

**MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEURE ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE**

UNIVERSITE SAAD DAHLAB-BLIDA

FACULTE DES SCIENCES AGRO-VETERINAIRES ET BIOLOGIQUES

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE



**Mémoire de fin d'études en vue de l'obtention du Diplôme de
Master en Biologie**

Option : Microbiologie-Bactériologie

Thème :

**Etude de l'évolution spatio-temporelle des paramètres physico-
chimiques et bactériologiques des eaux souterraines de la plaine de
la Mitidja Ouest et détermination des principaux faciès chimiques
et certains paramètres influençant leur qualité**

Présenté par :

ZAMICHE Samira

Soutenu le :

03/10/2013

Devant le Jury :

Président de Jury : Mr OUSSADOU L. M.A.A. USDB.

Examinatrice : Mlle AMAROUCHE N. M.A.A. USDB.

Examinatrice : Mme AIT SAADI N. M.A.A. USDB.

Promotrice : Mme HAMAIDI F. M.C.B. USDB

Remerciements

Je tiens à exprimer mes vifs remerciements

A Allah qui m'a donné la volonté de réaliser ce travail.

A ma promotrice M^{me} HAMAIDI F, pour ses conseils, son aide, sa gentillesse et pour sa disponibilité de tous les instants.

A M^{me} OUSSADOU, pour avoir accepté de présider ce jury.

A M^{me} AIT SAADI N et Mlle AMAROUCHE N, pour avoir accepté d'évaluer ce modeste travail.

Au personnel du laboratoire de la SEAAAL de la wilaya de Tipaza : M^{me} et M^{me} FEKHAR, Mlle Hayet, Mlle Asma et tout particulièrement M^{me} DOUID A.

Au personnel du laboratoire d'hygiène de la wilaya de Tipaza : M^{me} et M^{me} ABOSLAAYEN, Mlle Haania, Fatima et Sihem.

Mes remerciements s'adressent aux différents services techniques auprès desquels j'ai bénéficié d'un aimable appui, notamment ceux qui m'ont facilité l'accès aux données de mesures et à la documentation, en particulier :

- Personnel de l'A.N.R.H. de Soumâa (particulièrement Mr BÉN MASSOUD et BELAIDI et Mr RABEHAOUI) ;*
- la Direction de l'Hydraulique de la Wilaya de Tipaza (particulièrement Mr MANSOURI et Mr DANOUNI) ;*
- la Direction de la santé et de la population de la wilaya de Tipaza (particulièrement Mr GHAZALI R).*

Aux enseignants et aux étudiants du Département de biologie de l'Université SAAD DAHLAB. Blida.

Dédicace

Je dédie ce modeste travail à :

♣ *Ma très chère mère, pour sa tendresse, son soutien, pour m'avoir encouragée sans relâche dans mes études*

♣ *Mon cher père, pour avoir toujours été présent pour moi et à ne jamais baisser les bras devant les difficultés*

♣ *Mes très chères sœurs Farida, Rahma et Khadidja*

♣ *Mes cher frères Hamza, Abdarrazak et Mohssine*

♣ *Mon cher fiancé Hamid qui à toujours cru en moi, mon beau père Belkasem, ma belle mère Ymina, mes belles sœurs et beau frères.*

♣ *Toute ma famille, en particulier ma grand-mère Oum Alkheir et mon grand-père Abdallah.*

♣ *Tous mes amis (es) de l'université de SAAD DAHLEB*

INTRODUCTION	1
PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE	
I. CYCLE DE L'EAU	2
I.1. Les eaux souterraines dans le cycle de l'eau	3
I.1.1. Différentes nappes.....	3
I.1.2. Caractéristiques générales des eaux souterraines.....	4
I.1.3. Ouvrages d'exploitation des eaux souterraines.....	5
I.1.4. La mise en place des périmètres de protection des captages.....	5
II. VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES AUX POLLUTION	
II.1. Pollution de l'eau souterraine	6
II.2. Différents polluants	6
II.2.1. Classification des polluants.....	6
II.2.1.1. Pollution par les nitrates.....	8
II.2.1.2. Pollution par les pesticides.....	9
II.2.1.3. Pollution par les métaux lourds.....	9
III. EAU POTABLE	10
III.1. Définition	10
III.2. Paramètres de potabilisation des eaux souterraines	10
III.2.1. Paramètres organoleptiques.....	10
III.2.2. Paramètres physico-chimiques.....	11
III.2.3. Paramètres bactériologiques.....	15
III.2.4. Maladies à transmission hydriques (MTH).....	17
IV. LA PLAINE DE LA MITIDJA	18
IV.1. Généralités et Situation géographique et réseau hydrographique	18
IV.2. Aperçu climatique et couvert végétal	18
IV.3. Aspect économique (Agriculture et Industrie)	19
IV.4. Géologie et hydrogéologie	19
IV.5. Ressources en eau de la plaine de Mitidja	20
IV.6. Etat actuel des eaux de la nappe de la Mitidja	20

PARTIE EXPEREMENTAL

I. MATERIEL ET METHODES	21
I.1. Présentation de la zone d'étude	21
I.2. Matériel	22
I.3. Méthodes	24
I.3.1. Echantillonnage.....	24
I.3.2. Mode de prélèvement.....	26
I.3.3. Conservation et transport des échantillons.....	27
I.3.4. Analyses physico-chimiques.....	28
I.3.5. Analyses bactériologique.....	38
I.3.6. Analyse statistique des données.....	43
I.3.7. Détermination des principaux faciès chimiques.....	43
I.3.7.1. Diagramme de Piper.....	44
I.3.7.2. Diagramme de Schoeller-Berkaloff.....	44
II. RESULTATS ET DISCUSSION	45
II.1. Résultats de l'enquête épidémiologique des maladies à transmission hydrique de l'année 2012	45
II.2. Résultat des analyses physico-chimiques	46
II.2.1. Description sommaire des paramètres physico-chimiques	46
II.2.2. Paramètres physique.....	46
II.2.3. Paramètres de pollution.....	47
II.2.4. Minéralisation globale.....	49
II.2.5. Le faciès chimique des eaux.....	59
II.2.5.1. Résultats de diagramme de Piper.....	60
II.2.5.2. Résultats de diagramme de Schoeller-Berkaloff.....	64
II.2.6. Paramètres indésirables.....	68
II.2.7. Métaux lourds.....	69
II.3. Résultats des analyses bactériologiques	71
CONCLUSION	77
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	
ANNEXES	

RESUMÉ

Cette étude vise à évaluer la situation actuelle des eaux souterraines de la plaine de la Mitidja Ouest par le suivi mensuel de l'évolution des paramètres physico-chimiques et bactériologiques en fonction de l'espace et de temps durant six campagnes d'échantillonnage (du 24 mars 2013 au 15 Août 2013).

Au total, 84 prélèvements pour le contrôle physico-chimique, 72 pour le contrôle bactériologique ont été analysés et 11 prélèvements ont été recueillis durant la 4^{ème} campagne en vue d'un dosage des métaux lourds. Ces prélèvements concernent les eaux souterraines de douze (12) forages situés dans les localités suivantes : Bourkika, Ahmer El Ain, Attatba et Sidi Rachad. Le traitement et la représentation des données ont fait appel à l'usage d'outils d'analyse statistique, d'histogrammes, ainsi que des diagrammes automatiques (diagramme de Piper et celui de Schoëller- Berkaloff).

Les résultats ont révélés ce qui suit :

- La qualité chimique de l'eau est mauvaise pour les douze forages, résultant d'une forte minéralisation (Chlorures, sulfates, calcium et sodium) avec des moyennes respectives de 240,08 mg/l, 136,02 mg/l, 105,85mg/l et 71mg/ l, influencée d'une part, par la lithologie de la nappe et les facteurs climatiques (les précipitations et les températures) et d'autres part par les facteurs anthropiques (l'activité agricole et les rejets urbains).
- Une pollution chimique permanente et diffuse par les nitrates touchant particulièrement les communes d'Ahmer El Ain et Bourkika, tire son origine des activités agricoles. Ainsi, la géologie et la pédologie de la plaine, a favorisé la contamination de cette dernière et a joué un rôle sur la répartition des nitrates.
- Le faciès prédominant au cours des six campagnes est le faciès chloruré calcique, mais on signale également la présence d'un faciès bicarbonaté calcique pour les forages F11 et F12 et d'un faciès bicarbonaté sodique pour le forage F07.
- L'analyse des métaux lourds ne montre aucune présence inquiétante d'éléments traces dans les onze points d'eau analysée.
- Globalement, les eaux des forages échantillonnés sont d'excellentes qualités bactériologiques et exemptes de germes pathogènes.

Mots clés : Eau souterraines, Mitidja Ouest, forages, analyses physico-chimiques, analyses bactériologiques, dosage des métaux lourds.

ABSTRACT

This study aims to assess the current status of groundwater in the plain of Mitidja West by monthly monitoring of the evolution of the physico-chemical and bacteriological parameters as a function of space (lithology) and time (climatic factors) for six sampling campaigns (March 24, 2013 to August 15, 2013).

A total of 84 samples for physico-chemical control, 72 for bacteriological examination were analyzed and 11 samples were collected during the fourth campaign for a determination of heavy metals. These groundwater samples involved twelve (12) holes located in the following locations: Bourkika , Ahmer El Ain, Attatba and Sidi Rachad. Processing and data representation have used the use of statistical analysis, histograms, and automatic diagrams (Piper diagram and the Schoeller - Berkloff) tools.

The results of these data revealed the following:

- The chemical water quality is poor for the twelve wells , resulting from strong mineralization (chlorides , sulphates, calcium and sodium) with respective averages of 240.08 mg/l, 136.02 mg/l , 105,85 mg/l and 71 mg/l , on the one hand influenced by the lithology of the water and climatic factors (precipitation and temperature), and on the other hand by anthropogenic factors (agriculture and urban waste).
- A permanent chemical and diffuse pollution by nitrates particularly affecting the towns of Ahmer El Ain and Bourkika originates from agricultural activities. Thus, geology and soils of the plain, encouraged the contamination of the latter and has played a role in the distribution of nitrates.
- The predominant facies in the six campaigns is chlorinated lime facies , but also indicates the presence of a calcium bicarbonate facies for F11 and F12 drilling and sodium bicarbonate facies F07 for drilling .
- The analysis of heavy metals showed no disturbing presence of trace elements in water analyzed eleven points.
- Overall, the wells sampled waters are excellent and free of bacterial pathogens qualities.

Keywords: groundwater, Mitija West. drilling, physico-chemical analysis , bacteriological analysis , determination of heavy metals.

المخلص

هذه الدراسة تهدف إلى تقييم الوضع الراهن للمياه الجوفية في سهل متيجة الغربية من خلال التتبع الشهري لتطورات المعايير الفيزيوكيميائية و البكتيريولوجية تبعاً للمناطق (نوعية التربة) و الزمن (العوامل المناخية) وذلك لمدة ستة (06) حملات لأخذ العينات (من 24 مارس 2013 إلى 15 أوت 2013).

في المجموع تم تحليل 84 عينة للمراقبة الفيزيوكيميائية ، 72 عينة للمراقبة البكتيريولوجية و لقد تم جمع 11 عينة خلال الحملة الرابعة لتحديد المعادن الثقيلة، هذه العينات تخص المياه الجوفية لإثنى عشرة (12) بئر واقعة في المناطق الآتية بورقيقة، حمر العين، حطاطبة و سيدي راشد. إن المعالجة و تمثيل المعطيات تتطلب استعمال وسائل للتحليل الإحصائي، المدرجات الإحصائية و كذلك مخططات آلية (مخطط بيير، شولباركالوف).

أظهرت نتائج هذه المعطيات مايلي:

- رداءة نوعية الكيمياء للمياه بالنسبة لإثنى عشرة بئر ناتجة عن قوة التمعدين (كلورور، سولفات، كلسيوم، صوديوم) مع المعدلات الآتية 240.08 ملغ/ل، 136.02 ملغ/ل، 105.85 ملغ/ل و 71 ملغ/ل متأثرة من جهة نوعية التربة و العوامل المناخية (التساقط و الحرارة) و من جهة أخرى بالعوامل البشرية (النشاط الزراعي و النفايات الحضرية).

- تلوث كيميائي دائم و منتشر بواسطة النترات يمس خاصة بلديات بورقيقة و حمر العين صادر عن النشاط الزراعي و كذلك الطبيعة الجيولوجية و البيولوجية للسهل ما ساهم في تلوث هذه الأخيرة و لعب دورا هاما في توزيع النترات.

- إن الوجة الكيميائي السائد للمياه في الحملات الستة هو مكورة جيرية، و لكن يشار أيضا إلى وجود الوجة بركوناتى جيري للبئر 07 و بركوناتى صوديومى للبئر 11 و 12.

- أظهر تحليل المعادن الثقيلة أنه لا وجود مقلق لهذه العناصر النادرة في المياه بالنسبة للإحدى عشرة نقطة معيرة.

- عموما فإن عينات مياه الآبار ممتازة و خالية من مسببات الأمراض البكتيرية.

الكلمات المفتاحية: مياه جوفية، متيجة الغربية، آبار، تحاليل فيزيوكيميائية، تحاليل بكتيريولوجية، تحديد المعادن الثقيلة.

INTRODUCTION

Plutôt que d'être nécessaire à la vie, l'eau est la vie elle-même. Elle est présente à tous les niveaux de la société humaine, de l'écologie à l'industrie, en passant par l'agriculture. On ne lui connaît pas de substitut (**El Battiui, 2008**).

Menacée par une consommation en nette augmentation et une pollution accrue, la situation mondiale des ressources en eau est devenue critique. Plus d'un milliard de personnes dans le monde n'ont pas accès à l'eau potable et près de deux milliards et demi, soit le tiers de la population mondiale, seront confrontés à une pénurie d'eau d'ici 2025 (**Boubakar Hassan, 2010**).

Une gestion efficace des ressources en eau doit intégrer toutes les composantes du cycle hydrologique. L'une de ces composantes, les eaux souterraines, ont longtemps été négligé dans cette gestion alors qu'elles représentent 95% de l'eau douce de la planète (**Morris et al., 2003**). En règle générale, leur qualité est supérieure à celle des eaux de surface, grâce aux procédés filtrantes du sous-sol (**Foddis, 2010**). Il s'agit aussi d'une ressource moins vulnérable aux aléas climatiques et à la pollution et mieux répartie géographiquement (**Ghouli, 2009**).





Cependant, aujourd'hui, les eaux souterraines sont exposées à des pollutions générées par l'homme qui rendent cette ressource de plus en plus périssable (**Foddis, 2010**).

En Algérie, la principale source de satisfaction de la demande en eau est l'eau souterraine, de fait de son exploitation relativement facile. La croissance démographique et la modernisation de l'agriculture ont entraîné un grand problème de détérioration de sa qualité déjà en quantité limitée (**Abdelbaki et al., 2007 ; Iguetoulene, 2009**). En effet, la pollution des eaux souterraines représente l'un des aspects les plus inquiétants et son utilisation à des fins alimentaires représente un danger pour la santé (**Belghiti et al., 2010**).

La nappe aquifère de la Mitidja est considérée comme l'un des réservoirs souterrains les plus riches en Algérie. Sa surexploitation à des fins domestiques et agricoles la rend très vulnérable à la pollution. De plus, l'utilisation intensive des amendements chimiques et organiques peut sans doute être à l'origine de certaines pollutions de cette nappe (**Khoums, 2010**).

C'est dans ce cadre que s'inscrit cette étude. Nous nous sommes proposé de réaliser un suivi de la qualité physico-chimique et bactériologique de douze forages situés à Attatba, Ahmer El Ain, Bourkika et Sidi Rachad (région de la Mitidja Ouest). Ces forages sont destinés à la consommation humaine.

Les objectifs étaient :

-  Caractériser la composition chimique des eaux souterraines distribuées sur l'ensemble de la zone d'étude.
-  Evaluer la variabilité hydrogéochimique régionale.
-  Définir les types d'eaux par les cations et anions dominants.
-  De déterminer les métaux lourds présentant un risque potentiel pour la santé

I. CYCLE DE L'EAU

L'eau recouvre la majorité de la surface de la terre, cette eau circule sur tout le globe ; dans l'atmosphère, en surface, et dans les sous-sols (**Mokdad, 2008**). L'évaporation des eaux de mers et celle des eaux douces grâce au rayonnement solaire est le point de départ du cycle de l'eau, elle entraîne la formation et la condensation des nuages, qui vont engendrer des précipitations, dont la majeure partie retourne à l'océan (**Richard, 1996 ; Anctil et al., 2005**), alors qu'une autre contribue au ruissellement de surface et aux écoulements dans les rivières et les lacs (**Banton et al., 1999 ; Mebarki, 2005**). Une dernière partie va s'infiltrer dans le sol, elle renouvelle les stocks d'eau souterraine (**Castany, 1982 ; Gilli et al., 2004**).

Selon **Musy et Higy (2002) ; Maiga (2002) ; Coulibaly (2005)**, de ce cycle, il existe trois sources d'approvisionnement en eau qui sont :

Eaux de surface

Les eaux de surface se répartissent en eaux océaniques (océans et mers) et en eaux continentales (lacs, étangs, marais, cours d'eau, canaux, barrages, retenues collinaires et réservoirs) (**Dussart, 1966 ; Chevallier, 2007**). Il s'agit d'une ressource facilement accessible mais malheureusement fragile et vulnérable (**Boeglin, 2003**). Les eaux de surface qui ne sont plus potables sur le plan chimique et bactériologique doivent être traitées (**Afoufou, 2003 ; Zerluth et al., 2006**).

Eaux météoriques (eaux de pluies)

A l'origine, ces eaux sont pures sur le plan microbiologique. Sur le plan chimique, il leur manque certains éléments indispensables à la santé comme le sodium, le magnésium, le manganèse, le fer et l'iode (**Groumaire-Mertz, 1998 ; Maiga, 2002**). Selon **Bordet (2007)**, une eau totalement déminéralisée n'est pas potable, l'eau de pluie par exemple peut être dangereuse pour la santé car, démunie de tout minéral, elle devient très agressive pour l'homme.

Eaux souterraines

Les eaux souterraines constituent une ressource naturelle importante. Elle représente un réservoir d'où l'on peut extraire une eau de bonne qualité pour l'approvisionnement en eau potable ainsi que pour des applications dans l'industrie et l'agriculture (**Delarras et al., 2010**). Selon **Bordet (2007)** les eaux souterraines ont une qualité relativement constante. Elles bénéficient aussi d'une meilleure protection vis-à-vis des polluants que les eaux superficielles. C'est pour cela que cette ressource est officiellement recommandée depuis près d'un siècle pour l'alimentation en eau potable (**Collin, 2004**).

I.1. Les eaux souterraines dans le cycle de l'eau

Les eaux souterraines représentent une part importante du cycle de l'eau et participent de ce fait aux équilibres naturels (OFEFP, 2003 ; Hani, 2003). D'après Cosandey (2003), l'eau souterraine circule sous la surface du sol, comme l'eau de surface, mais à des débits beaucoup plus lents. Elle s'écoule de l'amont vers l'aval pour ultimement rejoindre les cours d'eau et les lacs.

En faisant résurgence dans les eaux de surface, les eaux souterraines permettent, très souvent, le maintien du régime hydrique des cours d'eau. Aussi, si elles sont contaminées, les eaux souterraines peuvent constituer un rejet diffus susceptible d'altérer de façon significative l'équilibre des écosystèmes aquatiques et la qualité des eaux de surface dans lesquelles elles aboutissent (Angelier, 2000 ; Guay et al., 2012). Ainsi, l'eau souterraine est étroitement liée aux eaux de surface et est une composante importante du cycle global de l'eau (Detay, 1993 ; Cosandey, 2003).

L'eau de pluie circule dans les pores et les fissures de roches : on parle alors de roche réservoir ou d'aquifère. Le mot 'aquifère' désigne simplement une couche de sol contenant de l'eau (Houli, 2005 ; Ouandaogo Yameogo, 2008).

Selon Miquel (2003) Les aquifères sont composés de deux parties :

- ✚ Une zone non saturée : l'eau ne remplit pas l'intégrité des pores et se trouve en mouvement permanent.
- ✚ Une zone saturé : qui renferme la nappe, l'eau pénètre à travers tous les pores et s'écoule dans le sous sol sur la couche imperméable.

I.1.1. Différentes nappes

Une nappe est l'ensemble des eaux comprises dans la zone saturée d'un aquifère, dont toute les parties sont en liaison hydrauliques (Iguetoulene, 2009 ; Rezig, 2010). L'altitude à laquelle s'établit le sommet de la nappe s'appelle son niveau piézométrique (Castany, 1968 ; Vilaginès, 2003 ; Iguetoulene, 2009 ; Rezig, 2010). Pour Castany et Margat (1977) ; Degrement (1989) ; Cardot (1999) et Khalil (1999) ; Chamley (2002), la porosité et la structure géologique déterminent le type de nappe et le mode de circulation souterraine.

On distingue plusieurs types de nappes :

➤ Nappe libre

Il ne s'agit pas d'une nappe à l'air libre, mais située dans un sol qui contient de l'air, dit aussi « sol non saturé » (Miquel, 2003). Une nappe libre se définit donc comme une nappe dont le niveau piézométrique s'établit uniquement en fonction de la perméabilité du terrain à travers lequel pénètre l'eau d'infiltration (Vilaginès, 2003). D'après Barbier (2011), elle est potentiellement vulnérable à la pollution.

➤ **Nappe phréatique**

C'est la première nappe rencontrée lors d'un creusement d'un puits (**Vilaginès, 2003**). Le niveau piézométrique de la nappe phréatique a toujours tendance à suivre régulièrement les variations de la pluviosité. En période de sécheresse, les puits se tarissent (**Boeglin et al., 2001**).

➤ **Nappe alluviale**

Les réserves d'eau à l'aplomb des fleuves ou rivières constituent les nappes alluviales (**Cardot, 2002**). Il s'agit d'un type particulier de nappe libre (**Miquel, 2003**). Au voisinage de la mer, ce type de nappe peut recevoir de l'eau salée (**Caerls et al ; 1989**).

➤ **Nappe captive**

Elle peut se définir comme des nappes contenues dans deux formations imperméables (**Lanoix et Roym, 1976**). Elles sont généralement plus profondes que les nappes libres (**Morette, 1984 ; Edmunds, 1994**). Lorsque le niveau piézométrique de la nappe surplombe le sol, la nappe est dite artésienne, un simple forage conduit à un jaillissement spontané (**Loup, 1974 ; Edmunds, 1994 ; Vilaginès, 2003**). D'après **Barbier (2011)**, elle est souvent moins vulnérable à la pollution.

I.1.2. Caractéristiques générales des eaux souterraines

Les eaux souterraines ont longtemps été considérées comme une source d'eau saine. Elles ont des propriétés étroitement liées à leur origine géologique (**Kaufman, 2003 ; Jeannin, 2001 ; Bouguerra et Dahlab, 2005**). Selon **Degrement (1989)** et **Iguetoulene (2009)**, la nature géologique du terrain a une influence déterminante sur la composition chimique de l'eau retenue. A tout instant, l'eau est en contact avec le sol dans laquelle elle se stagnait ou circulait, il s'établit un équilibre entre la composition du terrain et celle de l'eau. On distingue :

- ✓ **L'eau des nappes captives** : eau stagnante qui, par son long contact avec les roches, est souvent très minéralisée avec la présence de fer et de manganèse (**Musy et Soutter, 1991**).
- ✓ **L'eau des nappes alluviales et phréatiques** : vulnérable à la pollution domestique, industrielle et agricole, ce qui peut expliquer la présence souvent à l'état de trace de micropolluants minéraux et organiques et de produits azotés à l'état ammoniacal (NH_3^+) et de nitrates (NO_3^-) (**Tardat et Boudry, 1995 ; Grave, 2001**).

D'après **Athmana (2006)** Les principales caractéristiques des eaux souterraines sont :

- Une turbidité faible,
- Une température et une composition chimique constantes,
- Une absence presque totale d'oxygène.

En outre, les eaux souterraines sont souvent d'une grande pureté bactériologique (**Cardot, 1999**). Ces eaux ne sont cependant pas sans inconvénient (**Loumi, 1988**) :

- Leur salinité peut être très élevée (région du Sahara) ;
- Leur extraction est difficile, elle exige généralement un pompage ;
- Lorsqu'elles ne se trouvent pas à proximité des agglomérations, leur transport est souvent onéreux.

I.1.3. Ouvrage d'exploitation des eaux souterraines

Selon **Collin (2004)**, on peut exploiter les eaux souterraines soit d'une manière ponctuelle à leur émergence, grâce aux captages de source, soit par des puits et des forages répartis sur la surface du territoire subjacent aux aquifères choisis.

Le choix d'un ouvrage de captage ne doit pas être fait à la légère. Il ne faut pas oublier que l'eau sera captée pour assurer l'alimentation en eau potable pendant plusieurs décennies (**Meybeck, 1986 ; Leeuwen, 2000 ; Prokop et al., 2000**). Il ne faut donc pas minimiser l'importance de l'investissement que requiert une telle installation, car la santé des utilisateurs dépend de la qualité de l'eau captée (**McCormack, 2003**).

L'entretien et le contrôle des ouvrages de captages sont fondamentaux pour le bon fonctionnement du système technique de l'alimentation en eau potable (**Bordet, 2007**). En effet, les captages en exploitation posent de nombreux problèmes : le colmatage bactérien produit des bactéries et des masses gélatineuses non dangereuses pour la santé, mais qui réduisent les débits disponibles, la corrosion peut détruire tout ou une partie du captage, l'ensablement (généralement progressif) réduit les capacités de l'ouvrage jusqu'à sa destruction éventuelle (**Detay, 1997**).

I.1.4. La mise en place des périmètres de protection des captages

L'une des responsabilités importantes des collectivités est de distribuer une eau de bonne qualité chimique et bactériologique, conforme aux normes de "potabilité" compatibles avec la Santé Publique (**Elmer et Cookbook, 1993**). Les périmètres de protection correspondent à un zonage établi autour des captages utilisés pour la production d'eau d'alimentation, en vue d'assurer la préservation de sa qualité (**Davezac et al ; 2008**). Il en résulte qu'un périmètre de protection est la première barrière entre l'eau destinée à l'alimentation et la pollution extérieure (**Vaillant et Fourastié, 1973 ; Lallemand-Barrès et Roux, 1999**).

II. VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES AUX POLLUTIONS

L'eau souterraine bien qu'elle soit cachée et invisible, est fragile et souvent vulnérable aux nombreux 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 (Ahkoug, 2004 ; Myrand, 2008).

La vulnérabilité des nappes dépend d'une part des possibilités de transit de la pollution de la surface du sol vers la nappe (dans la zone dite non saturée) et d'autre part de la propagation dans la nappe elle-même (Gaujous, 1995 ; Yaméogo, 2008).

D'après Vernoux *et al.*, (2011) on distingue usuellement :

- **Une vulnérabilité intrinsèque** : qui prend en compte les conditions physiques du milieu naturelle (Murat *et al.*, 2003). Les paramètres intrinsèques au milieu sont considérés invariables dans le milieu mais différent d'un milieu à un autre (Chippaux, 2002 ; Vervoort et Cattle, 2003).
- **Une vulnérabilité spécifique** : qui fait intervenir non seulement les paramètres naturels mais aussi les propriétés de contaminant, sa nature et sa mise en place. (Todd, 1980 ; Marsily, 1993 ; Martin, 2003).

II.1. Pollution de l'eau souterraine

Une eau souterraine renferme une teneur en substances minérales dissoutes d'origine naturelle, géologique : c'est «le bruit de fond des géochimistes». Le degré de pollution est apprécié par la mesure de l'écart entre les caractéristiques physiques et chimiques de l'eau considérée, par référence au bruit de fond (Castany, 1982 ; BRGM, 2000 ; Baize, 2002).

L'eau souterraine est dite polluée lorsqu'elle contient des substances non liées à la structure naturelle des terrains où elle a séjourné, c'est-à-dire des substances introduites de façon directe ou indirecte par l'activité humaine (Atteia, 1992 ; Lecomte, 2000 ; Saket, 2003).

II.2. Différents pollutions

D'après Génin *et al* (2003) ; Djoudar et Hallal (2003), plusieurs critères peuvent être utilisés selon les besoins, pour classer les pollutions. Il s'agira par exemple de l'origine des substances, qui renseigne globalement sur leur nature et leur mode de transfert, ou de l'effet des pollutions, qui s'intéresse au mode de réactions des écosystèmes selon la nature et la dynamique d'apport des substances, ou encore du mode d'apport, qui détermine les moyens d'étude et de traitement.

II.2.1. Classification des pollutions

Les pollutions sont classées en fonction :

a- De l'origine de la pollution

- **La pollution urbaine** : elle est généralement véhiculée par le réseau d'assainissement. Elle se caractérise par des germes fécaux, de fortes teneurs en matières organiques, de sels minéraux (azote et phosphate) et des détergents (**Meybeck, 1986 ; Gaujous, 1995 ; Génin et al., 2003**).
- **La pollution industrielle** : Les industries produisent une large gamme de polluants comme des métaux (plomb, cadmium, Zinc), des résidus pétroliers et des micropolluants organiques. Leur rejet sous forme liquide peuvent contribuer localement à la contamination des eaux souterraines (**Shine et Forster, 1999 ; Pfeifer et al., 2000 ; Fifi, 2010**).
- **La pollution agricole** : l'agriculture constitue une des premières cause des pollutions diffuses des ressources des eaux (**Marcel, 1989 ; Zerrouki et al ; 2006**). Elle utilise des engrais chimiques azotés et phosphorés, des produits phytosanitaires parfois toxiques, lorsqu'ils sont utilisés en excès et contaminent en période de pluie, par lessivage et ruissellement les eaux de surfaces et par infiltration les nappes souterraines (**Djazor, 1982 ; Marcel, 1989 ; Benmessahel, 2011**).

b- De la répartition géographique

- **La pollution diffuse** : provient de l'épandage de produits solides ou liquides à la surface du sol sur des superficies importantes (**Leveque, 1996 ; Marceron, 1999 ; Schnebellen, 2000 ; Hand, 2009**).
- **La pollution ponctuelle** : résulte souvent de l'injection rapide et involontaire d'un contaminant sur une superficie restreinte (**Leveque, 1996 ; Banton et Bangoy, 1999 ; Tan et al., 2002**). Ainsi, une pollution ponctuelle peut résulter d'un accident routier (**Collin, 2004**).

c- De la répartition dans le temps

- **Pollution permanente ou chronique** : Le polluant se répand dans le milieu par petite quantité mais de façon régulière et parfois sur de très longues périodes (**Leveque, 1996 ; Baize, 2002 ; Seket, 2009**).
- **Pollution accidentelle ou aigue** : toutes les pollutions peuvent être accidentelles, ce qui n'exclut pas qu'elles aient des conséquences durables si le foyer n'est pas immédiatement éradiqué (**Djabri, 1996 ; Amharraf et al., 2001 ; Collin, 2004**).

d- De la nature des polluants

- **Pollution physique** (chaleur, radioactivité, matières en suspension).

- **Pollution chimique** (sels minéraux, détergent, pesticide, solvants, métaux lourds, hydrocarbures).
- **Pollution microbiologique** (micro-organismes comme virus et bactéries).

La vulnérabilité des nappes à ces diverses pollutions est conditionnée par plusieurs facteurs, parmi lesquels il y'a le pouvoir filtrant, l'épaisseur de la zone non saturée et la nature du réservoir (captif ou libre). La vitesse d'écoulement des eaux souterraines joue aussi un certain rôle en favorisant cette vulnérabilité (**Castany, 1968 ; Chaoui et al ; 2008**).

Plusieurs auteurs (**Guillemin et Roux, 1992 ; Grave, 2001 ; Atteia, 2005 ; Vernoux et al ., 2011**) démontrent clairement que les nitrates et les pesticides sont les principaux polluants d'origine diffuse, tandis que les pollutions localisées se caractérisent plutôt par des contaminations bactériologiques, d'hydrocarbures ou d'autres substances telles que des solvants ou encore des métaux lourds.

II.2.1.1. Pollution par les nitrates

Dans les eaux naturelles non polluées, le taux des nitrates est très variable (de 1 à 15 mg/l) suivant la saison et l'origine des eaux (**Idrissi, 2006 ; Boualla, 2011**). Leur concentration alors, n'excède pas en générale 3mg/l à 5 mg/l dans les eaux superficielles et quelques mg/l dans les eaux souterraines (**Ratel, 1992 ; Moussaoui, 2008**). Le risque de contamination est plus important si le sol recouvrant la nappe d'eau est vulnérable (ex : sablonneux) et si la nappe est peu profonde (puits de surface) (**INSPQ, 2003**).

Les nitrates ne sont pas toxiques, mais ce n'est qu'à deux conditions que peut se révéler une toxicité des nitrates : s'il y a ingestion vraiment massive de ces composés ou s'ils sont transformés en nitrites par la microflore digestive au sein de l'organisme (**Ratel, 1992 ; Idrissi, 2006**).

- *Risque de méthémoglobinémie (ou syndrome du bébé bleu)*

En effet, dans certaines conditions, l'organisme humain réduit le nitrate en nitrite (**Walker, 1990 ; WHO, 2003**). Ces nitrites, dans le sang, transforment l'hémoglobine en méthémoglobine non fonctionnelle (**Fan et al., 1989 ; Richard, 1990 ; Hill, 1991**), incapable de céder l'oxygène aux tissus, ce qui provoque une sorte d'asphyxie due à une modification du système de transport de l'oxygène dans le sang (**Ratel, 1992 ; Idrissi, 2006**). C'est le syndrome des "enfants bleus", la méthémoglobinémie. Les symptômes de cette maladie sont notamment la cyanose (décoloration bleutée de la peau et de la bouche), la dyspnée et l'asthénie (**Idrissi, 2006**).

➤ *Risque carcinogène*

Les nitrates sont susceptibles de présenter un risque lié à leur transformation en nitrites et éventuellement en nitrosamines dans le tractus digestif. Les propriétés carcinogènes de ces substances ont été découvertes il y a un demi siècle (**Magee et Barnes, 1956 ; Magee et Barnes, 1967**). Les études épidémiologiques et toxicologique n'ont pas mis en évidence de relations certaines entre ingestion de nitrates et risque de cancers (**Cantor, 1997 ; Messinga et al., 2003**). Cependant, les tests chez de nombreuses espèces animales ont montré l'effet carcinogène d'un grand nombre de nitrosamines (**WHO, 1995 ; ATSDR., 1999**).

II.2.1.2. Pollution par les pesticides

Les pesticides sont des produits obtenus le plus souvent par synthèse chimique, dont les propriétés toxiques permettent de lutter contre des organismes nuisibles (**Ifen, 2002**). L'appellation produit phytosanitaire ou phytopharmaceutique désigne les pesticides utilisés principalement pour la protection des végétaux (**Chambard, 2004**).

Ces substances actives épandues sur les sols, pulvérisées sur les cultures ou dans les arbres sont susceptibles de rejoindre tous les compartiments de l'environnement air, sol, sous sol et eaux. Elles peuvent présenter un risque pour l'homme et les écosystèmes en sus de leur effet intentionnel sur les organismes "cibles" (**Schnoor, 1992 ; Ifen, 2002 ; Balloy et al., 2003 ; Giroux, 2003**).

Bien que les effets des pesticides sur la santé humaine soient difficiles à évaluer, des risques aigus et chroniques sont aujourd'hui reconnus (effets cancérogènes, baisse de la fertilité...) (**Gérin et al., 2003 ; Ifen, 2004**).

II.2.1.3. Pollution par les métaux lourds

Bien qu'il soit très difficile de faire la part de ce qui est naturel (géogène) et de ce qui résulte de la contamination d'origine humaine (anthropogène), les métaux provenant des apports anthropiques sont présents sous des formes chimiques assez réactives et entraînent de ce fait des risques supérieurs aux métaux d'origine naturelle qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes (**Baize, 1997 ; Miquel, 2001 ; Winiarski, 2004 ; Méthahri, 2012**).

En effet, les métaux lourds sont généralement considérés comme une menace pour la santé humaine et les écosystèmes, en raison de leur toxicité (**Qin et al., 2006**). Certains d'entre eux sont dangereux, même à de faible concentration et leur toxicité augmente dans l'eau ou dans les sols (**Académie Sciences, 1998 ATSDR, 2002 ; Bradl, 2004**).

III. EAU POTABLE

III.1. Définition

L'adjectif potable signifie «qui peut être bu». Cet adjectif a aujourd'hui une définition plus précise, à savoir «qui peut être bu sans danger pour la santé» (**Prevedello, 2006**). Selon **Bontoux (1983)** une eau potable ne doit pas contenir des germes pathogènes tout au moins en quantité susceptible de provoquer une contamination même chez les personnes les plus sensibles. Elle doit contenir sans excès, un certain nombre d'éléments minéraux, à l'exclusion de ceux qui seraient un indice d'une contamination, ainsi que toute substance toxique (**Mabilot, 1995**). Une eau potable doit aussi être une eau agréable à boire c'est-à-dire que l'eau doit être claire, indolore, de saveur agréable (**Kettab et al., 2003**).

III. 2. Paramètres de potabilisation

Les eaux potables doivent être conformes aux limites de qualité pour les paramètres qui peuvent entraîner des risques immédiats ou à plus long terme pour la santé du consommateur (**Arsac, 2006**). Parmi ces paramètres, nous citons:

III.2.1. Paramètres organoleptiques

Les paramètres organoleptiques doivent être appréciés au moment du prélèvement car certaines odeurs peuvent disparaître pendant le transport. L'aspect de l'échantillon peut également se modifier au cours du stockage (**Rodier et al., 2005**).

❖ Couleur

La couleur peut être due à certaines impuretés minérales mais le plus souvent à certaines matières organiques dissoutes (**Degremont, 2005**). La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution, elle est dite apparente quand les substances en suspension y ajoutent leur propre coloration (**Fall, 2007**).

❖ Odeur

L'eau destinée à la consommation humaine doit être indolore. L'existence d'une odeur est synonyme de pollution ou de présence de matière organique en décomposition, ce qui est dangereux pour la santé des consommateurs (**Fall, 2007 ; Rodier et al., 2009**).

Goût ou saveur

Le goût peut être défini comme étant «l'ensemble des sensations gustatives, olfactives et de sensibilité chimique commune, perçues lorsque l'aliment ou la boisson est dans la bouche». Tandis que la saveur peut être définie comme étant «l'ensemble des sensations perçues à la suite de la stimulation par certaines substances solubles des bourgeons gustatifs» (**Rodier et al., 2005**).

Chaque eau possède un goût qui est en partie liée à sa composition minérale (**Teillet et al., 2008**).

- ✚ Si l'eau renferme une quantité trop élevée en chlorures, elle sera saumâtre.
- ✚ Si elle renferme une quantité trop élevée en magnésium, elle sera amère.
- ✚ Si elle est chargée en fer, elle sera métallique (**Rodier et al., 2005**).
- ✚ Une mauvaise saveur peut être le résultat d'une croissance de micro-organismes occasionnelle, d'une contamination par les matériaux utilisés ou de la présence de substances organochlorés (**Fall, 2007**).

