exagérément les normes algérienne ou mondiales, cependant des dispositions à prendre sont indispensables afin de limiter les sources de contamination dont :

- Organiser des campagnes de contrôle de qualité périodiques et traiter si nécessaire.
- La gestion des ordures ménagères avec une collecte et un traitement adéquats.
- Surveillance et rénovation des réseaux d'assainissement pour empêcher d'éventuelles fuites qui pourraient s'infiltrer par la suite dans les eaux souterraines.
- Contrôle périodique de l'utilisation d'engrais synthétisés en agriculture afin de ne pas dépasser les normes autorisés.
- Sensibiliser les habitants à l'importance de la bonne couverture des puits.
- Envisager la reconstruction des revêtements des parois internes des puits afin de remplacer celles en acier responsables des taux élevés d'éléments métalliques en trace.

A l'avenir, il serait nécessaire non seulement d'évaluer les risques sanitaires liés au niveau de contamination de ces eaux, mais également de procéder à leurs traitement avant leur distribution aux consommateurs.

Références bibliographiques

1. AKA N., BAMBA S. B., SORO G., SORO N. 2013. Étude hydro-chimique et microbiologique des nappes d'alterites sous climat tropical humide : cas du département d'Abengourou (sud-est de la cote d'ivoire). Larhyss Journal. Vol. 16. p. 31-52.
2. AUBRY P., GAÜZÈRE B.A. Les maladies liées à l'eau. Actualités 2011 Centre René Labusquière, Institut de Médecine Tropicale, Université de Bordeaux, 33076 Bordeaux (France) Médecine tropicale. p 5- 7
3. AYAD W., KAHOUL M. 2016. Evaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de puits dans la région d'El-Harrouch (N.E-Algérie). Journal of Materials and Environmental Science. Vol. 7. p. 1288-1297.
4. BANTON O., BANGOY L.M. 1999. Mise en valeur des eaux souterraines. Dans Hydrogéologie : multi-science environnementale des eaux souterraines. PUQ/AUPELF. Sainte-Foy, Québec. pp. 460.
5. BATAYNEH A. T. 2012. Toxic (aluminum, beryllium, boron, chromium and zinc) in groundwater: health risk assessment. International Journal of Environmental Science and Technology. Vol. 9. p. 153–162.
6. Baudart J., Paniel N. 2014. Sources et devenir des micro-organismes pathogènes dans les environnements aquatiques, Revue Francophone des Laboratoires. Issue 459,2014. Pages 29-39. ISSN 1773-035X.
7. BELGHITI L a., CHAHLAOUA.A., BENGOUNI. D., EL MOUSTAINE R. 2013. Effet Des Conditions Climatiques Et Anthropiques Sur La Variation De La Qualité Des Eaux De Certains Puits En Milieu Rural, Cas De La Nappe Phréatique Du Plateau De Meknès (Maroc). Science Libre. Vol. 5. ISSN 2111-4706.

8. BELGHITI L b., CHAHLAOUI A., BENGOUIMI D., EL MOUSTAINE R. 2013. Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plio-quadernaire dans la région de meknès (MAROC). Larhyss Journal. Vol. 14. p. 21-36.
9. BENRABAH S., ATTOUI B., HANNOUCHE M. 2016. Characterization of groundwater quality destined for drinking water supply of Khenchela City (eastern Algeria). Journal of Water and Land Development. No. 30 p. 13–20.
10. BRICHA S., OUNINE K., OULKHEIR S., EL HALOUI N., ATTARASSI B. 2007. Etude de la qualité physicochimique et bactériologique de la nappe phréatique M'nasra (Maroc). Afrique SCIENCE. Vol. 3. p. 391 – 404.
11. Chapman D. 1996. Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Behalf of united nationseducational, scientific and cultural organization world healthorganization united nations environment programme. Cambridge ISBN 0 419 21590 5 (HB) 0 419 21600 6 (PB)
12. CHAPUISA C., GARDESB S., TASSEAU F. 2004. Gestion des risques infectieux liés aux piscines et bains collectifs à usage médical. Annales de réadaptation et de médecine physique 47. 233–238.
13. COLLIN J. J., 2004. Les eaux souterraines : connaissance et gestion. Brgmédition. ISBN 2 7159 09101
14. COTRUVUO J., BARTRAM J., eds. Calcium and Magnesium in drinking-water: Public health significance, Geneva. WHO, 2009. ISBN 978-92-4-156355-0. p. 66

15. DEGBEY C., MAKOUTODE M., AGUEH V., DRAMAIX M., DE BROUWER C. 2011. Facteurs associés à la qualité de l'eau de puits et prévalence des maladies hydriques dans la commune d'Abomey Calavi Bénin. *Sante* ; 21 : 47-55.
16. DERWICH E., BENAABIDATE L., ZIAN A., SADKI O., BELGHITY D. 2010. Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut sebou en aval de sa confluence avec oued Fes. *Larhyss Journal*. Vol. 08. p. 101-112.
17. Dominique Charron Manon Fleury L., Robbin Lindsay Nicholas Ogden Corinne J. Schuster. 2008. Santé et changements climatiques : Évaluation des vulnérabilités et de la capacité d'adaptation au Canada. Santé Canada. Ottawa
18. DRAPEAU A.J., JANKOVIC S. 1977. Manuel de microbiologie de l'environnement. ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE GENEVE.
19. EDMUNDS W.M., SHANDA P., HART P., WARD, R.S. 2003. The natural (baseline) quality of groundwater: a UK pilot study. *The Science of the Total Environment*. 310: 25-35.
20. EL ADDOULI J., CHAHLAOUI A., CHAFI A., BERRAHOU A. 2008. Suivi et analyse du risque lié à l'utilisation des eaux usées en agriculture dans la région de Meknes au Maroc. *Sud sciences et Technologies* N°16
21. EL HAISSOUFI H., BERRADA S., MERZOUKI M., AABOUCHI M., BENNANI L., BENLEMLIH M., IDIR M., ZANIBOU A., BENNIS Y., EL OUALI LALAMI A. 2011. Pollution des eaux de puits de certains quartiers de la ville de Fes, MAROC. *Revue de microbiologie industrielle sanitaire et environnementale*. Vol. 5, N°1. p. 37-68.
22. FEHDI C., BOUDOUKHA A., ROUABHIA A., SALAMEH E. 2009. Caractérisation hydrogéochimique des eaux souterraines du complexe aquifère

- Morsott-Laouinet (Région Nord de Tébessa, Sud-Est algérien). *Afrique Science*. Vol. 05(2). p. 217 – 231.
23. GUERGAZI S., ACHOUR S. 2005. Caractéristiques physico-chimiques des eaux d'alimentation de la ville de BISKRA. *Pratique de la chloration. Larhyss Journal*. Vol. 04. p.119-127.
24. GUERGAZI S., HARRAT N., ACHOUR S. 2006. Paramètres organiques et potentiels de formation du chloroforme d'eaux de surface de l'est algérien. *Courrier du Savoir*. Vol. 07. p.45-50.
25. HASSOUNE E. M., BOUZIDI A., KOULALI Y., HADARBACH D. 2006. Effets des rejets liquides domestiques et industriels sur la qualité des eaux souterraines au nord de la ville de Settat (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*. n°28. p. 61-71.
26. HUISMAN L., AZEVEDO NETTO J.M., SUNDARESAN B.B., LANOIX J.N. 1983. Alimentation en eau des petites collectivités : Technologies appropriées pour les petites installations dans les pays en voie de développement. Centre international de référence pour l'approvisionnement en eau collective et l'assainissement. La Hayes.
27. KABOUR A., HENI A., CHEBBAH L., SADEK Y. 2012. Wastewater Discharge Impact on Groundwater Quality of Béchar City, Southwestern Algeria: An Anthropogenic Activities Mapping Approach. *Procedia Engineering science sciencedirect*. Vol 33. p. 242-247.
28. KAHOUL M., TOUHAMI M. 2014. Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux de consommation de la ville d'ANNABA (ALGERIE). *Larhyss Journal*. Vol. 19. p. 129-138.
29. Kherifi W., Bekiri F. 2016. Waterborne diseases in Algeria Division Eau, Centre de Recherche Scientifique et technique sur les Régions Arides

(CRSTRA), Biskra, Algérie. Journal Algérien des Régions Arides (JARA) N°14. p. 74- 83.

30. KODAVANTI P.R.S., LOGANATHAN B.G., 2017. Organohalogen Pollutants and Human Health. In: Quah, S.R. and Cockerham, W.C. (eds.) The International Encyclopedia of Public Health, 2nd edition. vol. 5, p. 359–366.
31. KOFFI-NEVRY R., BRICE JUDICAËL A. C., ASSEMAND E. F., WOGNIN A. S., KOUSSEMON M. 2012. Origine des témoins de contamination fécale de l'eau d'arrosage de la laitue (*lactuca sativa*) cultivée dans la zone péri urbaine d'Abidjan. Journal of Applied Biosciences. Vol. 52. p. 3669– 3675.
32. LEBLEU N. 2007. Désinfection des eaux par procédés membranaires : Etude des mécanismes de transfert des bactéries. Thèse de l'Université de Toulouse III– Paul Sabatier.
33. LEGUBE B. 2015. Production d'eau potable, filières et procédés de traitement. DUNOD. ISBN 978-2-10-059321-7.
34. LETTERMAN R. 1999. Water quality and treatment a handbook of community water supplies American water works association. Technical editor. ISBN 0-07-001659-3.
35. LEVALLOIS P. 2003. Bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives. Fiches synthèse sur l'eau potable et la santé humaine. Groupe scientifique sur l'eau, Institut national de santé publique du Québec. 3p.
36. MAÏGA F.S. 2002. Manuel de la cour d'hygiène du milieu, F.M.P.O.S.
37. MARC G. 2003. L'intérêt de l'analyse en composantes principales (ACP) pour la recherche en sciences sociales. Cahiers des Amériques latines. Vol. 43. P. 181-192.