III.2.2. Paramètres physico-chimiques

La contamination de l'eau potable par des substances chimiques est moins répandue que la contamination microbiologique. Néanmoins, malgré le fait que les métaux, pesticides, composés organiques volatils et autres substances réglementées dans l'eau potable n'ont généralement pas d'effets immédiats sur la santé, leur présence dans l'eau potable n'en est pas moins préoccupante puisque ces substances peuvent, à moyen ou à long terme, augmenter les risques de cancers et avoir des incidences sur les différents organes (**Robert, 2004**).

A. Paramètres physiques

❖ Turbidité

C'est le premier paramètre perçu par le consommateur, une turbidité trop importante provoque un rejet de la part de l'utilisateur (**Degremont, 1995**). Elle est causée par la présence de matières en suspension ou par des substances en solution. Ces matières peuvent être soit des substances minérales comme le sable, l'argile ou le limon, soit des matières organiques comme des organismes morts ou des végétaux en décomposition, du plancton suspendu entre deux eaux ou d'autres matières microscopiques qui forment un obstacle au passage de la lumière dans l'eau (**Hade, 2003 ; Rodier et al., 2009**).

❖ Température

Il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision. En effet, celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la dissociation des sels dissous et par conséquent sur la conductivité électrique (C.E) et le pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels (**Rodier et al., 2005**). Elle joue un rôle très important dans l'augmentation de l'activité chimique ou bactérienne et dans l'évaporation des eaux (**Hoch et Kirchman, 1993 ; Lallahem, 2002**). Pour l'eau potable, la température moyenne acceptable est de 15°C, car on admet que l'eau doit être rafraichissante (**Maiga, 2005**).

❖ PH

Le potentiel hydrogène (ou pH) mesure l'activité chimique des ions hydrogène (H^+) en solution (**Henry et Beaudry, 1992 ; Baize, 2000**). Il constitue un facteur dont le rôle est important dans la mobilité des ions métalliques, car il influence le nombre de charges négatives pouvant être mises en solution (**McLaughlin et al., 2000**). Il faut ajouter que le pH d'une eau naturelle dépend de l'origine de celle-ci et de la nature des terrains traversés

(Potelon et Zysman, 1998 ; Rodier et *al.*, 2005). Pour une eau de consommation, ce paramètre doit être situé entre des valeurs paramétriques de 6.5 et 9.5 unités pH (Hanon et Rouelle, 2011).

❖ Conductivité électrique et Taux de sels dissous (TDS)

La conductivité est la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. Cette capacité dépend de plusieurs facteurs tels que la nature des ions présents et leurs concentrations totales. Elle donne une idée sur la salinité et permet une bonne appréciation du degré de minéralisation d'une eau ou chaque ion agit par sa concentration et sa conductivité spécifique (Kourradi, 2007 ; Makhoukh et *al.*, 2011).

B. Paramètres de pollution

❖ Matières organiques (MO)

Les matières organiques dissoutes dans l'eau proviennent souvent de la décomposition des cadavres d'animaux et de végétaux par des bactéries ou des champignons inférieurs. Mais elles peuvent également provenir du métabolisme des êtres vivants supérieurs : excréments racinaires des plantes et déjections d'animaux (Lefevre, 1993). C'est une source nutritive essentielle pour la prolifération bactérienne (Celier et Faby, 2003).

❖ Azote ammoniacal (NH_4^+)

L'azote ammoniacal est la forme inorganique la plus réduite de l'azote dans l'eau. Il constitue une forme très soluble qui résulte de la décomposition de la matière organique azotée (d'origine végétale ou animale) ou de la réduction microbienne des nitrates ou des nitrites dans des conditions anaérobies (Polan et Henry, 1998). Il n'a pas d'effet appréciable sur la santé du consommateur, mais sa présence dans les eaux est un indicateur de pollution (Bentouati et Bouzidi, 2011).

❖ Nitrites (NO_2^-)

Les ions nitrites sont le produit soit de l'oxydation de l'ion ammonium dans les conditions d'aérobies par les *Nitrosomonas* soit de la réduction des ions nitrates en anoxie par les bactéries hétérotrophes (Metahri, 2012). Ils peuvent également provenir de rejets industriels lorsqu'ils sont utilisés pour inhiber la corrosion des réservoirs (Henry et Beaudry, 1992). Une eau contenant des nitrites est à considérer comme suspecte car cette présence est souvent liée à une détérioration de la qualité microbiologique (Rejsek, 2002).

❖ Nitrates (NO₃⁻)

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote. Les apports en nitrates proviennent principalement de l'écoulement des eaux de culture (engrais azotés), des eaux usées domestiques et parfois même des eaux industrielles (**Morhit, 2009 ; Hanon et Rouelle, 2011**).

❖ Orthophosphates (PO₄³⁻)

Dans les eaux, le phosphore se trouve principalement sous forme d'orthophosphates. Le phosphate est la forme sous laquelle le phosphore peut être assimilé par les êtres vivants, en particulier les algues (**Barroin, 2003 ; Idrissi, 2006**). Les apports en phosphore sont soit ponctuels (rejets directs), soit diffus (ruissellement, érosion et lessivage) (**Blais et Patoine, 2002**).

C. Minéralisation globale

❖ Sulfates (SO₄²⁻)

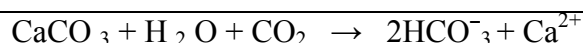
Les sulfates font partie des éléments principaux des eaux continentales. Le contenu de ces eaux en ion sulfate est cependant très variable (**Dussart, 1966**). Ils proviennent essentiellement de l'érosion, facteur qui constitue le principal agent d'enrichissement des eaux de surface par dissolution du gypse ou de la matière organique des sols. Les apports d'origine agricole peuvent, également constituer une source en sulfates (**Kourradi, 2007**). De fortes concentrations d'ion sulfate provoquent des irritations gastro-intestinales (**Chekroud, 2007**).

❖ Chlorures (Cl⁻)

L'eau contient presque toujours des chlorures, mais en proportion très variable. Les eaux provenant des régions granitiques sont pauvres en chlorures, alors que les eaux des régions sédimentaires en contiennent davantage. D'ailleurs, la teneur en chlorures augmente généralement avec le degré de minéralisation d'une eau (**Lounnas, 2009**). La présence des chlorures dans l'eau de boisson peut être attribuée à des sources naturelles, aux eaux usées, à la pollution provenant du salage des routes ou à des intrusions salines (**Maiga, 2005**).

❖ Bicarbonates (HCO₃⁻)

La présence des bicarbonates dans l'eau est due à la dissolution des formations carbonatées (cipolin, calcaire) par des eaux chargées en gaz carbonique (**Debeiche, 2002 ; Cornas, 2004 ; Gouaidia, 2008**), selon la réaction suivante :



❖ Calcium et Magnésium (Ca^{2+} et Mg^{2+})

La présence des ions Ca^{2+} dans l'eau est liée principalement à deux origines naturelles : Soit la dissolution des formations carbonatées (CaCO_3), soit la dissolution des formations gypseuses (CaSO_4). Pour le magnésium, son origine est comparable à celle du calcium, car il provient de la dissolution des formations carbonatées à fortes teneurs en magnésium (magnésite et dolomite) (**Debieche, 2002**). La dureté ou titre hydrotimétrique correspond essentiellement à la présence de sels de calcium et de magnésium. Elle est directement liée à la nature des terrains traversés (**Lounnas, 2009**).

D'après **Lounnas (2009)**, dans une eau naturelle, on peut distinguer différents types de dureté :

- **Dureté totale** : somme des concentrations en calcium et magnésium ;
- **Dureté calcique** : concentration globale en calcium ;
- **Dureté magnésienne** : concentration globale en magnésium.

❖ Potassium et Sodium (K^+ et Na^+)

Le Sodium provient soit de la pluie, déjà un peu salée de par son origine maritime, soit de certains minéraux tels que les micas et le chlorite, parfois de lessivages profonds de gisements de sels gemme. Le Potassium est surtout cédé par les roches granitiques, au sens large, se sont surtout les feldspaths en décomposition qui libèrent cet élément (**Collin, 2004**). Le sodium peut causer des crises d'hypertension et de cardiopathies, quant il est présent en concentrations importantes. Le potassium a un effet laxatif, mais il donne un léger gout. Généralement il ne présente pas d'inconvénients (**Chekroud, 2007**).

D. Paramètres indésirables

❖ Fer (Fe^{2+})

Le fer est le quatrième élément le plus abondant après l'oxygène, le silicium et l'aluminium (**Gaillard, 2001**). Le fer contenu dans l'eau provient des roches et des sols mais aussi, bien souvent, des tuyauteries lors de l'échantillonnage ; ce qui peut fausser considérablement les résultats de l'analyse (**Lounass, 2009**). Il se trouve de manière plus importante dans les eaux souterraines car c'est un élément de la croûte terrestre, à raison de 4,5 à 5% (**Rejsek, 2002**).

Dans l'eau potable, la teneur maximale acceptable est de 0,3 mg/l et l'objectif est inférieur à 0,05 mg/l (**Lounass, 2009**).

❖ Manganèse (Mn²⁺)

Le manganèse est un élément fréquemment rencontré dans différents types d'eau, surtout souterraines, il est également présent dans la plupart des sols et sédiments et existe dans les roches métamorphiques (**Kirchner et Grabowski, 1972 ; Kemmer et al., 1984 ; Montiel et Welte, 1990**). Ce métal ne présente pas de risque majeur pour la santé humaine, mais il peut poser des problèmes dans les eaux de consommations lors de son oxydation lente et sa précipitation dans le réseau de distribution (**Boogerd et Vrind, 1987 ; Kothari, 1988 ; Martin et al., 1997 ; Boust et al., 2002 et Lassalle-Kaiser, 2008**).

❖ Aluminium (Al³⁺)

L'aluminium est le troisième élément le plus abondant de l'écorce terrestre et par conséquent il est présent dans les sols. L'acidification de ces derniers par les pluies acides, augmente la quantité d'aluminium sous forme Al³⁺ libre dans l'environnement (**Caudron, 2006**). C'est un métal que l'on retrouve fréquemment dans la consommation courante et notamment dans les traitements des eaux (**Miquel, 2003**). Les usines utilisent du sulfate d'aluminium, qui joue le rôle d'agent coagulant favorisant ainsi l'agglomération des particules qui peuvent être plus facilement éliminées par décantation (**Potelon et Zisman, 1998 ; Miquel, 2003**).

III.3.3. Paramètres bactériologiques

L'eau ne doit contenir ni microbes, ni bactéries pathogènes, ni virus qui pourraient entraîner une contamination biologique et être la cause d'une épidémie (**Barbalat, 1993**).

Les germes pathogènes pour l'homme sont nombreux et leur diagnostic est parfois délicat principalement du fait de leur faible concentration dans les eaux (**Bremond et Vuichard, 1973**). La stratégie du contrôle sanitaire repose donc sur la recherche de germes dits « témoins de contamination fécale » qui peuvent être révélateurs de la présence éventuelle de germes pathogènes. En bactériologie, une eau est dite conforme, quand les indicateurs de contamination (*Escherichia coli* et « entérocoques ») sont absents dans 100 ml d'eau. D'autre part, l'absence de bactéries « coliformes », de spores et des bactéries « sulfite-réductrices » sert de référence de qualité (**ARS, 2011**).

❖ Coliformes totaux

Les coliformes appartiennent à la famille des *Enterobacteriaceae* (**Delarras et Bernard, 2006**). Ce sont des bactéries à Gram négatif, non sporulées, aéro-anaérobies ou anaérobies facultatifs capables de se multiplier en présence de sels biliaires et de fermenter le lactose avec production de gaz à une température de 35 à 37 °C (**Gadin-Goyon, 2002 ; Dellarras, 2007**).

Ils sont utilisés 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 (**Archibald, 2000 ; CEAEQ, 2000 ; Edberg et al., 2000**).

❖ Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux ou coliformes thermotolérants présentent les mêmes caractéristiques que les coliformes totaux mais leur température d'incubation est de 44 °C (**Guiraud, 1998 ; Gadin-Goyon, 2002 ; Delarras, 2003**). On retrouve les coliformes fécaux en grand nombre dans les intestins et les excréments des animaux à sang chaud (**Desdjardins, 1997**). *Escherichia coli* représente la majeure partie des coliformes thermotolérants et se caractérise par la production de l'indole à la même température (**Joffin, 2000**). Sa présence dans l'eau indique une pollution fécale récente (**Nauciel, 2001**).

Escherichia coli n'est pas directement pathogène car elle supprime des bactéries nuisibles dans l'intestin. Cependant elle est productrice de vérotoxine qui provoque des diarrhées hémorragiques (**Boucaud- Maitre et al., 2001 ; Miquel, 2003**).

❖ Streptocoques fécaux

Les streptocoques fécaux sont des cocci à Gram positif, en chainettes, catalase négative, anaérobies et fermentent le glucose (**Gaillaird et al., 1995 ; Figarella et al., 2001 ; Grosjean et al., 2009**). Possédant l'antigène du groupe D définie par LANCEFIELD : *Enterococcus faecalis*, *Enterococcus faecium*, *Enterococcus durans*, *Streptococcus bovis* et *Streptococcus equinus*. Dans les eaux ils sont témoins de contamination fécale car ils ont tous un habitat fécal (**Bonnefoy et al., 2002**).

❖ Clostridium Sulfito-Réducteur

Les Clostridium Sulfito-Réducteurs sont des bacilles Gram positif anaérobies stricts, capable de sporuler réduisant les sulfites en sulfures (**Leveau et Bourgois, 1991 ; Haslay et Leclercq, 1993 ; Cavallo et al., 2002**). Hôtes nombreux de l'intestin, ils peuvent également être d'origine tellurique (**Poucher, 2007**). Il y existe quatre principaux pathogènes pour l'homme, mais beaucoup d'autres espèces provoquent occasionnellement des infections (**Spicer, 2003**). Leur capacités à sporuler les rend particulièrement résistante (**Figarella et al., 1994**). Dans les eaux, les formes sporulées, plus résistantes que les formes végétatives permettent de déceler une contamination fécale ancienne (**Bonnefoy et al., 2002**).

❖ Salmonella

Les salmonelles possèdent les caractères généraux de la famille des *Enterobacteriaceae*. Ce sont des bacilles Gram négatif, souvent mobile par ciliature péritriche, non sporulés, anaérobies facultatives, fermentent le glucose avec ou sans production de gaz. Possédant une catalase positive, oxydase négative et H₂S positif sauf certaines

souches de *Salmonella paratyphi* A (**Bourgeois et al., 1996 ; Sutra et al., 1998 ; CEAEQ, 2011**). Il en existe deux types selon leur pathologie, les salmonelles typhiques qui provoquent la fièvre typhoïde et les salmonelles non typhiques responsables de gastro-entérites (**Vaubourdolle, 2007**).

❖ *Vibrio cholerae*

Les vibrions cholériques appartiennent à la famille des *Vibrionaceae*. Ce sont des bacilles à Gram négatifs, incurvés en virgule, parfois isolés ou groupés par deux ou plus, mobile grâce à la présence d'un cil polaire unique, non sporulés et non capsulés. Ils ont un métabolisme aérobie préférentiel, oxydase positive, se développant bien dans l'eau (température > à 15 °C), dans les milieux humides, alcalins (pH > à 8) et salés (**Gelinas, 1995 ; Avril et al., 2000 ; Delarras, 2006 ; Konate, 2006**). Ils provoquent une maladie diarrhéique strictement humaine qui le choléra (**Bonhomme, 2003**).

II.5.4. Maladies à Transmission Hydrique (MTH)

A l'échelle mondiale, la mortalité par les maladies à transmission hydrique reste un problème majeur de santé publique (**Caselli et al., 2002**). Les agents biologiques pathogènes pour l'homme peuvent être d'origine bactériologique, parasitaire ou virale (**Coulibaly, 2005**) et peuvent être à l'origine de nombreuses maladies, entre autres : le cholera, la fièvre typhoïde, les hépatites virales et les salmonelloses (Tableau I) (**Caselli et al., 2002**).

Tableau I : Principales maladies d'origines hydriques et leurs agents pathogènes

Origine	Maladies	Germes responsables
Bactérienne	<ul style="list-style-type: none"> • Fièvres typhoïdes • Fièvres, infections pulmonaires, Insuffisances rénales • Dysenteries bacillaire • Choléra • Gastro-entérites aiguës 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Salmonella</i> • <i>Legionella</i> • <i>Shigella</i> • <i>Vibrio cholerae</i> • <i>Echerichia coli, Salmonella, Shigella.</i>
Virale	<ul style="list-style-type: none"> • Hépatites • Poliomyélite • Gastro-entérites aiguës 	<ul style="list-style-type: none"> • Virus hépatique • Virus poliomyélitique • Virus de Norwalk, Rotavirus, Entérovirus
Parasitaire	<ul style="list-style-type: none"> • Dysenterie amibienne • Gastro-entérites 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Entamaeba histolytica</i> • <i>Giardia lamblia, Cryptosporidium</i>

(Bessiere, 2005)

IV. LA PLAINE DE LA MITIDJA

IV.1. Situation géographique et réseau hydrographique

La plaine de la Mitidja est située au Sud d'Alger (figure 01). Elle s'étend sur les territoires ; Wilaya d'Alger, Boumerdès, Tipaza et Blida. D'une orientation globale WSW - ENE et d'une altitude moyenne de 100 m, elle occupe une superficie de 1300 km² qui représente 3% de la surface de l'Algérie du Nord avec une longueur moyenne de 100 Km et une largeur moyenne de 10 à 18 Km. Les limites géographiques s'étendent depuis la région de Hadjout à l'Ouest jusqu'à la région de Réghaia à l'Est. Elle est limitée au Sud par les piémonts de l'Atlas et au Nord par la ride du Sahel (ANRH, 2013).

Elle est formée de la juxtaposition de sous bassins versants, se regroupant en quatre ensembles, drainés du Sud au Nord par le réseau hydrographique. Cinq oueds principaux drainent la plaine de la Mitidja situés sur quatre bassins différents (figure 01) : Oued Nador, Oued Mazafran, Oued El Harrach, Oued Hamiz et Oued Reghaia (ANRH, 2013):

- Bassin occidental (O. Nador) ;
- Bassin du Mazafran ;
- Bassin d'El Harrach ;
- Bassin oriental (O. Hamiz et O. Réghaia).

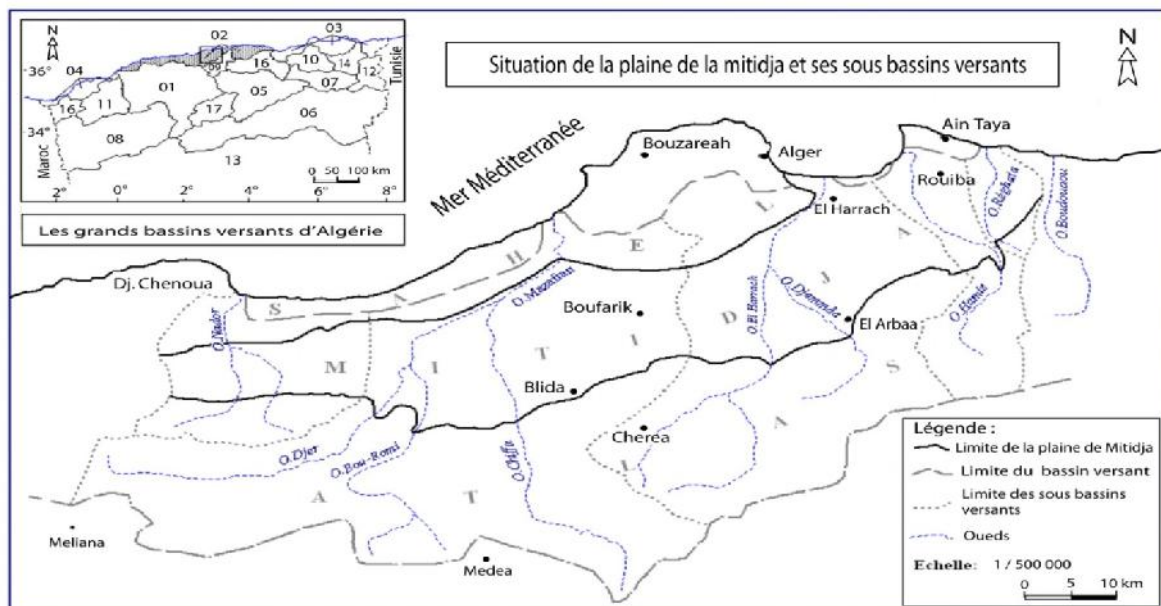


Figure 01 : Situation de la plaine de la Mitidja et ses sous bassins versants (ANRH, 2013)

IV. 2. Aperçu climatique et couvert végétal

La plaine de la Mitidja se situe au Nord de l'Atlas Blidéen qui la protège de l'influence saharienne. Le climat est donc méditerranéen avec une influence continentale (le sirocco en été), des hivers pluvieux et doux, et des étés chauds et secs (Khoums, 2010).

C'est est une région agricole très intensive de l'Algérie, en raison de sa topographie et de sa fertilité. Les activités agricoles les plus répandues sont l'arboriculture et les cultures maraîchères (**Benmessahal, 2011** et **Yahiaoui, 2011**). La couverture végétale joue un rôle important dans le comportement hydrologique du bassin de la Mitidja. Elle a une influence mécanique sur le ruissellement superficiel, en plus du fait qu'elle conditionne l'évapotranspiration et donc le bilan hydrologique du bassin (**Hartani et Raissi, 2004**).

IV. 3. Aspect économique (Agriculture et Industrie)

Le relief plat et les conditions climatiques très favorables en font une excellente région agricole d'une superficie de **129000 ha (Ecrement, 1971)**. Cette dernière est considérée comme l'une des régions les plus fertiles de l'Algérie (**OPIM, 2001**).




La majorité des activités industrielles sont regroupées au Centre et à l'Est de la plaine (l'Arbaa, Rouiba, Blida, EI-Harrach, Boufarik, ...) avec des pôles industriels de Rouiba et de Réghaia. Les industries rencontrées dans la plaine d'après (**Benmessahal, 2011**) sont :

- ✓ Mines et installation de traitement de minerais.
- ✓ Industries de transformation de fer et autres matériaux.
- ✓ Industries chimiques, des silicates d'alumines.
- ✓ Industries alimentaires.
- ✓ Industries transformatrices de résidus végétaux et animaux.

IV. 4. Géologie et hydrogéologie

La géologie de la Mitidja a fait l'objet de plusieurs études fondées sur les travaux majeurs de **Glangeaud, Aymé et Rivoirard (1952)**. Elle correspond à une zone de subsidence à remplissage de dépôts d'âge pliocène jusqu'à l'actuel (**Glangeaud, 1952**), qui ont contribué à la formation de deux aquifères principaux (voir annexe 02). L'épaisseur de ces aquifères varie entre 100 et 200 m en moyenne et va en s'amincissant vers le sud pour atteindre l'Atlas. Sur la plus grande partie de la plaine, ces deux aquifères superposés sont séparés par un complexe argileux d'épaisseur variable (**Chino, 1995**).

- ✓ **La formation quaternaire de la Mitidja** : qui représente la principale ressource en eau souterraine. Alimenté uniquement par les eaux de pluies au niveau des affluents, elle contient une nappe libre, sauf dans le bas du Mazafran où elle est captive (**Rivoirard, 1952**). Il est essentiellement constitué par les superpositions des alluvions du quaternaire ancien et la base des alluvions récentes. L'aquifère alluvial est alimenté comme suit :

-  Dans la plaine par infiltration des précipitations.
-  Dans les piedmonts de l'Atlas par infiltration des cours d'eau.
-  Le long du sahel par écoulement souterrain de l'Astien vers la nappe alluviale à travers une épaisseur de marne jaune.

- ✓ **La formation de l'Astien** : qui est l'aquifère le plus profond exploitée pour l'alimentation en potable. Pour **Glangeaud (1952)**, la formation de l'Astien est

constituée principalement de sables et de grès plus ou moins calcaires qui reposent sur le substratum marneux du Plaisancien. D'après le même auteur, l'Astien est séparé de l'aquifère des alluvions par la formation argileuse d'El Harrach, hormis au Nord-est de la plaine où les deux formations perméables sont en contact direct. Les caractéristiques hydrodynamiques de l'Astien sont mal connues.

IV. 5. Ressources en eau de la plaine de la Mitidja

Les eaux de surface sont emmagasinées dans les barrages existant dans la plaine (ABH, 2012) :

- Barrage du Hamiz **15.6 hm³**
- Barrage Boukourdene **90 hm³**
- Barrage de Bou Roumi **200 hm³**

Les potentialités hydrogéologiques de la Mitidja dégagent une nappe importante dont les ressources disponibles sont estimées à **500 hm³** (ABH, 2012), dont les principaux champs captant sont:

- Mazafran I et II,
- Chebli,
- Barraki,
- Haouch Felit,
- Hamiz.

IV.6. Etat actuel des eaux de la nappe de la Mitidja

La comparaison entre les deux campagnes de l'ANRH de 2012, a mis en évidence l'abaissement du niveau de la profondeur de la nappe de la Mitidja. Cette baisse de la surface piézométrique est la conséquence de plusieurs facteurs à savoir (Belaidi et al., 2010):

- Longue période de sécheresse (deux dernières décennies) combinée à une importante prolifération de forages ;
- Le commencement précoce de l'irrigation dû à cette sécheresse et l'importance des surfaces irrigables.

Durant ces deux dernières décennies, les eaux souterraines de la nappe de la Mitidja ont été affectées par différents types de pollution (Yahiaoui, 2006 ; Belaidi et Salhi, 2011) comme:

- La pollution par les nitrates.
- La pollution par intrusion marine dans la Mitidja Orientale (Baie d'Alger).
- La pollution accidentelle par les hydrocarbures.

I. MATERIEL ET METHODES

Afin de s'assurer de la qualité des eaux souterraines dans la région de Tipaza, nous avons procédé à une analyse physico-chimique et bactériologique des eaux de plusieurs forages (12) situés dans les localités suivantes : Bourkika, Ahmer El Ain, Attatba et Sidi Rachad, durant une période allant du 24 mars au 15 août de l'année 2013 au laboratoire central de la Société des Eaux et de l'Assainissement (SEAAL), au laboratoire d'hygiène de Tipaza et au laboratoire de l'Agence Nationale des Ressources Hydriques (ANRH) de Soumâa.

Nous avons également mené une enquête auprès de la Direction de la Santé et de la Population pour recenser les cas des maladies à transmission hydrique pour l'année 2012 au niveau de cette wilaya.

I.1. Présentation de la zone d'étude

Les eaux souterraines de la nappe de la Mitidja, alimentent en eau potable, de nombreuses localités de la capitale et plusieurs villes des quatre wilayas situées dans la plaine (Alger, Blida, Boumerdes, et Tipaza). Elles assurent aussi l'irrigation des dizaines de milliers d'hectares de terres agricoles et l'alimentation de presque toutes les unités industrielles (Imache *et al.*, 2006).

Parallèlement à la surexploitation de la nappe, cette dernière est exposée à des risques de pollution dont certains sont à l'origine de la dégradation de la qualité des eaux souterraines (Belaidi et Salhi, 2011).

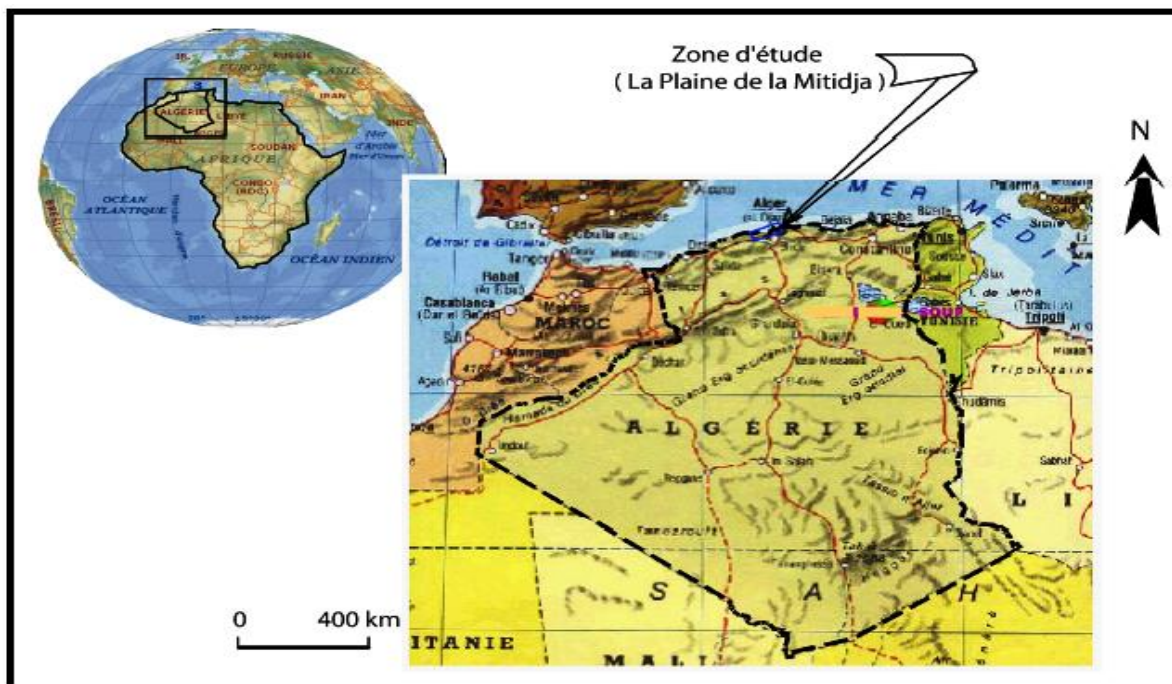


Figure 02 : Situation géographique de la plaine de la Mitidja (ANRH, 2013)

I.2. Matériel

- **Matériel biologique**

Il est important de connaître certains paramètres physico-chimiques et bactériologiques, qui pourraient être à l'origine de nombreux problèmes. A cet effet, dans la présente étude, nous nous sommes proposé d'analyser l'eau brute de 12 forages situés dans la nappe alluvionnaire de la plaine de la Mitidja Ouest. Les forages sélectionnés sont utilisés pour l'alimentation en eau potable. Le tableau suivant résume les principales caractéristiques de ces forages.

Tableau II : Caractéristiques des forages étudiés.

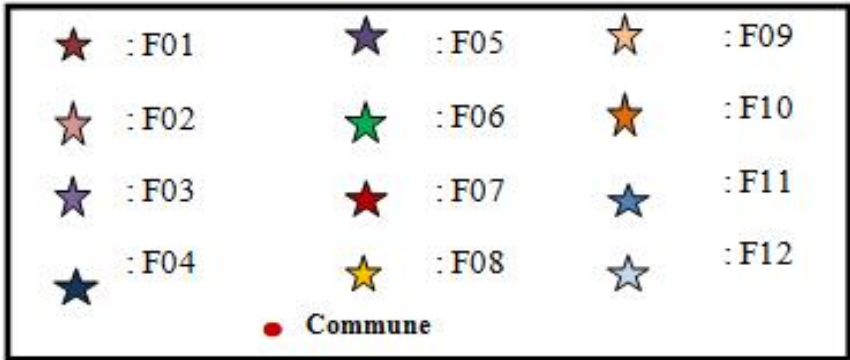
Commune	Nom de forage	Code	Coordonnée de Lambert		Diam (mm)	Prof (m)	Débit de forage (l/s)	Date de mise en service
			X	Y				
Attatba	F1 (photo1)	E008-4212	550550	380450	492	116	35	1992
	F2 (photo 2)	E008-4587	556440	382630	492	140	30	2005
	F3 (photo 3)	E008-4590	558620	379920	492	120	15	1974
	F4 (photo 4)	E008-4583	552750	385600	492	123	15	2002
	F5 (photo 5)	E008-4594	550350	381650	492	120	20	2007
Ahmer El Ain	F6 (photo 6)	E007-9595	547900	382900	492	142	15	2001
	F7 (photo 7)	E008-4596	557900	384670	492	120	8	2006
Bourkika	F8 (photo 8)	E007-9609	501480	365760	492	175	5	2002
	F9 (photo 9)	E007-9614	524250	366750	492	125	8	2004
	F10 (photo10)	E007-9617	530070	362550	492	100	15	2002
Sidi Rachad	F11 (photo11)	E007-9620	512500	363550	492	110	15	2004
	F12 (photo12)	E007-9622	502750	380450	492	150	30	2005

(DHWT,2013)

La localisation géographique de ces forages est mentionnée dans la figure 03.



Figure 03 : Carte de localisation géographique des forages étudiés (Google earth, 2013)



- **Matériel non biologique** : Appareillages, verrerie, réactifs, solution, milieux de cultures solides et liquides (Voir annexe 03).

I.3. Méthodes

I.3.1. Echantillonnage

L'échantillonnage d'une eau souterraine comprend différents étapes telles que : la préparation du matériel de prélèvement, le prélèvement proprement dit, le conditionnement et le stockage de l'échantillon avant l'analyse.

Chaque étape doit être maîtrisée afin de s'assurer de la fiabilité des résultats des analyses. Dans cette étude, l'échantillonnage des eaux a été fait de manière à couvrir toute la zone d'étude, afin d'avoir une idée précise quant à la qualité naturelle des eaux de la nappe de la Mitidja Ouest.

Pour cela, six campagnes d'échantillonnages portant sur 12 forages ont été réalisées. Ces forages ont été choisis de manière aussi contrasté que possible du point de vue de leur situation géographique et des activités qui s'y exercent (figure 03) afin d'obtenir des renseignements sur les paramètres étudiés.

Les prélèvements ont été réalisés à la tête du forage avec une fréquence de 30 jours sur une période de six (6) mois (24 mars 2013 au 15 août 2013). Une campagne d'échantillonnage (13 Juin 2013) a été programmée pour le dosage du Sodium, du Potassium et des métaux lourds. Au total, nous avons prélevé 84 échantillons d'eau souterraine en vue d'analyses physico-chimiques et 11 échantillons pour le dosage des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn).

I.3.2. Mode de prélèvement

Afin de connaître la qualité naturelle de l'eau souterraine, il est nécessaire de prélever des échantillons d'eau brute et non d'eau traitée puisque les traitements, tels que la chloration par exemple, peuvent modifier la composition chimique de l'eau. Le prélèvement des échantillons d'eau brute doit être fait préférentiellement le plus près possible de l'ouvrage de captage, avant que l'eau n'atteigne un réservoir ou les systèmes de distribution ou de traitement.

En cas d'impossibilité à prélever de l'eau brute, l'échantillonnage d'eau chlorée devra faire l'objet d'une attention particulière dans le rendu des résultats d'analyses concernant les paramètres sensibles à la présence de chlore. Après accord du laboratoire, on pourra par exemple, dans certains cas, ajouter 80 mg de thiosulfate de sodium par litre d'eau. Idéalement cette opération doit être réalisée sur le terrain. La composition chimique de l'eau échantillonnée est ainsi la plus représentative possible de celle de l'aquifère.

➤ Pour les analyses physico-chimiques

C'est en analysant les constituants chimiques présents dans l'eau que l'on peut évaluer la qualité de l'eau souterraine. Les essais chimiques ne requièrent pas le maintien de l'asepsie ; cependant, certaines règles de base dont l'hygiène personnelle, la propreté du matériel et des surfaces de travail doivent être respectées.

Pour les prélèvements effectués au robinet, il convient d'ouvrir le robinet à débit maximum pendant 5 à 10 secondes puis de le ramener à un débit moyen pendant 2 minutes.

- Utiliser des flacons de 1000 ml pour l'ensemble des prélèvements destinés aux différentes analyses physico-chimiques.

Au moment du prélèvement :

- Rincer de nouveau les flacons trois fois avec de l'eau à analyser puis les remplir jusqu'au bord.
- Placer le bouchon de telle façon qu'il n'y ait aucune bulle d'air et qu'il ne soit pas éjecté au cours du transport.
- Inscire sur le flacon les indications nécessaires à son identification.

➤ Pour le dosage des métaux lourds

Pour le dosage des métaux lourds (dans notre cas Cd, Pb, Zn, Cr et le Cu), il convient d'utiliser des flacons de 250 ml, en matière de verre pour éviter toute contamination possible.

Il est préférable de préparer les flacons la veille selon le mode opératoire suivant :

- Laver le flacon et le bouchon avec une solution diluée de détergent.
- Rincer abondamment avec l'eau distillée.
- Rincer avec une solution aqueuse d'acide nitrique à 10%.
- Vider et remplir complètement avec une solution aqueuse d'acide nitrique 10%.
- Fermer avec le bouchon et laisser reposer pendant au moins 12h.
- Vider le flacon, rincer avec de l'eau distillée, et replacer immédiatement le bouchon.

Après le prélèvement :

○ Acidifier l'échantillon dès que possible en ajoutant 2 ml d'acide nitrique (65%) à pH=2. L'acidification bloque les réactions d'oxydation, les phénomènes de précipitation ou d'adsorption des cations, et limite la prolifération des bactéries au sein de l'échantillon d'eau **(Gabelle, 2006 ; Salvarredy Aranguren, 2008)**.

Les conditions de terrain n'ont pas permis de filtrer les échantillons avant leur acidification.

➤ Pour les analyses bactériologiques

Les prélèvements pour les analyses bactériologiques requièrent une attention toute particulière de façon à ne pas contaminer les échantillons; Pour cela le prélèvement doit répondre aux conditions suivantes :

- Assurer de la représentativité et de l'intégrité des échantillons réalisés depuis l'échantillonnage jusqu'au(x) laboratoire(s) d'analyses.
- Eviter la contamination du prélèvement lors de l'échantillonnage en s'équipant de protections individuelles propres et en utilisant du matériel nettoyé (**Lepot et al., 2011**).
- Utiliser des flacons de 500 ml et de 1000 ml en verre. Ces flacons doivent assurés une fois bouchés, une protection totale contre toute contamination.

Avant usage :

- Laver soigneusement les flacons, puis les rincer à l'eau distillée, car il ne doit rester aucune trace d'un éventuel décapant ou antiseptique.
- Sécher les flacons puis les boucher et les stériliser à l'autoclave à $121 \pm 1^\circ\text{C}$ durant 15 minutes.

Selon **Ladel (2007)** ; **Rodier et al., (2009)** et **Bigonnesse (2011)**, le prélèvement s'effectue dans les meilleures conditions de stérilisation et avant de procéder au prélèvement proprement dit, il a lieu de suivre les étapes suivantes :

- Enlever s'ils existent les tuyaux en caoutchouc adaptés au robinet.
- Se laver soigneusement les mains et avant bras avec un produit désinfectant, les rincer à l'alcool et les laisser sécher.
- Flambrer le robinet pendant au moins 2 à 3 mn.
- Ouvrir le robinet et laisser couler 3 à 5 mn en gardant la flamme d'un briquet allumée un peu au dessus du robinet.
- Remplir le flacon tout en maintenant près de la flamme, puis fermer immédiatement le flacon après le prélèvement, ne pas ouvrir le flacon avant l'analyse réalisée au laboratoire ; sinon il faut absolument refaire le prélèvement.
- Incrire sur le flacon les indications nécessaires à son identification.
- Effectuer les analyses le plus rapidement possible.