38. MARGAT, J. 1998. Vulnérabilité de l'eau souterraine aux pollutions. Dictionnaire Français d'hydrologie. Français d'hydrologie. www.cig.ensnnp.fr/-hubert/qiu/FRDIC/DICVULNE.HTM.
39. MAKHOUKH M., SBAA M., BERRAHOU A., CLOOSTER M. V. 2011. Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'oued moulouya (Maroc oriental). Larhyss Journal. Vol. 09. p. 149-169.
40. MATINI L., MOUTOU J.M., KONGO-MANTONO M.S. 2009. Evaluation hydro-chimique des eaux souterraines en milieu urbain au Sud-Ouest de Brazzaville, Congo. Afrique SCIENCE. Vol. 05(1). p. 82 – 98.
41. MESSAADIA A., SABRI I. 2018. Contribution à l'étude hydrologique de la plaine de Sedrata Wilaya de Souk-Ahras. Mémoire de Master. Sciences de la terre et de l'univers. Géologie. 71p.
42. MIODUSZEWSKI W. 2015. Protection of water quality in the lake situated on the agricultural area. Journal of Water and Land Development. Vol. 26. p. 65–71.
43. MONTIEL A. 2004. Contrôle et préservation de la qualité microbiologique traitements de désinfection. Revue Française des Laboratoires. N ° 364.
44. MOYO N.A.G. 2013. An analysis of the chemical and microbiological quality of ground water from boreholes and shallow wells in Zimbabwe, South Africa. Physics and Chemistry of the Earth. Vol. 66. p. 27–32.
45. NORMES ALGERIENNES. 2011. Journal Officiel de la République Algérienne. Vol. 125. p. 7-25.
46. NOUAYTI N., KHATTACH D., HILALI M. 2015 Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines des nappes du Jurassique du haut bassin de Ziz (Haut Atlas central, Maroc). Journal of Materials and Environmental Science. Vol. 6. p. 1068-1081.

47. QUEVAUVILLER P. 2010. Protection des eaux souterraines législation européenne et avancés scientifiques. Lavoisier. 456 pages.
48. RODIER J., LEGUBE B., MERLET N. 2009. Ed. Dunod. 78- 1368.
49. ROSS H. 1999. L'eau et la santé publique. Document de soutien à l'atelier de travail de la Commission. Montréal. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement
50. Sarrazin V., Carrière A., Barbeau B. 2003. Protocole québécois d'évaluation d'une eau souterraine sous l'influence directe des eaux de surface: Revue de littérature et développement d'un protocole provisoire. Projet PARDE, Dossier n° : 3331.24.02.02, Montréal : École Polytechnique de Montréal, pp. 166.
51. WAL A.V.D., CARTER R.C. 2010. Connaissances des méthodes de captage des eaux souterraines aux forages manuels : Un manuel d'instruction pour les équipes de forage manuel sur l'hydrogéologie appliquée, l'équipement et le développement des forages. Publié par la Fondation PRACTICA.
52. WHO 2008. Guidelines for drinking-water quality. Third edition incorporating the first and second addenda. Vol.1. Recommendations. Geneva. ISBN 978-92-4-154761- 1. p. 668.

Sites Web

53. CIG – Ecole nationale supérieure des mines paris 2004. www.cig.enmsp.fr
54. INSERM. La science pour la santé, from science to health. <https://www.inserm.fr>
55. Ministère de l'écologie et du développement durable, 2004. France site web 13/01/2004 www.ecologie.gouv.fr

56. Observatoire du Végétal-Chimie, métabolisme. INRA SCIENCE & IMPACT
2013.

[https://www6.versaillesgrignon.inra.fr/green_chemistry_platform/Instruments/
Spectrometre-de-masse-MALDI-TOF](https://www6.versaillesgrignon.inra.fr/green_chemistry_platform/Instruments/Spectrometre-de-masse-MALDI-TOF)

Annexes

Received 19.09.2018
Reviewed 29.11.2018
Accepted 20.12.2018A – study design
B – data collection
C – statistical analysis
D – data interpretation
E – manuscript preparation
F – literature search

Groundwater's physicochemical and bacteriological assessment: Case study of well water in the region of Sedrata, North-East of Algeria

Amina MALEK¹⁾ ABCDEF ✉, Mohamed KAHOUL¹⁾ ACDEF,
Hamza BOUGUERRA²⁾ CD

¹⁾ Badji Mokhtar University, Faculty of Science, Department of Biochemistry, Laboratory of Applied Biochemistry and Microbiology, BP 12, 23000 Annaba, Algeria; e-mail: aminamalek87@yahoo.fr; kahomed@yahoo.fr

²⁾ orcid.org/0000-0002-5701-3510; University Abou Bakr Belkaid, Faculty of Technology, Department of Hydraulic, Laboratory No 25, BP 119 Tlemcen, 13000, Algeria; e-mail: bouguerrahamza23@gmail.com

For citation: Malek A., Kahoul M., Bouguerra H. 2019. Groundwater's physicochemical and bacteriological assessment: Case study of well water in the region of Sedrata, North-East of Algeria. *Journal of Water and Land Development*. No. 41 (IV–VI) p. 91–100. DOI: 10.2478/jwld-2019-0032.

Abstract

Drinking water is a possible source of humans' illness when it contains chemicals and microorganisms especially from anthropogenic activities. The water supply from groundwater remains very important in Algeria. To assess the quality of groundwater in the region of Sedrata, analyses were carried out on 26 wells belonging to two neighbouring areas: one urban and the other rural. A study of physicochemical parameters has focused on the measurement of *in situ* temperature, electrical conductivity, pH and turbidity. Then the following parameters were analysed: hardness, and the elements: Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ as well as metal trace elements Fe^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} . The samples taken for the bacteriological study were filtered and introduced into growth medium for the research and enumeration of total germs, faecal coliforms, faecal streptococci and sulphite reducing *Clostridium*. As a result, the contamination of the studied waters is almost general. Some of the most important obtained values are ranging from 4.8 to 76 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ for nitrates, the recorded values for mesophilic germs vary from 1 to 1100 $\text{CFUs}\cdot\text{cm}^{-3}$. Agricultural activity and livestock products on the one hand and the use of fertilizers on the other hand are the main sources of physicochemical and bacteriological pollution. Contaminated wells should be treated as soon as possible to limit contamination before spreading in the deep aquifers. In the future, it will be necessary not only to assess the health risks related to the level of contamination of these waters, but also to proceed with their treatment before supplying them to consumers.

Key words: bacteriology, groundwater, physicochemistry, Sedrata, water quality

INTRODUCTION

Safe drinking water should not expose the consumer to health hazards, and can be used for different household purposes including personal hygiene. Water could become a source of diseases after contamination caused mainly by the impact of different man activities [WHO 2008]. Human pressure encompasses the consequences of all agricultural and industrial activities, as well as sanitation procedures

(wastewater, organic or chemical household wastes). Agricultural pollution which results not only from the use of mineral and organic fertilizers, pesticides for crop protection but also from farm animal wastes is one of the most difficult to limit because of its dispersal into the soil and its infiltration into groundwater [MIODUSZEWSKI 2015]. Nitrates are the most important elements in agricultural pollution and are dangerous for human health; these contaminants can cause methemoglobinemia, which is character-

ized by difficulty in transporting vital oxygen through the body, and the consequences can be extremely serious in newborns, even to the point of death. Water can also transmit infectious diseases, which result from the infiltration of pathogenic germs; they present a danger to the consumer ranging from simple diarrhoeas to much more serious diseases such as meningitis [WHO 2008].

Non-permanent supply of drinking water via the national distribution network has led people to resort to groundwater which are exploited for various uses including drinking. This study, which consists of the qualitative evaluation of well water used by inhabitants of Sedrata region, was conducted with the ultimate aim of identifying the problematic parameters of their potability and of estimating the importance of pollution and its potential origins then proposing measurements to be taken to remedy this.

MATERIALS AND METHODS

STUDY AREA

Two areas make up the Sedrata region; one urban and the other rural. They are located between the longitude 7°26'85" and 7°40'13" East, and the latitude 36°3'27" and 36°14'6" North. Sedrata is located in northeastern Algeria and western the city of Souk-Ahras (Fig. 1). The study area is 811 meters high (Fig. 2) and it has a surface area of 23 766 ha with population of 66 617, the average temperature in Sedrata is 13.5°C and the mean annual rainfall of the region is around 500 mm.

According to the Sedrata geological map drawn at 1:50 000, designed and published by the Army Geographical Service (Fr. Le service géographique de l'armée en 1977) in 1977, the study area includes two water tables;

a phreatic aquifer (Miocene) which consists of detrital formations that extend over the entire plain of the Sedrata urban area, and a deep Eocene/Maestrichian aquifer located in the rural area named Khemissa consisting mainly of cracked carbonates formations, and which comes in two aspects; a captive karstic aquifer where the clay formations underlying the Miocene ensure its recharge and constituting the substratum of the phreatic aquifer and a free water table at the limestone outcrops in the northern part of Khemissa.

SAMPLING

The studied wells are located in the region of Sedrata: 7 in the urban area and 19 in the rural one (Fig. 2). Table 1 represents the location of the studied wells, they are classified according to their geographical co-ordinates from the West to the East of the area of Sedrata. Water samples collected for physicochemical analysis were stored at 4°C in disposable plastic vials and analysed within 24 h. For microbiological analysis, samples were taken at a depth of 50 cm in glass bottles previously sterilized in Pasteur oven (170°C) for 1 h, then transported in coolers at temperature ranging between 4 and 6°C. Analyses were made in times not exceeding 8 h [RODIER *et al.* 2009].

ANALYZES

To manage the risks associated with water consumption, priority should be given to those elements that pose a risk to human health or have a significant impact on the acceptability of water. Unlike chemicals that impact human health after long-term consumption, microbial contamination can cause major epidemics of water-borne diseases [WHO 2008].

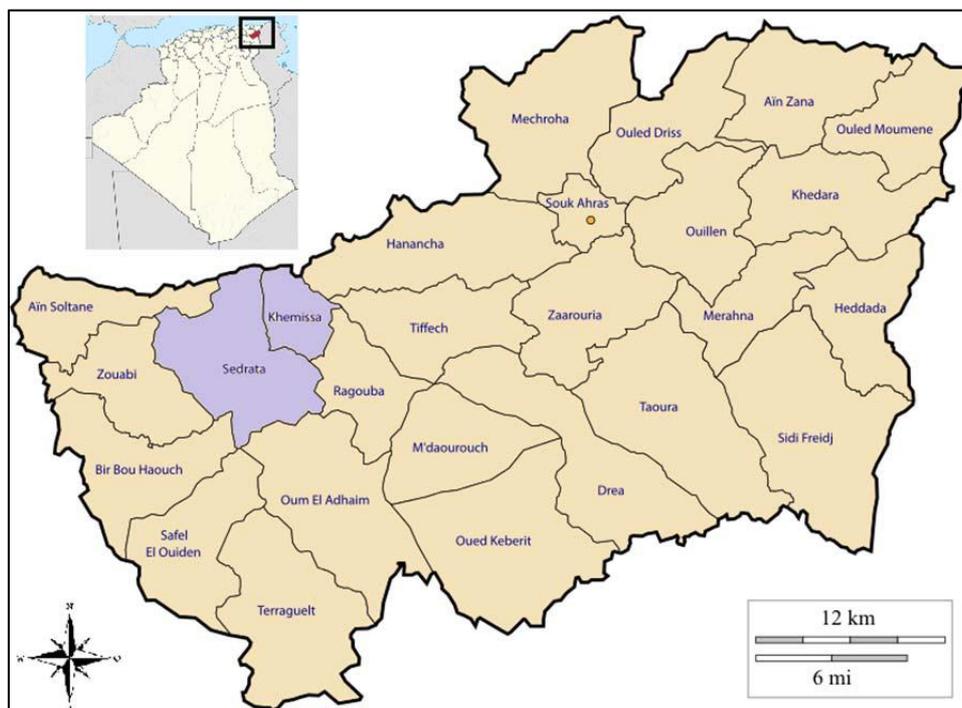


Fig. 1. Location of the region of Sedrata; the district of Sedrata is divided on two communes; Sedrata is the urban area and Khemissa is the rural one; source: own elaboration

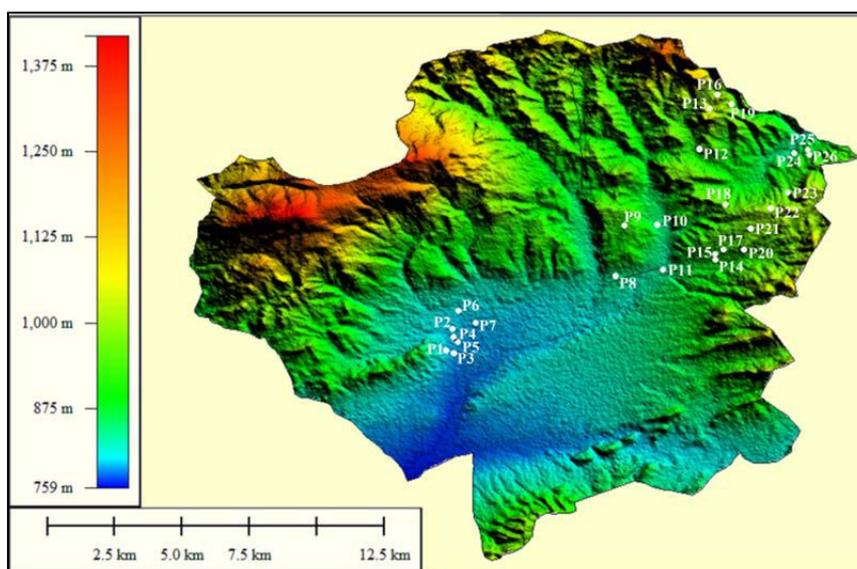


Fig. 2. Altitude of the region of Sedrata and location of the studied wells; wells' names as in Table 1; source: Digital Elevation Model, SRTM data and 1 arc second resolution

Table 1. Geographic coordinates of the studied wells

Well	Name	Geographic coordinate	
		longitude	latitude
P1	08 Mai 1945	7°31'59.2"	36°07'39.1"
P2	Rokaz	7°32'06.9"	36°08'06.4"
P3	Cité 20 Août	7°32'07.9"	36°07'56.0"
P4	Batiments des gendarmes	7°32'08.0"	36°07'36.8"
P5	Ben Smail	7°32'09.5"	36°07'52.0"
P6	Gendarmerie	7°32'13.9"	36°08'27.8"
P7	Sortie Aoulab	7°32'33.6"	36°08'13.4"
P8	Sidi Belghit	7°35'14.1"	36°10'49.2"
P9	Rhahlia Mekki	7°35'32.7"	36°10'10.2"
P10	Khemissa I	7°36'04.2"	36°10'56.2"
P11	Mraihia Salah	7°36'14.5"	36°10'05.7"
P12	Rouabhia Hadj Rabeh	7°36'18.7"	36°09'17.0"
P13	Houaichia Hamid	7°37'02.3"	36°11'42.8"
P14	Braikia	7°37'11.7"	36°12'46.2"
P15	Kablouti	7°37'19.5"	36°09'39.2"
P16	Ain Mesdou Graana	7°37'21.6"	36°09'29.1"
P17	Bousseha Lekhmissi	7°37'31.4"	36°09'41.2"
P18	Sbahia Mouha	7°37'34.7"	36°10'35.7"
P19	Ain Gatair	7°37'42.1"	36°12'36.7"
P20	Ghannam Amor	7°37'56.1"	36°09'41.0"
P21	Saaidia Jabou	7°38'03.6"	36°10'07.3"
P22	Elarbi	7°38'28.9"	36°10'31.1"
P23	Djlailia	7°38'48.7"	36°10'50.4"
P24	Djlailia Amor	7°38'56.4"	36°11'37.7"
P25	CEM Bouchagour Allaoua	7°39'13.6"	36°11'41.5"
P26	Ain Messouset APC	7°39'14.3"	36°11'36.6"

Source: own elaboration.

To carry out this work, a monthly follow-up was carried out over a period of three months (from January 2015 to March 2015).

In order to assess the physicochemical quality of samples; we have been interested in:

- 1) physical properties of water as; temperature, conductivity, and turbidity;
- 2) indicators affecting organoleptic properties: chlorides, phosphates, sulphates, iron, manganese, hardness (calcium and magnesium);

- 3) pollution indicators affecting the health of consumers: nitrogen products and aluminium;

analyses were carried out according to the following methods: the temperature in situ with a thermometer, the electrical conductivity and the pH using a conductivity meter and a pH-meter; turbidity with a turbidimeter, chlorides and hardness were analysed with the Mohr method [RODIER *et al.* 2009]; the elements:

- Ca^{2+} and Mg^{2+} were measured using flame atomic adsorption spectrometry with respective detection limits of $0.1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ and $5 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ [RODIER *et al.* 2009],
- SO_4^{2-} and PO_4^{3-} were determined with molecular adsorption spectrometry at respective wavelengths of 650 nm and 800 nm [RODIER *et al.* 2009],
- NO_2^- , NO_3^- and NH_4^+ were measured using molecular adsorption spectrometry at respective wavelengths of 415 nm, 543 nm and 630 nm [RODIER *et al.* 2009],
- Fe^{2+} , Mn^{2+} and Al^{3+} were quantified with flame atomic adsorption spectrometry with respective detection limits of $20 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$, $10 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ and $50 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ [RODIER *et al.* 2009].

For the microbiological study, we have been interested in a group of pollution indicators and therefore a very likely presence of pathogens [WHO 2008]. The total germs were counted following the filtration of the water to be analysed using membranes with a porosity of $0.45 \text{ }\mu\text{m}$ before they were introduced onto the solid growth medium and incubated at 37°C and 22°C for 24 h. For total coliforms, faecal coliforms and faecal streptococci, their search and enumeration were performed following the incorporation in selective agar plates of a quantity of 1 cm^3 of the water samples diluted in distilled water. For sulphite-reducing *Clostridium*, the water samples were heated to 80°C and then 20 cm^3 were incorporated into the liver meat agar and incubated at 37°C for 24 h [RODIER *et al.* 2009].

RESULTS AND DISCUSSION

TEMPERATURE

Temperature is an important parameter for the study of well water as it provides insight into the depth of studied wells. Temperature intervenes in the chemical and microbiological transformations in the waters [BENRABAH *et al.* 2016]. The collected data show that the values of the temperature vary from 12.6°C to 17.9°C (Fig. 3). These values, not exceeding the world standards, are influenced by the ambient temperature which testifies the shallowness of these waters [BENRABAH *et al.* 2016].

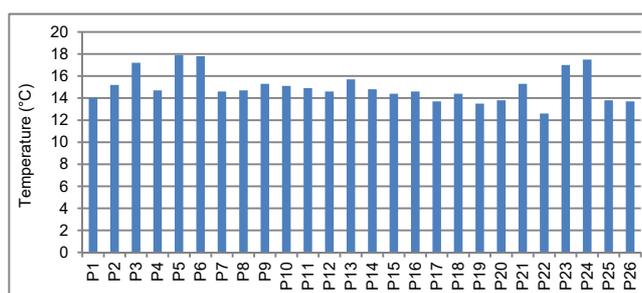


Fig. 3. Temperature variations in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

HYDROGEN POTENTIAL (PH)

The pH is influenced by the origin of water and the nature of the crossed terrain. It plays an important role in the physicochemical balance of water [BELGHITI *et al.* 2013b] and varies according to the minerals' dissolution and precipitation [BENRABAH *et al.* 2016]. The pH values of the studied wells fall within the range of the potability standard [WHO 2008], and ranged from 6.8 to 7.65 (Fig. 4).