I.3.3. Conservation et transport des échantillons

Tous les échantillons une fois prélevés sont conservés dans une glacière, dont la température doit être comprise entre 4 et 6 °C. Un délai maximum de huit(08) heures est généralement recommandé entre les opérations de prélèvement et d'analyses. La conservation au laboratoire se fait aussi à 4 °C.

I.3.4. Analyses physico-chimiques

Les analyses physico-chimiques ont été effectuées au niveau de deux laboratoires à savoir :

- Le laboratoire de la SEAAL de Tipaza ; pour l'analyse physico-chimique.
- Le laboratoire de l'ANRH à Soumâa ; pour le dosage de potassium, sodium et métaux lourds.

a- Paramètres physiques

➤ Température et Potentiel d'hydrogène (pH)

❖ Principe (NF T90-008)

La différence de potentiel existant entre une électrode de verre et une électrode de référence plongeant dans une même solution, est une fonction linéaire du pH de celle-ci. Le potentiel de l'électrode est lié à l'activité des ions H^+ .

La mesure de la température est faite à l'aide du même appareil que celui qui détermine le pH (pH mètre HACH sension3).

❖ Mode opératoire

- Prendre environ 100 ml d'eau à analyser.
- Mettre un agitateur avec une faible agitation.
- Tremper l'électrode dans le bêcher.
- Laisser stabiliser un moment avec une faible vitesse d'agitation.
- Puis noter le pH et la température.

❖ Expression des résultats

L'appareil donne la valeur de la température en degré Celsius ($^{\circ}C$) ainsi que la valeur du pH de l'eau analysée.

➤ Conductivité électrique (CE) et taux de sels dissous (TDS)

❖ Principe (NF T90-031)

Mesure de la conductance électrique d'une colonne d'eau délimitée par deux électrodes de platine(Pt) (ou couvertes de noir de platine) maintenues parallèles.

La mesure du TDS est faite à l'aide du même appareil que celui qui détermine la conductivité électrique (conductimètre HACH Sension 3).

❖ **Mode opératoire**

- Opérer avec une verrerie rigoureusement propre et rincée avec de l'eau distillée avant usage.
- Rincer plusieurs fois la cellule à conductivité, d'abord avec l'eau distillée puis en la plongeant dans un récipient contenant de l'eau à examiner puis faire la mesure dans un deuxième récipient en prenant soin que les électrodes de platine soient complètement immergées.
- Agiter le liquide (barreau magnétique) afin que la concentration ionique entre les électrodes soit identique à celle du liquide ambiant. Cette agitation permet aussi d'éliminer les bulles d'air sur les électrodes.

❖ **Expression des résultats**

L'appareil donne la valeur de la CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$ et la valeur des TDS en mg/l .

➤ **Turbidité**

❖ **principe (NF T 90-033)**

La mesure de la turbidité est effectuée à l'aide d'un turbidimètre optique (HACH 2100N) utilisant l'effet Tyndall ou l'opacimétrie. L'appareil de référence comprend un faisceau lumineux qui traverse la cuve de mesure. L'effet Tyndall est utilisé plus précisément pour la mesure de faibles turbidités (cas des eaux de boisson).

❖ **Mode opératoire**

- Remplir une cuvette de mesure propre et bien essuyer avec du papier hygiénique avec l'échantillon à analyser
- Bien homogénéiser et effectuer rapidement la mesure, (il est nécessaire de vérifier l'absence de bulle d'air avant la mesure).

❖ **Expression des résultats**

La mesure est obtenue directement en Nephelometric Turbidity Unit (NTU).

b. Paramètres de pollution

➤ **Azote ammoniacal (NH₄⁺)**

❖ **Principe (ISO 7150/1)**

Mesure spectrométrique (Spectrophotomètre UV / Visible HACH Odyssey DR 2500) à environ 655 nm du composé bleu formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et hypochlorite en présence de nitroprussiate de sodium.

❖ **Réactifs (Annexe 03)**

- Réactif I.
- Réactif II (coloré).

❖ **Mode opératoire**

- Prendre 40 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 2 ml du réactif I.
- Ajouter 2 ml du réactif II et ajuster à 50 ml avec l'eau distillée et attendre 1h 30. L'apparition de la coloration verdâtre indique la présence de NH₄⁺.
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/ Visible à une longueur d'onde de 655 nm.

❖ **Expression des résultats**

Le résultat est donné directement en mg/l.

➤ **Nitrites (NO₂⁻)**

❖ **Principe (ISO 5667)**

Les nitrites réagissent avec le Sulfanilamide pour former un composé diazoïque qui, après copulation avec le N1-Naphtyl éthylène diamine donne naissance à une coloration rose mesurée au spectrophotomètre UV/Visible à 543 nm (HACH Odyssey DR 2500).

❖ **Réactifs (Annexe 03)**

Réactif mixte :

- Acide sulfanilique.
- N-1-Naphtyl éthylène diamine.

❖ Mode opératoire

- Prendre 50 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 1 ml du réactif mixte (Sulfanilamide + N-1-Naphtyl éthylène diamine).
- Attendre une minute : l'apparition de la coloration rose indique la présence des NO_2^- .
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/Visible à une longueur d'onde de 543 nm.

❖ Expression des résultats

Le résultat est donné directement en mg/l.

➤ Nitrates (NO_3^-)

❖ Principe (NF T90-012)

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique.

❖ Réactifs (Annexe 03)

- Solution de salicylate de sodium à 0,5%.
- Solution d'hydroxyde de sodium (NaOH) à 30%.
- Acide sulfurique (H_2SO_4) concentrée.
- Tartrate double de sodium et de potassium.

❖ Mode opératoire

- Prendre 10 ml de l'échantillon à analyser.
- Ajouter 2 à 3 gouttes de NaOH à 30%.
- Ajouter 1 ml de salicylate de sodium à 0,5%.
- Evaporer à sec à l'étuve (75 – 88 °C), puis laisser refroidir.
- Reprendre le résidu avec 2 ml d' H_2SO_4 et laisser reposer 10 min.
- Ajouter 15 ml d'eau distillée, puis 15 ml de tartrate double de sodium et de potassium : l'apparition de la coloration jaune indique la présence des nitrates.
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/Visible (HACH Odyssey DR 2500) à une longueur d'onde de 415 nm.

❖ Expression des résultats

Le résultat est donné directement en mg/l à une longueur d'onde de 415 nm.

➤ **Orthophosphates (PO₄³⁻)**

❖ **Principe (ISO 6878)**

Formation en milieu acide d'un complexe avec le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium. Réduction par l'acide ascorbique en un complexe coloré en bleu qui présente deux valeurs maximales d'absorption l'une vers 700 nm, l'autre plus importante à 880 nm.

❖ **Réactifs (Annexe 03)**

- Réactif mixte.
- Acide ascorbique à 10%.

❖ **Mode opératoire**

- Prendre 40 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 1 ml d'acide ascorbique.
- Ajouter 2 ml du réactif mixte.
- Attendre 10 min le développement de la couleur bleue.
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/Visible (HACH Odyssey DR 2500) à une longueur d'onde de 880 nm.

❖ **Expression des résultats**

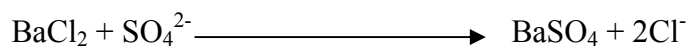
Le résultat est donné directement en mg/l.

c. Minéralisation globale

➤ **Sulfates (SO₄²⁻)**

❖ **Principe (ISO 9280)**

Les ions sulfates sont précipités et passent à l'état de sulfate de baryum en présence de Ba Cl₂.



❖ **Réactifs (Annexe 03)**

- Solution stabilisante.
- Solution de chlorure de barium.

❖ Mode opératoire

- Prendre 20 ml d'eau à analyser puis compléter à 100 ml d'eau distillée.
- Ajouter 5 ml de solution stabilisante.
- Ajouter 2 ml de chlorure de baryum.
- Agiter énergiquement pendant une minute.
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/Visible (HACH Odyssey DR 250 0) à une longueur d'onde de 420 nm.

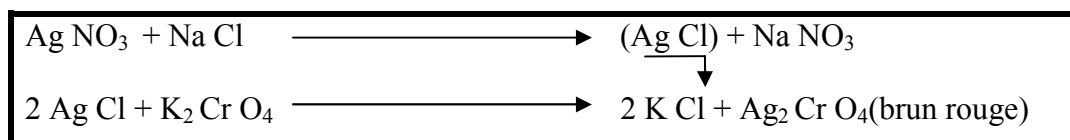
❖ Expression des résultats

mg/l SO_4^{2-} = la valeur lue sur le spectrophotomètre x 5 (facteur de dilution).

➤ Chlorures (Cl)

❖ Principe (NF T90-014)

Réaction des ions chlorures avec des ions argent pour former du chlorure d'argent insoluble qui est précipité quantitativement. Addition d'un petit excès d'ions argent et formation du chromate d'argent brun-rouge avec des ions chromates qui ont été ajoutés comme indicateur. Cette réaction est utilisée pour l'indication du virage. Durant le titrage, le pH est maintenu entre 5 et 9,5 afin de permettre la précipitation.



❖ Réactifs (Annexe 03)

- Solution de nitrate d'argent (Ag NO_3) à 0,01 N.
- Indicateur coloré chromate de potassium ($\text{K}_2 \text{ Cr O}_4$) à 10%.

❖ Mode opératoire

- Prendre 5 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 2 gouttes de chromate de potassium $\text{K}_2 \text{ Cr O}_4$ (coloration jaunâtre).
- Titrer avec le nitrate d'argent Ag NO_3 à 0,01 N jusqu'à coloration brun rougeâtre.

❖ Expression des résultats

$$Cl = \frac{F \times V \times N \times M}{PE} = \frac{V \times 0,01 \times 1000}{5}$$

$$Cl = V \times 71$$

Cl : Concentration en chlorure (mg /l).

F : Facteur de correction du titre d'Ag NO₃.

V : Volume d'Ag NO₃ nécessaire pour le titrage de l'échantillon (ml).

N : Normalité d'Ag NO₃.

M : Masse molaire des chlorures (g/M).

PE : Prise d'essai (ml).

➤ **Bicarbonates (HCO₃⁻)**

❖ **Principe (NF T90-036)**

Détermination des volumes successifs d'acide fort en solution diluée nécessaire pour neutraliser, aux niveaux de PH = 8.3 et 4.3, le volume d'eau à analyser.

Le titre alcalimétrique complet (TAC) correspond à la teneur de l'eau en alcalins libres, carbonates et bicarbonates.

❖ **Réactifs (Annexe 03)**

- Solution d'HCl à 0,1 N.

❖ **Mode opératoire**

- Prendre 100 ml d'eau à analyser.
- Noter son pH puis titrer avec HCl à 0,1 N jusqu'à obtention d'un PH de 4,3.

❖ **Expression des résultats**

$$HCO_3^- = \frac{V_A \times N_A \times M \times 1000}{PE} = \frac{V_A \times 0,1 \times 61 \times 1000}{100}$$

$$HCO_3^- = V_A \times 61$$

HCO₃⁻ : Concentration en bicarbonates (mg/l).

V_A : Volume d'acide (HCl) utilisé pour le titrage de l'échantillon (ml).

N_A : Normalité d'acide (HCl) versé.

M : Masse molaire des bicarbonates (HCO₃⁻) (g/M).

PE : Prise d'essai (ml).

Titre alcalimétrique complet :

$$TAC (°F) = V \times 5$$

➤ **Calcium (Ca²⁺) et Magnésium (Mg²⁺)**

❖ **Principe (ISO 6058 OU NF T90-003)**

Titration molaire des ions calcium et magnésium avec une solution de sel disodique de l'acide éthylène-diamine-tetra-acétique (EDTA) à pH = 10. Le noir eriochrome et le Murexide sont utilisés comme indicateur.

❖ **Réactifs (Annexe 03)**

- Solution d'E.D.T.A (C₁₀H₁₄N₂Na₂O₈·2H₂O) à 0,02 N.
- Solution d'hydroxyde de sodium (NaOH) à 2 N.
- Solution d'hydroxyde d'ammonium (NH₄OH à pH = 10,1).
- Indicateurs colorés (Murexide, Noir eriochrome).

❖ **Mode opératoire**

▪ **Calcium (Ca²⁺)**

- Prendre 50 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 2 ml de NaOH à 2 N.
- Ajouter quelques mg de l'indicateur coloré Murexide, puis titrer avec l'EDTA jusqu'au virage (violet).

❖ **Expression des résultats**

$$Ca^{2+} = \frac{V_I \times C_{EDTA} \times F \times M_{Ca^{2+}}}{PE} \times 1000$$

$$Ca^{2+} = V_I \times 8 \times 5 \times F$$

Ca^{2+} : Concentration de calcium (mg/l).

V_I : Volume d'EDTA nécessaire pour une concentration donnée.

C_{EDTA} : Concentration molaire d'EDTA (0,01 M/l).

$M_{Ca^{2+}}$: Masse molaire du calcium (g/M).

F : Facteur de dilution.

PE : Prise d'essai (ml).

▪ **Magnésium (Mg²⁺)**

- Prendre 50 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 2 ml de NH₄ OH (pH = 10,1).
- Ajouter quelques mg de l'indicateur coloré noir eriochrome, puis titrer avec l'EDTA jusqu'au virage (bleu).

❖ Expression des résultats

$$Mg^{2+} = \frac{(V_2 - V_1) \times C_{EDTA} \times M_{Mg^{2+}} \times 1000 \times F}{PE}$$

$$Mg^{2+} = (V_2 - V_1) \times 4,8 \times 5 \times F$$

Mg^{2+} : Concentration en Magnésium (mg/l).

V_2 : Volume total d'EDTA.

V_1 : Volume d'EDTA nécessaire pour une concentration donnée (V_1 nécessaire pour la mesure de la concentration en Ca^{2+}).

C_{EDTA} : Concentration molaire d'EDTA (0,01 M/l).

$M_{Mg^{2+}}$: Masse molaire du Magnésium (g/M).

F : Facteur de dilution.

PE : Prise d'essai (ml).

La dureté de l'eau correspond à la teneur en calcium et magnésium :

$$TH^\circ (\text{°F}) = V_2 \times 2 \times 5$$

d. Paramètres indésirables

➤ Fer

❖ Principe (ISO 6332)

Le complexe Fer (II) –phénanthroline est stable dans l'intervalle de pH entre 2,5 et 9, l'intensité de la coloration est proportionnelle à la quantité de Fer (II) présent. La réaction entre la concentration et l'absorbance est linéaire jusqu'à une concentration de 5 mg de fer par litre. Le maximum d'absorbance se situe à environ 510 nm.

❖ Réactifs (Annexe 03)

- Tampon acétate d'ammonium.
- HCl dilué à 0,01 N.
- Chlorhydrate d'hydroxylamine.
- Persulfate de potassium.
- Solution phénanthroline.

❖ Mode opératoire

- Prendre 50 ml d'eau à analyser dans un erlen meyer de 100 ml.
- Ajouter 1 ml de HCl dilué à 0,01 N.
- Ajouter 5 ml de persulfate de potassium, puis chauffer jusqu'à ébullition pendant 20 minutes.
- Ajouter 2 ml de tampon acétate d'ammonium.

- Ajouter 2 ml de chlorhydrate d'hydroxylamine.
- Ajouter 2 ml de la solution de phénanthroline et conserver à l'obscurité pendant 15 minutes.
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/ Visible (HACH Odyssey DR 2500) à une longueur d'onde de 510 nm.

❖ Expression des résultats

Le résultat est donné en mg/l.

➤ Manganèse

❖ Principe (ISO 6333)

Le manganèse est oxydé en permanganate en présence de persulfate d'ammonium, en présence de nitrate d'argent. Le permanganate ainsi formé est dosé colorimétriquement à la longueur d'onde de 525 nm.

❖ Réactifs (Annexe 03)

- Solution d'acide nitrique.
- Solution de nitrate de mercure à 0,1 N.
- Solution de nitrate d'argent à 10%.
- Acide phosphorique concentré à 85 %.
- Solution de persulfate d'ammonium à 10%.

❖ Mode opératoire

- Prendre 100 ml d'eau à analyser dans un bécher.
- Ajouter 5 ml d'acide nitrique puis 5 ml de solution de nitrates de mercures à 0,1 N.
- Agiter soigneusement.
- Ajouter 0,5 ml de nitrate d'argent à 10% puis chauffer jusqu'à ébullition pendant 5 minutes.
- Retirer de la plaque chauffante et ajouter 1 ml d'acide phosphoriques concentré à 85% puis 10 ml de persulfate d'ammonium.
- Replacer à nouveau sur la plaque chauffante à ébullition durant environ 10 minutes.
- Laisser refroidir.
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/ Visible (HACH Odessey DR 2500) à une longueur d'onde de 525 nm.

❖ Expression des résultats

Le résultat est donné en mg/l.

➤ **Aluminium**

❖ **Principe (ISO 4945)**

En présence d'aluminium, l'ériocyanine vire au rouge violacé.

❖ **Réactifs (Annexe 03)**

- Solution d'ériocyanine.
- Solution tampon acéto-acétique à pH= 6.
- Acide ascorbique à 1%.
- Acide sulfurique à 0,04 N.

❖ **Mode opératoire**

- Prendre 25 ml d'eau à analyser dans une fiole.
- Ajouter 1 ml d'acide sulfurique à 0,04 N.
- Ajouter 1 ml d'acide ascorbique à 1%.
- Ajouter 10 ml de la solution tampon.
- Ajouter 5 ml de la solution d'ériocyanine, puis attendre 10 minutes : l'appariation de la couleur rose indique la présence d'aluminium.
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/ Visible HACH Odessey DR 2500) à une longueur d'onde de 560 nm.

❖ **Expression des résultats**

Le résultat est donné en mg/l.

➤ **Dosage de Potassium et Sodium et métaux lourds (voir annexe 03)**

L'équipement du laboratoire de l'ANRH de Soumâa a permis l'analyse des métaux lourds, ainsi que le dosage de Potassium et Sodium. Les métaux lourds concernés par l'analyse sont : le zinc, le cuivre, le plomb, le chrome total et le cadmium.

- ❖ Le sodium (Na^+) et le potassium (K^+) ont été dosés par la spectrophotométrie d'émission à flamme.
- ❖ les métaux lourds ont été dosés par spectrophotométrie d'absorption atomique.

I.3.5. Analyses bactériologiques

Les analyses bactériologiques ont été effectuées au laboratoire d'hygiène de la wilaya de Tipaza.

- a. **Dénombrement des coliformes totaux et coliformes fécaux** (Voir annexe 03 : figure 29).

❖ **Principe (NF T90-414)**

La méthode de filtration sur membrane consiste à recueillir, identifier et dénombrer, à la surface d'une membrane filtrante stérile d'un diamètre de 0,45 µm, les bactéries recherchées dans un échantillon.

Après filtration de l'eau à étudier, la membrane est déposée sur un milieu gélosé approprié qui permettra aux colonies de coliformes de se développer préférentiellement après incubation de 18 à 24 heures, et sous un aspect suffisamment caractéristique pour autoriser un diagnostic présomptif. Celui-ci peut d'ailleurs être confirmé par des repiquages judicieux.

❖ **Mode opératoire**

- Allumer le bec Bunsen pour créer une zone de stérilisation.
- Flamber la surface supérieure de la rampe de filtration, la plaque poreuse et le réservoir pour assurer un travail dans les conditions d'asepsie, puis laisser refroidir.
- Prélever deux membranes de leur emballage à l'aide d'une pince stérile.
- Poser les membranes sur la plaque poreuse de la rampe de filtration.
- Agiter soigneusement le flacon d'eau à analyser.
- Verser stérilement le flacon d'eau désirée (100 ml pour une eau désinfectée).
- Ouvrir le robinet pour laisser l'eau s'écouler.
- Enlever le réservoir dès que les membranes paraissent sèches puis les prélever avec une pince stérile en les saisissant par leur extrême bord.
- Déposer les membranes sur le milieu sélectif gélose lactosée au TTC et Tergitol en prêtant attention à ne pas piéger des bulles d'air.
- Incuber à 37°C pendant 24 heures l'une des deux boîtes de pétri, et l'autre à 44 °C pendant 16 à 24 heures couvercle vers le bas.

❖ **Lecture**

La lecture des boîtes incubées à 37°C permet de reconnaître la présence des coliformes totaux par les caractéristiques suivantes :

- Une coloration jaune des colonies, résultant de l'absence de réduction du TTC par les coliformes.
- Un halo jaune dans le milieu, sous la membrane, autour des colonies correspondant à une fermentation du lactose par les coliformes.

La lecture des boîtes incubées à 44°C permet de mettre en évidence les coliformes fécaux de la même façon que les boîtes incubées à 37°C.

❖ Test de confirmation

Pour confirmer la présence d'*E. coli*, prendre quelques colonies à partir des boîtes incubées à 44°C et procéder comme suit :

- Ensemencer à l'aide d'une pipette Pasteur le culot du milieu TSI en tube par piqûre centrale et la surface inclinée par des stries serrées, puis incuber à 37°C pendant 24 heures (capsules desserrées) de manière à favoriser les échanges gazeux.
- Introduire à l'aide d'une pipette Pasteur les colonies dans un tube à essai contenant un petit volume de milieu urée-indole puis incuber à 37°C pendant 24 heures, ajouter par la suite 2 à 3 gouttes du réactif Kovacs.

❖ Lecture

- Tube TSI : l'utilisation de l'un des sucres contenus dans le milieu (glucose, saccharose et lactose) se traduit par une acidification (virage au jaune du rouge de phénol). La production de sulfure d'hydrogène est absente dans le cas d'*E. Coli*.

La présence de *E. coli* est mise en évidence par :

- Culot jaune : glucose fermenté.
- Pente inclinée jaune : lactose et saccharose fermentés.
- Apparition de gaz dans le culot.
- Tube urée-indole : le réactif Kovacs réagit avec le milieu indole pour former un anneau rouge en surface confirmant la présence d'*E. coli*.

❖ Expression des résultats

Le résultat est donné en nombre de germes par 100 ml.

b- Dénombrement des Streptocoque fécaux (Voir annexe 03 : figure 29)

❖ Principe (ISO 7899/1 OU ISO 7899/2)

Après filtration sur membrane de cellulose, celle-ci est appliquée sur un support nutritif contenant des substances inhibitrices qui laissent se développer préférentiellement les colonies de streptocoques fécaux.

❖ Mode opératoire

- Filtrer les mêmes quantités d'eau pour la colimétrie selon la même technique.
- Déposer les membranes sur le milieu Slanetex, puis incuber à 37°C pendant 48 heures.

❖ **Lecture**

- Compter les colonies qui présentent les caractéristiques suivantes :
 - Un diamètre de 0,5 à 2 mm.
 - Une coloration rouge, violette, marron ou rose visible sur la boîte.

❖ **Test de confirmation**

- Transférer le filtre sur une boîte de gélose BEA, puis incuber à 44°C pendant 2 heures.

❖ **Lecture**

Dénombrer toute les colonies entourées d'un halo noir résultant de la dégradation de l'esculine du milieu par les streptocoques fécaux.

❖ **Expression des résultats**

Les résultats du dénombrement des coliformes totaux, fécaux et des streptocoques fécaux sont exprimés en nombre de germes par 100 ml.

c- Recherche et dénombrement des spores d'Anaérobies Sulfito-Réductrices (ASR) (Voir figure 30 : annexe 03)

❖ **Principe (ISO 6222)**

Après destruction des formes végétatifs par chauffage à 80°C, l'échantillon est incorporé à une gélose viande foie fondue. Après solidification et incubation, la présence de germes Sulfito-Réducteurs se traduit par un halo noir de sulfure de fer autour des colonies.

❖ **Mode opératoire**

- Agiter soigneusement l'eau à analyser et en introduire 25 ml environ dans un tube stérile.
- Porter 8 à 10 minutes à 80 °C.
- Après chauffage, refroidir rapidement le tube sous l'eau du robinet dans le but de détruire les formes végétatives des ASR éventuellement présentes et garder uniquement les formes sporulées.
- Répartir ensuite le contenu de ce tube, dans 4 tubes stériles, à raison de 5ml par tube.
- Ajouter environ 15 ml de gélose viande foie fondue et refroidir à 45± 1°C, additionnée d'une ampoule d'Alun de Fer et d'une ampoule de Sulfite de Sodium.
- Mélanger doucement le milieu et l'inoculum en évitant les bulles d'air et en évitant l'introduction d'oxygène.
- Laisser solidifier sur paillasse pendant 30 minutes environ, puis incuber à 37°C, pendant 24 à 48 heures.

❖ Lecture

La première lecture doit absolument être faite après 16 heures car très souvent les colonies des ASR sont envahissantes. Dans ce cas on se trouve en face d'un tube complètement noir rendant alors l'interprétation difficile voire impossible.

Dans le cas où les colonies caractéristiques n'apparaissent pas, réincuber les tubes et effectuer une deuxième lecture au bout de 24 heures, puis une troisième et dernière lecture après 48 heures.

Dénombrer toutes les colonies noires de 0,5 mm de diamètre, poussant en masse.

❖ Expression des résultats

Il est impératif de repérer et de dénombrer toutes les colonies noires poussant en masse et de rapporter le total des colonies à 20 ml d'eau à analyser.

d- Recherche des salmonelles (Voir annexe 03 : figure 31)

❖ Principe (ISO 19250)

Un très grand nombre de méthodes de recherche sur divers types de milieux sont disponibles. La recherche dans l'eau doit habituellement inclure une phase de pré-enrichissement, de sélection puis confirmation.

La méthode de recherche de ces micro-organismes découle de deux données : d'une part leur présence en nombre relativement faible dans les eaux ainsi que leur difficulté d'y survivre ; d'autre part l'existence habituelle d'un nombre important de germes d'accompagnement, d'origine fécale (coliformes, streptocoques) ou non (*Pseudomonas*, *Achromobacter*, etc.). Ces germes, plus nombreux, entrent en compétition avec les salmonelles éventuellement présentes qui sont alors inhibées. Ces constatations entraînent l'obligation d'utiliser des milieux d'enrichissements sélectifs, dans le but d'inhiber le développement des autres bactéries.

Pour la recherche des salmonelles utiliser un milieu à la Cystéine Sélénite et incuber à 35°C ou 37°C pendant une période de 24 heures.

❖ Mode opératoire

La recherche des salmonelles se fait en 4 étapes :

Le 1^{er} jour : enrichissement primaire

- Introduire 100 ml de l'eau à analyser dans 100 ml de bouillon Sélénit-Cystéine D/C. La solution obtenue est appelée SFB I, elle est incubée à 37°C pendant 18-24 heures.

Le 2^{ème} jour : enrichissement secondaire et isolement

- Utiliser la solution SFBI incubée la veille pour effectuer le 2^{ème} enrichissement (solution SFB II) sur bouillon Sélénite-Cystéine en tube à raison de 1 ml par tube et un isolement sur gélose Hektoen I (H I). L'incubation est réalisée à 37°C pendant 18 à 24 heures.

Le 3^{ème} jour : isolement, lecture et identification

- Effectuer à partir du bouillon SFB II un isolement sur gélose Hektoen II (H II),
- Prendre ensuite 1 ml du SFB II et l'introduire dans un bouillon Sélénite-Cystéine en tubes (SFB III), puis l'incuber à 37 °C pendant 18 à 24 heures.
- Effectuer la lecture de la boîte de gélose Hektoen (H I).

Le 4^{ème} jour : isolement, lecture et identification

- Effectuer à partir du bouillon SFB III un isolement sur gélose Hektoen (H III) et incuber à 37 °C pendant 18 à 24 heures.
- Faire la lecture de la boîte de gélose Hektoen (H II) incubée la veille.

Le 5^{ème} jour : Lecture et identification

- Effectuer la lecture de la boîte de gélose Hektoen (H III) incubée la veille.

Les salmonelles apparaissent le plus souvent sous forme de colonies grises avec ou sans centre noire. Ces dernières subiront une identification biochimique.

❖ **Expression des résultats**

Le résultat est donné en nombre de germes par 100 ml.

e. Recherche des vibrions cholériques (Voir annexe 03 : figure 32)

❖ **Principe (ISO/ TS 21872)**

La recherche dans l'eau des vibrions cholériques doit habituellement inclure une phase de pré-enrichissement, de sélection puis confirmation.

Après enrichissement par passage en milieu hypersalé et après isolement sur milieu sélectif, l'identification est basée essentiellement sur des épreuves immunologiques.

❖ **Mode opératoire**

La recherche des vibrions est réalisée en 3 étapes :

Le 1^{er} jour

- Réaliser un premier enrichissement sur un milieu Eau Peptonée Alcaline (EPA) 10 fois concentré, au quel on ajoute aseptiquement 450 ml d'eau à analyser au moment du prélèvement puis incuber à 37°C pendant 24 heures.

Le 2^{ème} jour

- Effectuer le deuxième enrichissement sur milieu EPA II en tubes à raison de 1 ml par tube et un isolement sur GNAB I (Bouillon Nutritif Alcaline Biliée), puis incubé à 37°C pendant 24 heures.

Le 3^{ème} jour

- Isoler le tube EPA II sur gélose GNAB II et effectuer une lecture de la boîte GNAB I.

Le 4^{ème} jour

- Effectuer la lecture de la boîte de gélose GNAB II, tout en sachant que les vibrions se présentent le plus souvent sous forme de colonies lisses et transparentes. Ces dernières subiront une identification biochimique.

❖ Expression des résultats

Le résultat est donné en nombre de germes par 100 ml.

I.3.6. Analyse statistique des données

Dans cette étude, nous avons appliqué des techniques statistiques (Maximum, minimum, moyenne et écart-type) à l'ensemble des résultats recueillis lors des campagnes d'échantillonnage. Elles sont fréquemment utilisées pour caractériser la qualité des eaux. Les calculs statistiques ont été effectués avec le logiciel **XLSTAT(2007)**.

I.3.7. Détermination des principaux faciès chimiques

Les faciès hydrochimiques, d'après **Güler et al., (2002) ; Gouaidia (2008)**, sont fréquemment utilisés en hydrogéologie pour décrire grossièrement la composition des eaux naturelles. La représentation graphique des résultats des analyses s'avère un outil inévitable. Pour atteindre cet objectif, on a eu recours au diagramme de Piper et à celui de Schoeller-Berkaloff.

Ces diagrammes ont été élaborés avec le programme Piper et Schoeller-Berkaloff issu du logiciel **Diagrammes** conçu par Roland Simler (Laboratoire d'Hydrogéologie. Université d'Avignon, 2013).

I.3.7.1. Diagramme de Piper

Ce type de diagramme permet de représenter plusieurs échantillons d'eau simultanément. Il est composé de deux triangles, permettant de représenter le faciès cationique et le faciès anionique, et d'un losange synthétisant le faciès global (figure 4). Les nuages de points concentrés dans un pôle représentent pour les différents échantillons la combinaison des éléments cationiques et anioniques (**Piper, 1994**).

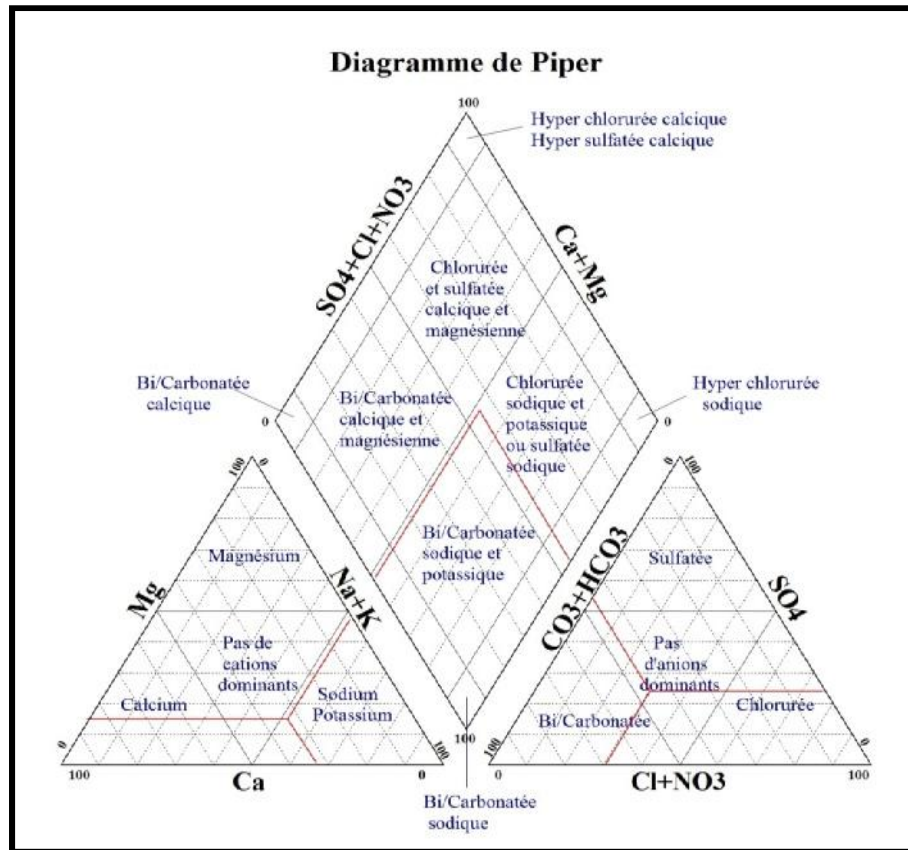


Figure 04 : Diagramme de Piper (Piper, 1994)

I.3.7.2. Diagramme de Schoeller-Berkaloff

Le diagramme de Schoëller- Berkaloff permet de représenter le faciès chimique de plusieurs échantillons d'eaux. Chaque échantillon est représenté par une ligne brisée. La concentration de chaque élément chimique est figurée par une ligne verticale en échelle logarithmique. La ligne brisée est formée en reliant tous les points qui représentent les différents éléments chimiques (Gouaidia, 2008).

II. RESULTAT ET DISCUSSION

II.1. Résultats de l'enquête épidémiologique des maladies à transmission hydrique de l'année 2012

L'enquête menée auprès de la Direction de la Santé et de la Population dans la wilaya de Tipaza pour l'année 2012 (**DSP Tipaza, 2013**), nous a permis de dresser le tableau suivant :

Tableau III: Relevé épidémiologique annuel des maladies à transmission hydrique (MTH) pour l'année 2012

Période	Etablissement public	Choléra	Fièvre typhoïde	Hépatite virale	Dysenterie
Premier Semestre	DAMOUS	00	00	01	00
	CHERCHELL	00	00	03	00
	TIPAZA	00	00	01	00
	BOUSMAIL	00	01	00	00
Total Wilaya		00	01	05	00
Hors Wilaya		00	02	00	00
Totale General		00	03	05	00
Deuxième Semestre	DAMOUS	00	00	00	00
	CHERCHELL	00	02	02	00
	TIPAZA	00	00	03	00
	BOUSMAIL	00	00	03	00
Total Wilaya		00	02	08	00
Hors Wilaya		00	00	02	00
Totale General		00	02	10	00
Annuelle	DAMOUS	00	00	01	00
	CHERCHELL	00	02	05	00
	TIPAZA	00	00	04	00
	BOUSMAIL	00	01	03	00
Total Wilaya		00	03	13	00
Hors Wilaya		00	02	02	00
Total General		00	05	15	00

(DSP Tipaza, 2013)

Nous avons noté que les maladies à transmission hydrique sont en nette diminution grâce au programme de surveillance des MTH ainsi qu'au réseau de contrôle de l'eau potable qui s'est amélioré depuis l'institution du programme national de lutte contre les MTH en 1986. Depuis 1990, la situation est plus stable, l'incidence oscille autour de 10 cas pour 100.000 habitants hormis des micros foyers épidémiques rapidement maîtrisés (**INSP**). Le facteur le plus fréquemment en cause dans l'apparition des pics de MTH est l'interconnexion (Cross-connexion) entre réseaux d'AEP et réseau d'assainissement.

Ce programme de la lutte contre les MTH comprend : des actions relevant du secteur de l'hydraulique (réseau de distribution et d'assainissement, épuration des eaux,), des actions qui doivent être menées par les services de santé (surveillance épidémiologique, contrôle systématiques des aliments et de l'eau de boisson) et des actions qui sont prises en charge par les communes (entretien et protection des ouvrages d'adduction d'eau, l'assainissement et le contrôle des puits et forages).

Le programme de lutte contre les MTH est coordonné à plusieurs niveaux (Commune, Daïra, Wilaya et le ministère de la santé). Il a été accompagné sur le plan institutionnel de plusieurs textes législatifs et réglementaires, en particulier : Le décret portant création de bureaux d'hygiène communale (Janvier 1987) et son arrêté d'application du 30 avril 1990.

II.2. Résultats des analyses physico-chimiques

Notre étude se base principalement sur des informations de six campagnes de prélèvement à partir de 12 points d'eau, répartis sur le terrain. Comme la plaine de Mitidja Ouest est à vocation agricole, un intérêt particulier sera accordé à cet effet.

II.2.1. Description sommaire des paramètres physico-chimiques :

Les résultats du calcul des moyennes et de l'écart type sont consignés dans le tableau XI en annexe 04.

II.2.2. Paramètres physiques

a. Température

Pour l'ensemble des eaux de la nappe de la Mitidja Ouest, les valeurs de la température sont comprises entre 19,9 et 29,5°C. Globalement, ces valeurs enregistrées sont légèrement élevées (moyenne de $24 \pm 2,87^\circ\text{C}$).

Néanmoins, les valeurs retrouvées dans cette étude sont voisines à celles qui sont déjà rapportées dans des travaux antérieurs citons ceux de **Oguzie et al., (2002)**; **de Nwala et al., (2007)**; **de Bolaji et Tse (2009)** et **Agbalagba et al., (2011)** sur les eaux souterraines au Niger mais faibles comparativement à celles retrouvées par **Nafaa (2004)** dans la plaine d'El Outaya (Biskra) où elles fluctuaient entre 19 et 35 °C et par **Touam et Bekkakra (2007)** sur la nappe alluviale de la plaine de Meskiana où elles fluctuaient entre 24 et 32 °C.