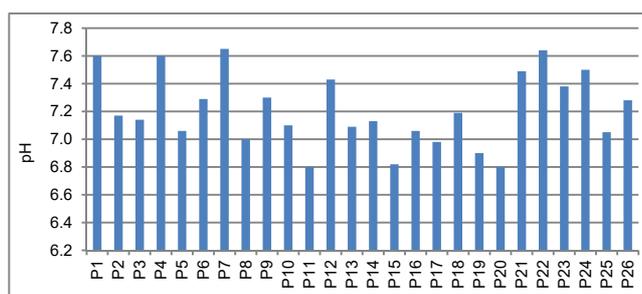


Fig. 4. pH variations in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

CONDUCTIVITY

The conductivity reflects the water mineralization; it varies according to the concentration of dissolved salts and is often influenced by temperature because it acts on the dissolution of salts in water [BENRABAH *et al.* 2016]. The wells: P1, P4, P6, P19, P20, P24 and P25 exceed the WHO standards set at 2500 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, and this may be due to the natural salinity of the waters in this region, or, according to NOUAYTI *et al.* [2015], this seems to result from the leaching of the rock reservoir where the water remained (Fig. 5).

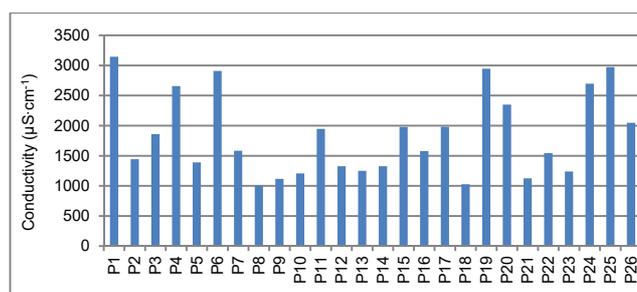


Fig. 5. Variations of electrical conductivity in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

CHLORIDES

Chlorides are important inorganic anions present in varying concentrations in natural waters and constitute an indicator of pollution [MAKHOUKH *et al.* 2011]. Their presence in groundwater may indicate anthropogenic contamination because of their existence in the urine as well as in the maintenance products [MATINI *et al.* 2009]. Well-waters in the region of Sedrata range from 23.9 to 370.64 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ and does not exceed the maximum limits imposed by international standards of 600 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (Fig. 6).

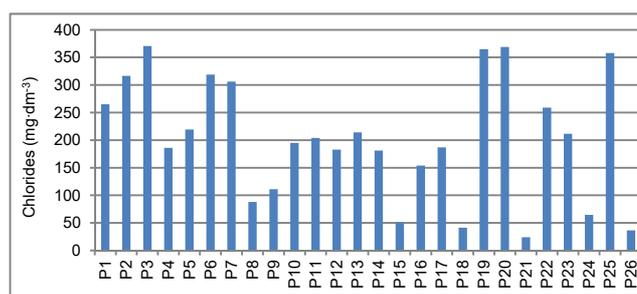


Fig. 6. Variations of chloride concentrations in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

STUDY OF THE RELATIONSHIP BETWEEN CONDUCTIVITY AND CHLORIDE CONCENTRATION

The linear correlation analysis, showed that the conductivity is moderately related to the chloride concentration, which explains the high values of conductivity encountered (Fig. 7).

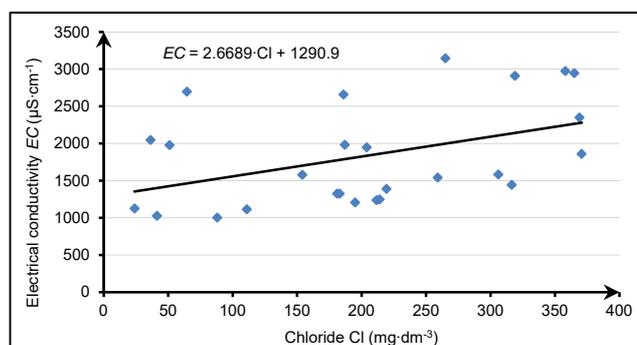


Fig. 7. Relationship between conductivity and chloride concentration (linear correlation) analysis; source: own study

TURBIDITY

Highly turbid waters cause a decrease in free residual chlorine and therefore a high demand for chlorination for their treatment and prevention of contamination. This could lead to the production of organohalogenous substances such as chloroform in the case of high organic turbidity [GUERGAZI *et al.* 2006]. Studies proved that the consumption of these toxic compounds causes liver, thyroid, dermal and ocular diseases and also many alterations on immunological and reproductive systems [KODAVANTI *et al.* 2017].

Wells P1 and P17 have higher turbidity than the limit set by the international standards at 5 NTU, and this is probably due to a high concentration of suspended matter that could be organic or inorganic because of their lack of coverage. The remained wells have a turbidity ranging from 0.2 to 4.9 NTU and not exceeding the limit value for the potability of the water (Fig. 8).

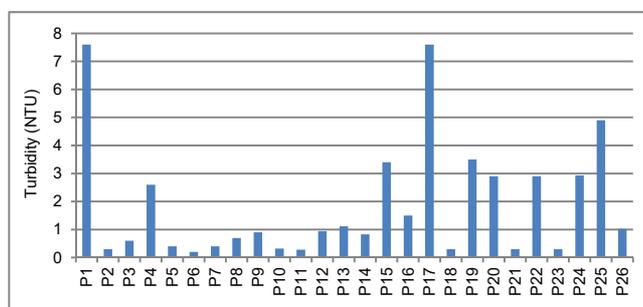


Fig. 8. Variations of the turbidity in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

CALCIUM

The calcium content in the groundwater varies according to the crossed land; in fact, the waters that cross the carbonate rocks contain the most [HASSOUNE *et al.* 2006; KAHOU *et al.* 2014]. Calcium can come from the hydrolysis of silicate minerals and contribute to the hardness, and thus influencing the organoleptic quality of water [KAHOUL *et al.* 2014; MATINI *et al.* 2009]. The well-waters of the region of Sedrata are lower in calcium content than the value limited by the world standards at 200 mg·dm⁻³, except p1 and P24 in which calcium contents are higher (Fig. 9).

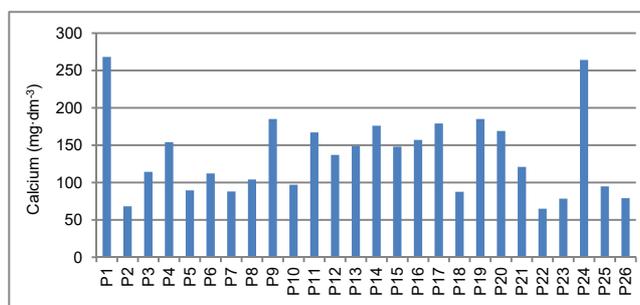


Fig. 9. Variations of calcium concentrations in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

MAGNESIUM

The rainwater can solubilize Mg²⁺ from dolomitic rocks. 50% of the studied well-waters have magnesium contents higher than the value limited by the WHO which is 50 mg·dm⁻³ (Fig. 10). As for calcium, the concentration of magnesium varies according to the traversed terrain during the infiltration [BELGHITI *et al.* 2013a; HASSOUNE *et al.* 2006]. Water rich in magnesium is beneficial for the consumer and has important intakes especially in cardiac and vascular function; it acts on cardiac excitability and vascular tone, contractility, reactivity and growth [WHO 2009].

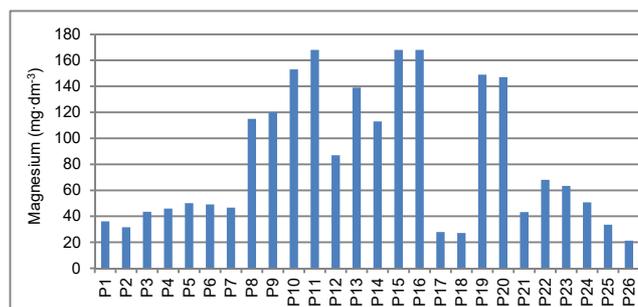


Fig. 10. Changes of magnesium concentrations in the studied well-waters; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

HARDNESS

The total hardness of the water represents the concentration of calcium and magnesium [MATINI *et al.* 2009]. Consumption of hard water can bring the daily needs of calcium and magnesium. However, the use of hard water in irrigation can increase the pH of the soil affecting plants that grow under acidic conditions [MOYO 2013]. The obtained values vary from 249 to 704 mg·dm⁻³, about 50% of wells exceed the WHO standard of 500 mg·dm⁻³ and which constitute no health risk (Fig. 11).

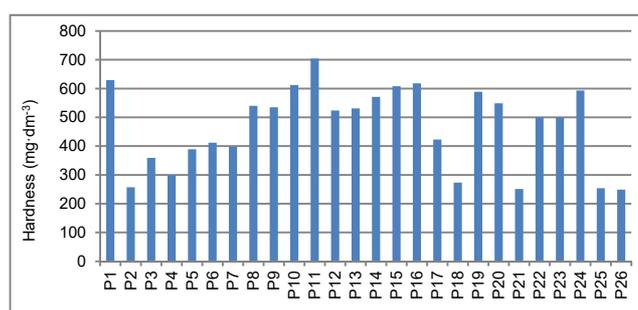


Fig. 11. Variations of the hardness in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

SULPHATE

Sulphate is the ionic form of sulphur after its combination with oxygen. Thanks to the sulphur cycle; it could exist in soil and rocks in organic or mineral forms [DERWICH *et al.* 2010]. Their presence in groundwater may be due to the infiltration of rainwater loaded with agricultural products [FEHDI *et al.* 2009]. Sulphate and chlorides affect

the taste of water, cause corrosion of pipes, and reduce the effectiveness of chlorination [GUERGAZI, ACHOUR 2005]. The sulphate level of well-water in the region of Sedrata does not exceed $400 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$; the value limited by the WHO standards, while P13, P16 and P24 are of a considerable concentrations (Fig. 12).

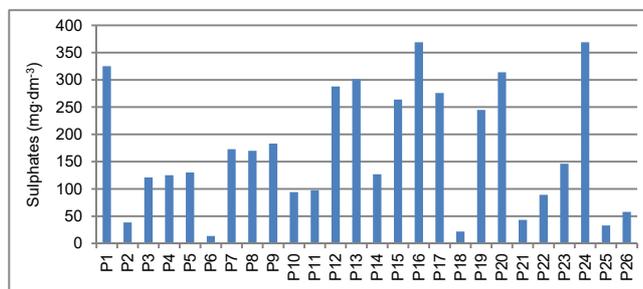


Fig. 12. Variations of sulphate concentrations in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

PHOSPHATES

The presence of high phosphate concentrations is an index of pollution that affects the quality of drinking waters. They could have been originated from industrial and domestic discharges or agricultural products through the use of fertilizers and pesticides [RODIER *et al.* 2009]. The phosphate level of Sedrata's well-waters is below the WHO standard of $5 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (Fig. 13).

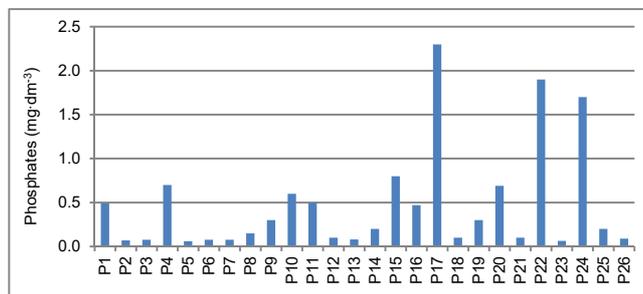


Fig. 13. Changes of phosphate concentrations in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

NITRATE

Nitrate is an oxidized form of nitrogen which is a very present element in the soil and is essential for the growth of plants. Nitrogen exists in the soil in different forms; reduced (NH_4) oxidized (nitrate, nitrite) or organic (proteins, amino acids). With regard to groundwater contamination; the nitrates that infiltrate are the most problematic and originate the natural cycle of nitrogen in the soil (decomposition of organic matter, nitrifying bacterial activity, etc.), farming using fertilizer as well as natural or synthetic fertilizers, and sewage contamination [BENRABAH *et al.* 2016; DERWICH *et al.* 2010]. The results of the analysis showed that the nitrate concentrations vary from 4.8 to $76.0 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Except in the wells P22, P24 and P25, the values are lower than the WHO standard of $50 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$

and given their geographical position, this could be due to the agricultural activity of the rural area (Fig. 14).

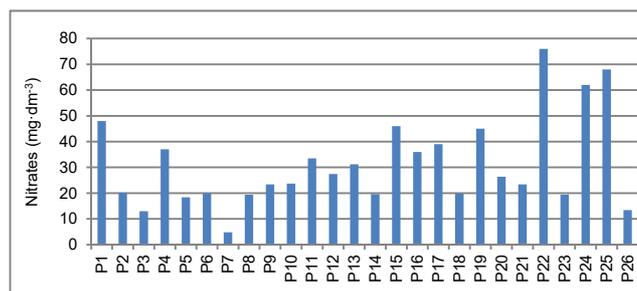


Fig. 14. Variations of nitrate concentrations in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

NITRITES

Nitrites are less present than nitrates; they originate from the degradation of organic matter, the reduction of nitrates and the oxidation of ammonia. Their excessive presence in drinking water presents a health hazard because of their toxic oxidizing power [BELGHITI *et al.* 2013b]. The well P4 located in the urban area contains a higher nitrite concentration than the Algerian standard set at $0.1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. It may be contaminated by the infiltration of wastewaters. However, analyses of the wells P8, P10, P11, P14, P17, P20, P22 and P25 located in the rural area show nitrite levels exceeding the standards (Fig. 15). This pollution is probably due to animal wastes, manure spreading or chemical fertilizers used in agriculture [AYAD *et al.* 2016].

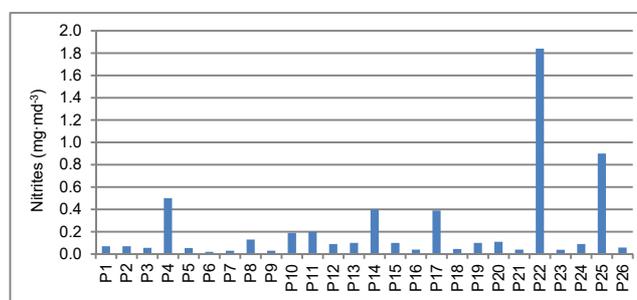


Fig. 15. Variations of nitrite concentrations in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

AMMONIUM

Ammonium is the most reduced form of nitrogen and constitutes the end product of the degradation of organic and inorganic matter in soil and aquatic environments [KABOUR *et al.* 2012]. The presence of ammonium in percolation groundwater indicates anthropogenic contamination. Moreover, this element also originates from bacterial activity of the soil, agriculture and industrial wastes [KABOUR *et al.* 2012]. Wells P1, P16, P17, P19, P20 and P22 have higher levels than the WHO standard of $0.5 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$, taking into account the geographical position of the well P1; its high concentration in ammonium may be due to an

infiltration of wastewater coming from a probable crack in the conduct of these polluted waters located not far from the P1 (Fig. 16).

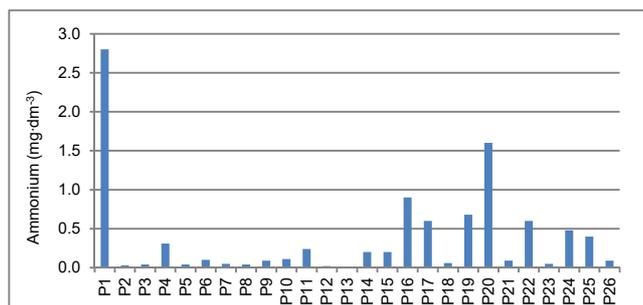


Fig. 16. Variations of ammonium concentrations in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

METALLIC TRACE ELEMENTS

Iron and manganese. Mn and Fe are metallic trace elements that could exist in the water, exceeding the standards at which they could infect the organoleptic aspect of the water. They do not present a health hazard but they could enter in reaction and thus cause an antagonistic effect on the process of chlorination. They could also damage plumbing fixtures [GUERGAZI *et al.* 2006; MOYO 2013]. The waters from wells P1, P8, P9, P10, P11, P12, P13, P14, P18, P25 and P26 have higher iron and manganese contents than the values limited by the world standards at $0.3 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ for iron and $0.5 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ for manganese. In addition, three other wells contain iron concentrations exceeding the standards; this may be due to the composition of the internal walls of the wells which are generally made of steel (Fig. 17, 18).

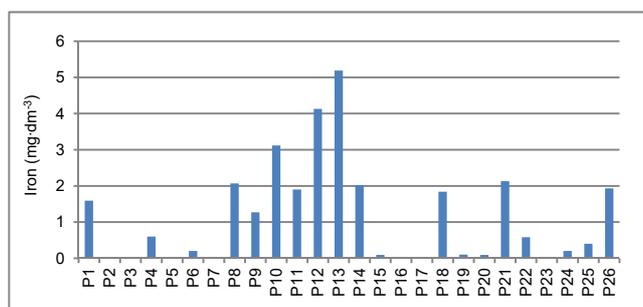


Fig. 17. Variations of iron concentrations in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

Aluminium. Al is the most abundant metal element in the environment. Its presence in water could be due to the composition of the crossed terrestrial layers, and its long-term consumption could have serious consequences on human health [BATAYNEH 2012]. Wells P2, P4, P10, P11, P20, P24 and P25 have aluminium contents above $0.2 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$; the standard set by the WHO (Fig. 19). Based on the technique of the US Environmental Protection Agency [US EPA 2002], A. T. Batayneh calculated the risk of consuming water with aluminium concentrations ranging from

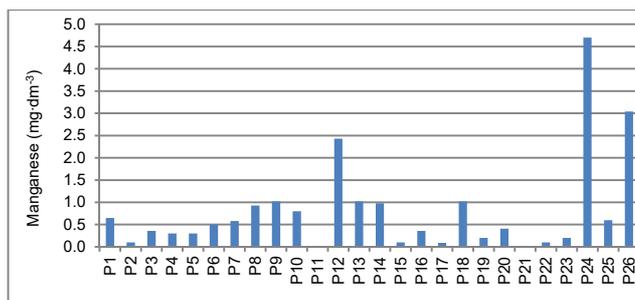


Fig. 18. Variations of manganese concentrations in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

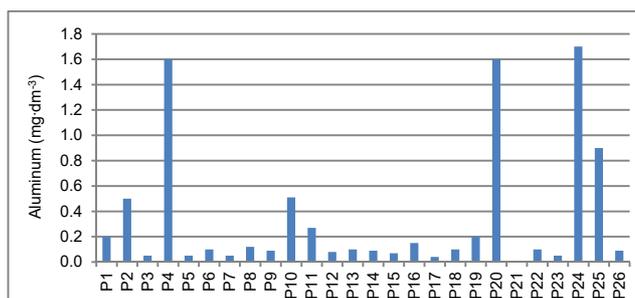


Fig. 19. Variations of aluminium concentrations in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

0.007 to $0.365 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (values lower than those found during the analysis of Sedrata well-water and which ranges from 0.01 to $1.7 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$). It has been estimated that 4 of 10,000 people are in danger of developing oncological diseases.