Par rapport à l'espace (figure 05), aucune différence significative n'a été relevée. Les écarts enregistrés entre les différentes stations ne sont dus en fait qu'au décalage horaire journalier entre les différents points de prélèvement. Cependant, et d'après **MC-Neely et al., (1980)**; **Manilla et Tamuno- Adoki (2007)** et **Arnaud et Wiart (2011)** de nombreux facteurs tels que l'altitude du site, l'heure de prélèvement et les conditions climatiques au moment du prélèvement peuvent entrer également en jeu

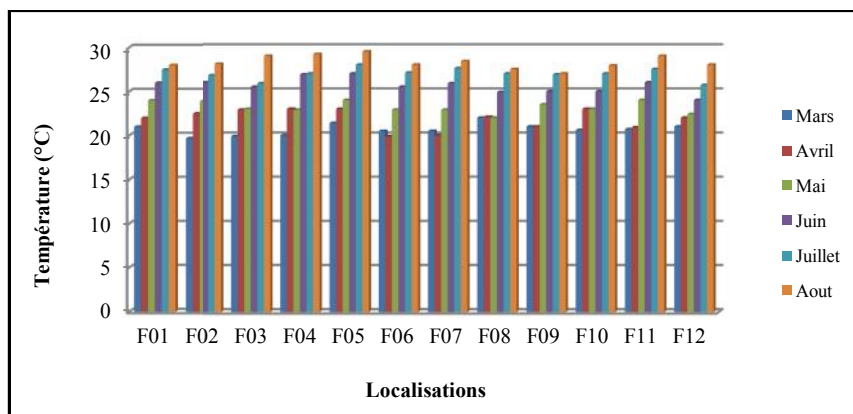


Figure 05: Variation spatiale de la température

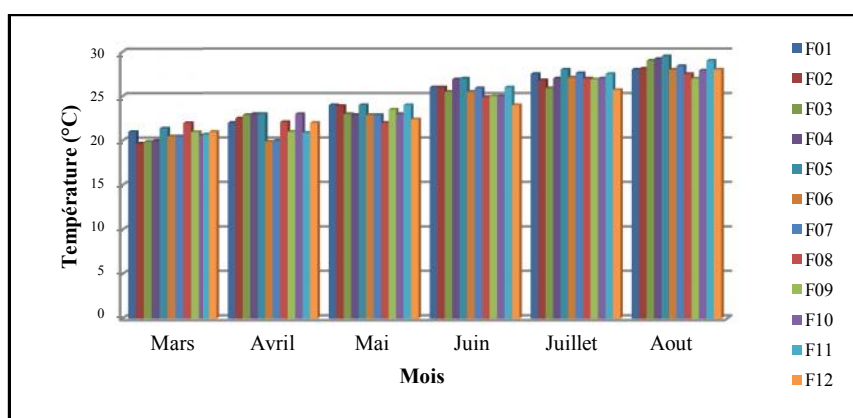


Figure 06 : Variation temporelle de la température

Ces variations de la température des eaux des forages sont probablement liées à la profondeur de la nappe (*cf. Tableau II : Caractéristiques des forages étudiés*) et semblent suivre les variations saisonnières de la température moyenne de l'air de la zone d'étude, puisqu'elles augmentent sensiblement durant les fortes chaleurs de la saison chaude (figure 06).

Ainsi pour **Rosen et Jones (1998)** ; **Makoutode et al., (1999)** ; **El Achheb et al., (2001)** et **Hoko, (2008)**, les forages dont les profondeurs sont inférieures à 150 m, sont plus influencés par les conditions climatiques. Selon **Moukolo et Gaye (2001)** ; **Menani, (2001)** les températures des eaux des nappes qui suivent les variations saisonnières de l'atmosphère ambiante indiquent le caractère superficiel de cette nappe et donc sa vulnérabilité vis-à-vis de la pollution, ce qui est le cas de la nappe de Mitidja Ouest.

b. pH

Les eaux analysées montrent des valeurs comprises entre 6,8 et 8,7. En général, ces valeurs restent proches de la neutralité même si les eaux de forage F06 sont légèrement alcalines (figure 07).

Ces valeurs relevées dans la nappe de la Mitidja Ouest sont voisines de celles retrouvées par **Zouita (2002)** en Algérie, **Madungwe et al., (2012)** au Zimbabwe, **Ali et al., (2004)** ; **Das et al., (2005)** et **Mandal et Kumar (2012)** en Inde.

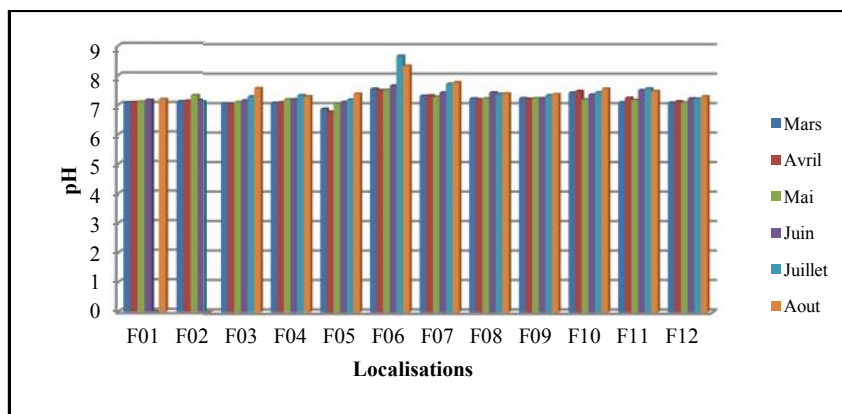


Figure 07 : Variation spatiale de pH

La figure 08 montre l'évolution du pH des eaux souterraines dans le temps où l'on note des valeurs moins élevées durant la période de pluies, elles sont de l'ordre de 6,8 au niveau de la station F05 (en Avril) et des valeurs plus élevées en période de saison sèche où elles atteignent un maximum de 8,7 au niveau du forage F06 (en Juillet) .

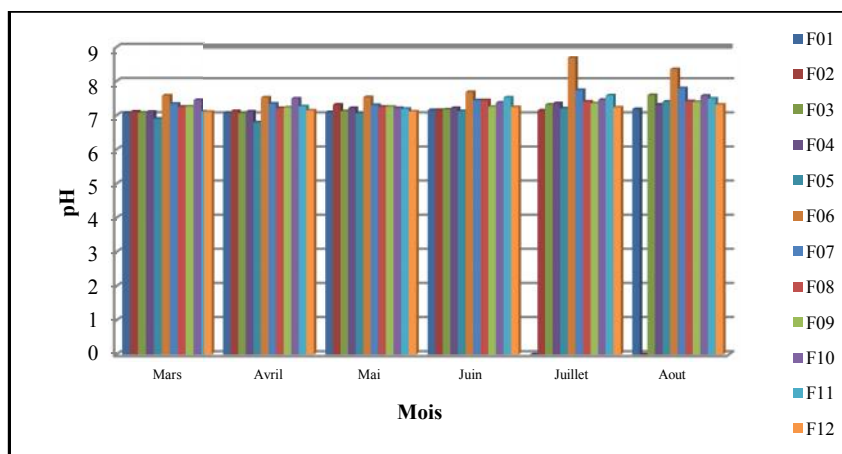


Figure 08 : Variation temporelle de pH

Ainsi, dans l'ensemble, les eaux répondent aux normes de potabilité [6,5-8,5] (OMS, 2008) excepté pour le forage F06 où la valeur du pH dépasse les normes pour le mois de Juillet (figure 08).

c. Conductivité électrique et TDS

Tous les forages analysés présentent des valeurs de conductivité très élevées dépassant les 1100 $\mu\text{s}/\text{cm}$ et des valeurs de TDS supérieures à 550 mg/l (voir Tableaux des résultats : annexe 04).

Ces résultats concordent parfaitement avec ceux obtenus par **Belkhiri et al.,(2010)** pour les eaux souterraines de la plaine d'Ain Azel en Algérie, **Olorunfemi et al., (2011)** pour les eaux souterraines de la plaine d'Ejigbo dans le Sud-Ouest du Nigeria et par **El Hammoumi et al.,(2012)** concernant les eaux souterraines de la plaine de Talda au Maroc.

La comparaison des moyennes de chaque forage avec la moyenne obtenue pour la conductivité qui est de 1628,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, révèle une grande variabilité spatiale des valeurs dans la conductivité électrique des eaux souterraines de la Mitidja Ouest (figure 09). En effet, les forages F11 et F12 présentent les valeurs les plus élevées. Toutefois, elles restent inférieures au seuil maximum de 2800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ admissible pour les eaux destinées à la consommation humaine (OMS, 2008).

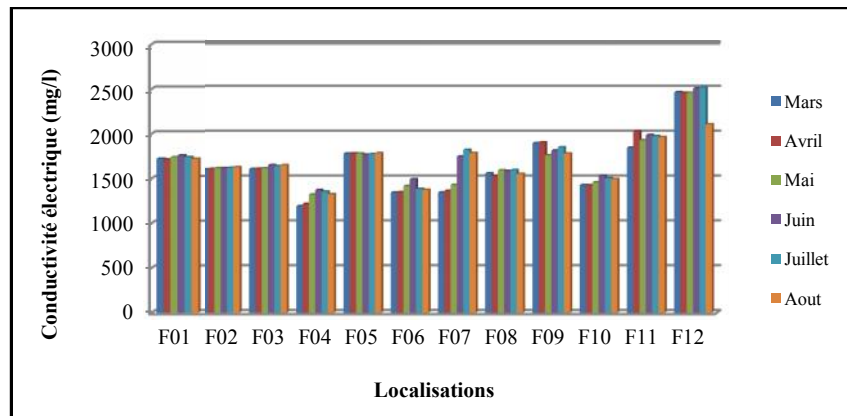


Figure 09 : Variation spatiale de la conductivité électrique

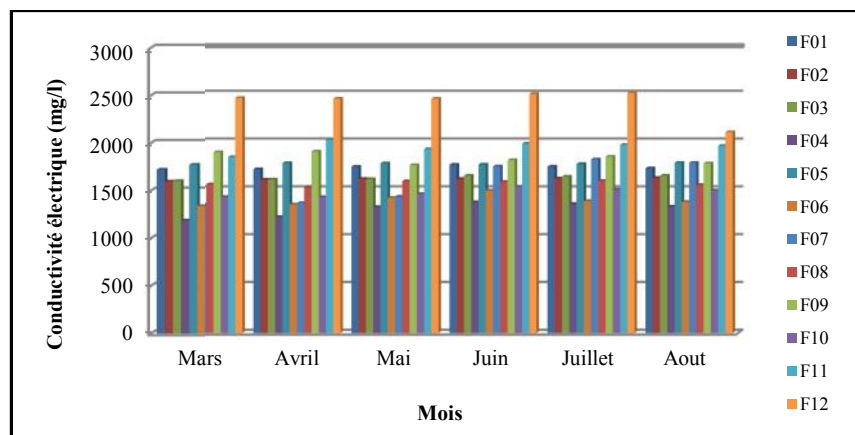


Figure 10 : Variation temporelle de la conductivité électrique

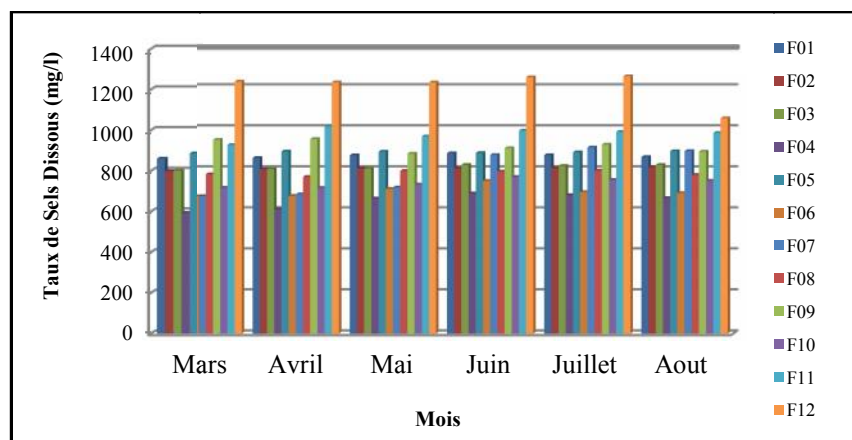


Figure 11 : Variation temporelle du Taux en Sels Dissous (TDS)

Il existe une relation entre les TDS et la conductivité électrique (figure 10, 11), lorsque la concentration en sels dissous (sels de sodium, de calcium et de magnésium, les bicarbonates, les chlorures et les sulfates) augmente dans l'eau, la conductivité électrique augmente également comme l'ont déjà souligné **Kelin et al., (2005)**.

d. Turbidité

La turbidité traduit la présence de particules en suspension (débris organique, argiles, micro-organismes...etc) (**USEPA, 2001**).

Au vue du tableau IV, nous notons des valeurs qui sont conformes aux normes durant toute la période d'étude et pour l'ensemble des forages étudiés, exception faite pour les campagnes de Mars et Avril qui ont enregistré des valeurs relativement élevées dépassant la norme admise par l'**OMS (2008)** (5 NTU). Elle atteint 11,8 NTU au niveau de la station F11 et 10 NTU au niveau de la station F01.

Cette turbidité élevée exceptionnellement enregistrée en Mars et Avril est probablement le résultat d'une manifestation hydrologique brutale (crue) et d'une intense érosion du bassin versant, suite à des pluies orageuses brutales. Le même constat a été fait par **Behar (1997)** et **Djermakoye (2005)**. Ces auteurs ont souligné que la turbidité est un indicateur important de sédiments en suspension à différents niveaux d'érosions et de ce fait les valeurs de ce paramètre augmentent fortement pendant et après les pluies.

Tableau IV : Résultats des analyses de la turbidité (NTU) pour les 12 forages

	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F12
1 ^{er} campagne	9,2	1,2	1,12	0,85	4,74	0,78	0,58	2,2	1,75	2,58	8,65	4,5
2 ^{ème} campagne	10	0,32	0,33	0,48	3,27	0,79	0,44	0,41	0,14	4,58	11,8	2,1
3 ^{ème} campagne	1,66	0,27	0,72	0,31	0,79	0,72	0,17	0,56	0,88	0,88	0,19	1,4
4 ^{ème} campagne	0,69	0,22	0,27	0,18	1,5	0,7	0,3	0,7	1,03	1,25	0,24	1,2
5 ^{ème} campagne	0,75	0,35	0,36	0,27	1,45	0,87	0,45	0,78	0,79	0,97	0,78	0,19
6 ^{ème} campagne	1,5	0,25	0,75	0,36	2,89	0,75	0,58	0,14	0,74	1,14	0,45	0,3

La turbidité élevée a pour conséquence la fixation des micro-organismes aux particules en suspension et dans ce cas l'action des bactéricides est ralentie, voire annulée. Ce qui rendra le traitement de l'eau à des fins d'approvisionnement en eau potable plus complexe et plus coûteux (**Hebert et Legare, 2000** et **Dick et al., 2011**).

II.2.3. Paramètres de pollution

a. Azote ammoniacal

Le tableau V, montre que les valeurs de l'azote ammoniacal des eaux brutes des forages sont toutes inférieures aux normes de potabilité (0,5 mg/l) (OMS, 2008). Ces résultats sont similaires à ceux retrouvés par Ma et al., (2009) en chine.

Pour Derradji et al., (2005) et Dib (2009) la présence d'ammonium dans l'eau souterraine peut être liée à la réduction des formes azotées (nitrites et nitrates) en conditions réduites. Cependant d'autres auteurs comme Shamrukh et al., (2001); Chowdary et al., (2005); Baziz (2008) et Jinzhu et al., (2009) ont incluent d'autres origines: des affluents domestiques, des engrais agricoles et les rejets de certaines unités industriels.

Tableau V : Résultats des analyses de l'azote ammoniacal (mg/l) pour les 12 forages

	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F12
1 ^{er} campagne	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
2 ^{ème} campagne	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
3 ^{ème} campagne	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
4 ^{ème} campagne	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
5 ^{ème} campagne	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
6 ^{ème} campagne	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02

b. Nitrites

Les échantillons d'eaux analysés ne renferment pas des nitrites et même quand ils existent, ce sont des taux très faibles ne dépassant pas 0,020 mg/l (Tableau VI).

Les valeurs obtenues dans cette étude concordent avec celles de Rahoui (2002) sur les eaux souterraines au Maroc et celles de Maticic (1999) sur les eaux souterraines en Slovénie.

Tableau VI : Résultats des analyses des nitrites (mg/l) pour les 12 forages

	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F12
1 ^{er} campagne	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
2 ^{ème} campagne	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
3 ^{ème} campagne	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
4 ^{ème} campagne	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
5 ^{ème} Campagne	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
6 ^{ème} campagne	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02

Une eau qui renferme des nitrites, est considérée comme suspecte car il lui est souvent associée une détérioration de la qualité microbiologique (**Rodier et al., 2005**). Cependant, les eaux en contact avec certains terrains ou conduites peuvent contenir des nitrites indépendamment de toute souillure (**Hakmi, 2006**). Pour **Cornaz (2004)** en l'absence de pollution, il n'y a pas ou très peu de nitrites dans les eaux naturelles.

c. Nitrates

Les teneurs en nitrates des échantillons prélevés, varient entre 5 mg/l comme valeur minimale enregistrée dans la station F05 et 98 mg/l comme valeur maximale enregistrée dans la station F06 (voir Tableaux : annexe 04). D'après la figure 12, nous notons que les valeurs les plus élevées sont retrouvées uniquement au niveau des forages des communes de Bourkika et d'Ahmer El Ain , notamment dans les forages : F06, F08, F09 et F10 avec des valeurs respectives de 98 mg/l, 95 mg/l, 85 mg/l et 89 mg/l.

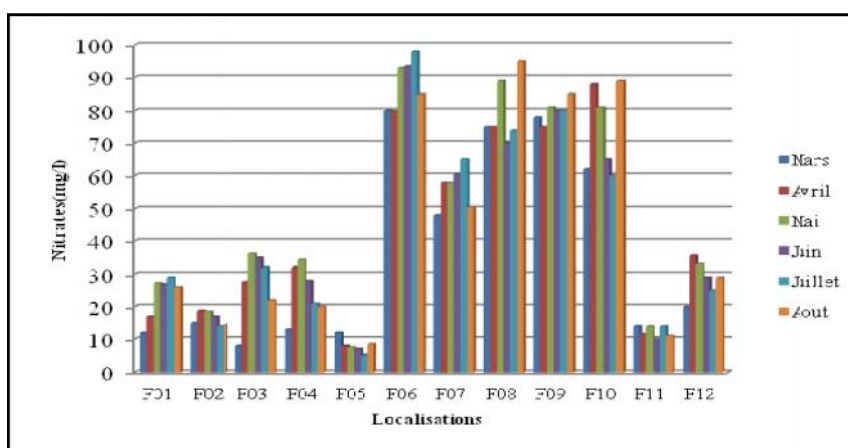


Figure 12 : Variation spatiale de la teneur en nitrates

Selon **Khouns (2010)** le sens de l'orientation de l'écoulement souterrain est le suivant : N.E → S.O car la géologie de la Mitidja forme une espèce de cuvette dont le centre se situe dans la région désignée (Voir annexe 2). De ce fait, l'origine de la pollution azotée ne peut être que l'infiltration des nitrates après lessivage des sols renfermant des parcelles riches en engrais, et vu le cheminement d'écoulement souterrain préférentiel qu'elles empruntent, elles débouchent vers le centre de la cuvette (Bourkika et Ahmer El Ain) venant des différentes parcelles situées plus à l'Est et au Nord-Est.

De plus, la zone non saturée de l'aquifère est constituée de formations perméables (grès dunaires ou alluvions sableuses) (voir annexe 02). A cet effet, les rejets urbains drainés par les oueds et les cours d'eau sans traitement d'épuration préalable contribuent à leur tour, à accentuer cette pollution (**Boudjadja, 2003 ; Martin, 2003 ; Yahiaoui, 2011**).

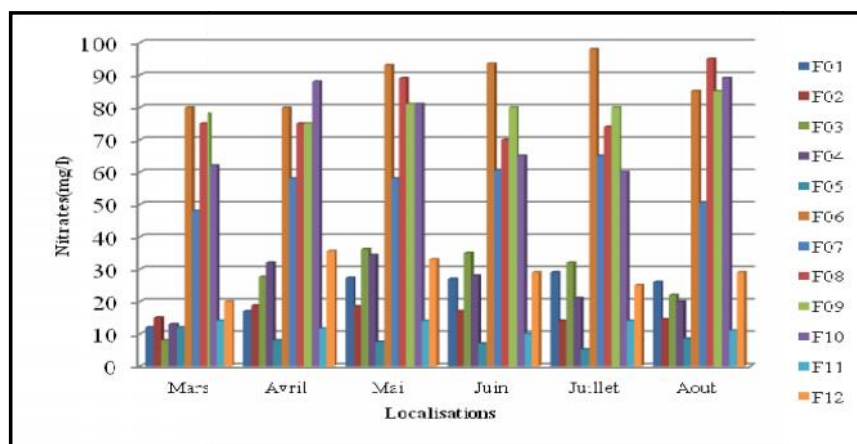


Figure 13 : Variation temporelle de la teneur en nitrates

La partie Ouest de la plaine de Mitidja est à vocation agricole ce qui serait à l'origine de cette augmentation en nitrates dans les eaux de la nappe par les pratiques d'épandage d'engrais azotés. Cette contamination par les nitrates a été déjà signalée par **Mimouni et al., (1989) ; Ariout (1992) ; Tlili (2007) ; Aissa (2009) ; Iguetoulene (2009) ; Khouns (2010)** et **Yahiaoui (2011)** dans leurs études relatives aux eaux souterraines de la plaine de la Mitidja, montrant ainsi que la partie Ouest de la plaine est la plus touchée par ce type de pollution, où les teneurs en nitrates dépasseraient la valeur guide de 50 mg/l.

Comparée à d'autres études dans le monde, les teneurs en nitrates dans les eaux souterraines de la plaine de la Mitidja Ouest sont voisines à celles retrouvés par **Liu et al., (2005)** aux Etats Unis d'Amérique et celles retrouvés par **Bald et al., (2005)** en Espagne. Cependant, elles sont relativement élevées par rapport à celles retrouvés par **Singh(2009)** en Inde et **Demirel (2004)** en Turquie.

d. Orthophosphates

Les valeurs obtenues sont faibles et inférieures aux normes (0,2 mg/l) (voir annexe 04 : Tableaux XII.a - XII.f). En effet, les eaux souterraines dans la région d'étude sont

faiblement enrichies en phosphate ceci correspond aux résultats obtenus par **Belkhiri (2005)** sur les eaux souterraines de la plaine d'Ain Azel en Algérie et par ceux de **Kaid Rassou (2009)** sur les eaux souterraines de la plaine d'Oualidia au Maroc.

II.2.4. Minéralisation globale

La mesure de la conductivité constitue une bonne appréciation du degré de minéralisation d'une eau où chaque ion agit par sa concentration et sa conductivité spécifique (**Makhoukh, 2011**).

a. Calcium et Magnésium

Dans cette étude, les teneurs en calcium mesurées dans la plaine de la Mitidja Ouest, sont très variables et comprises entre 65 mg/l et 238 mg/l (voir annexe 04 : Tableaux XII.a - XII.f). C'est dans les forages F01, F08 et F09 (figure 14) que nous avons enregistré les teneurs les plus élevées excédant ainsi les normes fixées par l'OMS (2008) et le JORA (1993) (100 mg/l et 200 mg/ respectivement).

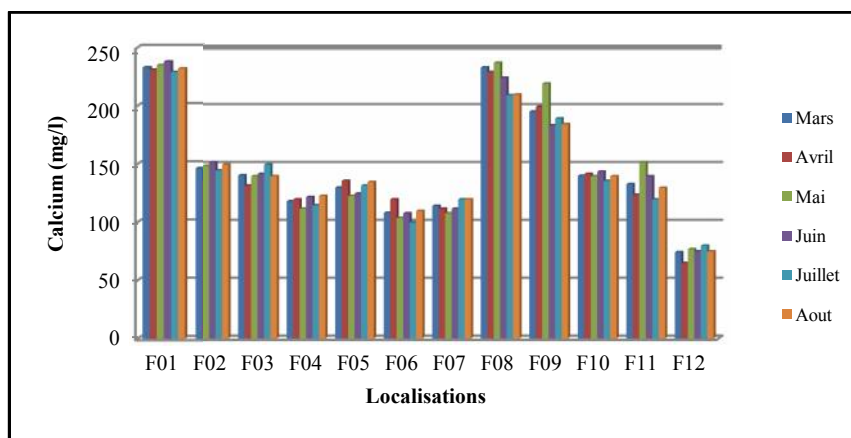


Figure 14 : Variation spatiale de la teneur en calcium

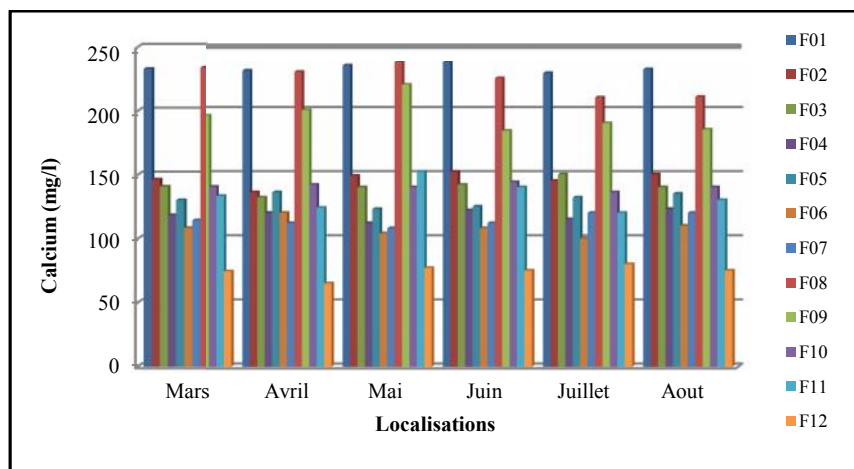


Figure 15 : Variation temporelle de la teneur en calcium

Les concentrations en magnésium mesurées sont toutes inférieures à 103 mg/l. Les sites présentant les plus fortes concentrations en magnésium sont également ceux présentant les plus fortes concentrations en calcium (F01, F08 et F09) (figure 16). Aucune variation significative des concentrations entre les mois n'est à signaler, hormis pour la station F08 qui présente un pic de concentration au mois de Mai (figure 17).

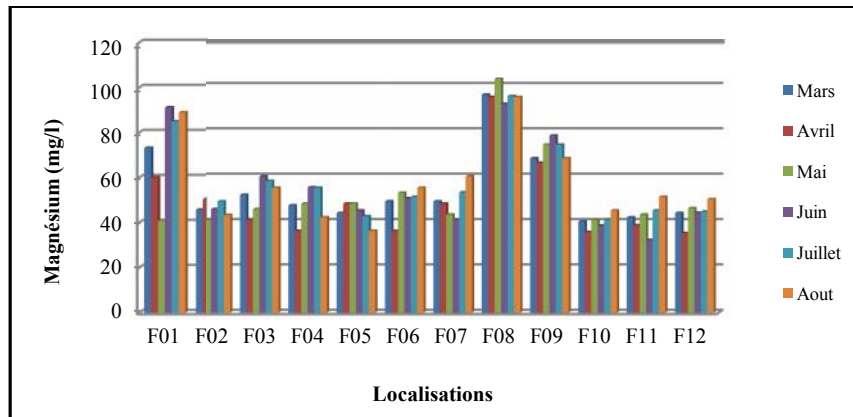


Figure 16 : Variation spatiale de la teneur en magnésium

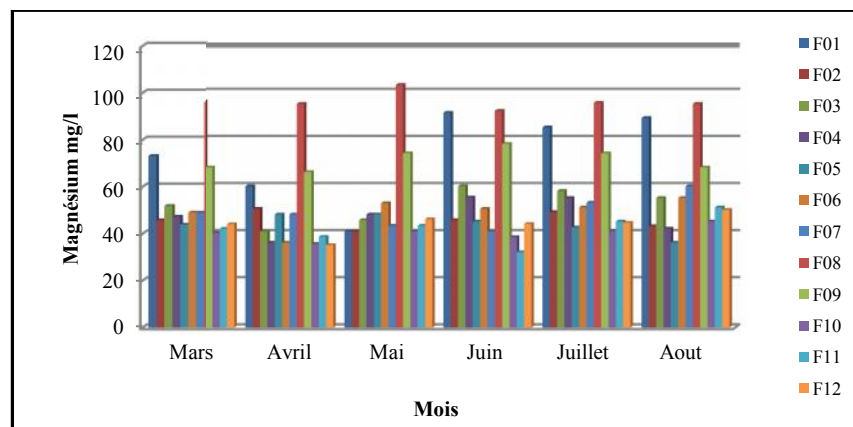


Figure 17 : Variation temporelle de la teneur en magnésium

Nous remarquons d'après les Tableaux XII.a-XII.f (Voir annexe 04), que les valeurs de la dureté de l'eau varient entre 38 et 100 °F. L'eau la plus dure est celle de la station F08 avec une valeur moyenne de 93,66 °F, ceci est en rapport avec la présence de sels solubles des métaux alcalino-terreux, dont les plus importants sont le calcium et le magnésium (figure 15 et 17). La dureté totale est la somme des duretés dues à Ca^{+2} et à Mg^{+2} .

L'eau dure est généralement moins corrosive que l'eau douce en raison de l'augmentation des concentrations en calcium. Selon le pH de l'eau et la concentration d'alcalinité, le calcium va se combiner avec les carbonates pour former une couche protectrice sur la paroi du tube ce qui peut retarder la corrosion (Kumar et Kakrani, 2000 et USEPA, 2006). Cependant selon Rodier et al., (2009), une eau dure entraîne chez les ménages une consommation supplémentaire de savon, s'oppose à la cuisson convenable des légumes et entraîne dans les circuits d'eau chaude et de vapeur la formation de dépôt particulièrement gênants.

b. Bicarbonates

D'après la figure 18, les concentrations en bicarbonates dans les différents forages s'échelonnent entre 275 mg/l et 491.5 mg/l avec une moyenne de $379.65 \pm 51,098$ mg/l. L'évolution saisonnière des bicarbonates montre des concentrations plus élevées durant la saison sèche (figure 19, Tableau XI en annexe 04) avec une moyenne de 397,42 mg/l et un maximum de 491,5 mg/l. Ceci est en désaccord avec les études antérieures, suggérant que la saison des pluies contient une plus grande quantité de bicarbonate qu'une période sèche (**Gouaidia et al., 2005**).

L'importance des interactions eau/roche et le processus de dissolution/précipitation conditionnent les concentrations en bicarbonates (**Bliefert et Perraud, 2003** et **Malcuit et al., 2006**). Les carbonates et les bicarbonates sont les principaux contributeurs de l'alcalinité totale qui peut être déterminée par un test à l'eau courante. Les niveaux d'alcalinité totale allant jusqu'à 400 mg/l de CaCO_3 ne présente pas un danger pour la santé (**Self, 2010**).

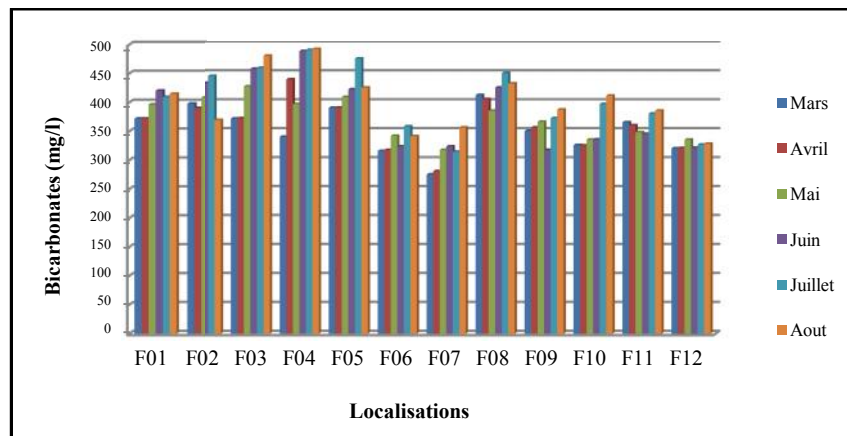


Figure 18 : Variation spatiale de la teneur en bicarbonates

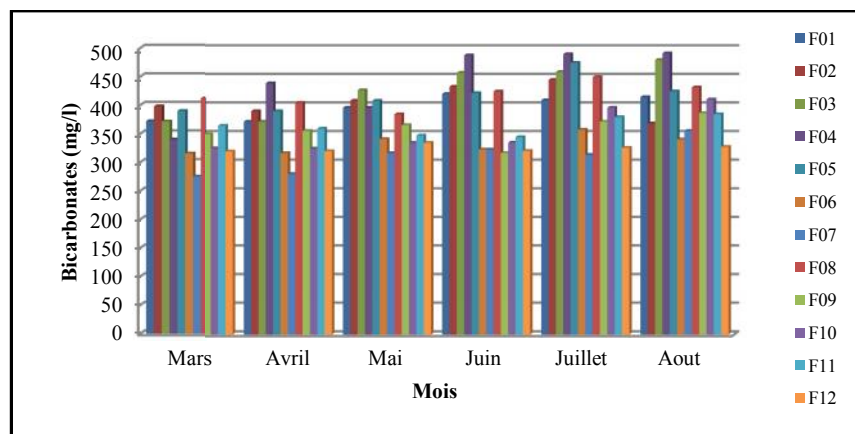


Figure 19 : Variation temporelle de la teneur en bicarbonates

c. Sulfate

Les concentrations en sulfates mesurées sont comprises entre 4,3 et 452 mg/l. Le détail des résultats est présenté dans l'annexe 04. Les plus faibles valeurs sont enregistrées au niveau des sites F11 et F12 avec une moyenne de 48,37 et 41,41 mg/l (figure 20). Ces derniers se situent à proximité des bordures, là où les marnes gypseuses sont absentes.

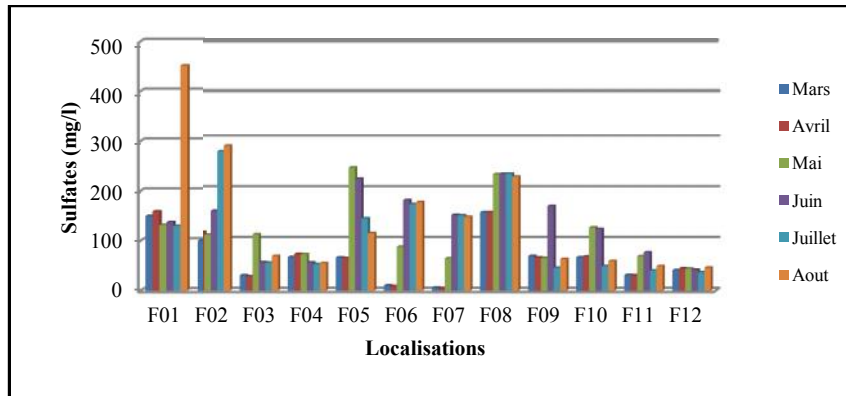


Figure 20 : Variation spatiale de la teneur en sulfates

Les plus fortes valeurs sont enregistrées durant la période de saison sèche (figure 21, Tableau XI en annexe 04), avec une moyenne de $117.7 \pm 72,02$ mg/l, suite au phénomène d'évaporation liée à l'approximation de la surface.

Par ailleurs, **Ma et Edmunds (2006)** ; **Adelana et Macdonald (2008)** et **Abubakar et Adekola (2012)** ont expliqué la concentration des sulfates par le sens générale d'écoulement de la nappe et le temps de séjour et échange eaux-encaissant. En effet, les valeurs enregistrées au niveau des forages F01 et F02 dépassent la norme (250mg/l) (**OMS, 2008**)

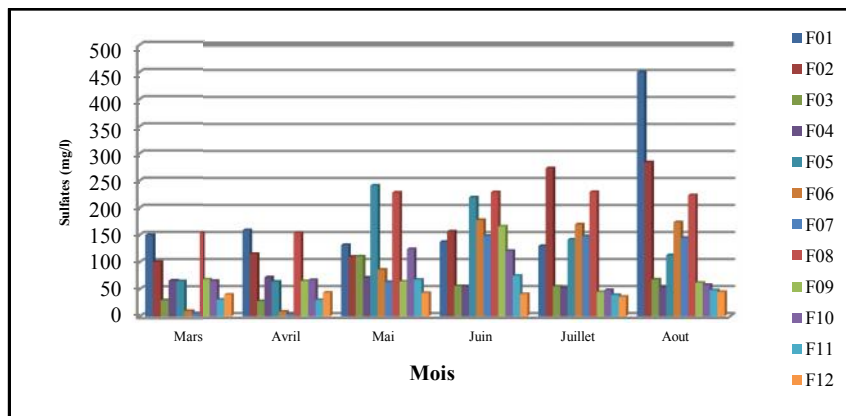


Figure 21 : Variation temporelle de la teneur en sulfates

Des teneurs en sulfates en excès peuvent donner à l'eau un goût amer et avoir un effet laxatif sur les personnes n'étant pas habituées à cette eau (**Self, 2010**). Elles peuvent également entraîner des dépôts calcaires dans les chaudières et les échangeurs de chaleurs (**Johnson et Scherer, 2012**). Notons, que cet élément provoque aussi l'augmentation du chlore résiduel lors de la chloration de l'eau chargée en matière organique (**Achour et Guergazi, 2002**).

d. Chlorures

Les teneurs enregistrées, pendant toute la période d'étude, montrent des valeurs importantes dépassant la norme de potabilité de l'OMS (2008) fixée à 250 mg/l au niveau de quatre forages F03, F05, F08, F09 (figure 22) avec des moyennes respectives de 267,23 mg/l, 313, 53 mg/l, 657,41 mg/l et 392,95 mg/l. Les eaux des autres forages sont conformes aux normes.

La variation spatiale de la concentration en chlorures est significative (figure 22), et pourrait être expliquée par la nature des terrains traversés car les eaux provenant des endroits périphériques (cas de la station F11 et F12) ne sont pas très riches en chlorures.

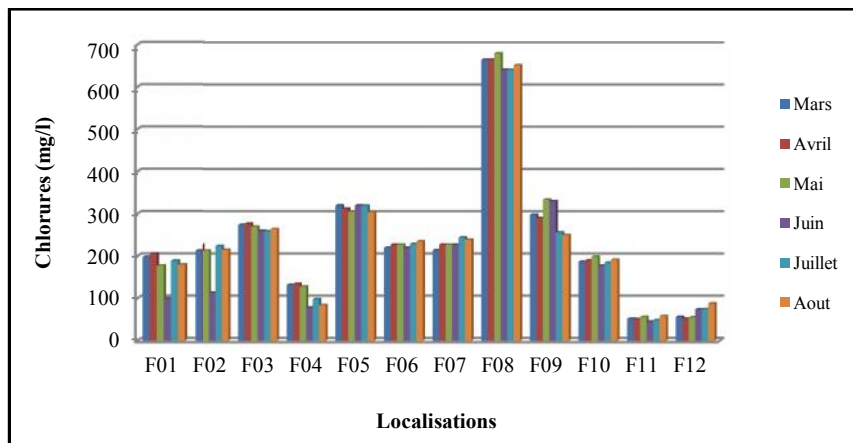


Figure 22 : Variation spatiale de la teneur en chlorures.

D'après la figure 23, nous constatons que les fortes concentrations s'observent en période de la saison sèche avec une moyenne de $237,71 \pm 155,98$ mg/l (figure 23, Tableau XII en annexe 04) au cours de laquelle la circulation des eaux est moindre. A cette prolongation du contact entre l'eau et l'aquifère, s'ajoute le phénomène de l'évaporation dont la manifestation est très importante dans la région d'étude pour augmenter la teneur des eaux en chlorures.

D'autres auteurs ont retrouvé des concentrations en chlorures voisine à celles notées dans notre étude (Jeong, 2001 ; Srinivasamoorthy et al., 2008 ; Rao et al., 2011 et Tamma et al., 2012).