BACTERIOLOGY

Total germs. The presence of total germs in drinking water is an indicator of pollution indicating a contamination possibly due to the infiltration of germs from faeces of animals or the non-coverage of wells [EL HAISSOUFI *et al.* 2011]. Nearly 65% of the wells are contaminated by total mesophilic germs. The recorded values vary from 1 to $1100 \text{ CFUs}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Fig. 20). The total germs at 22°C were found in 50% of the wells ranging from 1 to $700 \text{ CFUs}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Fig. 21). The total germs at 22°C represent the environment bacteria, while the total germs at 37°C represent

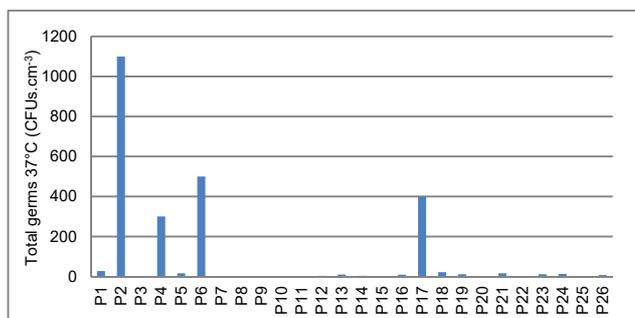


Fig. 20. Variations of total mesophilic germs of the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

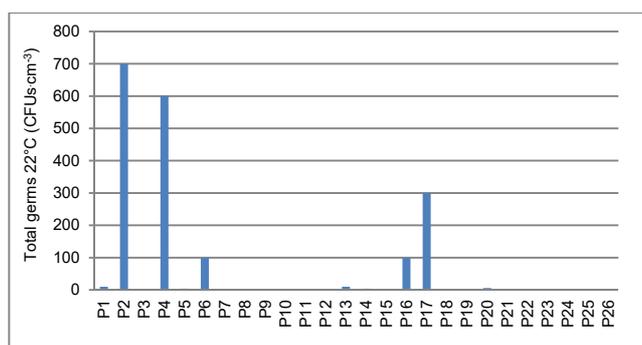


Fig. 21. Variations of the total germs at 22°C of the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

mainly the human or animal intestinal flora. The presence of total germs in drinking water is an indicator of pollution indicating a contamination possibly due to the infiltration of germs from faeces of animals or the non-coverage of wells [EL HAISSOUFI *et al.* 2011].

Total coliforms. Approximately 38% of the studied wells represent total coliform levels ranging from 13 to 900 CFUs·cm⁻³ and greater than the WHO standard set at 10 CFUs·cm⁻³ (Fig. 22). The intensity of groundwater pollution is influenced by soil type and pollutant doses [BRICHA *et al.* 2007]. The observed contamination is punctual and may be due to domestic or agricultural discharges containing animal wastes.

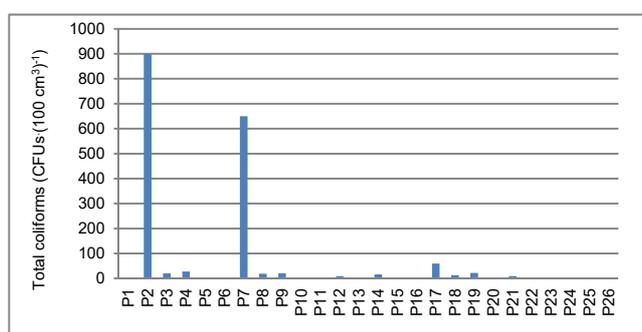


Fig. 22. Variations of total mesophilic coliforms in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

Faecal coliforms. Except for P2 well-water, the search for faecal coliforms was negative, which confirms that pollution of the P2 well containing 2 CFUs·(100 cm³)⁻¹ would be punctual (Fig. 23). The presence of these germs is a direct indicator of faecal contamination that could be of human or animal origin [AKA *et al.* 2013].

Faecal streptococci. Amongst the 26 studied wells, only P2 and P6 are contaminated with faecal streptococci containing respectively 5 and 2 CFUs·(100 cm³)⁻¹ (Fig. 24). Using the method of BORREGO and ROMERO [1982] and KOFFI-NEVRY *et al.* [2012] was able to determine the origin of faecal contamination by calculating the ratio (*R*) faecal coliforms/faecal streptococci (FC:FS). If *R* is less than 0.7, the contamination is of animal origin, and if it is higher than 4, it is of human origin. If *R* is between 0.7 and 1.0, the contamination is mixed with predominantly animal



Fig. 23. Variations of mesophilic faecal coliforms in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

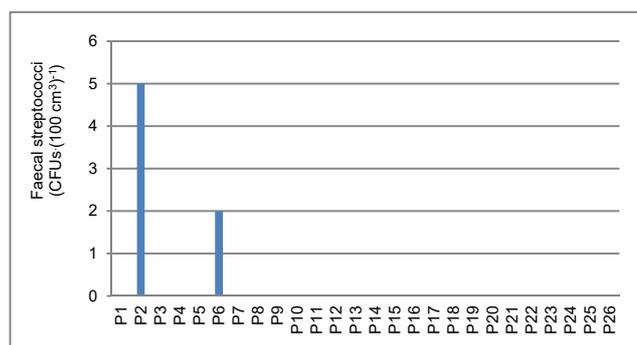


Fig. 24. Variations of mesophilic faecal streptococci in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

origin; it is mixed and predominantly human if *R* ranges between 2 and 4. The origin is uncertain if *R* ranges between 1 and 2. *R* ratios calculated for the two wells (P2, P6) are 0.4 for the well P2 and 0 for the well P6. These two values are lower than 0.7, which shows that their faecal contamination is of animal origin [KOFFI-NEVRY *et al.* 2012]. Faecal bacteria are a major risk for gastroenteritis for consumers.

Sulphite-reducing *Clostridium*. The search for sulphite-reducing *Clostridium* in the analysed well-water showed that about 35% are contaminated, containing values ranging from 1 to 3 CFUs·(20 cm³)⁻¹ (Fig. 25). The contamination of P20 and P22 wells is probably old given the absence of coliform bacteria, which is not the case for

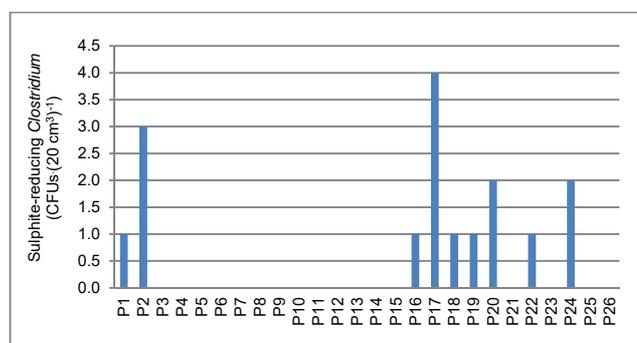


Fig. 25. Variations of the sulphite-reducing *Clostridium* in the studied well-water; P1–P26 = study wells as in Fig. 2 and Tab. 1; source: own study

the rest of the wells whose pollution is due to faecal contamination given the presence of coliform bacteria. Sulphite-reducing *Clostridium* spores are very persistent and show a sign of groundwater vulnerability [AYAD *et al.* 2016].

CONCLUSIONS

The results of physicochemical and bacteriological analyses have allowed us conclude that the contamination of the studied well-waters is almost general. In fact, the studied waters have properties that make them not recommended for human consumption. This is mainly due to the following parameters: electrical conductivity, hardness, nitrates, nitrites, ammonium, trace metals (Fe, Mn and Al), total germs and total coliforms. The chemical pollution (by nitrates, nitrites and ammonium) comes mainly from the excessive use of mineral fertilizers. While microbiologically the contamination comes from animal dung and livestock effluents. With regard to the research of faecal coliforms, faecal streptococci, and sulphite-reducing *Clostridium* spores, it appears that the contamination is punctual. Therefore, it is strongly recommended to treat the contaminated wells as quickly as possible in order to preserve groundwater, especially in depth of a possible pollution spread.

Compared with the literature evaluating groundwater quality at the national and continental levels, it has been found that well water in the region of Sedrata does not exceed Algerian or global standards excessively. However, some arrangements need to be made to limit the sources of contamination, including: household waste management, monitoring and renovation of sewage networks, monitoring the use of synthesized fertilizers in agriculture, and considering the rebuilding of the wells' internal walls lining to replace the steel responsible for the high rates of metallic trace elements.

In the future, it will be necessary not only to assess the health risks related to the level of contamination of these waters, but also to proceed with their treatment before supplying them to consumers.