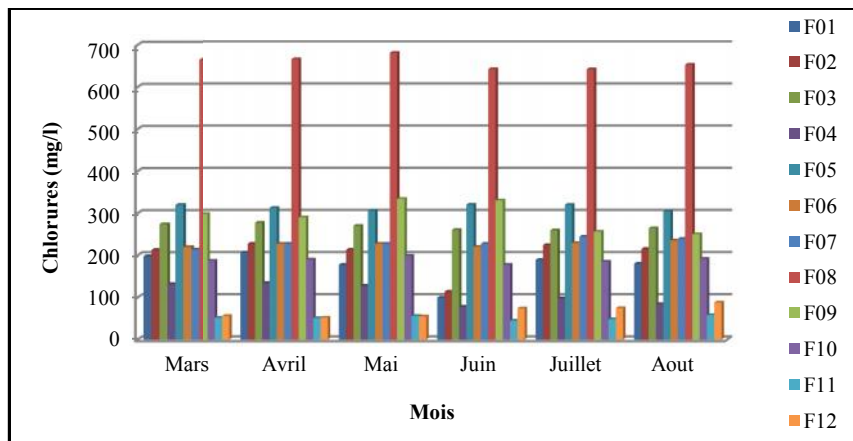


Figure 23 : Variation temporelle de la teneur en chlorures

e. Sodium et Potassium

En général, les eaux souterraines de la plaine de la Mitidja Ouest présente des teneurs en sodium qui varient entre 16 mg/l et 193 mg/l. Pour le potassium, les valeurs oscillent entre 2 et 4 mg/l (Tableau VII).

Les teneurs en sodium et en potassium sont nettement inférieures aux normes fixées par l'OMS (2008). Sauf pour les forages F07 (157 mg/l) et F08 (193 mg/l). Ces résultats sont semblables à ceux retrouvés par **Djemai et Mesbah (2008)** dans la nappe alluviale du Haut Sebaou (Grande Kabylie) et ceux retrouvés par **Kouzana et al.,(2007)** dans la nappe phréatique côtière du Korba (Tunisie).

Tableau VII: Résultats de dosage du sodium et potassium pour la campagne de Juin

	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F12	Norme OMS (2008)
Na ⁺ (mg/l)	40	33	16	91	25	79	157	193	109	18	44	45	150
K ⁺ (mg/l)	2	3	3	3	2	2	3	3	4	2	3	2	50

Le sodium dans l'eau provient des formations géologiques contenant des chlorures de sodium (**Baziz, 2008**). Pour **Montiel (1999)**, la présence exagérée de sodium dans les eaux peut affecter certaines populations (sujets souffrant d'hypertension par exemple), et peut aussi affecter certains sujets normaux (augmentation de la tension sanguine chez les adolescents).

Quant au potassium, il résulte de l'altération des argiles potassiques et de la dissolution des engrais chimiques (NPK) qui sont utilisés massivement par les agriculteurs surtout dans cette région à vocation agricole. La présence de cet élément peut être également liée au déversement des eaux usées domestiques dans la plaine. Cette origine a déjà été signalée par **Campy et Macaire, (2003)** dans une autre étude.

Le potassium à faible dose ne représente pas de risques significatifs. Même des variations importantes des teneurs en cet élément, n'auraient que des effets négligeables sur les concentrations de l'organisme (**Rodier et al., 2005 ; Tamrabet, 2011**).

II.2.5. Le faciès chimique des eaux

La chimie des eaux souterraines est dominée par la présence de certains ions, plus abondants que d'autres dans les systèmes hydrogéologiques (**Demiraln et Gule, 2006 ; Bhardwaj et al., 2009**). Pour l'interprétation des résultats des analyses d'ions majeurs et leur évolution, des méthodes graphiques telles que le diagramme de Piper et de Schoeller-Berkaloff, ont été utilisés dans cette étude.

II.2.5.1. Résultats du Diagramme de Piper

Durant notre étude, l'interprétation des résultats des analyses hydrochimiques pour l'ensemble des campagnes a permis d'avoir une idée sur les faciès chimiques des eaux souterraines de la nappe alluviale de la Mitidja Ouest et de leur évolution dans le temps, ainsi que sur les conditions naturelles à l'origine de ces faciès.

Les figures 24.a à 24.f, présentent les diagrammes de Piper obtenus pour chacune des six campagnes.

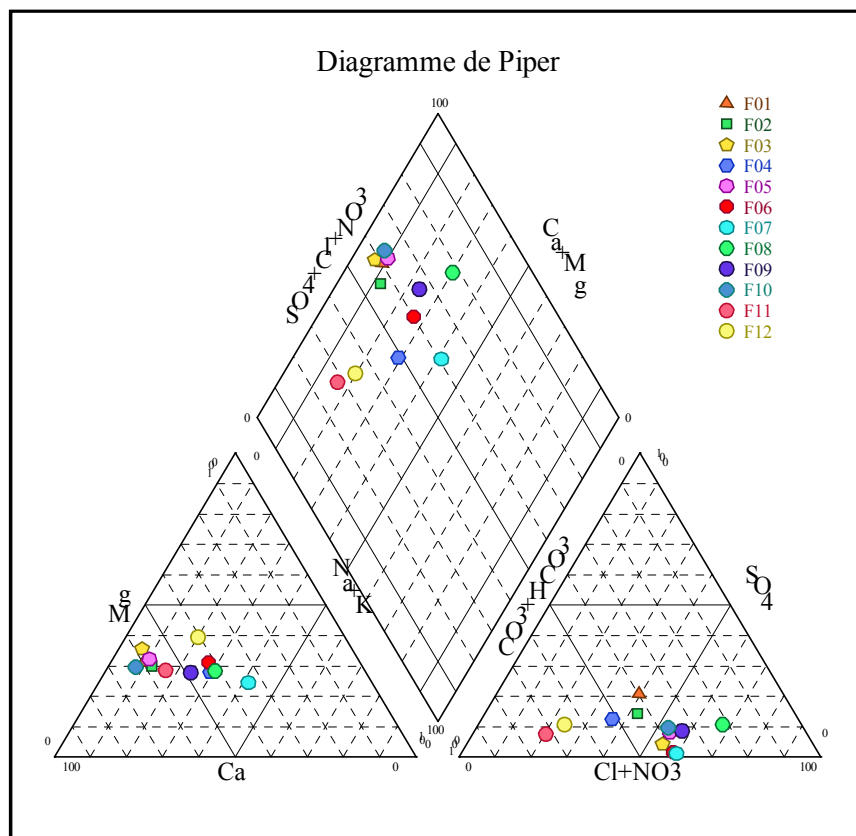


Figure 24 .a : Diagramme de Piper, campagne de Mars.

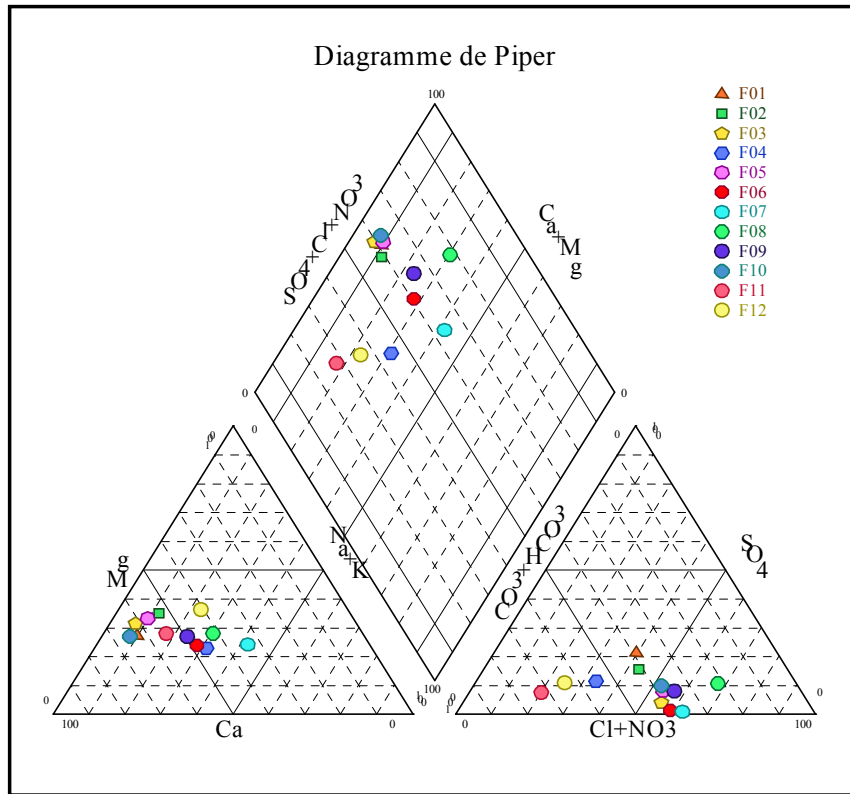


Figure 24 .b : Diagramme de Piper, campagne d'Avril

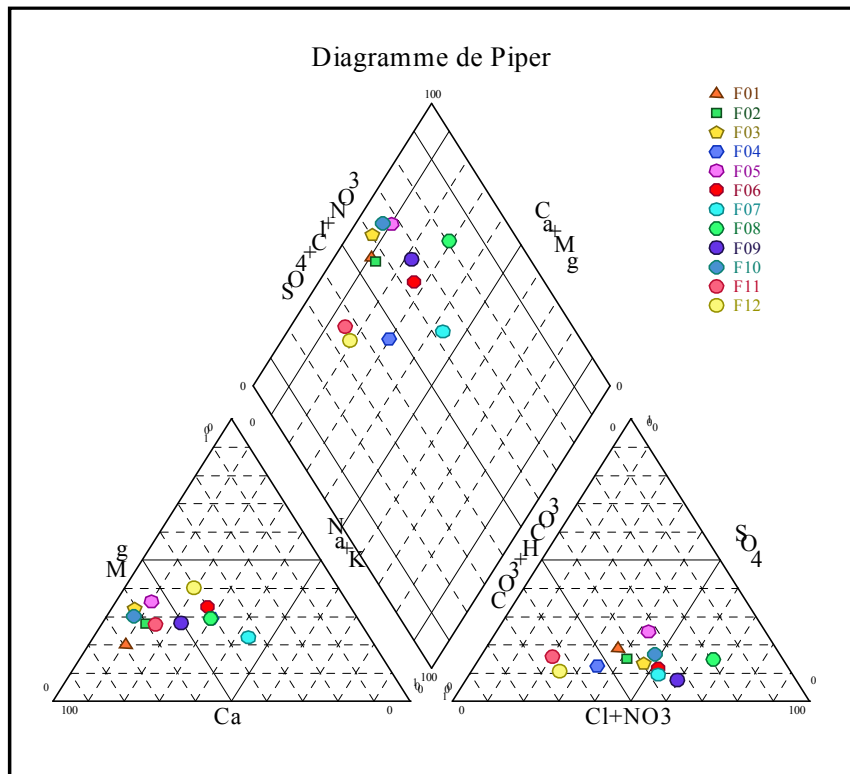


Figure 24 .c : Diagramme de Piper, campagne de Mai

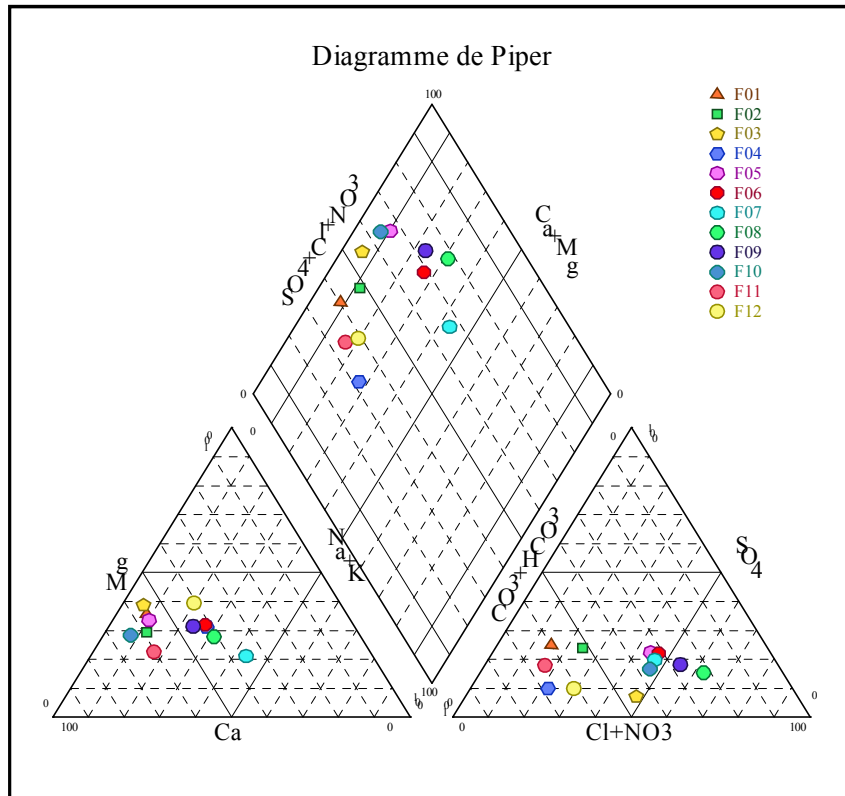


Figure 24 .d : Diagramme de Piper, campagne de Juin.

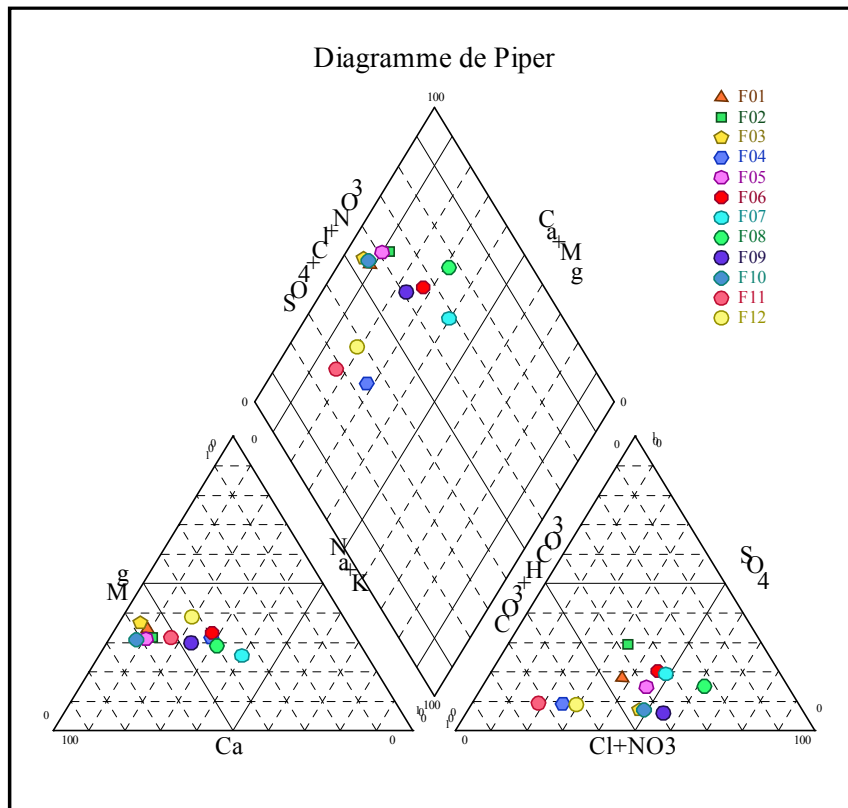


Figure 24 .e : Diagramme de Piper, campagne de Juillet

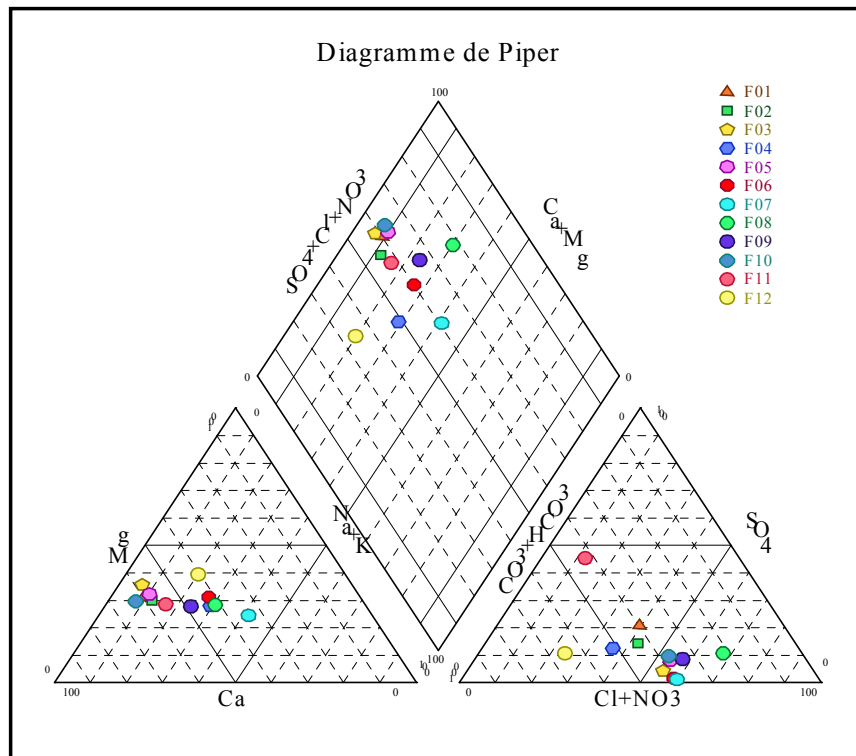


Figure 24 .f : Diagramme de Piper, campagne d'Août.

L'observation des figures (24.a-24.f), nous permettent de conclure que le faciès chloruré calcique est le plus dominant et caractérise la majorité des forages (F01, F02, F03, F05, F06, F08, F09, F10). D'après **Belaidi et Salhi (2011)**, la prédominance de ce type de faciès est due beaucoup plus à la nature des terrains traversés. L'existence de ce faciès en période de saison sèche est liée à la présence des évaporites dans les terrains traversés au niveau de l'Atlas Tellien et à l'infiltration à partir des oueds. Selon ces mêmes auteurs, le faciès chloruré calcique est important dans cette région et se répand à l'intérieur de la nappe. Ceci peut être expliqué par la présence des formations alluvionnaires salées du Mio-Plio-Quaternaire (voir annexe 02).

Nous constatons également la prédominance de faciès bicarbonaté calcique pour les eaux des stations F11 et F12 (figures 24.a - 24.f). D'après **Gouaidia (2008)**, ce type de faciès tire son origine des formations carbonatées bordant la nappe.

L'eau de la station F04 dérive d'un faciès bicarbonaté calcique et évolue vers le chloruré calcique. On peut suspecter dans ce cas ou bien une intrusion d'eau marine, ou bien la présence d'évaporite (halite). Tandis qu'à l'opposé, l'eau des stations F01 et F02 évolue du faciès nettement chloruré calcique vers le bicarbonaté calcique (figure 24.d). D'après **Banton et Bangoy (1999)**; **Favreau (2000)**; **Alassane (2004)** si cette évolution s'accompagne d'une minéralisation, on peut penser que cette eau proviendrait des précipitations et circulerait dans un environnement calcaire dans lequel elle acquiert son faciès.

D'après les figures (24.a-24.f) l'évolution des eaux de la station F07 qui se situe au centre de la nappe, demeure avec le même faciès, bicarbonaté sodique, indiquant la présence vraisemblable d'évaporites (halite) provenant probablement des argiles gypsifères.

II.2.5.2. Résultats du Diagramme de Schoeller-Berkaloff

D'après les figures (25.a-25.f), nous constatons l'absence du parallélisme entre les lignes représentant la majorité des éléments majeurs, reflétant ainsi clairement l'évolution du chimisme des eaux souterraines de la plaine de la Mitidja Ouest confirmant ainsi les résultats obtenus précédemment (figures 24.a-24.f).

D'après **Gouaidia (2008)**, un groupe d'eau de minéralisation variable mais dont les proportions sont les mêmes pour les éléments dissous, donnera une famille de lignes brisées parallèles entre elles. Lorsque les lignes se croisent, un changement de faciès chimique est mis en évidence.

Les fortes concentrations de Cl^- et Ca^{2+} ont donné un faciès dominant qui est le chloruré calcique, suivi des faciès bicarbonaté calcique et bicarbonaté sodique. L'acquisition de ces faciès a été signalée précédemment (figures 24.a-24.f) et permettent de conclure que la minéralisation des eaux est liée aux ions Cl^- et Ca^{2+} . D'après **Alassane (2004)** les ions chlorures peuvent tirer leur origine soit de la lithologie (les sédiments du Mio- Plio- Quaternaire) soit résulter des activités anthropiques.

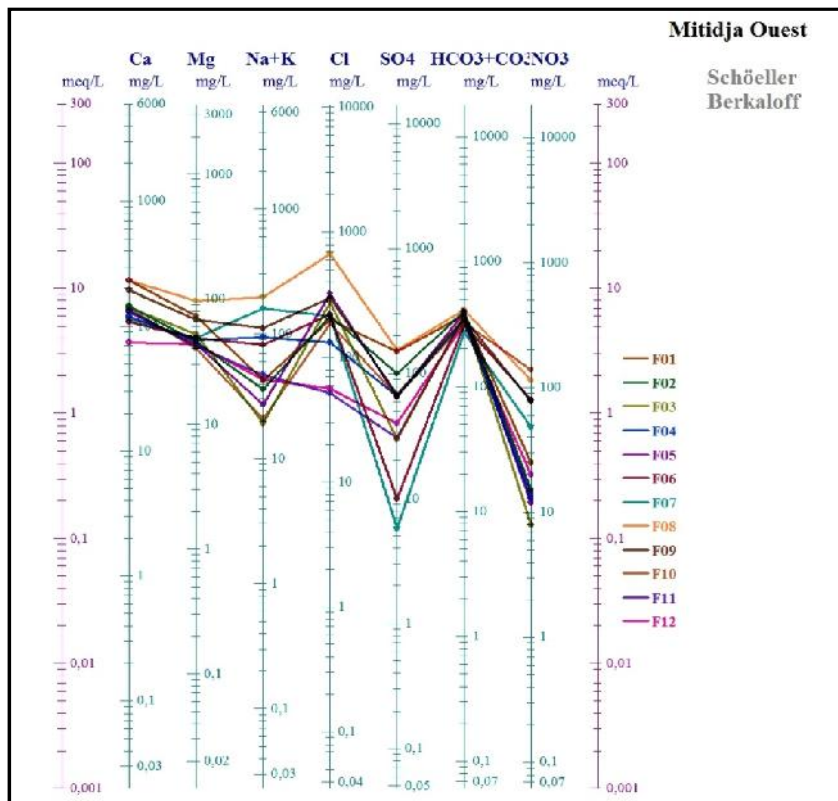


Figure 25 .a : Diagramme de Schoeller-Berkaloff, campagne de Mars

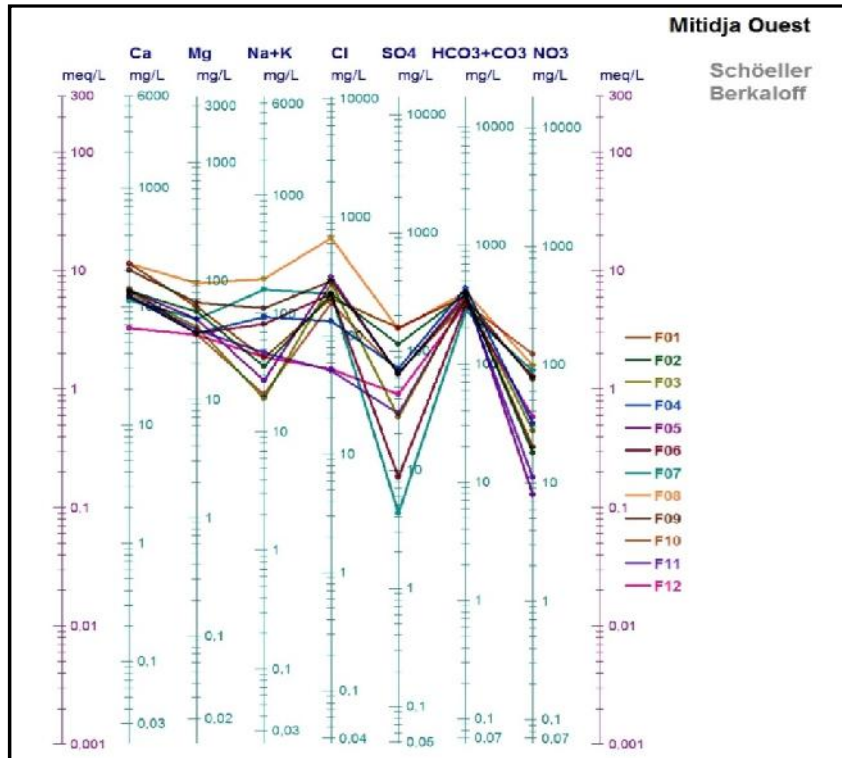


Figure 25. b : Diagramme de Schoeller-Berkaloff, campagne d'Avril

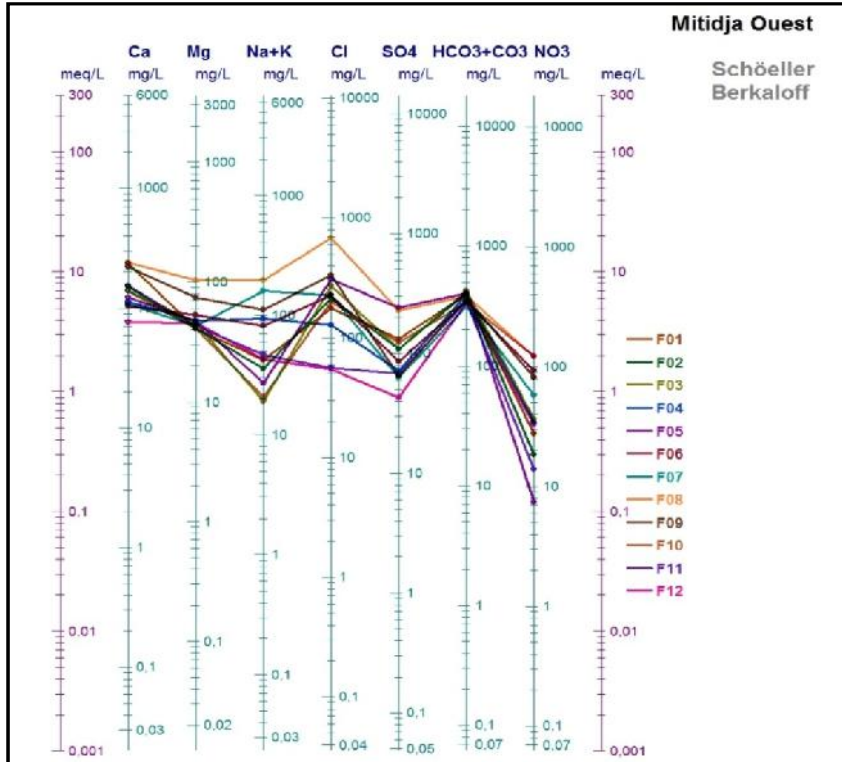


Figure 25. c : Diagramme de Schoeller-Berkaloff, campagne de Mai

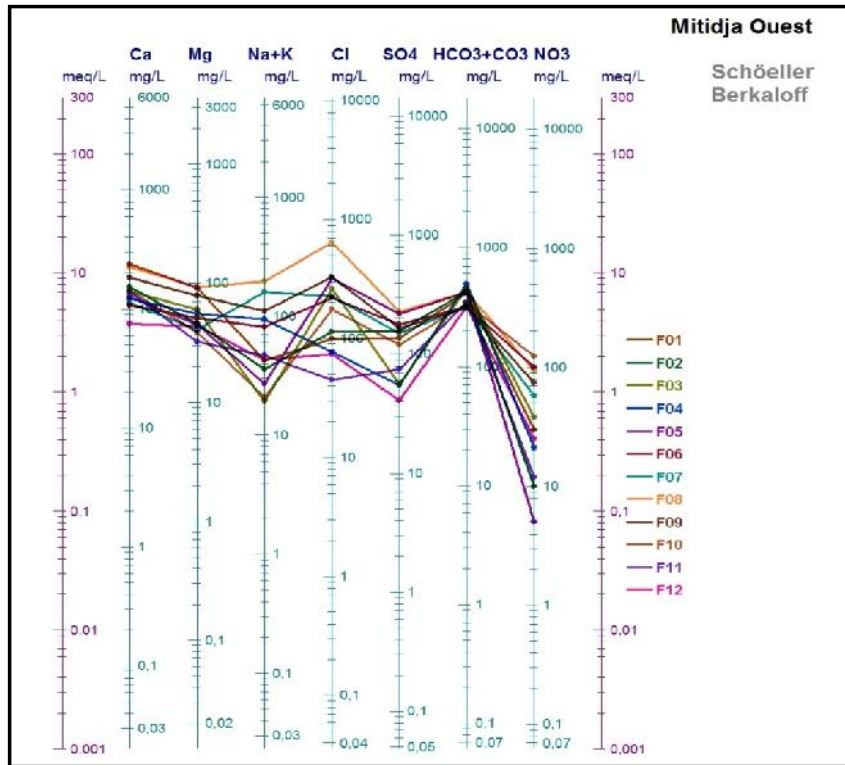


Figure 25. d : Diagramme de Schoeller-Berkaloff, campagne de Juin

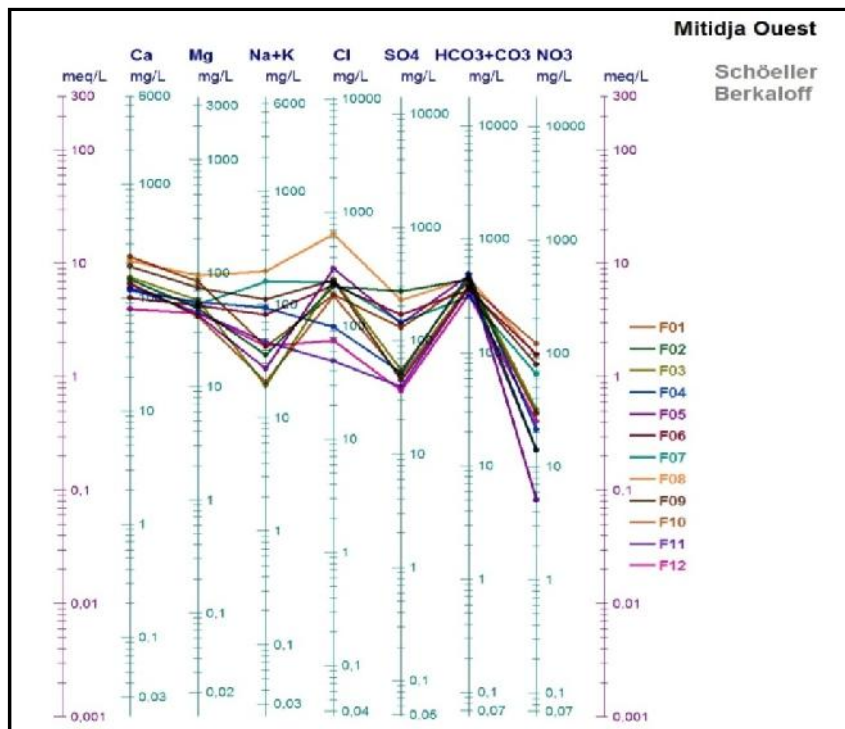


Figure 25. e : Diagramme de Schoeller-Berkaloff, campagne de Juillet

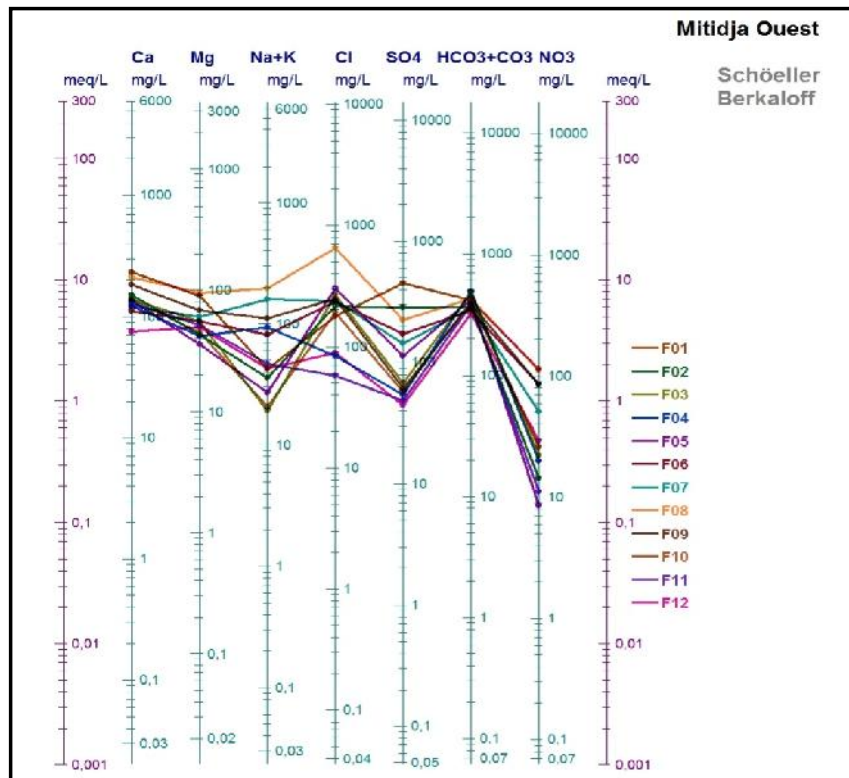


Figure 25. f : Diagramme de Schoeller-Berkaloff, campagne d'août

Au centre et au Nord de la nappe (zone de drainage), les profondeurs de la surface piézométrique sont faibles, ce qui intensifie l'effet de l'évaporation. De plus, la vitesse d'écoulement est faible, ce qui favorise l'interaction entre les eaux souterraines et les couches aquifères. Cette situation a engendré de fortes concentrations, plus importantes que celles rencontrées au bord de la nappe.

Le faciès bicarbonaté calcique est très expressif dans les forages F11 et F12 (figures 25.a-25.c) car elles se situent près des bordures calcaires, qui, par dissolution, donnent les bicarbonates HCO_3^- et les alcalino-terreux (Ca^{+2} et Mg^{+2}) alors que l'eau du forage F07 demeure avec la même signature anionique, le bicarbonaté sodique, pendant toute la période d'observation (figures 25.a-25.f)

D'après les figures (24.a -24.f), (25.a -25.f) et en se référant à la carte sur les faciès chimiques décrite par l'ANRH (2012), nous constatons que le faciès chimique chloruré calcique des eaux souterraines de la nappe de la Mitidja Ouest est le plus répandu et le plus dominant pour les six campagnes de prélèvement.

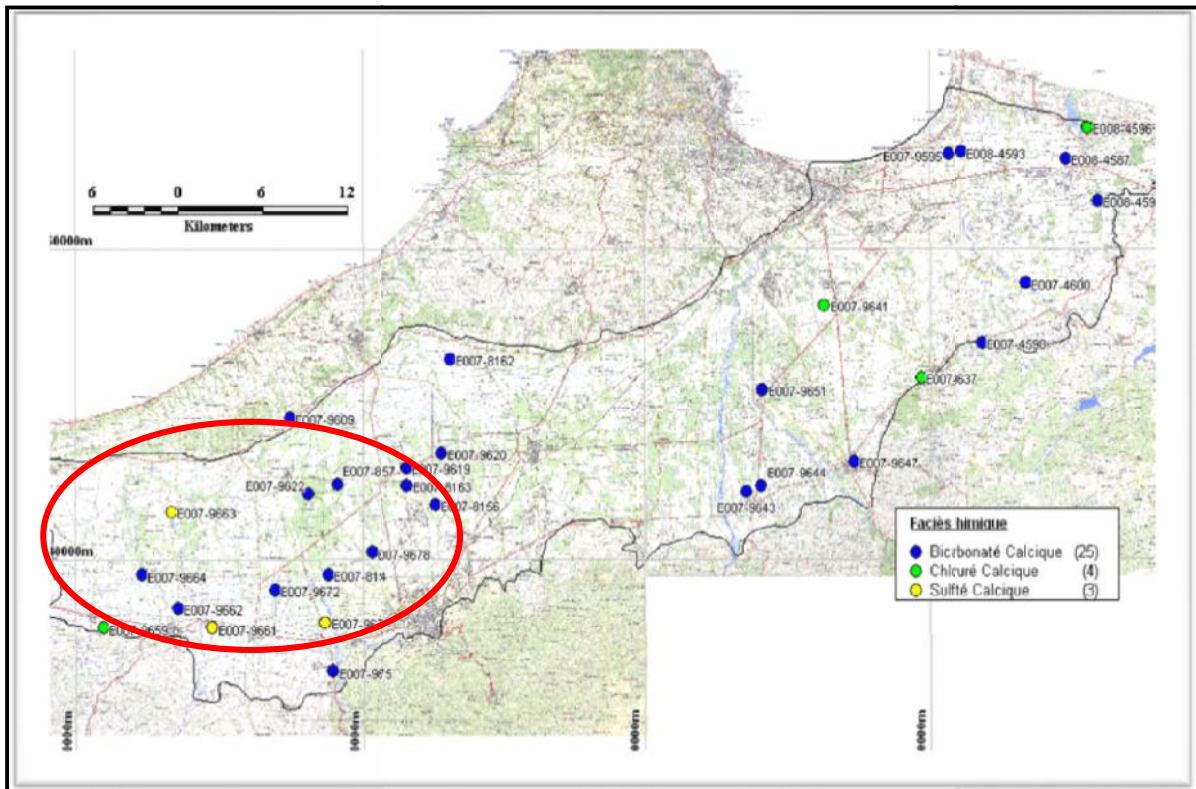


Figure 26 : Carte des faciès chimiques des eaux souterraines de la nappe de la Mitidja (ANRH, 2013)

Comme on l'a déjà signalé, la lithologie et les conditions hydrodynamiques de la nappe, ainsi que l'évaporation qui régnaient pendant la période d'étude, sont des facteurs qui ont contribué à l'acquisition de ces faciès (chloruré calcique, bicarbonaté calcique, bicarbonaté sodique).

II.2.6. Paramètres indésirables

a. Fer

D'après les tableaux (Voir annexe 04), le dosage du fer varie entre 0.02 et 0.2 mg/l, ce qui est conforme aux normes internationales et nationales.

Il est à rappeler que le fer est un oligo-élément indispensable à la santé humaine. Des concentrations en fer, même élevées, ne constituent pas de risque pour la santé humaine. Toutefois, l'OMS (2008) recommande de ne pas dépasser 0.3 g/l.

b. Manganèse

La concentration du manganèse dans l'ensemble des échantillons analysés est inférieure à la limite (0,2 mg/l pour le JORA, 1993) (voir annexe 04). Les résultats obtenus dans cette étude sont comparables aux travaux de Kaid Rassou *et al.*, (2005) au Maroc.

Le Manganèse lui aussi présent, mais en quantité moindre par rapport au fer, dans les roches et dans les eaux souterraines. Sa présence dans les eaux souterraines, ainsi que celle du fer, est liée à la géologie de l'aquifère (**Chery, 2006**)

c. Aluminium

D'après les tableaux (voir annexe 04), nous constatons l'absence d'aluminium dans les eaux souterraines de la plaine de la Mitidja Ouest.