REFERENCES

- AKA N., BAMBA S.B., SORO G., SORO N. 2013. Étude hydrochimique et microbiologique des nappes d'alterites sous climat tropical humide : cas du département d'Abengourou (sud-est de la cote d'ivoire) [Hydro-chemical and microbiological study of alterite aquifers in humid tropical climate: case of Abengourou department]. Larhyss Journal. Vol. 16 p. 31–52.
- AYAD W., KAOUL M. 2016. Evaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de puits dans la région d'El-Harrouch (N.E-Algérie) [Assessment of physico-chemical and bacteriological quality of Well water in the region of El-Harrouch (N.E- Algeria)]. Journal of Materials and Environmental Science. Vol. 7 p. 1288–1297.
- BATAYNEH A.T. 2012. Toxic (aluminum, beryllium, boron, chromium and zinc) in groundwater: health risk assessment. International Journal of Environmental Science and Technology. Vol. 9 p. 153–162.
- BELGHITI L., CHAHLAOUI A., BENGOUMI D., EL MOUSTAIN R. 2013a. Effet des conditions climatiques et anthropiques sur la variation de la qualité des eaux de certains puits en milieu rural, cas de la nappe phréatique du plateau de Meknès (Maroc) [Effect climatic conditions and anthropic on the variation of the quality of water of some wells in rural medium, case of groundwater of the plateau of Meknes (Morocco)]. Science Libre. Vol. 5. No. 131004.
- BELGHITI M.L., CHAHLAOUI A., BENGOUMI D., EL MOUSTAIN R. 2013b. Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plio-quaternaire dans la région de Meknès (Maroc) [Study of the physico-chemical and bacteriological quality of the groundwater of the plio-quaternary aquifer in the region of Meknès (Morocco)]. Larhyss Journal. Vol. 14 p. 21–36.
- BENRABAH S., ATTOUI B., HANNOUCHE M. 2016. Characterization of groundwater quality destined for drinking water supply of Khenchela City (eastern Algeria). Journal of Water and Land Development. No. 30 p. 13–20. DOI 10.1515/jwld-2016-0016.
- BORREGO A.F., ROMERO P. 1982. Study of microbiological pollution of Malaga littoral area II, Relationship between fecal coliforms and fecal streptococci. VIème journée études. Pollution Cannes p. 561–569.
- BRICHA S., OUNINE K., OULKHEIR S., EL HALOUI N., ATTARASSI B. 2007. Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique de la nappe phréatique M'nasra (Maroc) [Study of the physico-chemical and bacteriological quality in M'nasra's groundwater (Morocco)]. Afrique Science. Vol. 3 p. 391–404.
- DERWICH E., BENAABIDATE L., ZIAN A., SADKI O., BELGHITI D. 2010. Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fes [Physicochemical characterization of the waters of the alluvial aquifer of the upper Sebou downstream from its confluence with Oued Fes]. Larhyss Journal. Vol. 08 p. 101–112.
- EL HAISSOUFI H., BERRADA S., MERZOUKI M., AABOUCH M., BENNANI L., BENLEMLIH M., IDIR M., ZANIBOU A., BENNIS Y., EL OUALI LALAMI A. 2011. Pollution des eaux de puits de certains quartiers de la ville de Fes, Maroc [Pollution of the well water of certain districts of the city of Fes, Morocco]. Revue de microbiologie industrielle sanitaire et environnementale. Vol. 5. No. 1 p. 37–68.
- FEHDI C., BOUDOUKHA A., ROUABHIA A., SALAMEH E. 2009. Caractérisation hydrogéochimique des eaux souterraines du complexe aquifère Morsott-Laouinet (Région Nord de Tébessa, Sud-Est algérien). [Hydrogeochemical characterization of the groundwater of the Morsott-Laouinet aquifer complex (North Tébessa region, South-East Algeria)]. Africa Science. Vol. 05(2) p. 217–231.
- GUERGAZI S., ACHOUR S. 2005. Caractéristiques physico-chimiques des eaux d'alimentation de la ville de Biskra. Pratique de la chloration [Physico-chemical characteristics of the drinking water of the city of Biskra. Practice of chlorination]. Larhyss Journal. Vol. 04 p. 119–127.
- GUERGAZI S., HARRAT N., ACHOUR S. 2006. Paramètres organiques et potentiels de formation du chloroforme d'eaux de surface de l'est algérien [Organic parameters and chloroform formation potentials of eastern Algerian surface waters]. Courrier du Savoir. Vol. 07 p. 45–50.
- HASSOUNE E. M., BOUZIDI A., KOULALI Y., HADARBACH D. 2006. Effets des rejets liquides domestiques et industriels sur la qualité des eaux souterraines au nord de la ville de Settât (Maroc) [Effects of domestic and industrial liquid discharges on the quality of groundwater north of the city of Settât (Morocco)]. Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie. No. 28 p. 61–71.

- KABOUR A., HENI A., CHEBBAH L., SADEK Y. 2012. Wastewater discharge impact on groundwater quality of Béchar city, southwestern Algeria: An anthropogenic activities mapping approach. *Procedia Engineering*. Vol. 33 p. 242–247.
- KAHOUL M., TOUHAMI M. 2014. Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux de consommation de la ville d'Annaba (Algerie) [Evaluation of the physicochemical quality of drinking water in the city of Annaba (Algeria)]. *Larhyss Journal*. Vol. 19 p. 129–138.
- KODAVANTI P.R.S., LOGANATHAN B.G. 2017. Organohalogen pollutants and human health. In: *The international encyclopedia of public health*. Eds. S.R. Quah, W.C. Cockerham. 2nd ed. Vol. 5 p. 359–366.
- KOFFI-NEVRY R., BRICE JUDICAËL A.C., ASSEMAND E.F., WOGNIN A.S., KOUSSEMON M. 2012. Origine des témoins de contamination fécale de l'eau d'arrosage de la laitue (*Lactuca sativa*) cultivée dans la zone péri urbaine d'Abidjan. [Origin of the faecal contamination of irrigation water of lettuce (*Lactuca sativa*) grown in the peri-urban area of Abidjan]. *Journal of Applied Biosciences*. Vol. 52 p. 3669–3675.
- MAKHOUKH M., SBAA M., BERRAHOU A., CLOOSTER M.V. 2011. Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'oued Moulouya (Maroc oriental). [Contribution to the physico-chemical study of the surface water of oued Moulouya (oriental Morocco)]. *Larhyss Journal*. Vol. 09 p. 149–169.
- MATINI L., MOUTOU J.M., KONGO-MANTONO M.S. 2009. Evaluation hydro-chimique des eaux souterraines en milieu urbain au Sud-Ouest de Brazzaville, Congo [Hydro-chemical evaluation of groundwater in urban areas south-west of Brazzaville, Congo]. *Afrique Science*. Vol. 05(1) p. 82–98.
- MIODUSZEWSKI W. 2015. Protection of water quality in the lake situated on the agricultural area. *Journal of Water and Land Development*. Vol. 26 p. 65–71. DOI 10.1515/jwld-2015-0017.
- MOYO N.A.G. 2013. An analysis of the chemical and microbiological quality of ground water from boreholes and shallow wells in Zimbabwe, South Africa. *Physics and Chemistry of the Earth*. Vol. 66 p. 27–32.
- Normes Algériennes. Objectifs de qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau potable des populations [Quality objectives for surface and underground water intended to supply drinking water to the population] 2011. *Journal Officiel de la République Algérienne*. Vol. 125. p. 7–25.
- NOUAYTI N., KHATTACH D., HILALI M. 2015. Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines des nappes du Jurassique du haut bassin de Ziz (Haut Atlas central, Maroc) [Assessment of physico-chemical quality of groundwater of the Jurassic aquifers in high basin of Ziz (Central High Atlas, Morocco)]. *Journal of Materials and Environmental Science*. Vol. 6 p. 1068–1081.
- RODIER J., LEGUBE B., MERLET N. 2009. L'analyse de l'eau : contrôle et interprétation [Water analysis: control and interpretation]. 10th ed. Dunod. Paris. ISBN 978-2-10-054179-9 pp. 1526.
- WHO 2008. Guidelines for drinking-water quality. Third edition incorporating the first and second addenda. Vol. 1. Recommendations. Geneva. World Health Organization. ISBN 978-92-4-154761-1 pp. 668.
- WHO 2009. Calcium and magnesium in drinking-water: Public health significance. Geneva. World Health Organization. ISBN 978-92-4-156355-0 pp. 66.

Amina MALEK, Mohamed KAHOU, Hamza BOUGUERRA

**Ocena fizykochemiczna i bakteriologiczna wód podziemnych:
Studium przypadku wody studziennej w regionie Sedrata (północno-wschodnia Algieria)**

STRESZCZENIE

Woda pitna jest potencjalnym źródłem chorób, kiedy zawiera substancje chemiczne i mikroorganizmy pochodzące z działalności człowieka. Zaopatrzenie w wodę ze źródeł podziemnych odgrywa dużą rolę w Algierii. Aby ocenić jakość wód gruntowych w regionie Sedrata, przeprowadzono analizy w 26 studniach znajdujących się w dwóch sąsiadujących ze sobą obszarach – miejskim i wiejskim. Badania czynników fizycznych i chemicznych obejmowały pomiar *in situ* temperatury, przewodnictwa elektrolitycznego, pH i mętności wody. Analizowano także twardość, stężenie Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ i metali śladowych Fe^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} . Próbkę do badań bakteriologicznych sączone i wprowadzano na pożywkę w celu określenia stężenia całkowitej ilości mikroorganizmów, bakterii z grupy coli, fekalnych streptokoków i siarkowych bakterii *Clostridium*. Wyniki dowodzą, że zanieczyszczenie badanych wód jest powszechne. Spośród najbardziej znaczących wyników należy wymienić stężenie azotanów w zakresie od 4,8 do 76 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ i mezofilnych bakterii od 1 do 1100 $\text{jtk}\cdot\text{cm}^{-3}$. Rolnictwo, hodowla i chów zwierząt oraz stosowanie nawozów są głównymi źródłami fizycznego, chemicznego i bakteriologicznego zanieczyszczenia wód. Skażone studnie powinny być oczyszczane tak szybko, jak to możliwe, aby zapobiec rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń w całym poziomie wodonośnym. W przyszłości konieczna jest ocena ryzyka zdrowotnego w związku ze skażeniem wód, ale także ich uzdatnianie przed dostarczeniem tych wód do konsumentów.

Słowa kluczowe: bakteriologia, jakość wody, parametry fizykochemiczne, Sedrata, wody podziemne



خريطة الجيولوجيا للجزائر
CARTE GÉOLOGIQUE DE L'ALGÉRIE
 A 1/50.000

سوق اهراس
SOUK AHRAS

Deuxième édition préparée par l'Entreprise Nationale de Recherche effectuée en 1985 et 1986 par B. KRIVAKINE, E. KOVALENKO et V. VINOCHKOV. Les travaux antérieurs de KUSCHER-KOZER (1972) et S. KHAMZINE (1976) et la première édition à FLANDRIN (1934).
 Rédacteur: S. GUERNAK étant Directeur de l'Office National de la Géologie.

MINISTÈRE DE L'INDUSTRIE LOURDE

Office National de la Géologie

18 A. Avenue Mouloud El-Qadi, Alger

LEGENDE

FORMATIONS PEU OU PAS TECTONISÉES

ACTUEL
 A1 Alluvions fluviales: des terres arborées, des basses terres, terrasses, galets, graviers, sables, limons, siltions.
 A2 Alluvions, progradantiformes: dunes, basses, dunes, sables, limons.

QUATÉNAIRE

RÉCENT
 Q1 Alluvions des moyennes terrasses: galets, graviers, sables.

MOYEN
 Q2 Alluvions des hautes terrasses conglomérates, sables.
 Q3 Formations glaciaires: dépôts de couverture, moraines, terrasses, etc.
 Q4 Formations glaciaires: dépôts de couverture, moraines, terrasses, etc.

ANCIEN
 T1 Terrasses.