Etonnamment, l'aluminium si abondant dans les matériaux géologiques (le plus abondant après le silicium) est peu retrouvé dans les eaux souterraines. En effet, l'ion échangeable Al^{+3} n'existe qu'aux pH inférieurs à 5 alors que la plupart des eaux naturelles ont des pH compris entre 7,5 et 8,5 (**Banton et Bongoy, 1999**).

II.2.7. Métaux lourds

L'eau transporte les métaux lourds et l'insert dans les chaînes alimentaires (algues, poisson, etc.). Même si les métaux lourds sont le plus souvent présents à l'état de traces, ils n'en restent pas moins très dangereux, puisque leur toxicité se développe par bioaccumulation dans les organismes (**Leblanc et al., 2000 ; Salvarredy Aranguren ,2008 et Merabet, 2010**).

Au total 5 éléments traces ont été recherchés sur 11 échantillons d'eau, lors de la campagne de Juin 2013. Le tableau suivant les présentent accompagnées des concentrations maximales admissibles issues de la Directive de la qualité pour l'eau de boisson (**OMS, 2008**).

Tableau VIII : Résultats de l'analyse des métaux lourds de la campagne de Juin (2013)

Forage	Cuivre mg/l	Zinc mg/l	Plomb mg/l	Chrome Total mg/l	Cadmium mg/l
F01	0.002	0.603	0.001	0.000	0
F02	0.001	0.022	0.002	0.000	0
F03	0.000	0.002	0.001	0.000	0
F04	0.002	0.038	0.001	0.000	0
F05	0.001	1.337	0.001	0.000	0
F06	0.000	0.212	0.000	0.000	0
F07	0.003	0.160	0.001	0.000	0
F08	0.000	0.022	0.000	0.000	0
F09	0.001	0.044	0.000	0.000	0
F10	0.003	0.000	0.000	0.000	0
F11	0.000	0.032	0.001	0.000	0
OMS (2008)	2,000	3.000	0.010	0.050	0.003

➤ Zinc et Cuivre

Leurs concentrations dans les eaux souterraines de la plaine de la Mitidja Ouest montrent des valeurs inférieures aux limites admissibles par les directives nationales et internationales (Voir Tableau VIII et Tableau VIII en annexe 01).

Le cuivre et le zinc, sont deux éléments associés dans les roches, aux minéraux ferromagnésiens (**Selinus et al., 2005**) ainsi qu'aux processus fumerolliens et/ou hydrothermaux (**Pons et al., 1989**).

D'après **Black (2003)**, le zinc n'est pas considéré comme un métal toxique, c'est un oligo-élément. En effet, de nombreux auteurs **Giordano et al., (1975)**; **Hinesly et al., (1977)**; **Koomen et al., (1990)**; **Chang et al., (1992)** ; **Yong et al., (1993)** et **Salvarredey Aranguren (2008)**, soulignent que l'apport de cet oligo-élément diminue significativement la survenue de certaines infections (essentiellement pneumonies et diarrhées) chez les enfants dans les pays en voie de développement. Cependant, comme tout oligo-élément, l'incorporation du Zn en quantité trop importante peut entraîner un phénomène de toxicité.

Le cuivre est aussi un élément essentiel à la santé. On estime que le corps humain a besoin d'environ 2 mg/l de cuivre par jour (**Baziz, 2008**).

➤ Plomb

D'après le tableau VIII, nous constatons qu'aucun des onze (11) forages analysés ne sont considérés comme pollués, car les teneurs en plomb sont inférieures à 0,010 mg/l. De nombreux sites industriels sont contaminés au plomb car ce métal a été fort utilisé dans la métallurgie (**Atteia, 1992** ; **Nriagu (1996)** ; **Larocque et Rasmussen, 1998**). Dans le sous-sol, le plomb peut être fortement adsorbé sur la matière organique, et, dans une moindre mesure, par les oxydes de fer. Le plomb peut aussi se précipiter et s'adsorber sur les carbonates et les dérivés du soufre (comme la pyrite). De manière générale, on peut affirmer que le plomb est un des métaux en trace les moins mobiles (**Atteia, 1992** ; **Deutsch, 1997** ; **Sigg et al., 2000** ; **Goyer et Clarkson, 2001**).

➤ Cadmium et Chrome total

Au vu des résultats obtenus lors de cette période d'échantillonnage (Tableau VIII), nous constatons l'absence totale de ces éléments dans les onze forages de la plaine de la Mitidja Ouest.




Le Cadmium fait partie des métaux lourds les plus dangereux. Chez l'homme, il provoque notamment des problèmes rénaux et l'augmentation de la tension (**Rolleberg et Simoes Goncalves, 2000** ; **Vasconcelos et Leal, 2001** ; **Plumlee et Ziegler, 2003** ; **Callender, 2003** ; **Casas, 2005**). Les effets toxiques du Cadmium ne sont pas seulement ressentis par l'homme, mais aussi par les végétaux et les animaux (**Benito et al., 1999**).

II.3. Résultats des analyses bactériologiques

Les résultats des analyses bactériologiques des eaux souterraines échantillonnées dans douze forages de la région de la Mitidja Ouest sont consignés dans les tableaux IX.a-IX.f.

a. Coliformes totaux

On note la présence des coliformes totaux durant la 2^{ème} campagne d'échantillonnage coïncidant avec le mois d'Avril (Tableau IX. b). Au cours de laquelle, le taux des coliformes totaux au forage F01 est de 89 UFC/ 100ml. En seconde position arrive le forage F05 avec un taux de 77 UFC/ml, puis le forage F11 avec un taux de 42 UFC/ml. Cette contamination par les coliformes totaux pourrait être due à :

-  Une mauvaise protection des forages,
-  Une méconnaissance des règles élémentaires d'hygiène,
-  Et/ou à une pollution avoisinante (terres agricoles, élevage des bétails, existence des fausses septiques et des latrines).

Les résultats obtenus dans cette étude concordent parfaitement avec ceux obtenus par **Aturamu et Oluyemi (2012)** dans leurs travaux relatifs à l'eau souterraine au Nigéria

Dans les échantillons contaminés, nous avons constaté également des valeurs de turbidité élevées (*cf. Tableau IV*). En effet, de nombreux auteurs comme **Dussart-Baptista et al., (2003)**; **Massei et al., (2003)** et **Dick et al., (2011)**, signalent que cette turbidité pourrait être un vecteur de microorganismes.

Ainsi, le dénombrement en coliformes totaux est utilisé comme un indicateur de pollution et également comme un indicateur d'efficacité d'un traitement, en particulier les traitements physiques tels que la filtration par le sol, qui devrait entraîner soit une très forte diminution de la concentration bactérienne par rapport à l'entrée, soit même une absence de bactéries (**Craun et Calderon, 2001** ; **El haissoufi et al., 2011**). D'après l'étude pédologique, le sol des forages étudiés ne filtre pas assez de micro-organismes

Le risque sanitaire lié à la présence de bactéries du groupe des coliformes totaux est souvent faible, à l'exception de certaines souches *d'E. coli* et de certaines bactéries opportunistes qui peuvent être à l'origine de graves maladies chez des patients débilisés (**Geldreich, 1999**). Il existe cependant des cas où on a mis en évidence une association entre la détection des coliformes totaux et l'apparition d'épidémies d'origine hydrique (**USEPA, 1987** ; **Barwick et al., 2000**).

b. Coliformes fécaux

Les résultats des analyses montrent une absence totale en coliformes fécaux dans les eaux de l'ensemble des forages échantillonnés (Tableaux IX.a-IX.f). Ces résultats sont similaires à ceux retrouvés par **Slimani (2003)** à Ouargla et ceux de **Mellefont et al., (2006)**

en Australie. L'absence de ces indicateurs fécaux s'expliquent par le fait que ces germes n'ont pas trouvé les conditions de milieu favorable pour se multiplier (richesse en matières organiques facilement biodégradables, température...) comme l'ont déjà signalé de nombreux auteurs citons **Larpen et Larpen-Gourgant (1985)**; **Haslay et Leclerc (1993)** et **Rodier (1996)**.

c. Streptocoques fécaux

La recherche des Streptocoques fécaux dans les forages étudiés, montre également une absence totale de ces germes (Tableaux IX.a- IX.f). Les résultats obtenus dans cette étude, sont conformes aux normes de potabilité et concordent avec ceux de **Hamdi (2011)** dans ces travaux relatifs à l'eau domestique dans quelques localités de la cuvette d'Ouargla.

La détection d'entérocoques dans une nappe d'eau souterraine doit faire penser à une contamination d'origine fécale et la présence de micro-organismes entéropathogènes (**Simmons et al., 2001** ; **Chevalier, 2002**; **Ladjet, 2009**). De manière plus probante, **Charriere et al. (1994)** rapportent que la détection d'entérocoques est fortement associée à la présence d'*E. coli* dans les réseaux de distribution approvisionnés par des eaux souterraines.

Selon **Slimani (2006)** l'apport d'entérocoques par rapport aux coliformes consiste en leur plus grande résistance dans les eaux naturelles, leur présence serait donc le signe d'une contamination fécale de l'eau plus ancienne. De plus, il est intéressant de rappeler que la présence des coliformes fécaux par rapport aux streptocoques est un signe d'une contamination d'origine humaine (**Ghizellaoui, 2008**).

d. Spores d'anaérobies sulfito-réducteurs

La recherche des spores de bactéries Anaérobies Sulfito-Réducteurs (ASR), laisse apparaître que les échantillons d'eaux étudiés durant les six campagnes sont exempts (Tableaux IX.a-IX.f). Les normes algériennes tolèrent une (01) spore d'Anaérobie Sulfito-Réducteur (ASR) dans 20 ml d'échantillon analysée (**JORA, 2009**). Ces résultats sont donc conformes aux normes et concordent parfaitement avec ceux de **Mellal, (2001)**; **Azi et Afiri (2006)**; **Ait-Ahmed et Kaced (2007)** dans leurs travaux relatifs à l'eau naturelle du Haut Sebaou (Algérie).

Il en ressort de cette étude l'absence totale en coliformes fécaux, en streptocoques fécaux et en spores d'anaérobies sulfito-réducteurs dans les eaux des forages étudiés. D'après **Van Der Kooij (2003)** ; **Maalej et al.,(2004)** et **Levi (2007)** l'absence des indicateurs de pollution ne garantit pas toujours la bonne qualité hygiénique. La méthode de recherche d'indicateurs, présente des limites, ce qui nécessite l'utilisation et le développement des méthodes de biologie moléculaire (séquençage) pour créer des méthodes spécifiques et rapides à la détection d'une large variété de bactéries, virus, et parasites.

e. Germes pathogènes

Les microorganismes pathogènes tels que *Vibrio cholerae* et *Salmonella* sont généralement transmis à l'homme par ingestion d'eau contaminée et sont responsables de diverses maladies (Momba et al., 2006).

La recherche de *Salmonella* revêt une importance particulière car sa présence dans l'environnement hydrique est le signe d'une contamination fécale (Cavallari et al., 2011).

L'espèce *Vibrio cholerae* est largement répandue dans les milieux aquatiques et est responsable de maladies diarrhéiques dues à la consommation d'eau contaminée (Prescott et al., 2003 ; Shanan et al., 2011 et Nagpal et al., 2011).

Durant cette étude, aucun prélèvement ne s'est révélé positif ni pour les bactéries du genre *Salmonella* ni pour l'espèce *Vibrio cholerae* (Tableau IX. a- IX. f). Ces résultats concordent avec ceux de la littérature : Schaffter et Parriaux (2002) en suisse, Demeke (2009) à Ethiopia, Richardson (2009) en Angleterre, Baig et Khan (2012) en Pakistan, Ghazali et Zaid (2013) au Maroc,

En général, l'analyse bactériologique de la qualité des eaux souterraines sera meilleure que celle des eaux de surface, car les agents pathogènes sont filtrés par le sol et le sous-sol au cours de la procédure de recharge (Maier et al., 2000). Globalement, il en ressort de ces différentes analyses bactériologiques que les eaux provenant des différents forages dans la région de la Mitidja Ouest répondent aux normes admises par l'OMS et le JORA.

Tableau IX. a : Résultats des analyses bactériologiques de la 1^{ère} campagne (24/03/2013)

	Coliformes totaux	Coliformes fécaux	Streptocoques fécaux	Spores d'anaérobies – sulfito-réducteurs	Salmonelles	Vibrien cholériques
Unité	UFC/100 ml	UFC/ 100ml	UFC/ 100 ml	Spores /20ml	UFC/100 ml	UFC/ 100 ml
Norme	10	00	00	00	00	00
F01	00	00	00	00	00	00
F02	00	00	00	00	00	00
F03	00	00	00	00	00	00
F04	00	00	00	00	00	00
F05	00	00	00	00	00	00
F06	00	00	00	00	00	00
F07	00	00	00	00	00	00
F08	00	00	00	00	00	00
F09	00	00	00	00	00	00
F10	00	00	00	00	00	00
F11	00	00	00	00	00	00
F12	00	00	00	00	00	00

Tableau IX. b: Résultats des analyses bactériologiques de la 2^{ème} campagne (17/04/2013).

	Coliformes totaux	Coliformes fécaux	Streptocoques fécaux	Spores d'anaérobies – sulfito-réducteurs	Salmonelles	Vibrion cholériques
Unité	UFC/100 ml	UFC/ 100ml	UFC/ 100 ml	Spores /20ml	UFC/100 ml	UFC/ 100 ml
Norme	10	00	00	00	00	00
F01	89	00	00	00	00	00
F02	08	00	00	00	00	00
F03	36	00	00	00	00	00
F04	12	00	00	00	00	00
F05	77	00	00	00	00	00
F06	09	00	00	00	00	00
F07	00	00	00	00	00	00
F08	00	00	00	00	00	00
F09	22	00	00	00	00	00
F10	03	00	00	00	00	00
F11	42	00	00	00	00	00
F12	06	00	00	00	00	00

Tableau IX. c : Résultats des analyses bactériologiques de la 3^{ème} campagne (15/05/2013).

	Coliformes totaux	Coliformes fécaux	Streptocoques fécaux	Spores d'anaérobies – sulfito-réducteurs	Salmonelles	Vibrion cholériques
Unité	UFC/100 ml	UFC/ 100ml	UFC/ 100 ml	Spores /20ml	UFC/100 ml	UFC/ 100 ml
Norme	10	00	00	00	00	00
F01	00	00	00	00	00	00
F02	00	00	00	00	00	00
F03	00	00	00	00	00	00
F04	00	00	00	00	00	00
F05	00	00	00	00	00	00
F06	00	00	00	00	00	00
F07	00	00	00	00	00	00
F08	00	00	00	00	00	00
F09	00	00	00	00	00	00
F10	00	00	00	00	00	00
F11	00	00	00	00	00	00
F12	00	00	00	00	00	00

Tableau IX. d : Résultats des analyses bactériologiques de la 4^{ème} campagne (13/06/2012).

	Coliformes totaux	Coliformes fécaux	Streptocoques fécaux	Spores d'anaérobies – sulfito-réducteurs	Salmonelles	Vibrien cholériques
Unité	UFC/100 ml	UFC/ 100ml	UFC/ 100 ml	Spores /20ml	UFC/100 ml	UFC/ 100 ml
Norme	10	00	00	00	00	00
F01	00	00	00	00	00	00
F02	00	00	00	00	00	00
F03	00	00	00	00	00	00
F04	00	00	00	00	00	00
F05	00	00	00	00	00	00
F06	00	00	00	00	00	00
F07	00	00	00	00	00	00
F08	00	00	00	00	00	00
F09	00	00	00	00	00	00
F10	00	00	00	00	00	00
F11	00	00	00	00	00	00
F12	00	00	00	00	00	00

Tableau IX. e: Résultats des analyses bactériologiques de la 5^{ème} campagne (15/07/2013)

	Coliformes totaux	Coliformes fécaux	Streptocoques fécaux	Spores d'anaérobies – sulfito-réducteurs	Salmonelles	Vibrien cholériques
Unité	UFC/100 ml	UFC/ 100ml	UFC/ 100 ml	Spores /20ml	UFC/100 ml	UFC/ 100 ml
Norme	10	00	00	00	00	00
F01	00	00	00	00	00	00
F02	00	00	00	00	00	00
F03	00	00	00	00	00	00
F04	00	00	00	00	00	00
F05	00	00	00	00	00	00
F06	00	00	00	00	00	00
F07	00	00	00	00	00	00
F08	00	00	00	00	00	00
F09	00	00	00	00	00	00
F10	00	00	00	00	00	00
F11	00	00	00	00	00	00
F12	00	00	00	00	00	00

Tableau IX. f : Résultats des analyses bactériologiques de la 6^{ème} campagne (15/08/2013)

	Coliformes totaux	Coliformes fécaux	Streptocoques fécaux	Spores d'anaérobies – sulfito- réducteurs	Salmonelles	Vibrion cholériques
Unité	UFC/100 ml	UFC/ 100ml	UFC/ 100 ml	Spores /20ml	UFC/100 ml	UFC/ 100 ml
Norme	10	00	00	00	00	00
F01	00	00	00	00	00	00
F02	00	00	00	00	00	00
F03	00	00	00	00	00	00
F04	00	00	00	00	00	00
F05	00	00	00	00	00	00
F06	00	00	00	00	00	00
F07	00	00	00	00	00	00
F08	00	00	00	00	00	00
F09	00	00	00	00	00	00
F10	00	00	00	00	00	00
F11	00	00	00	00	00	00
F12	00	00	00	00	00	00

CONCLUSION

CONCLUSION

La plaine de Mitidja possède actuellement des ressources hydriques relativement limitées, à savoir uniquement les eaux souterraines de la nappe alluvionnaire. Ces dernières années, l'essor économique, particulièrement agricole a entraîné, d'une part, l'accroissement des besoins en eaux et a provoqué, d'autre part, la dégradation de la qualité des eaux.

Au terme de cette étude qui avait pour but d'évaluer la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de douze forages situés dans la plaine de la Mitidja Ouest au Nord de l'Algérie, nous avons abouti aux conclusions suivantes :

- La qualité chimique de l'eau souterraine est de mauvaise qualité pour les douze forages, résultant d'une forte minéralisation et d'une dureté élevée, ajoutant à cela la présence de taux élevés en nitrates dépassant la norme de potabilité.
- La répartition spatiale des éléments chimiques a confirmé que l'origine de la minéralisation est fortement liée à la géologie de la région ainsi qu'à la nature lithologique de la nappe de la Mitidja Ouest.
- Le suivi de la qualité physico-chimique des eaux souterraine dans le temps a montré l'impact des facteurs climatiques (précipitations et évaporation) sur la forte minéralisation des eaux de cette nappe.
- Les paramètres chimiques qui interviennent le plus dans la dégradation de la qualité des eaux de la nappe alluvionnaire de la Mitidja Ouest sont de nature géologique à savoir : les chlorure (Cl^-), les sulfates (SO_4^{2-}), le calcium (Ca^{2+}) et le sodium (Na^+), avec des moyennes respectives de 240,08 mg/l, 136,02 mg/l, 105,85mg/l, 71 mg/l, mais aussi les nitrates (NO_3^-) avec une moyenne de 43,20 mg/l, qui sont considérés comme des polluants chimiques de type permanent et diffus vue que leur origine est agricole.
- L'interprétation de l'évolution spatiale et temporelle des nitrates a montré que la géologie de la Mitidja forme une cuvette dont le centre se situe dans la région d'étude associée à une couche aquifère constituée de formations perméables, ce qui a favorisé la contamination de cette dernière jouant un rôle primordial dans la répartition des nitrates.
- La présence de trois faciès chimiques qui marquent ainsi l'hétérogénéité de la lithologie de la zone d'étude. En effet, on peut citer le faciès bicarbonaté calcique caractérisant les eaux provenant des bordures calcaires, le faciès chloruré calcique résultant des formations évaporitiques au centre de la plaine et le faciès bicarbonaté sodique salifère dans la partie Nord de l'aquifère. La répartition spatiale des éléments chimiques a confirmé que l'origine de ces faciès est fortement liée à la nature lithologique de la nappe. La dissolution

des formations carbonatées et évaporitiques est à l'origine de cette distribution.

- Les métaux lourds n'ont pas été détectés pour les onze points d'eau analysés.
- Les eaux des forages étudiés présentent une excellente qualité bactériologique durant la période estivale (Mai, Juin, Juillet et Août) à cause de l'absence de précipitation et de l'efficacité de l'autoépuration des nappes. Cependant, une mauvaise qualité bactériologique a été enregistrée dans les échantillons durant la 2^{ème} campagne (Avril), du fait qu'elles renferment des concentrations en coliformes totaux supérieures aux normes de potabilité (10 UFC/ 100 ml) coïncidant ainsi avec la période de fortes précipitations.

RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

- Installer un réseau de piézomètres à travers la nappe, pour contrôler la fluctuation de la surface piézométrique, et prendre ainsi des mesures de gestion conservatoires et appropriées pour cette nappe.
- Instaurer un contrôle rigoureux des rejets domestiques et industriels liés à l'accroissement démographique et à l'essor industriel par la réalisation de stations d'épuration appropriées aux agglomérations et aux unités industrielles à assainir.
- Surveiller en permanence la qualité des eaux au niveau des oueds.
- Réétudier l'emplacement des décharges ménagères des agglomérations en les installant loin des zones vulnérables à la pollution, et ce pour éviter leurs effets sur les ressources hydriques.
- Réglementer l'activité agricole aux abords immédiats des forages d'exploitation en délimitant des périmètres de protection rapprochée.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES



Abdalbaki, C. Boukli Hacène, F. 2007. Etude de phénomène de dégradation des eaux souterraines du groupement urbain de Telemcen. Revue des énergies renouvelables. Volume 10 n° 2. 257-263.

Abubakar, B. Adekola, O. 2012. Assessment of borehole water quality in Yola-Jimeta Metropolis, Nigeria. International Journal of Water Resources and Environmental Engineering Vol. 4(9), 287-293.

Académie Sciences. 1998. Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leurs gestions. Académies des Sciences, rapport n°42, Edition TEC & DOC Lavoisier, Paris, France. 98 p.

Achour, S. Guergazi, S. 2002. Incidence de la minéralisation des eaux algériennes sur la réactivité de composés organiques vis-à-vis du chlore. Revue Sciences de l'Eau, **15**(3) 649-668.

Adelana, S-M-A. Macdonald, A-M. 2008. Applied Groundwater Studies in Africa, IAH Selected Papers on Hydrology, CRC Press/Balkema, Leiden, The Netherlands, Vol. 13, 13-17.

Afoufou, R. 2003. Incidence de traitement d'oxydation sur l'élimination de la matière organique des eaux naturelles par coagulation-floculation. Mémoire de magister, spécialité : Génie de l'eau. ENSH. 58 p.

Agbalagba, O-E. Agbalagba, O-H. Ononugbo, C-P et Alao, A- A. 2011. Investigation into the physico-chemical properties and hydrochemical processes of groundwater from commercial boreholes In Yenagoa, Bayelsa State, Nigeria. African Journal of Environmental Science and Technology Vol. **5**(7), pp. 473-481

Ahkouk, S.2004. Impact des fertilisants agricoles et du mode d'irrigation sur la qualité des eaux souterraines en zones irriguées sous climat semi-aride : cas de la plaine des Chtouka. Bassin du Souss-Massa, Maroc. Thèse doctorat. Université Ibnou Zohr Agad ir 134 p.

Aissa, H .2009. Analyse de la sensibilité des bassins versant de la Mitidja centre et ouest .Mémoire d'ingénieur. ENSH. 58 p.

Ait-Ahmed, H. Kaced, R . 2007. Evaluation de la qualité des eaux du Haut Sébaou par les méthodes physico-chimique et bactériologique. Mémoire d'Ingénieure en Biologie, UMMTO. 75 p.

Ait-Ouali, A . 2007. Synthèse hydrogéologique et vulnérabilité à la pollution du système aquifère quaternaire de la Mitidja. Mémoire de magistère USTHB Alger.80- 120 p.

Alassane, A. 2004. Etude Hydrogéologique du Continental Ter\l\Linal Et Des Formations de la Plaine Littorale Dans La Region De Portonovo (Sud Du Benin) : Identification Des Aquifères et Vulnérabilité de la Nappe Superficielle. Thèse de doctorat de troisième cycle. 98 p.

Ali, K., Momin, G.A., Tiwari, S., Safai, P.D., Chate, D.M., Rao, P.S.P., 2004. Fog and precipitation chemistry at Delhi, north India. Atmospheric Environment 38, 4215–4222.

Amharref, M. Mania, J. Hadouchi, B. 2001. Adaptation of an Evaluation Vulnerability Method to Groundwater Pollution. First International Conference on saltwater Intrusion and Coastal Aquifers- Monitoring, Modeling, and Management. Essaouirra, Morocco. 10 p.

Ancti, F, Rousselle, J. Lanzon, N. 2005. Hydrogéologie, cheminement de l'eau. Presse internationale polytechnique. 2 p.

Anderson, D-M. Morel, F-M- M. 1978 . Copper sensitivity of "*Gonyaulax tamarensis*". *Limnology and Oceanography* 23 (2), 283-290.

Angelier, E. 2000. Ecologie des eaux courantes, Editions Techniques et Documentations. 199 p.

Archibald, F. 2000. The presence of coliform bacteria in Canada pulp and paper mill water systems a cause for concern. Water quality. Canada. 35 : 1-22.

Arjen, V-W. 2009. Connaissance des méthodes de captages des eaux souterraines appliquées aux forages manuels. Un manuel de formation pour les équipes de forages manuel sur l'hydrogéologie appliqué, l'équipement et le développement des forages. publié par la fondation PRACTICA. 10 p.

Arnaud, L. Wiart, N. 2011. Contrôle de surveillance et contrôle opérationnel de la qualité des masses d'eau souterraine de la Martinique – saison sèche 2010. Evaluation préliminaire de l'état des masses d'eau souterraine. Rapport BRGM/RP-59336-FR, 75 p.

ARS, 2011. Agence Régionale de la Santé : Bactériologie nature et origine, France. 4 p.

Arsac, S. 2006. Les catégories d'eau dans les établissements de santé. Typologie, Traitements complémentaires, Référentiels. C. Clin Sud-Est, France. 16p.

Ariout, M. 1992. Distribution des Nitrates dans la nappe de la Mitidja et programmes d'engrais. Mémoire d'ingénieur d'état, INA. El Harrach, 255 p.

Athman, M. 2006. Mémoire présenté en vue d'obtention du diplôme de magister. Université de Batna. 67p.

ATSDR. 1999. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for lead, Agency for Toxic Substances and Disease Registry , Atlanta , 640 p.

ATSDR. 2002. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Draft toxicological profile for copper, Agency for Toxic Substances and Disease Registry , Atlanta, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 451 p.

Atteia, O. 1992. Rôle du sol dans le transfert d'éléments traces en solution. Application à l'étude de quelques écosystèmes d'altitude. EPFL Lausanne. Thèse n°1031. 253 p.

Atteia, O. 1994. Major and traces elements in precipitation on western Switzerland Atmosphere Environment, **28** (22): 3617-3624.

Atteia, O. Thélin, P-H. Pfeifer, H-R. Dubois, J-P. Hunziker, J-C. 1995. A search for the origin of cadmium in the Swiss Jura. Geoderma, 68: 149-172.

Atteia, O. 2005. Chimie et pollution des eaux souterraines. Edition TEC & DOC Lavoisier, Paris, France. 15 p.

Aturamu. Oluyemi, A. 2012. Physical, Chemical and Bacterial Analyses of Groundwater in Ikere Township, Southwestern Nigeria. International Journal of Science and Technology. Volume 2.n°5, 2224-3577.

Avril, J-L. Dabernat, H. Monteil, H. Denis, F. 2000. Bactériologie clinique. 3^{ème} édition Ellip se Marketing SA. 65 p.

Azzaz, H. Meddi, M. Khaldi, A. et Bekoussa, B. 2005. Apport de l'hydrochimie dans la caractérisation du fonctionnement hydrodynamique des systèmes Karstiques des monts de Tlemcen. Colloque International terre et eau. Univ. Badji Mokhtar. Annaba. 85-92.

Azi, D et Afiri, N. 2006. Evaluation de la qualité biologique et physico-chimique des eaux superficielles et leur influence sur les eaux souterraines (cas de l'oued Aissi et du moyen Sébaou) Mémoire d'Ingénieure d'état en Biologie, UMMTO. 47 p.

Azizi, D. 2009. Cours national d'hygiène et de microbiologie des eaux, Tipaza. Institut Pasteur d'Algérie, Algérie. 100 p.

Baig, S-A. Khan, R. 2012. Microbial water quality risks to public health: potable water assessment for a flood-affected town in northern Pakistan. Rural and Remote Health **12**, 2196.

Baize, D. 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)- Références et stratégies d'interprétation, INRA Edition, 408 p.

Baize, D. 2000. Guide des analyses en pédologie. Institut National de la Recherche Agronomique. 2^{ème} édition, Paris. 172 p.

Baize, D. 2002. Examen critique des valeurs limites sols de la réglementation française. Les éléments traces dans les sols- Approches fonctionnelles et spatiales, INRA Edition, 137 p.

Bald, J. Borja, A. Muxika, I. Franco, J. Valencia, V. 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: A case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin* **50**, 1508–1522.

Balkema, A-A. 2003. Intensive use of groundwater : challenges and opportunities. Instituto geologico y minero Espagne. - Lisse ; Abingdon ; Exton. 9 p.

Balloy, G. Herault, S. Israel, R. Robin, A. Saout, G. Tracol, R. 2003. Guide technique: les pesticides dans l'eau potable. Eau et santé. 98 p.

Banton, O. Bangoy, L-M. 1999. Hydrogéologie : Multiscience environnementale des eaux souterraines. Presses de l'université du Québec. 377 p.

Barbalat, J. 1993. Contrôle microbiologique des eaux. Tome I. L'information du biotechnicien. 2^{ème} édition, Paris, France. 203 p.

Barbier, V. 2011. Nitrates et pesticides dans l'eau destinée à la consommation humaine. L'O.R.E. (Observation Régional de l'Environnement). Les dossiers de l'environnement en Poitou-Charentes. 25 p.

Barroin, G. 2003. Gestion des risques. Santé et environnement : le cas des nitrates, phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatique, Paris. Le courrier de l'environnement de l'ANRA. 48 : 13-26.

Bartram, J. Rees, G. 2000. Monitoring bathing waters- A practical guide to the design and implementation of assessments and monitoring programmers'. E & FN Spon. 311 p.

Barwick, R-S. levy, G-F. Craun, M-J, breach, R-L, Calderon. 2000. Surveillance for waterborne-disease outbreaks – united states. *Mortality and morbidity weekly Review Surveillance Summaries*, 49 (SS04) 1-35.

Baziz, N. 2008. Etude sur la qualité de l'eau potable et risques potentiels sur la santé. Cas de la ville de Batna. Mémoire de Magister en Aménagement du territoires, présenté à l'Université Colonel Elhadj Lakhdar Batna. 105 p.

Beausoleil, M. 2012. Plan régional de santé publique : Un environnement urbain favorable à la santé. Des sols et de l'eau de bonne qualité, volet : sols contaminés, volet : eau potable et eaux de baignade. Agence de la santé et des services sociaux de Montréal, Québec. 23 p.

Bekkada, Z. 2004. La valeur de l'eau. Paris : Chrison.11 ,18 p.

Belaidi, M. Rabehaoui, H. Sadat, M. 2010. Etat du réseau de surveillance des eaux souterraines de la nappe de la Mitidja. Note Technique ANRH/ DRC Soumâa. 16 p.

Belaidi, M et Salhi, M. 2011. Note sur la piézométrie de la nappe de la Mitidja (campagne 2010). Agence national des ressources hydrauliques. 7 p.

Belghiti, M-L. Chahlaoui, A. Bengoumi, D. 2010. Physicochemical characteristics of the waters of save wells used as source of drinking water in rural areas in the regions of Meknes (morocco).Department of biology, faculty des sciences. University Moulay Ismail. Meknes. Morocco. 121 p.

Belkhiri, L. 2005. Étude hydrogéologique et problème de la qualité des eaux souterraines de la plaine d'Ain Azel, Wilaya de Sétif Est Algérien, Mémoire de magistère, Université de Batna, Algérie. 168 pp.

Belkhiri, L. Boudoukha, A. Mouni, L. 2010. Groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural use in Ain Azel plain, Algeria. Journal of Geography and Regional Planning Vol. 3(6), 151-157.

Belkhiri, L.2011. Étude de la pollution des eaux souterraines : cas de la plaine d'Ain Azel - Est Algérien. Thèse présenté en vue de l'obtention de diplôme de Doctorat en sciences à l'Université Hadj Lakhdar BATNA. 84 p.

Belkhiri, L. Boudoukha, A. Mouni, L. Baouz, T. 2011. Statistical categorization geochemical modeling of groundwater in Ain Azel plain (Algeria). Journal of African Earth Sciences (59) 140-148.

Benito, V. Devesa, V. Munoz, O. Suner, M-A. Montoro, R. Baos, R. Hiraldo, F. Ferrer, M. Fernandez, M. et Gonzalez, M-J. 1999. Trace elements in blood collected from birds feeding in the area around Donana National Park affected by the toxic spill from the Aznalcollar mine. Science of The Total Environment, 242(1-3): 309-323.

Benmessahel, M. 2011. Etude du transfert des éléments fertilisants et phytosanitaire vers les eaux souterraines et l'impact d'un réseau du drainage sur leur circulation (cas de la Mitidja Centre et Ouest. Mémoire de magister. Spécialité : Génie de l'eau. ENSH. 126 p.

Bennasser, L-M. Fekhaoui, M. Mameli O. 2000. Assessment of the metallic contamination of the low Sebou sediments. *Annali chimica*, 90 : 637-644.

Bennie et Partners . 1982. Modèle mathématique de la nappe de la Mitidja_ Ressources en eau souterraines et leur exploitation jusqu'en 1987. 14 p.

Bentouati, L. Bouzidi, A. 2011. Etude de la qualité des eaux souterraines de la wilaya de Sétif. Science Lib Editions Mersenne. **3** (111207) : 10 p.

Berdai, H. Souidi, B. Bellout, A. 2004. Contribution à l'étude de la pollution nitrique des eaux souterraines en zone irriguées : cas du Taidla. Revue H.T.E. N°123. 66 p.

Bessiere, Y. 2005. Filtration frontale sur membrane : mise en évidence du volume filtre critique pour l'anticipation et le contrôle du colmatage. Thèse de doctorat en génie des procédés et de l'environnement. Université Paul Sabatier, Toulouse, Toulouse III, France. 192 p.

Beysens, D. Ohayon, C. Muselli, M. Clus, O. 2006. Chemical and biological characteristics of dew and rain water in an urban coastal area (Bordeaux, France). Atmospheric Environment **40** : 3710–3723.

Bhattacharyya, K- G. Gupta, S- S. 2007. Adsorptive accumulation of Cd (II), Co(II), Cu(II), Pb(II), and Ni(II) from water on montmorillonite: Influence of acid activation. Journal of Colloid and Interface Science, 2007, vol. 310, pp. 411-424.

Black , R-E. 2003. Zinc deficiency, infectious disease and mortality in the developing world. Journal of Nutrition, **133** (5 SUPPL. 2).

Blais, S. Patoine, M. 2002. Le phosphore en milieu aquatique dans les agroécosystèmes. Colloque sur le phosphore, Une gestion éclairée. Ordre des agronomes du Québec. 19 p.

Bliefert, J et Perraud, P. 2003. Chimie de l'environnement "air, eau, sols, déchets". Ed. Boeck. Paris, France. 477p.

Blum, A. Chery, L. Barbier, J. Baudry, D. Petelet-Giraud, E. 2002. Contribution à la caractérisation des états de référence géochimique des eaux souterraines. Outils et méthodologie. Rapport final, Rapport BRGM RP-51549- FR, 5 volumes. 26 p.

Boeglin, J-C. Montiel, A. 2001. Technique de l'ingénieur. Volume 1. Edition Paris, France. 148 p.

Boeglin, J-C. 2003. Technique de l'ingénieur. Volume 1. Edition Paris. 20 p.

Bolaji , T-A, Tse, C-A . 2009. Spatial variation in groundwater geochemistry and water quality index in Port Harcourt. Scientia Africana, **8**(1): 134- 155.

Bonhomme, A-J-C. 2003. Les bactéries du genre vibrion et la santé publique vétérinaire. Thèse de doctorat vétérinaire. Ecole nationale vétérinaire d'Alfort. Faculté de médecine de Créteil, France. 109 p.

Bonnefoy, C. Guillet, F. Leyral, G. Verne-Bourdais, E. 2002. Microbiologie et qualité dans les industries agroalimentaire, science des aliments. Edition Doin, Paris, France. 105 p.

Bontoux, J. 1983. Introduction à l'étude des eaux douce : eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson. Edition CEBEDOC. 63 P.

Boogerd, F-C. Vrind, J-P-M. 1987. Manganèse oxidation by *Leptothrix discophora*. *J. Bacteriol*, 489 p.

Boust, D. Fischer, J-C. Ouddane, B. Petit, F. Wartel. 2002. Fer et Manganèse : réactivité et recyclage. 76 p.

Boualla, N. 2011. Pollution des systèmes aquifères du bassin de la Sebkha d'Oran. Université des sciences et de la technologie d'Oran U.S.T.OMB ScienceLib. Editions Mersenne : Volume 3, N° 110 904, 12 p.

Boubakar Hassane, A. 2010. Aquifères superficiels et profonds et pollutions urbaine en Afrique. Cas de la communauté urbaine de Niamey (Niger). Thèse de doctorat en science de la terre. Option hydrogéologie. Université Abdou Moumouni de Niamey. 8 p.

Boucaud- Maitre, Y. Thioinet, S. Fuhrman, C. Coronel, B. Freney, J. 2001. Evaluation des performances et de la particularité de l'automate de cytotactériologie symex UF-100 pour la prédiction de l'infection urinaire. Chimiothérapie Anti-infectieuse. Revue Française des laboratoires. **338** : 75-81.

Boudjadja, A. Messahel, M. Pauc, H. 2003. Ressources hydriques en Algérie du Nord. Revues des sciences de l'eau, **16** (3) : 285-304.

Bouguerra, N. Dahlab, K. 2005. Qualité bactériologique des eaux de puits avant et après traitement par la brique poreuse. Mémoire de fin d'études en vue de l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en biologie. Option : Contrôle de qualité et analyse. USDB. 4 p.

Bourgeois, C-M. Musc, J-F. Zucca. 1996. Microbiologie Alimentaire : Aspect microbiologique de la sécurité et de la qualité des aliments. Tome I. Edition TEC et DOC. 672 P.

Bordet, J. 2007. L'eau dans son environnement rural : hydraulique et cycle de l'eau, l'alimentation en eau potable, l'assainissement des agglomérations. Edition Johanet. Paris. 145, 147, 185 p.

Bradl, H-B. 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. Journal of Colloid and Interface Science, 2004, vol. 277. 1-18.

Braide, S-A. Izonfuo, W-A-L. Adiukwu, P-U. Chindah, A-C. Obunwa, C-C. 2004. Water quality of Miniweja Stream, A swamp forest stream receiving non-point source waste discharges in Eastern Niger Delta, Nig. Scientia Africana, **3**(1): 1-8.

Bremond, R. Vuichard, R. 1973. Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de la protection de la nature et de l'environnement. Edition SPEPC. Paris, France. 22 p.

BRGM. 2000. Fonds géologique naturel : Etat des connaissances à l'échelle nationale, Document BRGM/RP-50518-FR.

Butt, I. Ghaffar, A. 2012. Ground Water Quality Assessment Near Mehmood Boti Landfill, Lahore, Pakistan. Asian Journal Of Social Sciences & Humanities. Vol 1, 2 :2186-8484.

Caerls, C. 1989. Mémento technique de l'eau. 9^{ème} édition (tome 1) de cinquantenaire. Lavoisier technique et documentation, Paris. 592 p.

Callender, E. 2003. Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67- 105.

Campy, M. Macaire, J-J. 2003. Géologie de la surface : érosion, transfert et stockage dans les milieux continentaux. Dunod, 2^{ème} édition, Paris, France. 440 p.

Cantor, K-P. 1997. Drinking water and cancer. Cancer Cause Control 8, 292-308.

Cardot, C. 1999. Les traitements de l'eau. Procédés physico-chimiques, cours et problèmes résolus. Génie de l'environnement. Edition Ellipse. 9 p.

Cardot, C. 2002. Les traitements de l'eau. Génie de l'environnement. Edition Ellipse. 247p.

Casas, S. 2005. Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, mytilus galloprovincialis, en milieu méditerranéen. Thèse de Doctorat : Océanologie biologique, Environnement marin. 314p.

Caselli, G. Vallin, J. Wunsch, G. 2002. Démographie: analyse et synthèse, les déterminants de la mortalité, volume 3. Edition de l'institut national d'études démographiques, France. 478 p.

Castany, G. 1968. Prospection et exploitation des eaux souterraines. Edition Dunod Paris, France 683 P.

Castany, G. 1982. Hydrogéologie : Principes et méthodes. Edition Dunod, Paris, France 223 p.

Castany, G & Margat, J. 1977. Dictionnaire français d'Hydrogéologie. BRGM , Orléans, Paris, France. 249P.

Cauchi, H. Nakache, S. Zagury, B. Carre, C. Denis, D. Larbaigt, D. Martingne, S. 1996. Dossier : La réutilisation des eaux usées après épuration. Techniques. Sciences et méthodes, 2 : 81-118.

Caudron, A. 2006. Etude par spectroscopies moléculaires de la complexation de l'aluminium (III) par l'acide caféique-compétition avec les substances humiques. Thèse de doctorat en structure et dynamique des systèmes réactifs. Université des sciences et technologies de Lille, France. 116 p.

Cavallari, E. De Lellis, L. Balzani, E. Lorenzi, I. Stefanelli, G-P. 2011. Recherche de *Salmonella* en environnement hydrique. Les avantages de la PCR en temps réel. Analytical solutions. 5 p.

Cavallo, J-D. Antoniotti, G. Baffoy, N. Guignement-Coudrais, S. Hajjer, J. Horn, C. Le gouhir, C. Le guyader, A. Lejeune, B. Mounier, M. Salomon, V. 2002. Surveillance microbiologique de l'environnement dans les établissements de santé Air, eaux de surfaces. Direction générale de la santé. Direction de l'hospitalisation et de l'organisation des soins. Comite technique national des infections nosocomiales, France. 77 p.

CEAEQ, 2000. Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec : Recherche et dénombrement des coliformes totaux, méthode par filtration sur membrane, Québec. 25

CEAEQ, 2011. Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec : Recherche des salmonelles : méthode présence/absence, Québec. 22 p.

Celier, J-L. Faby, J-A. 2003. La dégradation de la qualité de l'eau potable dans les réseaux. Office International de l'Eau 12 : 98 p.

Chaillou, G. Touchette, M. Rémillard, A-M. Buffin-Bélanger, T. St-Louis, R. Héту, B. et Tita, G. 2012. Synthèse de l'état des connaissances sur les eaux souterraines aux Îles-de-la-Madeleine - Impacts de l'exploration et de l'exploitation des ressources naturelles sur celles-ci. Université du Québec à Rimouski, 200 p.

Chambrand, V. 2004. Protection des eaux souterraines contre la pollution par les nitrates. Dispositifs institutionnels et réglementaire en Europe. ENGREF. Centre de Montpellier. O.I.E-SNIDE. 4 p.

Chamley, H. 2002. Environnement géologique et activités humaines. Vuibert, Paris, France.13 p.

Chang, A-C. Granato, T-C. et Page, A-L. 1992. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel, and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. Journal of Environmental Quality, **21**(4): 521-536.

Chaoui, W. Chaoui, K. Bousnoubra, H. 2008. Etude de la vulnérabilité à la pollution des eaux superficielles et souterraines de la région de Bouchegouf. Département de Géologie, Département d'Hydraulique, Département de Mécanique .Université de Badji Mokhtar , Annaba , Algérie.3 P.

Charriere, G. Mossel, D-A-A. Beaudou, P. Leclerc, H. 1994. Assessment of the marker value of various components of the coli-aerogenes group of Enterobacteriaceae and of selection of Enterococcus spp. for the official monitoring of drinking water supplies. Journal of Applied Bacteriology, n° 76: 344-336.

Chekroud, H. 2007. Etude de la pollution des eaux de la plaine de Telezza due aux activités agricoles et commerciales. Mémoire de Magister en Chimie présenté à l'université du 20 Aout 1955-Skikda. 26 p.

Chevalier, H. 2002. Entérocoques et Streptocoques fécaux. Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine. Groupe scientifique sur l'eau, Institut national de santé publique du Québec, 5 p.

Chevallier, H. 2007. L'eau, un enjeu pour demain : état des lieux et perspectives. Edition Ellébore-Sang de la terre, Paris, France. 352p.

Chippaux, J-P. 2002. Étude de la pollution de l'eau souterraine de la ville de Niamey. Niger. Santé publique.119 p.

Chino, A .1965. Etude Hydrogéologique de la plaine de la Mitidja- Etude Stratigraphique. 65 p.

Chowdary, V-M. Rao, N-H. Sarma, P-B-S. 2005. Decision support framework for assessment of non-point-source pollution of groundwater in large irrigation projects. Agricultural Water Management **75**, 194–225.

Collin, J-J. 2004. Les eaux souterraines : Connaissance et gestion. Edition BRGM. 31,47 p.

Cornas, S. 2004. Evaluation du statut trophique d'un canal de drainage sous l'impact des pollutions d'origines diffuses et ponctuelles, le cas du grand canal de plaine de Rhône, Paris, France, 19 p.

Cosandey, C. 2003. Les eaux courantes : géographies et environnement. Edition Belin, Paris, 239 p.

Craun, G-F. Calderon, R-L. 2001. Waterborne Disease Outbreaks Caused by Distribution System Deficiencies. Journal American Works Water Association (AWWA). **93** (9): 64-75.

Crowther, J. Kay, D. Mark, D. Wyer. 2002. Faecal-indicator concentrations in waters draining lowland pastoral catchments in the UK: relationships with land use and farming practices. Water Research **36**: 1725–1734.

Das, R. Das, S-N. Misra, V-N. 2005. Chemical composition of rainwater and dustfall at Bhubaneswar in the east coast of India. Atmospheric Environment **39**, 5908–5916.

Davezac, H. Grandguillot, G. Robin, A. Saout, C. 2008. L'eau potable en France : du captage au robinet de consommateur. Délégation à l'information et à la communication, Paris. 16 p.

Debeiche, T-H. 2002. Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de pollution saline, agricole et industrielle. Thèse de doctorat en sciences de la terre (hydrogéologie et environnement). Université de France-Comté, France. 199 p..

Degremont, T. 1989. Mémento technique de l'eau. Tome 1. Edition Lavoisier, France. 245 p.

Degremont, T. 2005. Mémento technique de l'eau. Tome 2. Edition Lavoisier, France. 785, 1928 p.

Demeke, A.2009. Determinants Of Household Participation In Water Source Management: Achefer, Amhara Region, Ethiopia. A Thesis Presented to the Faculty of the Graduate School of Cornell University. 54 p.

Deutsch, W-J. 1997. Groundwater geochemistry; fundamentals and applications to contaminations, Lewis Publishers, New York. 647 p.

Dib, I. 2009. L'impact de l'activité agricole et urbaine sur la qualité des eaux souterraines de la plaine de Gadaine- Ain Yaghout (Est Algérien). Mémoire de magister en hydraulique, construction hydro-technique et environnement, faculté des sciences de l'ingénieur, département d'hydraulique, Université Hadj Lakhdar Batna, 127 p.

Djabri, L. 1996. Mécanismes de la pollution et vulnérabilité des eaux de la seybouze. Origines géologiques, industrielles, agricoles et urbaines. Thèse de Doctorat d'État. Université d'Annaba. 280 p.

Djazol, R. 1982. Précis d'écologie. 4^{ème} édition Gauthier Villard. 525 p.

Djouadar , H-D. Hallal, D. 1993. Approche du comportement hydrodynamique d'un système aquifère alluvial. Zone oued El Harrach / oued El Hamiz (Mitidja / Algérie). Mémoire d'ingénieur, IST/USTHB/Alger. 72 p.

Djouadar, H-D. Hallal, D. 2003 : Vulnérabilité et protection des nappes aquifères en région côtière. Application aux alluvions de la Mitidja Orientale. Mémoire de Magistère. FSTGAT/IST/USTHB/Alger. 116p.

Delarras, C. 2003. Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux : Réglementation-Prélèvement-Analyse. Edition médicales internationales, Lavoisier, Paris. 269 p.

Delarras, C. Bernard, T. 2006. Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux. Edition Lavoisier, Paris. 66, 106 p.

Delarras, C. 2007. Microbiologie pratique pour laboratoire d'analyse ou de contrôle sanitaire. Edition médicales internationales, Lavoisier, Paris. 476 p.

Delarras, C. Trébaoui, B. Durand, J. 2010. Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux. Réglementation-Microorganismes-Prélèvement-Analyse, 2^{ème} édition Lavoisier, Paris.58, 445 p.

Demirel, Z. 2004. The history and evaluation of saltwater intrusion into a coastal aquifer in Mersin, Turkey. Journal of Environmental Management, **70**: 275-282.

Derradji, F. Bousnoubra, H. Kherici, N. 2005. Impact de la pollution organique par l'ammonium et les nitrates des eaux de l'extrême Nord-Est Algérien. Colloque International terre et eau. Univ. Badji Mokhtar. Annaba, p. 95-94.

Desjardins, R. 1997. Le traitement des eaux. 2^{ème} édition, presses internationales polytechnique de Montréal. 304 p.

Detay, M.1993. Le forage d'eau. Masson, Paris, France. 45 p.

Detay, M. 1997. La gestion active des aquifères. Masson, Paris, France. 102 p.

Dick, B-A. El Kory, M-B. Ould Cheikh, M-E-K. N'Diaye, A-D. Tine, A. 2011. Suivie de la qualité physico-chimique de l'eau du lac d'Aleg en Mauritanie. Science Lib Editions Mersenne. 3(111211) : 2111-4706.

Djemai, M. Mesbah, M. 2008. Ressource En Eau de La Plaine Alluviale Du Haut Sebaou : Impact de l'urbanisation, l'industrie et l'agriculture sur les caracteristiques physico-chimiques et bacteriologiques des eaux de surface et souterraines (Grande Kabylie, Algerie). 14 p.

Dönmez, M. Akbal, F. 2012. Arsenic Removal From Drinking Water By Coagulation Process (Turkey). Ohrid, Republic Of Macedonia. 6 P.

Drobenko, B. Sironneau, J. 2008. Code de l'eau. Edition Johanet ,Paris, France. 124 p.

Dussart-Baptista, L. Massei, N. Dupont, J-P. Jouenne, T. 2003. Transfer of bacteria contaminated particles in a karst aquifer: evolution of contaminated materials from a sinkhole to a spring. Journal of Hydrology, 284 : 285–295

El Achheb, A. Mania, J. & Mudry, J. 2001. Processus de salinisation des eaux souterraines dans le bassin Sahel-Doukkala (Maroc occidental). First International Conference on Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers-Monitoring, Modeling, and Management. Essaouira, Morocco. 13p.

Edberg, S-C. Rice, E-W. Karlin, R-J. Allen, M-J. 2000. *Escherichia coli*. The best biological drinking water indicator for public health protection. Journal of Applied Microbiology. **88** : 106-116.

Edmunds, W-M. 1994. Characterization of groundwaters in semi-aride aride zones using minor elements. Groundwater quality. Chapman & Hall. 45 p.

El Battiui, M. 2008. L'eau au Moyen-Orient : entre gestion et instrumentation. Thèse de doctorat en sciences économiques et de gestion. Université libre de Bruxelles, faculté des sciences sociales, politiques et économiques. 5 p.

El Bennoury, A. 2002. Protection des captages d'eau souterraines destinés à l'alimentation humaines. Revue H.T.E n°122. 13 p.

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 Fès, Maroc. Rev. Microbiol. Ind. San et Environn. Vol 5, N°1: 37-68.

El Hammoumi, N. Sinan, M. Lekhlif, B. El Mahjoub, L.2012. Évaluation de la qualité des eaux souterraines pour l'utilisation dans l'eau potable et l'agriculture : plaine de Tadla, Maroc. Afrique SCIENCE **08.** 54 - 66.

Elmer, P. Cookbook. 1993. HPLC et GC-MS systems for environmental testing and PAH Analysis ; Norwalk, Connecticut. USA. 453p.

El Morhit, M. Fekhaoui, M. Serghini, A. El Blidi, S. El Abidi, A. Bennaakam, R. Yahyaoui, A. Jbilou, M. 2008. Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc), *Bull. Inst. Sci.*, 30 : 39-47.

El Yamani, M. 2006. Qualité des eaux : environnement et milieux. apset. 6 p.

Erhard-Cassegrin, A. Margat, J. 1982. Introduction à l'économie générale de l'eau. Masson, Paris, France. 148 p.

Fall, C. 2007. Etude de la qualité de l'eau de robinet et de celle de la nappe phréatique dans les différentes communes d'Arrondissement du département de Guédiawaye, Dakar, Sénégal. 81 p.

Fan, A-M. Willhite, C- C. Book, S-A. 1987. Evaluation of the nitrate drinking water standard with reference to infant methemoglobinemia and potential reproductive toxicity, *Regul Toxicol Pharmacol*, 7(2), 135-148.

Favreau, G. 2000. Caractérisation et modélisation d'une nappe phréatique en Hausse au sahel : Dynamique et géochimie de la dépression piézométrique naturelle du kori de Dantiandou (sud-ouest du niger). Thèse préparée à l'Institut de Recherche pour le Développement de Montpellier et à l'université de Pans XI – Orsay. 165 p.

- Fetouani, S. Sbaa, M. Vanclooster, M. Bendr, B. 2008.** Assessing ground water quality in the irrigated plain of Triffa (north-east Morocco). *agricultural water management* 95, 133 – 142.
- Feuchtmayr, H. Moran, R. Hatton, K. Connor, L. Heyes, T. Moss, B. Harvay, I. Atkinson, D. 2009.** Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology*, 46, 713–723.
- Fifi, U. 2010.** Impact des eaux pluviales urbaines sur les eaux souterraines dans les pays en développement-Mécanismes de transfert des métaux lourds à travers un sol modèle de Port Au-Prince, Haiti. Thèse en cotutelle présentée devant l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (France) pour obtenir le grade de docteur. 65 p.
- Figarella, J. Leyra, G. Tarret, M. 1994.** Microbiologie appliquée. Tome II. Edition DUNOD. 236 p.
- Figarella, J. Leyra, G. Tarret, M. 2001.** Microbiologie appliquée. Edition Jacques Lanore, France. 3 p.
- Fitts, A. Charles, R. 2002.** *Groundwater Science*. Amsterdam ; Boston : Academic Press. 174 p.
- Foddis, M-L. 2011.** Application of artificial neural networks in hydrogeology: identification of unknown pollution sources in contaminated aquifers. Thèse de doctorat en sciences de la terre de l'univers et de l'environnement de Strasbourg (Stues). Université de Strasbourg. 23 p.
- Gabelle, C. 2006.** Etude de la contamination des sédiments par les métaux dans les canaux et rivières du Nord de la France. Thèse de Doctorat en Structure et Dynamique des systèmes Réactifs. Présenté à l'université des sciences et technologique de Lille. 111 p.
- Gadin-Goyon, N. 2002.** Qualité Bactériologique de l'eau et impact en élevage bovin laitier. Thèse de Doctorat vétérinaire. Université Claude-Bernard-Lyon, France. 143 p.
- Gaujous, D. 1995.** La pollution des milieux aquatiques. Aide-mémoire. 2^{ème} édition Lavoisier Paris, France. 187p.
- Geldreich, E-E. 1999.** *Klebsella* : American water works Association manual of water supply practices : waterborne pathogens. 89-92 p.
- Gelinas, P. 1995.** Répertoire des Microorganismes pathogènes transmis par les aliments agricoles et agro-alimentaire. Ed. Canada. 170 p.
- Genin, B. Chauvin, C. Ménard, F. 2003.** Cours d'eau et indices biologiques. Pollution – Méthodes – IBGN. 2^{ème} éditions educagri. 37 p.

Gerin, M. Gosselin, P. Cordier, S. Viau, C. Quenel, P. Dewailly, E. 2003. Environnement et Santé publique. Fondements et pratiques. Éditions Tec & Doc, 1 023 p.

Ghazali, D. Zaid. 2013. Etude de la qualité physico-chimique et Bactériologique des eaux de la source ain Salama-jerri (région de Meknes – Maroc). Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, **12**, 25-36

Ghizellaoui, S. 2008. Evaluation and evolution of the quality of the water resources in the distribution network. Elsevier. Desalination. **222** : 502-512.

Ghouli, A. 2009. Modélisation Mathématique et Numérique de la Pollution dans un milieu poreux non saturé. Application : Milieux Poreux Stratifiés. Thèse de doctorat en physique. Spécialité : mécanique des fluides et environnement . Université Mohammed V – Agdal. Faculté des sciences Rabat. 34 P.

Gilli, E. 2008. Hydrogéologie : objets, méthodes, applications, 2^{ème} édition. DUNOD, Paris, France. 62 p.

Giordano, P-M. Mortvedt, J-J et Mays, D-A. 1975. Effect of municipal wastes on crop yields and uptake of heavy metals. Journal of Environmental Quality, **4**(3): 394-399.

Giroux, I. 2003. Contamination de l'eau souterraine par les pesticides et les nitrates dans les régions en culture de pommes de terre. Campagne d'échantillonnage de 1999-2000-2001.

Gouaidia, L. 2001. Evolution du chimisme d'une nappe en zone semi-aride cas de la nappe alluvionnaire de Tébessa. 11^{ème} séminaire national des sciences de la terre, Tlemcen 28-30 octobre 2001. 57p.

Gouaidia, L. 2005. Impact de la lithologie et la sécheresse sur le chimisme des eaux souterraines d'une nappe en zone semi-aride cas de la nappe alluvionnaire de Meskiana- Bulletin de Société des Sciences Naturelles du Pays Monbilliard. 245 p.

Gouaidia, L. 2008. Influence de la lithologie et des conditions climatiques sur la variation climatique sur la variation des paramètres physico-chimiques des eaux d'une nappe en zone semi-aride, cas de la nappe de Meskiana Nord-Est Algérien. Thèse de doctorat en sciences de la terre. Option Hydrogéologie. Université Badji Mokhtar Annaba, Algérie. 130 p.

Goyer, R-A. et Clarkson, T-W. 2001. Toxic effects of metals. In: D.C. Klassen (Ed.), Casarett and Doull's Toxicology: the Basic Science of Poisons. McGraw-Hill, New York, pp. 811-868.

Grave, B. 2001. Les nouvelles approches de la pollution de l'eau. Colloque Eau et santé-Agence de l'Eau. 17 P.

Gromaire-Metz, M-C.1998. La pollution des eaux pluviales en réseau d'assainissement unitaire : caractéristiques et origine. Thèse de doctorat. Ecole nationale des ponts et chaussées. 507p.

Grosjean, J. Clavé, D. Archambaud, M. Pasquier, C. 2009. Bactériologie et virologie pratique. 1^{ère} édition De Boeck, Bruxelles, Belgique. 228 p.

Guay, I. Roussel, T. Blais, S. Brouillette, Dufour, H. Tremblay, H. Laplante, M. 2012. Critères de qualité de l'eau de surface. Direction du suivi de l'état de l'environnement. ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, Canada. 2 p.

Guergazi, S. Achour, S. 2005. Caractéristiques physico-chimiques des eaux d'alimentation de la ville de Biskra, pratique de la chloration. Lahryss Journal : 119-127.

Guergazi, S et Achour, S. 2011. Effet de la désinfection par le chlore sur la pollution des eaux de surface de la région de Biskra. Larhyss Journal. **9** : 131-138.

Guillemin, C. Roux, J-C. 1992. Pollution des eaux souterraines en France. BRGM, Orléans, 15 p.

Guiraud, J-P. 1998. Microbiologie alimentaire. 2^{ème} édition Québec Griffon d'Argile. 85 p.

Güler, C. Thyne, G-D. McCray, J-E. Turner, A-K. 2002 . Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. Hydrogeology Journal, **10**, 455-474.

Gulis, G. Czompolyova , M. Cerhanw , J-R. 2001. An Ecologic Study of Nitrate in Municipal Drinking Water and Cancer: Incidence in Trinova District, Slovakia. Environ. Res. Section A, **88**, 182-187.

Hade, A. 2003. Nos lacs : Les connaitre pour mieux les protéger. Edition Fides Québec, Canada. 359 p.

Hadj-said, S. 2001. Etat de l'influence marine et vulnérabilité à la pollution chimique des eaux de la région de Guerbès, Wilaya de Skikda, Algérie. Mémoire de Magister, Université. Badji-Mokhtar, Annaba.79 p

Hamadane, A. 2006. Etude et cartographie de la pollution par les nitrates des eaux souterraines de la nappe du haut Chelif. Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en hydraulique. Spécialité : Conception et Système d'Alimentation en Eau Potable. ENSH. 5 p.

Hamdi, W. 2011. Qualité hygiénique et caractéristiques physicochimiques des eaux domestiques de quelques localités de la cuvette d'Ouargla. Mémoire de Magister en Biologie. 67 p.

Hanon, M. Rouelle, A. 2011. Qualité des eaux distribuées par le réseau public en Wallonie. Direction des eaux souterraines, de l'état environnemental, Bruxelles, Belgique. 10 p.

Hand, 2009. Contribution à l'étude de la qualité des eaux souterraines et son évolution dans le périmètre irrigué de la Mitidja Ouest (Mouzaia .w. Blida). Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en Hydraulique. ENSH. 22 p.

Hani, A. 2003. Analyse méthodologique de la structure et des processus anthropiques : application aux ressources en eau d'un bassin côtier méditerranéen. Thèse de Doctorat d'état. Université d'Annaba .209 p.

Hartani, T. 2004. La réutilisation des eaux usées en irrigation : cas de la Mitidja en Algérie Projet INCO-WADEMED. Actes du Séminaire " Modernisation de l'Agriculture Irriguée" Rabat. 23 p.

Hartani, T. Raissi, O. 2004. L'irrigation avec l'eau d'un lac dans la Mitidja. 10 p.

Haslay, C. Leclerq, H. 1993. Microbiologie des eaux d'alimentation. Edition Lavoisier, Paris. 191, 496 p.

Hebert, S. Legare, S.2000. Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement Gouvernement du Québec, 5 p.

Henry, M-T. Beaudry, J. 1992. Chimie des eaux, 1^{ère} édition le Griffon d'argile. Canada. 537p.

Hill, M-J. 1991. Nitrates and nitrites in food and water. Ellis Horwood, London, 196 p.

Hinesly, T-D. Jones, R-L. Ziegler, E-L. et Tyler, J-J. 1977. Effects of annual and accumulative applications of sewage sludge on assimilation of zinc and cadmium by corn (*Zea mays* L.). Environmental Science and Technology, **11**(2): 182-188.

Hoch, M-P. Kirchman, D-L. 1993. Sseasonal and inter-annual variability in bacterial production and biomass in a temperate estuary. Mar. Ecol. Progr. Ser. 98 p.

Hoko, Z.2008. An assessment of quality of water from boreholes in Bindura District, Zimbabwe. Physics and Chemistry of the Earth **33**, 824–828

Houli, S. 2005. Etude de l'élimination de l'Azote et du phosphore dans le lagunage naturel. Mémoire de magister, spécialité : Aménagement Hydraulique. Ecole Nationale Supérieure de l'Hydraulique. 61 p.

Hudak, P-F. 2005. Principles of hydrogeology. 3rd ed. - London : CRC Press, 235 p.

Idoux, C. 2007. L'état de l'eau en France : les conséquences d'une exploitation irraisonnée. Edition Orléans, Paris, France.125p.

Idrissi, L. 2006. Etude et développement de nouvelles méthodes électrochimiques pour la détermination des ions orthophosphates , nitrites, nitrates, ammonium. Thèse de doctorat d'état en chimie analytique. Université Mohammed V-AGDAL Faculté des sciences Rabat, Maroc. 146 p.

Idrissi, L. 2006a. Nitrates et Nitrites : Polluant qui menacent la santé et l'environnement. Laboratoire des Analyses Chimiques et Biocapteurs, Faculté des Sciences et Techniques de Mohammedia. 12 p.

Ifen. 2002. Document de synthèse sur les pesticides dans l'eau. Bilan annuel 2002. Institut Français de l'Environnement. Orléans, N°36. 25 p.

Ifen. 2004. L'état des eaux souterraines en France : Aspects quantitatifs et qualitatifs. Etudes et travaux N°43. Orléans.20 p.

INSPQ, 2003. Nitrates/ Nitrites. Groupe Scientifique sur l'Eau. 1-12.

Iguetoulene, H. 2009. Contribution à l'étude de la qualité des eaux souterraines et son évolution dans le périmètre irrigué de la Mitidja Ouest (Mouzaia. w.Blida). Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention de diplôme d'ingénieur d'état en hydraulique. Spécialité Conception des systèmes d'irrigation et de drainage. ENSH. 11 p.

Imache, H. Chabaca, M. Merabet, B. Hartani, T. Djebbara, M. Bouarfa, S. Kuper, M. Le Gruss, P. Le Goulven, D. 2006. Demande en eau des exploitations agricole du périmètre irrigué de la Mitidja Ouest (Algérie). 2^{ème} Atelier régional scientifique et technique du projet Sima. Marrakche. 36 p.

Jeannin, P-Y. 2001. Modeling flow in phreatic and epiphreatic karst conduits in the holloch cave (Muotatal, Switzerland). Water resources Res, **37**: 191-200.

Joffin, C. Joffin, J-N. 2000. Microbiologie Alimentaire. 5^{ème} édition. Centre régional de documentation pédagogie d'AQUITAINE. 123 P.

Jeong, C-H. 2001. Effect of land use and urbanization on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejon area, Korea. J of Hydro **253**, 194–210

Johnson, R. Scherer, T. 2012. Drinking Water Quality: Testing and Interpreting Your Results. It's All In Your Water. Water Quality NDSU (North Dakota State University).Extension service. 8 p.

Jondreville, C. Revy , P-S. Jaffrezic, A. Dourmad, J-Y. 2002. Le cuivre dans l'alimentation du porc : oligoélément essentiel, facteur de croissance et risque potentiel pour l'Homme et l'environnement. INRA Productions Animales, vol. 15, pp. 247-265.

JORA. 2009. Le décret exécutif n° 09-414. Journal Officiel de la République Algérienne N°75, 20 décembre 2009, Alger : 10-15.

Kaid Rassou, K. Fakir, Y. Bahir, M. Chafik, A. 2005. Apport des isotopes de l'environnement à la compréhension du fonctionnement des aquifères côtiers du bassin hydrologique de la lagune d'Oualidia (littoral Atlantique). Deuxième Congrès Méditerranéen, Ressources en Eau dans le Bassin Méditerranéen WATMED2. p 188.

Kaid Rassou, K. 2009. Etude Des Interactions Entre Les Eaux Souterraines et Les Eaux De Surface Dans Le Bassin Côtier d'Oualidia. Thèse présentée pour obtenir le grade de docteur en Hydrogéologie à l'Université Cadi Ayyad de Marrakech. 95 p.

Kaufman, G. 2003. A model comparison of karst aquifer evolution for different matrix-flow formulation . Journal of hydrology. **283** : 281-289.

Keddal, H et Yao N'dri, J. 2007. Impacts de l'intensification agricole sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines. Revue HTE N°138 • 14 p.

Kemmer, F-N, Mecallion, J, Quelosi, Q. 1984. Manuel des eaux. Edition Lavoisier, Paris, France. 95 p.

Ketteb, A. Remini, B. Avenard, J. 2003. Envasement des barrages. 895 p.

Khalil, K. 1999. Environnement. Technique de l'ingénieur. 53 p.

Khoums, H. 2010. Contribution à l'étude de l'évolution du niveau des nitrates dans les eaux souterraines de la nappe de la Mitidja Ouest. Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en hydraulique. Option Conception des systèmes d'irrigation et de drainage. ENSH. 58 p.

Kirchner ,W-B. Grabowski, S. 1972. Manganèse in lacustrine ecosystems : a review. *Water Resources Bull.*, **8 (6)**: 1259-1264.

Konate, I. 2006. Epidémies de choléra en Afrique de l'ouest de 1995 à 2004. Thèse de doctorat en médecine. Faculté de Médecine, de Pharmacie et d'Odontostomatologie. Université de Bamako, Mali. 126 p.

Koomen, I. Mc Grath, S-P. Giller, K-E. 1990. Mycorrhizal infection of clover is delayed in soils contaminated with heavy metals from past sewage sludge applications. *Soil Biology & Biochemistry*, **22**: 871-873.

Kourradi, R. 2007. Evaluation du degré de pollution anthropique de l'estuaire de Bou Regreg et impact sur la biologie et dynamique de *Scrobicularia plana* (Linné, 1758) et solen

marginatus (Linné, 1767). Thèse de doctorat d'état en biologie, spécialité Ecologie animale. Université Mohamed V-AGDAL Faculté des sciences Rabat, Maroc. 300 p.

Kouzana, L. Ben Mammou, A. Gaaloul, N. 2007. Intrusion marine et salinisation des eaux d'une nappe phréatique côtière (Korba, Cap-Bon, Tunisie). *Geo-Eco-Trop*, **31**, 57-70 p.

Kresic, N. 2007. Hydrogeology and groundwater modeling. 2nd ed. - Boca Raton ; London ; New York : CRC Press. 25 p.

Kumer, V. Kakrani, B. 2000. Water-Environment and pollution, Agro Bios Publication, New Delhi. 258 p.

Ladel, M. 2007. Contrôle des paramètres physicochimiques et bactériologique d'une eau de consommation. Centre de formation aux métiers de l'eau de Tizi Ouazou. Stage VII. Algérienne des eaux, Algérie. 102 p.

Lallahem, S. 2002. Structure et modélisation hydrodynamique des eaux souterraines : application à l'aquifère crayeux de la bordure nord du bassin de Paris. Thèse de doctorat. Université des sciences et technologie de Lille. 129 p.

Lallemand-Barrès. Roux, J-C.1999. Guide méthodologique et réglementaire d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine. BRGM, Orléans. 21 p.

Lambert, R. 1996. Géologie du cycle de l'eau. Edition universitaire du Mirail. 13 p.

Landry, B et Mercier, M.1992. Notions de géologie, 3^{ème} édition. Modulo Éditeur, 565 p.

Lanoix, J. Roym, L. 1976. Manuel du technicien sanitaire. OMS. 123 p.

Larocque, A-C-L. et Rasmussen, P-E. 1998. An overview of trace metals in the environment, from mobilization to remediation. *Environmental Geology*, **33**(3): 85-91.

Lassalli-Kaiser, B. 2008. Activation d'une molécule d'eau coordonnée du manganèse : «Quatre études de cas ». Thèse présenté pour obtenir le grade de docteur en sciences de l'université Paris-Sud Orsay. 38 p.

Leblanc, M. Morales, J-A. Borrego, J. et Elbaz-Poulichet, F. 2000. 4,500 Years-old mining pollution in the Southwestern Spain, Long-term implications for modern mining pollution. *Economic Geology*, **95**(3): 655-662.

Lebres, E. Azizi, D. Hamza, A. Taleb, F. Taouchichet, B. 2002. Manuel des travaux pratiques, manuel des travaux pratiques, unité des eaux de boissons et produits de la mer. Cours national d'hygiène et de microbiologie des aliments. Institut Pasteur d'Algérie, Algérie. 35 p.

- Lecomte, P. 2000.** Les sites pollués, traitement des sols et des eaux souterraines. CNRCCP. Edition Lavoisier TEC.& DOC .194 p.
- Lefevre, R. 1993.** Les zones humides : espaces en voie de disparition. Colloques sur les zones humides du littoral aquitain Edition DRAE d'aquitaine, France. 27 p.
- Leeuwen, F-X-R. 2000.** Safe drinking water : the toxicologist's approach. Food Chem Tox, **38** : 51-58.
- Lepot, B. Houeix, N. Ghestem, J-P. Coquery, M. Schiavone, S. 2011.** Guide des prescriptions techniques pour la surveillance physico-chimiques des milieux aquatiques, échantillonnage et analyse des eaux et des sédiments en milieu continental. 116 p.
- Levallois, P. Phaneuf, D. 1994.** La contamination de l'eau potable par les nitrates : analyse des risques à la santé, *Revue canadienne de santé publique*, **85**(3), 192-196.
- Leveau et Bourgois, 1991.** Techniques de contrôle dans les industries agroalimentaire : Le contrôle microbiologique. 2^{ème} Edition Lavoisier. 454 p.
- Leveque, C. 1996.** Ecosystemes Aquatiques. Edition Hachette livre. Paris. 132-146 p.
- Levi, Y. 2007.** Nouveaux risques sanitaires et nouveaux enjeux pour le contrôle de la qualité des eaux potables. Les Technologies De Laboratoire - N°3. Article De Synthèse. 14-19 p.
- Loumi, N. 1988.** Les paramètres physicochimiques de l'eau potable : désinfection de l'eau potable. Service santé et environnement INSP. 72 p.
- Lounnas, A. 2009.** Amélioration des procédés de clarification des eaux de la station Hamadi-Kroma de Skikda. Mémoire de magister en chimie. Option : Pollutions Chimiques et Environnement. Université du 20 Aout 1955 Skikda, Algérie. 120 p.
- Loup, J. 1974.** Les eaux terrestres : hydrologie continentale .Edition Masson et Cie. p 85.
- Ma, J-Z. Edmunds, W-M , 2006.** Groundwater and lake evolution in the Badain Jaran desert ecosystem, Inner Mongolia. *Hydrogeology Journal* **14**, 1231–1243.
- Maa, J. Ding, Z. Wei,G. Zhao, H. 2009. Huang, T.** Sources of water pollution and evolution of water quality in the Wuwei basin of Shiyang river, Northwest China. *Journal of Environmental Management* **90** ,1168–1177.
- Maalej, S. Gdoura, R. Dukan, S. Hammami, A. Bouain, A. 2004.** Maintenance of pathogenicity during entry into and resuscitation from viable but nonculturable state in *Aeromonas hydrophila* exposed to natural seawater at low temperature. *J. Appl. Microbiol.*, **97**, **3**, 557 – 565.
- Mabillot, J. 1995.** Le forage d'eaux potables. Edition OPU. 63 p.
- Madungwe, E. Masaga, A. Gadzirayi, C-T. 2012.** The Case Study of the Assessment of Ground Water Quality and Acceptance in Residential Urban Suburbs in Bindura, Zimbabwe.

Journal of Environmental Science and Engineering B 1, 473-479.

Magee, P-N. Barnes, J-M. 1956. The production of malignant primary hepatic tumors in the rat by feeding dimethylnitrosamine. *Brit. J. Cancer*, 10, 114-120.

Magee, P-N. Barnes, J-M. 1967. Carcinogenic nitrosamine compounds, *Adv. Cancer Res.*, 10,163-169.

Maier, R-M. Pepper, I-L. Gerba, C-P. 2000. *Environmental Microbiology*. Academic Press, San Deigo.58 p.

Maiga, F-S. 2002. Manuel de cour d'hygiène du milieu, F.M.P.O.S. 48 p.

Maiga, A-S. 2005. Qualité organoleptique de l'eau de consommation produite et distribuée par l'EDM.SA dans la ville de Bamako : évaluation saisonnière. Thèse de doctorat en Pharmacie. Faculté de médecine, de Pharmacie et d'Odonto-Stomatologie. Université de Bamako, Mali. 77 p.

Makhoukh, M. Sbaa, M. Berrahou, A. Clooster, A-Van. 2011. Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'oued Moulouya (Maroc Oriental). *Larhyss Journal*. 9 : 149-169.

Makoutode, M. Assani, A-K. Ouendo, E-M. Agueh, V-D. Diallo P. 1999. Qualité et mode de gestion de l'eau de puits en milieu rural au Bénin : cas de la sous-préfecture de Grand-Popo. *Médecine d'Afrique Noire*, 46 (11), 35-49.

Malcuit, E. Vittecoq, B. Baran, N. Negrel, P-H. 2006. Suivi de la qualité des eaux souterraines de Martinique, campagne de saison des pluies 2005 : résultats et comparaison avec la 1ère campagne de basses eaux (2004) et 1ère campagne de saison des pluies (2004). Rapport BRGM/RP-54717-FR.27 27 p.

Mama, D. 2010. Méthodologies et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac Nokoué (Benin). Pour obtenir le grade de Docteur De L'université de Limoges. 5 p.

Maticic, B.1999. The impact of agriculture on ground water quality in Slovenia: standards and strategy. *Agricultural Water Management* 40, 235-247.

Menani, M-R. 2001. Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher selon la méthode DRASTIC. *Rev. Sécheresse*, 2 (12), 95-101. 88.

Mandal, P. Kumar, S. 2012. Assessment of groundwater quality in industrial areas of Delhi, India by indexing method. *Water Quality Monitoring and Assessment*. Edited by Dr. Voudouris. 263 p.

Manilla, P-N. Tamuno-Adoki, T. 2007. Physical and Chemical Assessment of Okrika River, Okrika L.G.A. Rivers State, Nigeria. *J. Nig. Environ. Soc.*, 4(1): 88-94.

Mason, C-F. 1996. Biology of freshwater pollution. Longman, Harlow, 3^{ème} édition, 356 p.

Marcel, D. 1989. Chimie des oxydants et traitement des eaux. Edition Lavoisier Tech et Doc-Paris, France. 55 p.

Marsily, G. 1993. Hydrogéologie : comprendre et estimer les écoulements souterrains et le transport des polluants. Ecole des mines de paris. 237 pages.

Martin, E. Ouddane, B. Skiker, M. Fischer, J.C. Boughriet, A. Wartel, M. 1997. Le fer et le manganèse dans l'estuaire de la Seine. Rapport Seine-Aval-Thème, Dynamique des contaminants. 412 p.