PLIOQUATÉNAIRE
 P1 Volcanismes, conglomérats, grès, argiles.

PLIOCÈNE
 P2 Argiles rouges, grès de coussinets, interstratification de marnes, des sables et graviers.
 P3 Marnes argileuses, conglomérats, gravilles.

FORMATIONS ALLOCTONES

NAPPE NUMIDIENNE
 N1 Oligocène supérieur - Miocène inférieur: Grès quartziteux.
 N2 Oligocène inférieur-moyen: Argiles verdâtres.

NAPPE TELLÉNIENNE

EOCÈNE
 E1 EOCÈNE inférieur-moyen: Marnes argileuses noires à grignons, rochers jaunes.
 E2 EOCÈNE supérieur: Calcaires bitumineux noirs et bruns à Châlegrennes, marno-calcaires noirs.

PALEOCÈNE
 P1 Marnes argileuses noires et marno-calcaires noirs à petite grès.

FORMATIONS PARAALLOCTONES OU AUTOCTONES

MIOCÈNE
 M1 MIOCÈNE moyen-supérieur: Siltstones marnes argileuses, grès.
 M2 MIOCÈNE inférieur-moyen: Grès, marnes, conglomérats.

EOCÈNE
 E1 PÉRIODIEN: Marnes jaunes avec interstratifications de grès siliceux et calcaires noirs.
 E2 VIRESIEN-LUTETIEN: Calcaires à Nummulites, marno-calcaires.

PALEOCÈNE
 P1 Marnes, argiles, marno-calcaires.

CRETACE SUPERIEUR

MASTRICHTEIN
 M1 Sables et argiles: Marnes argileuses, calcaires marno-grés.
 M2 Sables et argiles: Calcaires blancs, marnes, calcaires marno-grés.

CAMPANEN SUPERIEUR
 C1 Marnes argileuses marno-calcaires.

CACTONIEN SUPERIEUR
 C2 Calcaires, siltstones grés, marno-calcaires.

CACTONIEN INFERIEUR
 C3 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.
 C4 Sables et argiles.

COMPLEXES ALLOCTONES ET PARAALLOCTONES

COMPLEXES ALLOCTONES
 A1 Sables et argiles.
 A2 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A3 Sables et argiles.
 A4 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A5 Sables et argiles.
 A6 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A7 Sables et argiles.
 A8 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A9 Sables et argiles.
 A10 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A11 Sables et argiles.
 A12 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A13 Sables et argiles.
 A14 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A15 Sables et argiles.
 A16 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A17 Sables et argiles.
 A18 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A19 Sables et argiles.
 A20 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A21 Sables et argiles.
 A22 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A23 Sables et argiles.
 A24 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A25 Sables et argiles.
 A26 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A27 Sables et argiles.
 A28 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A29 Sables et argiles.
 A30 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A31 Sables et argiles.
 A32 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A33 Sables et argiles.
 A34 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A35 Sables et argiles.
 A36 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A37 Sables et argiles.
 A38 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A39 Sables et argiles.
 A40 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A41 Sables et argiles.
 A42 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A43 Sables et argiles.
 A44 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A45 Sables et argiles.
 A46 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A47 Sables et argiles.
 A48 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A49 Sables et argiles.
 A50 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A51 Sables et argiles.
 A52 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A53 Sables et argiles.
 A54 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A55 Sables et argiles.
 A56 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A57 Sables et argiles.
 A58 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A59 Sables et argiles.
 A60 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A61 Sables et argiles.
 A62 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A63 Sables et argiles.
 A64 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A65 Sables et argiles.
 A66 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A67 Sables et argiles.
 A68 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A69 Sables et argiles.
 A70 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

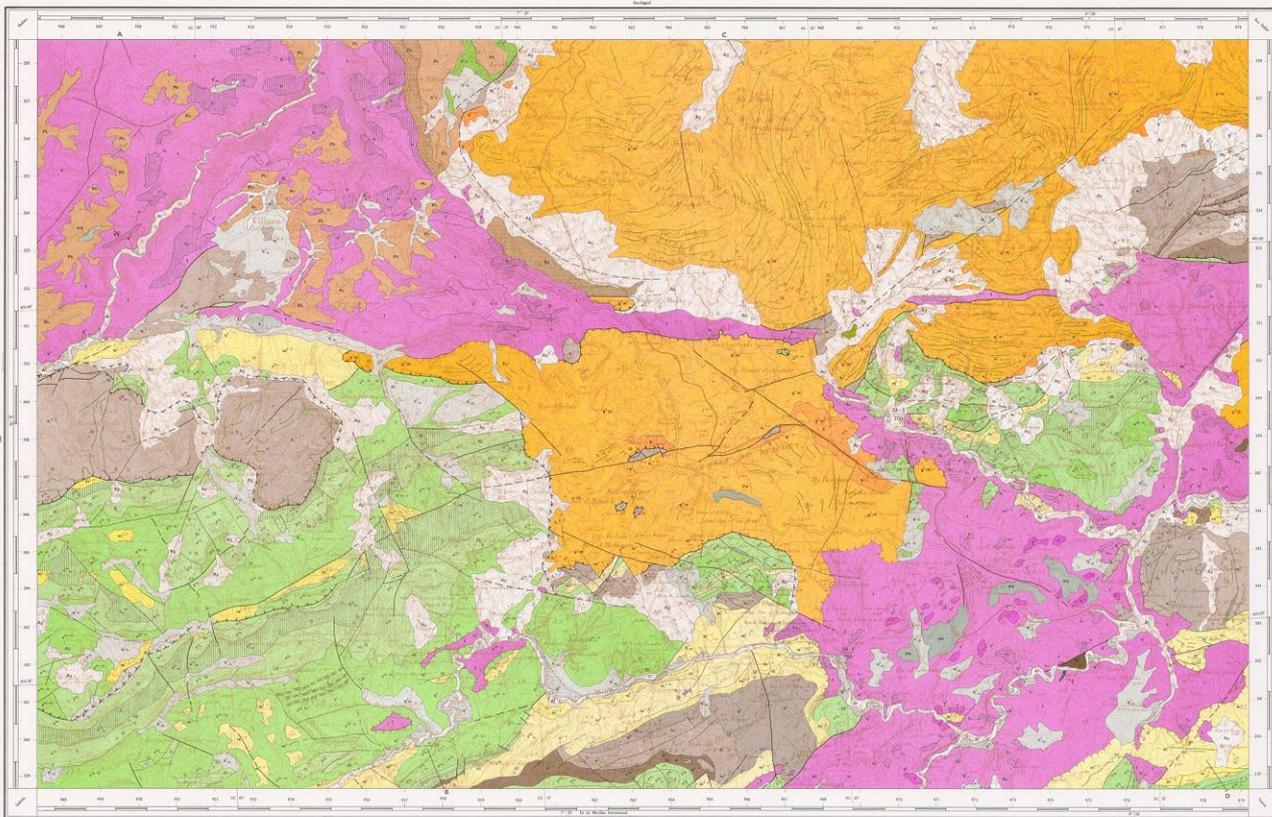
COMPLEXES ALLOCTONES
 A71 Sables et argiles.
 A72 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A73 Sables et argiles.
 A74 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A75 Sables et argiles.
 A76 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A77 Sables et argiles.
 A78 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.

COMPLEXES ALLOCTONES
 A79 Sables et argiles.
 A80 Marnes et rochers argileux grés et siltstones de marno-calcaires.



Échelle 1 : 50 000

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 100

L'échelle est figurée en kilomètres sur les cartes au cadastre national. L'équivalence des courbes est de 20 mètres.

COUPE SUIVANT LA LIGNE A-B

Échelle 1:50.000



COUPE SUIVANT LA LIGNE C-D

Échelle 1:50.000



CRETACE SUPERIEUR

ALBEN-CENOMANEN

Marnes argileuses noires.

TRIAS

Formations anglo-gallo-tribasiennes à fragments et blocs de roches épaisses.

Calcaires gris et noirs en plaquettes à nœuds interstratifiés de dolomites pures.

Dolomites et brèches éoclimatiques grises, conglomérats.

Craie pure.

ROCHES EFFUSIVES

Dolomites.

TRIAS SUPERIEUR

Alluvions de grès, argilles et marnes rouges et bleues.

TRIAS MOYEN

Calcaires gris foncés à Modèles, Miophores, marnes, dolomites.

PERMIOCARBONIFERE

Grès micacés varisques à Calcaires, argilles.

SIGNES CONVENTIONNELS

CONTACTS

Limites géologiques.

Failles principales: 1-cachées, 2-cachées.

Failles secondaires: 1-cachées, 2-cachées.

Contact normal de type diapirique.

Discontinuités: 1-cachées, 2-cachées.

Chutes de montagne.

Traces de bancs.

PERIODES

Horizontaux.

Inclinaison.

Remontées.

Horizontaux.

AUTRES SIGNES

Discontinuités paléontologiques: 1-cachées, 2-cachées.

Murs abandonnés.

Point initial et final des coupes interprétatives à 1:50.000.

Nombre.

Solitaires: profondeur en m.

UNIFORMITÉ SUR LES COUPES GÉOLOGIQUES

Débris quaternaires non différenciés.

SCHEMA STRUCTURAL SUPPLEMENTAIRE

1 / 250 000

COMPLEXES AUTOCHTONES ET PARAALLOCTONES

Calcaire (grès) / Sables.

Marnes inférieures moyennes.

Marnes moyennes supérieures.

COMPLEXES ALLOCTONES

Nappe inférieure (Pélobre-Saïda).

Nappe moyenne (Sibouga-Moudia).

Drapeau de Trias.

COMPLEXES POST-NAPPE

Pélobre.

Saïda.

SIGNES CONVENTIONNELS

Contact normal.

Grès argileux.

1-cachées, 2-cachées ou supérieures.

1-cachées, 2-cachées ou inférieures.

Stratige et démantèlement.

Contact normal Diapirique.

Asses stratifiés.

Asses argileux.

Traces de bancs.