Martin, C. 2003. Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versants agricoles, approche expérimentale et modélisation. Thèse de doctorat d'Université de Rennes. 255 p.

McCormack, M-R. 2003. Le puits. Ministère de l'environnement, bibliothèque nationale du Québec. 13 p.

McLaughlin, M-J. Zarcinas, B-A. Stevens D-P. Cook N.2002. Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2000, vol. 31, n° 11-14, pp. 1661-1700.

Mc- Neely, R-N. Neimainis, V-P. Dwyer, L.1980. Référence sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux environnements. Canada. Direction de la qualité des eaux, Ottawa. Canada. 146 p.

Mebarki, A. 2005. Hydrologie des bassins de l'Est Algérien : ressources en eau, aménagement et environnement. Thèse de doctorat d'état. Université de Constantine. 360 p.

Mebarki, A. Laborde, J-P. 2005. Ressources hydrologiques et stratégie d'aménagement et de protection des eaux : cas de l'Algérie orientale. Congrès ENP " De l'eau pour le développement durable ", Alger – 21-22-23.

Mellal, N. 2000. Etude de la qualité des eaux naturelles du bassin versant du Sébaou. Pollution, protection et conservation de ces eaux. Thèse Magister, Univ.Tizi-Ouzou, 227 p.

Mellefont, L-A .McMeekin, T-A. Ross, T. 2003. Performance evaluation of a model describing the effects of temperature, water activity, pH and lactic acid concentration on the growth of *Escherichia coli*. *International Journal of Food Microbiology* 82, 45– 58.

Merabet, S. 2010. Evaluation de la qualité physico-chimiques des eaux brutes et distribuées du barrage reservoir de Beni Haroun. Mémoire de Magister en Chimie Analytique à l'université Mentouri de Coustantine. 11 p.

Merceron, M. 1999. Pollutions diffuses du bassin versant du littoral. Actes de colloques, Edition IFREMER, n°24.

Mercier, M. et Gaudreau, D. 2000. La contamination de l'eau des puits privés par les nitrates en milieu rural : document complémentaire, Direction de santé publique de la Montérégie, 25 p.

Metahri, M. 2012. Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par procédés mixtes. Cas de la STEP Est de la ville de Tizi Ouazou. Thèse de doctorat en Agronomie. Option : Génie des procédés, faculté des sciences biologiques et des sciences agronomiques. 33 p.

Messinga, T-T. Speijers, G-J-A. Meulenbelt, J. 2003. Health implications of exposure to environmental nitrogenous compounds. *Toxicol. Rev.* **22**: 41-51.

Meybeck, M. 1986. Composition chimiques des ruisseaux non pollués de France. *Bulletin de sciences géologiques, Strasbourg* .**18** : 3-77.

Mimouni, O. Gaid, A. Chibane, B. Akli, A. 1989. Pollution par les nitrates des eaux souterraines de la plaine de la Mitidja. *Revue « Eaux et sols d'Algérie »* N° 3, ANRH, Alger.

Mizi, A. 2006. Traitement des eaux de rejets d'une raffinerie des corps gras région de Bejaia et valorisation de déchets oléicoles. Thèse de doctorat d'état, université d'Annaba, Algérie. 72p.

Mogaji, K-O. Oloruntade, A-J. Alao, F. 2012. Quality of well water in owo, southwestern Nigeria. *Academic Research International*. Vol. 3, N°1. 446.

Mohan, D. Singh, K- P. 2002. Single- and multi-component adsorption of cadmium and zinc using activated carbon derived from bagasse - an agricultural waste. *Water Research*, vol. 36, 2304-2318.

Momba, M-N-B. Malakate, V-K. Theron, J. 2006. Abundance of pathogenic *Escherichia coli*, *Salmonella typhimurium* and *Vibrio cholerae* in Nkonkobe drinking water sources. *Journal of Water and Health* **4** (3): 289-296.

Monique, T-H. Beaudry, J-P. 1992. Chimie des eaux. 2^{ème} édition. Le griffon d'argile. 536p.

Montiel, A. 1999. Contrôle de la pollution de l'eau. Ed. Techniques de l'ingénieur, 12 p.

Morhit, M. 2009. Hydrochimie, éléments traces métalliques et incidences éco toxicologiques sur les différentes composantes d'un écosystème estrien (Bas Loukkos). Thèse de doctorat en

sciences de l'Environnement, Spécialité : Toxicologie. Université MOHAMED V-AGDAL. Faculté des sciences. Rabat, Maroc. 232 p.

Morel, M-L-L. 1983 . Principles of aquatic chemistry. *John Wiley & sons*, New York, 446p.

Morris, B-L. Lawrence, A-R. Chilton,P-J. Adams, B. Calow, R-C. et Klinck , B- A. 2003. Groundwater and its susceptibility to degradation: a global assessment of the problem and options for management. Early warning and assessment report series, RS. 03-3. United Nations Environmental Programme. Nairobi, Kenya. 126 pp.

Moukolo, N-C-B. Gaye .2001. Problème de contamination des nappes phréatiques par les rejets domestiques dans les métropoles d'Afrique Noire. Cas de la nappe de Brazzaville au Congo. Sécheresse n° 3, vol 12, 175-182 p.

Moussaoui, H. 2008. Evolution spatio-temporelle des pollutions azotés dans la régions de Sidi Rached. W. Tipaza. Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en hydraulique. Spécialité : Alimentation en Eau Potable. ENSH. 46 p.

Miquel, M-G. 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, rapport du sénat français, France. 261 P.

Miquel, M-G. 2003. Rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Tome 2, Office parlementaire d'évolution des choix scientifiques et technologiques, France. 18 p.

Mokdad, H. 2008. Etude bactériologique de l'eau de consommation prélevée dans la région de la wilaya de Blida. Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention de diplôme d'étude supérieure «DES». Option : microbiologie. USDB. 3 p.

Montiel, A. Welte, B. 1990. Le manganèse dans l'eau : Elimination du manganèse dans l'eau par traitement biologique. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 3, n° 4, 469-481 p.

Morette,A. 1984. Précis d'hydrologie .Edition Paris, 126 p.

Musy, A. Soutter, M. 1991. Physique du sol. Presse polytechniques Romandes, Lausanne, Suisse. 104 p.

Musy, A. Higy, C. 2002. Hydrologie : Une science de la nature et de l'environnement. Volume 1. Presse Polytechniques Universitaires Romandes 74 p.

Myrand, D. 2008. Guide technique : captage d'eau souterraine pour des résidences isolées. Bibliothèque et archive national du Québec. 14 p.

Nafaa, B.2004. La salinité des eaux souterraines de la région Est de la plaine d'El Outaya (Biskra) Algérie. Colloque international Terre et Eau. Université d'Annaba. 112 p.

Nagpal, B-N. Singh, S. Chand, S-K. Singh, A. Srivastava, A. Dua, V-K. 2011. Microbiological Quality of Drinking Water in the Villages, Rehabilitation and Resettlement Colonies Located in the Area of Major Dams of Narmada Bassin. India. Webmed Central.11 p.

Nauciel, C. 2001. Bactériologie médicale. Edition MASSON-Paris. 106 p.

Niamien-Ebrottié, E-J. Konan, K-F. Gnagne, T. Ouattara, A. Gourène, G. 2008. Etude diagnostique de l'état de pollution du système fluvio-lagunaire Aby-Bia-Tanoé (Sud-Est, Cote d'Ivoire). Sud Sciences et Technologie. 16 : 5-13.

Nimri, L-F. El Nasser, Z. et Batchoun, R. 2004. Polymicrobial infections in children with diarrhoea in a rural area of Jordan. FEMS Immunology and Medical Microbiology. 42, 255–259.

Ngõ, C. Régent, A. Bigot, B. 2004. Déchet et pollution : Impact sur l'environnement et la santé. Edition DOUND, Paris, France. 92 p.

Nriagu, J-O. 1996. A History of Global metal Pollution. Science, 272(2): 223-224.

Nwala, C-O. Akaninwor, J-O. Abbey, B-W .2007. Phsyico-chemical parameters of monopumps and well waters in Igbo Etche. J. Nig. Environ. Soc., 4(1): 78-87.

OFEFP. 2003. Guide pratique : échantillonnage des eaux souterraines par l'office fédéral de l'environnement, des forets et du paysage, OFEFP. Berre. 89 p.

Oguzie, E-E. Ayochukwu, I-B. Onuchukwu, A-I. Offem , J-O . 2002. Groundwater Contamination : Asiunlation study of buried waste. Metallic contaminant penetration through the aquifers. J. Chem. Soc. Nig., 27(1): 82-84.

Olorunfemi, O-A. Salahudeen, K-Sand. Adesiyan, T-A. 2011. Ground water quality in ejigbo town and environs, SouthWestern Nigeria. Ife Journal of Science vol. 13, 1.111-119

OMS, 2007. Directives de qualité pour l'eau de boisson. Recommandations. Ed. Organisation mondiale de la sante, Genève, 144 p.

OMS. 2008. WHO (World Health Organization), Guidelines for drinking water quality, vol.1, Recommendations (2nd edn.), Geneva, WHO, 1993, pp. 130.

OPIM. 2001. Office du périmètre irrigué de la Mitidja. Etat de la campagne d'irrigation, rapport final. Document interne, p. 1-6.

Ouandaogo Yameogo, S. 2008. Ressources en eau souterraine du centre urbain de Ouagadougou au Burkina Faso qualité et vulnérabilité. Thèse de Doctorat Université Reine, 260 P.

Ouna-Aly, M-O. 2000. Dictionnaire du génie et des sciences de la Terre. GB Groupe Beauchemin, éditeur ltée et Presses internationales Polytechnique, 973 p.

Pagotto, C. 1999. Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols les éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier. Thèse de Doctorat. Poitiers: Université de Poitiers, 252 p.

Pfeifer, H-R. Derron, M-H. Rey, D. Schlegel, C. Atteia, O. Dalla-piazza, R. Dubois, J-P. Mandia, Y. 2000. Natural trace element input to the soil-sediment-water-plant system: examples of background and contaminated situations in Switzerland Eastern France and Northern Italy. In: Market, B. Friese, K (ed). Trace elements- their distribution and effects in the environment. 123p.

Peignot, B. 2000. La protection des captages et intérêts agricoles (Restrictions à l'usage de l'eau). LA HOUILLE BLANCHE/N°7/8. 93p.

Piper, A-M. 1994. A graphic procedure in geochemical interpretation of water analyses. Am. Geophys. Union Trans. **25**, 914–923.

Polan, P. Henry, M. 1998. Qualité de l'eau souterraine dans la MRC de coticook. Régie régionale de la santé des services sociaux de l'Estrie. Direction de la Santé Publique et de l'Evaluation, Québec, Canada. 49 p.

Pons, J-C. Parra, M. Ferragne, A. et Latouche, C. 1989. Caractéristiques des argiles hydrothermales de la Martinique – Petites Antilles Françaises. Applied Clay Science, **4**, pp. 307-325.

Potelon, J-P. Zysman, K. 1998. Le guide des analyses d'eau potable. Edition la lettre de cadre territorial, Paris, France. 253 p.

Pourcher, S. 2007. Apport diagnostique du dénombrement de Clostridium perfringens dans l'intestin grele des ruminants suspects d'enterotoxémie. Thèse de doctorat Vétérinaire. Ecole nationale vétérinaire de Lyon, présenté à l'université Claude-Bernard- Lyon I(médecin-pharmacie). France. 138 p.

Prescott, M. Harley, J-P. Klein, D- A. 2003. Microbiologie. Ed. De Boeck Larcier, Paris, 1137 p.

Prevedello, C. 2006. Qualité de l'eau de distribution. Dossier scientifique réalisé dans le cadre du rapport analytique 2005-2006 sur l'état de l'environnement Wallon. 6 p.

Prokop, G. Schaman, M. Edelgaard, I. 2000. Management of contaminated sites in Western Europe, EEP, topic report n°13.

Plumlee, G-S . Ziegler, T-L. 2003. The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In: B.S. Lollar (Ed.), Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 264-310.

Qin, F. Wen , B. Shan ,X-Q. Xie, Y-N. Liu, T. Zhang, S-Z. Khan ,S-U. 2006. Mechanisms of competitive adsorption of Pb, Cu, and Cd on peat. Environmental Pollution, vol. 144. 669-680.

Rahoui, M. 2002. Impact de l'intensification agricole sur la qualité des sols, et des eaux souterraines dans le périmètre irrigué des Doukkala. Thèse Doctorat Univ. Chouaib Doukkali, El Jadida, Maroc. 140p.

Rao, G-T. Rao, V-V-S. Ranganathan, K. Surinaidu, L. Mahesh, J. Ramesh, G. 2011. Assessment of groundwater contamination from a hazardous dump site in Ranipet, Tamil Nadu, India. Hydrogeologie Journal. 19: 1587–1598.

Ratel, M-O. 1992. Elimination des nitrates des eaux potables. Document technique FNDAE .Hors séries N°4. 8 P.

Richard, Y. 1990. Le point sur l'élimination des nitrates en eau potable. Paris, France : « Nitrates, agriculture, eau », novembre, 13 P.

Richard, C. 1996. Les eaux, les bactéries, les homes et les animaux (Collection BIO). Edition ELSEVIER MASSON-Paris. 22 p.

Richardson, H-Y. Nichols, G. Lane, C. Iain, R. Lake,P.Hunter, R. 2009. Microbiological surveillance of private water supplies in England – The impact of environmental and climate factors on water quality. water research 43, 2159 – 2168

Reid, G-K. Wood, R-O. 1976. Ecologies of Inland water and Estuaries.D. Van Nostrand CO., Toronto. 146 p.

Rejsek, F. 2002. Analyse des eaux : aspect réglementaires et techniques. Edition centre régional de documentation pédologie d'aquatique. 64 p.

Rekacewicz, P. Diop, S. 2004. Atlas mondial de l'eau : une pénurie annoncée. (Atlas Monde). Paris, France. 7 p.

Reynolds, K-A. 2003. Coliform Bacteria : A Failed Indicator of Water Quality ? Water Conditioning and Purification Magazine. 48(9) : 3 p.

Rezig, S. 2010. Contribution à la recharge artificielle de la nappe de la Mitidja Centre. Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en hydraulique. Option Conception des systèmes d'irrigation et de drainage. ENSH. 18 p.

Robert, H. 1999. Qualité microbiologique des eaux brutes distribuées par BRL: exigences et conception d'un suivi adapté. Mémoire d'ingénieur en génie sanitaire, Ecole nationale de la santé publique, Languedoc-Roussillon, Rhône-Catalogne. 80 p.

- Robert, C. 2004.** Bilan de qualité de l'eau potable au Québec (Janvier 1995- Juin 2002). 45 p.
- Rodier, J. Bazin C. Boutin, J-P. Chambon P. Champsaur H., et Rodi L. 1996.** L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8^{ème} édition Dunod, Paris, France. 879 p.
- Rodier, J. Bazin, C. Champon, P. Champsaur,H. Rodi, L. 2005.** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, 8^{ème} édition, Dunod, Paris, France. 1383p.
- Rodier, J. Legube, B. Merlet, N. Brunet, R. 2009.** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 8^{ème} édition. Dunod, Paris, France. 1579 p.
- Rolleberg, M- C. Simoes Goncalves, M-S-L. 2000 .** Kinetics of uptake of cadmium by "*Chlorella marina*" in different media". *Bioelectrochemistry* **52** (1), 57- 62.
- Romani, M. 2004.** Instruments pour le contrôle des pollutions diffuses azotées d'origines agricoles dans l'union Européennes. Cas des pays de l'Ouest et du Nord de l'Europe. ENGREF. Centre de Montpellier. O.I.E-SNID.5 P.
- Rosen, M. Jones, S. 1998.** Controls on the chemical composition of groundwater from alluvial aquifers in the Wanaka and Wakatipu basin, Central Otago, New Zealand. *Hydrogeology journal*. n° 6, pp: 264-281.
- Rouabhia, A. Baali, F. Hani, A. Djabri, L. 2009.** Impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux souterraines d'un aquifère en zone semi-aride. *Sécheresse*, vol. 20, n° 3. 279-285.
- Saket, Z. 2009.** Cartographie de la vulnérabilité/Sensibilité à la pollution des eaux de la nappe alluviale du haut Sébaou. Wilaya de Tizi Ouazo. Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention de diplôme d'ingénieur d'état en Hydraulique, Spécialité : Conception et Système d'Alimentation en Eau Potable. ENSH. 88 p.
- Salvador-Blanes. 2002.** Déterminisme de la distribution spatiale des éléments majeurs et traces dans les sols en contexte métamorphique. Plateau d'Aigurande,nord du Massif central. France, thèse de Doctorat de l'université de Tours. 174 p
- Salvarredy Aranguren, M-M. 2008.** Contamination en métaux lourds des eaux de surface et de sédiments du sol de Milluni (Andes Baliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Thèse de Doctorat de l'université de Toulouse en sciences de la terre et l'environnement. 48 p.
- Sarkar, S-K. Saha, M. Takada, H. Bhattacharya, A. Mishra, P. Bhattacharya, B. 2007.** Water quality management in the lower stretch of the river Ganges, east coast of India: an approach through environmental education. *Journal of Cleaner Production*, **15**: 1559–1567.
- Schaffter, N. Parriaux, A. 2002.** Pathogenic-Bacterial Water Contamination In Mountainous Catchments. *Water Research* **36**, 131–139.

Schnebellen, N. 2000. Analyse et modélisation de l'impact de la maîtrise des pratiques agricoles sur la pollution diffuse par les nitrates. Application à l'aquifère des calcaires de Beauce (site de Villamblain). Thèse de doctorat de l'université d'Orléans. 245 p.

Schnoor, JL. 1992. Fate of pesticides and chemicals in the environment, Wiley Inter Sci, New York, Environment Science and Technology series **33**: 938-944.

Self, J-R. 2010. Domestic Water Quality Criteria. Manager, Soil, Water and Plant Testing Laboratory, Colorado State University Crop Series/Irrigation, Fact Sheet. 3 p.

Selinus, O. 2005 . Essentials of Medical Geology. Academic Press, London, 812 p.

Shamrukh, M. Corapcioglu, Y. Hassona, F. 2001. Modeling the effect of chemical fertilizers on ground water quality in the Nile Valley Aquifer, Egypt. Ground Water **39** (1), 59-67.

Shanan, S. Abd, H. Hedenstrom, I. Saeed, A. Sandstrom, G. 2011. Detection of *Vibrio cholerae* and *Acanthamoeba species* from same natural water samples collected from different cholera endemic areas in Sudan. Bio Medical Center Research **4** (109): 4 p.

Shine, K-P. Forster, P-M-F. 1999. The effect of human activity on radiative forcing of climate change : a review of recent development. Global planet change. **20** : 205-225.

Sigg, L. Behra, P. Stumm, W. 2000. Chimie des Milieux aquatiques. Dunod, Paris, 592 pp.

Simmons, G. V, Hope. G. Lewis, J. Whitmore. Gao, W. 2001. Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand. Water Research, 35:1518-1524.

Singh, R-K. 2009. Monitoring Of Drinking Water Quality Of Saharsa City (Part II), Bihar, India During One Year (2006-2007). Int. J. Chem. Sci.: **7**(3), 2198-2202.

Slimani, R. 2003. Contribution à l'étude hygiénique des caractères physicochimiques et bactériologiques des eaux usées de la cuvette de Ouargla et leurs impacts sur la nappe phréatique. Mémoire d'Ingénieur. Ecologie Envir. Saharienne. Univ. Ouargla. 108p.

Sourisseau, B. Daum, J-R . Longin, G. 1997. Guide de bonne pratique et de contrôle des forages d'eau pour la protection de l'environnement. BRGM, Orléans. 45 p.

Souter, M. Mermoud, A. Musy, A. 2007. Ingénierie des eaux et du sol : processus et aménagements. Lausanne : Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. (Science et technologie de l'environnement). 12 p.

Spicer, J. 2003. Pratique clinique en bactériologie, mycologie et parasitologie. Edition Flammarion, Paris, France. 221 p.

Sukandar, S. Yasuda, K. Tanaka, M. et Aoyama, I. 2006. Metals leachability from medical waste incinerator fly ash: A case study on particle size comparison. *Environmental Pollution*, **144**(3): 726-735.

Srinivasamoorthy, K. Chidambaram, S. Prasanna, M- V. Vasanthaviha, M. Anandhan, P. 2008. Identification of major sources controlling groundwater chemistry from a hard rock terrain – A case study from Mettur taluk, Salem district, Tamil Nadu, India. *Journal of Earth Sys Sci*, 117, No. 1, 49– 58.

Sutra, L. Fedrichi, M. Jouve, J-I. 1998. Manuel de Bactériologie Alimentaire. Edition Polytechnica, Paris, France. 16 p.

Tamma-Rao, G. Gurunadha-Rao, V-V-S. Ranganathan, K. 2012. Hydrogeochemistry and groundwater quality assessment of Ranipet industrial area, Tamil Nadu, India. *Environ Geol*, **381**, 25–33.

Tamrabet, L. 2011. Contribution a l'étude de la valorisation Des eaux usées en maraichage. Thèse de Doctorat en sciences présenté à l'université Hadj Lakhdar –Batna. 126 p.

Tan, C-S. Drury, C-F. Reynolds, W-D. Groenevelt, P-H. Dadfar, H. 2002. Water and nitrate loss through tiles under a clay loam soil in Ontario after 42 years of consistent fertilization and crop rotation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **93**: 121-130.

Tardat, M-H. Boudry, J-P. 1995. Chimie des eaux. Edition le griffon d'argile .Québec. 360 p.

Teillet, E. Cordelle, S. Urbano, C. Schlich, P. 2008. Déterminer le gout de l'eau ne coule pas de source. Conférence AgroStat, Session Sensométrie II. Centre européen des Sciences du gout, CNRS-UB-INRA en partenariat avec la lyonnaise des eaux, France. 11 p.

Testud, F. 2004. Engrais minéraux. *Toxicol. Pathol.* 1, 21-28.

Tlili, A. 2007. Vulnérabilité à la pollution de la nappe de la plaine de la Mitidja Ouest et Centre. Application de la méthode DRASTIC assisté par le système d'information géographique. Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en hydraulique. Spécialité Conception des Systèmes d'Alimentation en eau potable. ENSH. 57 p.

Todd, K. 1980. Groundwater hydrology. Second Edition. New York, J.Wiley & Sons. 510 p.

Touam, N. Bekkakra, B. 2007. Etude de l'estimation de la vulnérabilité de la nappe de Meskiana NE Algérien. Mémoire d'ingénieur. Centre universitaire de Tébessa. 82 p.

USEPA. 1987 . Drinking water, national primary drinking water regulations; total coliforms. Federal register, **52**(212), 42224-42445.

USEPA. 2001. United States Environmental Protection Agency. National primary drinking water standards. 4p.

Vaidya, K. Gadhia, M. 2012. Evaluation of drinking water quality (India). African Journal of Pure and Applied Chemistry. 6 (1) : 6-9.

Vaillant, J-R. Fourastié, J. 1973. Protection de la qualité des eaux et maîtrise de la pollution. Contrôle des déversements d'eaux polluées. Edition Eyrolles, paris, France. 145 p.

Vasconcelos, M-T- S- D. Leal, M-F-C. 2001. Antagonistic interactions of Pb and Cd on Cu uptake, growth inhibition and chelator release in the marine algae "*Emiliania huxleyi*". *Marine Chemistry* 75 (1-2), 123-139.

Van Der Kooij, D. 2003. Heterotrophic Plate Count and Drinking water safety. Ed. World Health Organization, IWA Publishing, London: 117-161

Vaubourdolle, M. 2007. Infectiologie pharmacie-biologie. 3^{ème} édition Wolters Kluwer, France. 1036 p.

Vernoux, J-F. Buchet, R. Blum, A. Wuillemier, A. James, O. 2011. Améliorer la protection des captages d'eau souterraine destinés à la consommation humaine. Paris, France. 7p.

Vervoort , R-W. Cattle, S-R. 2003 . Linking hydraulic conductivity and tortuosity parameter to pore space geometry and pore-size distribution. *Journal of Hydrology* 272, 36-49.

Vilaginès, R. 2003. Eau environnement et santé publique. Introduction à l'hydrologie. 2^{ème} Edition Lavoisier.18-22 p.

Ward, M- H. Mark, S-D. Cantor, K-P. Weisenburger, D-D. Correa-Villasenor, A. et Zahm, S-H. 1996. Drinking water nitrate and the risk of non-Hodgkin's lymphoma, *Epidemiology*, 7(5), 465-471.

Walker, R. 1990. Nitrates, nitrites and N-Nitrosocompounds: A review of the occurrence in food and diet and the toxicological implications. *Food Add. Cont.*, 7, 717-768.

Weyer, P-J. Cerhan, J-R. Kross, B-C. Hallberg, G-R. Kantamneni, J. Breuer, G. Jones, M-P. Zheng, W. et Lynch, C-F. 2001. Municipal drinking water nitrate level and cancer risk in older women: the Iowa Women's Health Study, *Epidemiology*, 12(3), 327-338.

WHO. 1995. Concern for Europe's Tomorrow, Health and the environment in the WHO European region. World Health Organization (WHO), Rapport WHO European Centre for Environment and Health, Stuttgart, 537 p

WHO. 2003. Nitrate and nitrite in Drinking-water (Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality). World Health Organization (WHO), Rapport WHO/SDE/WSH/04.03/56, 16 p.

Winiarski , T. 2004. Les eaux pluviales urbaines : Rôle du milieu souterrain. Habilitation à Diriger des Recherches. Lyon: INSA de Lyon UCB Lyon 1, 118 p.

Yahiaoui, S. 2006. Etude de l'impact de l'intrusion marine par cartographie assistée par le SIG, de la baie d'Alger. Mémoire d'ingénieur, ENSH. 158 p.

Yahiaoui, S. 2011. Evaluation de la qualité des eaux souterraines de la Mitidja et leur aptitude à l'irrigation. Mémoire de magister. Génie de l'eau. Ecole national supérieur d'hydraulique Arbaoui Abdallah. 75 p.

Yong, R-N. Mohamed, A-M-O. Warkentin, B-P. 1993. Principales of Contaminant Transport in Soils. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 327 pp.

Zerluth, J. Michael, G. 2006. L'eau et ses secrets : nature et action de l'eau, pour une eau de qualité. Laurence Seguin- Paris : Désiris. 181p.

Zerrouki, H. Selt, M-T. Ouadjina, N. Menouri, K. Kerider, C. Haddadi, N. Bouzertit, N. Boudjella, A. Bengherba, D. Azzouz, D et Ahmed messaoud, R. 2006. La faim de l'eau, le magazine des journalistes scientifiques. Université Saad Dahleb de Blida. 24 p.

Zmirou, D- J-P. Ferley, J-F. Collin, M. Charrel . Berlin, J . 1987. A follow –up study of gastro-intestinal diseases related to bacteriologically substandard drinking water. American journal of public health, 77:582-584.

Zouita N. 2002. Etude de la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher (Nord-Est Algérien). Mémoire de Magister en Hydraulique. Université de Batna. 97 p.

ANNEXES

Annexe 01 : Normes de qualité des eaux potables selon l'OMS et le JORA

Tableau X : Normes de qualité selon l'OMS et le JORA

Paramètres	Unité	Eau potable	
		OMS (2008)	JORA (1993)
Paramètres physiques			
Turbidité	UNT	5	5
pH		6,5-8,5	6,5-8,5
Conductivité	µs/cm	2100	2800
Température	°C	25	25
Taux de Sels Dissous	mg/l	1000	2000
Paramètres de pollution			
Nitrite	mg/l	0,1	0,1
Orthophosphates	mg/l	0,2	0,2
Azote ammoniacal	mg/l	0,5	0,5
Nitrates	mg/l	50	50
Minéralisation globale			
Sulfates	mg/l	250	250
Calcium	mg/l	100	200
Magnésium	mg/l	50	150
Titre hydrotimétrique	°F	200	200
Chlorures	mg/l	250	500
Bicarbonates	mg/l	500	500
Titre Alcalimétrique complet	°F	200	200
Paramètres indésirables			
Fer	mg/l	0,3	0,3

Aluminium	mg/l	0,2	0,2
Manganèse	mg/l	0,4	0,2
Métaux lourds			
Cuivre	mg/l	2	1.5
Zinc	mg/l	3	5.00
Plomb	mg/l	0.01	0.05
Cadmium	mg /l	0.003	0.003
Chrome total	mg/l	0.05	0.05
Paramètres bactériologiques		Eau potable	
		OMS (2008)	JORA (2007)
Coliformes totaux	UFC/ 100ml	10	00
Coliformes fécaux	UFC/ 100ml	00	00
Streptocoques fécaux	UFC/ 100ml	00	00
Spores d'anaérobies- sulfito-réducteurs	Spores/ 20ml	00	00
<i>Salmonella</i>	UFC/100 ml	Absence	Absence
<i>Vibron cholerae</i>	UFC/100 ml	Absence	Absence

Annexe 02 : Cartes géologiques de la Mitidja

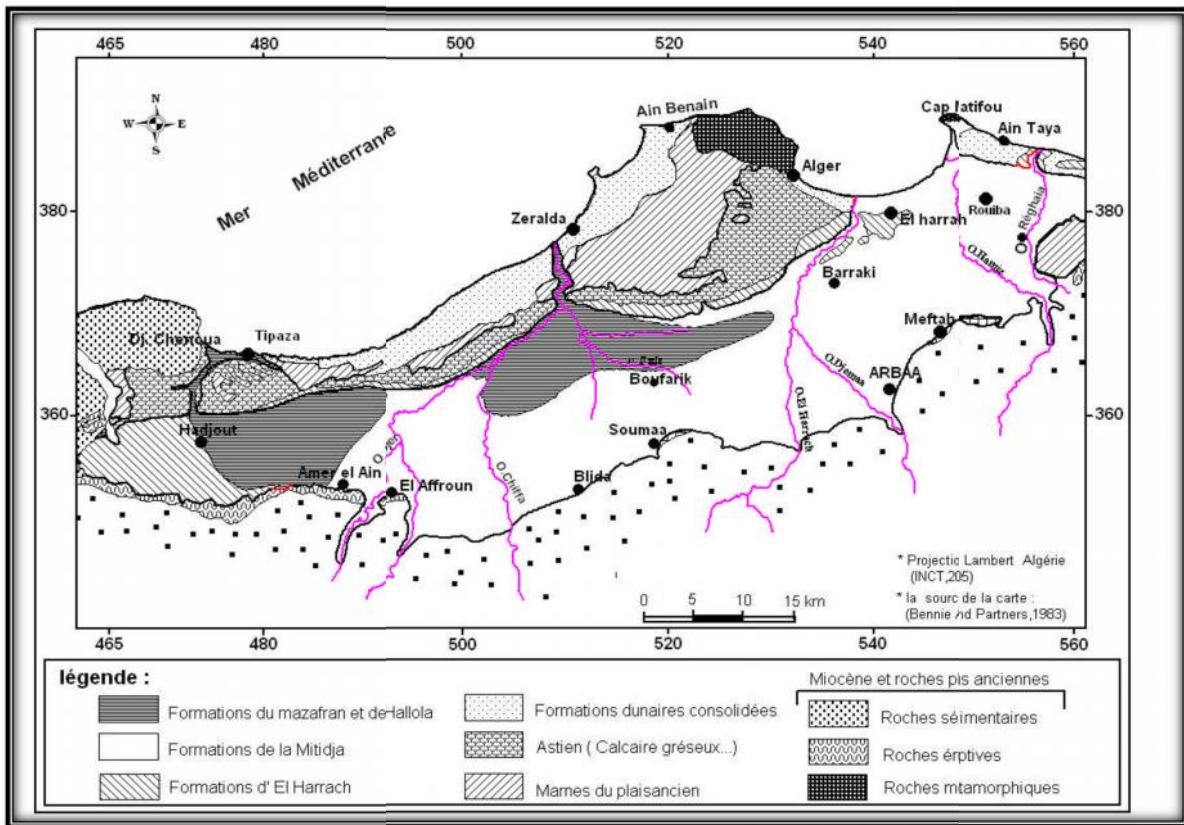


Figure 27 : Carte géologique de la plaine de la Mitidja (Bennie et Partners, 1983)

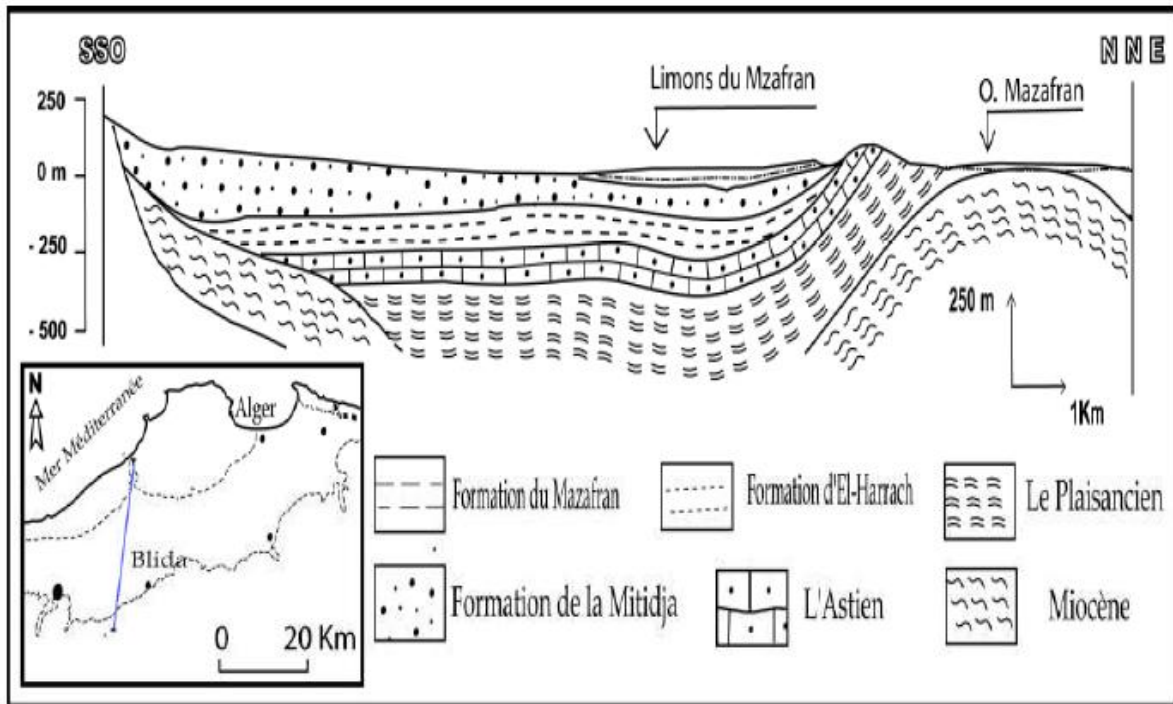


Figure 28 : Coupe géologique au niveau de la Mitidja (Bennie et Partners, 1983)

Annexe 03 : Matériel utilisé pour la partie expérimentale

1. Matériel utilisé pour les analyses physico-chimique

❖ Appareillage

- Agitateur magnétique (Falc).
- Balance analytique (AND GR 200).
- Conductimètre (Hach Sension3).
- Etuve (Binder GmbH Bergstr).
- Haute à flux laminaire (ADS laminaire).
- pH mètre (Hach Sension3).
- Plaque chauffante (Falc).
- Spectrophotomètre UV-Visible (Hach Odyssey).
- Turbidimètre (Hach 2100 N).

❖ Verrerie et Matériels consommables

- Bêchers stériles.
- Burettes.
- Epprouvettes graduées.
- Erlen Meyer.
- Fioles jaugées (50ml, 100ml).
- Flacons en plastique de 500 et de 1000ml.
- Gants.
- Papier filtre.
- Pipettes.
- Pissette.
- Portoir.
- Spatule en inox.
- Tube à essai stérile.

❖ **Bicarbonates**

➤ Solution d'acide Chlorhydrique à 1 N.

➤ Solution d'HCl à 0.1 N.

- Solution d'HCl à 1 N..... 100 ml.
- Eau distilléeq.s.p 1000ml.

❖ **Calcium et magnésium**

➤ **Solution d'E.D.T.A (C₁₀ H₁₄ N₂ Na₂ O₈ 2H₂ O) (0,02 N ou 0,01 M)**

- EDTA.....3,725 g, après déshydratation à 80°C pendant 2 h.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

➤ **Solution d'hydroxyde de sodium (NaOH) à 2 N**

- NaOH (pastilles).....80 g.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

➤ **Solution d'hydroxyde d'ammonium (NH₄OH) pH= 10,1**

- Chlorure d'ammonium.....67,5 g.
- NH₄ OH (25%).....570 ml.
- E.D.T.A (C₁₀ H₁₄ N₂ Na₂ O₈ 2H₂O).....5 ml.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.
- Conserver la solution dans une bouteille en polyéthylène.

➤ **Indicateur colorés**

- Noir eriochrome : 0,5 dans 25 ml d'éthanol.
- Murexide 0,2 g dans 100g de NaCl.

❖ **Chlorures**

➤ **Solution de nitrate d'argent à 0,01 N**

- Nitrate d'argent.....1,6987 g.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

➤ **Indicateur coloré Chromate de potassium K₂CrO₄ à 10 %**

- K₂CrO₄.....10 g.
- Eau distillée.....q.s.p 100 ml.

❖ Sulfates

➤ Solution mère de sulfates à 1 g/l à partir de Na_2SO_4

- Na_2SO_41,479 g.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

➤ Solution stabilisante

- Acide chlorhydrique.....60 ml.
- Ethanol.....200ml
- .
- Chlorure de sodium.....150 g.
- Glycérol.....100 ml.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

➤ Solution de chlorure de baryum

- Chlorure de baryum.....150 g.
- Acide chlorhydrique.....5 ml.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

❖ Fer

➤ Tampon acétate d'ammonium

- Dissoudre Acétate d'ammonium $\text{CH}_3\text{COONH}_4$40 g.
- Acide acétique cristallisable (P=1,06 mg/ml).....50 ml.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

➤ Chlorhydrate d'hydroxylamine (solution à 100 mg/l)

- Dissoudre Chlorhydrate d'hydroxylamine $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{OH}$10 g.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

❖ Manganèse

➤ Solution d'acide nitrique

- Acide nitrique.....2,3 g.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

➤ Solution de nitrate de mercure à 0,1 N.

- Nitrate de mercure.....16, 23 g.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

➤ **Solution de nitrate d'argent**

- Nitrate d'argent..... 10 g.
- Eau distillée.....q.s.p 100 ml.

➤ **Acide phosphorique concentrée à 85%.**

- Acide phosphorique..... 85 g.
- Eau distillée.....q.s.p 100 ml.

➤ **Solution de persulfate d'ammonium à 10%**

- Persulfate d'ammonium.....10 g.
- Eau distillée.....q.s.p 100 ml.

➤ **Solution mère à 1 g/l de manganèse**

- Permanganate de potassium.....0,288 g.
- Acide sulfurique.....3 ml.
- Sulfite mono-sodique.....0,4 g
- Eau distillée.....q.s.p 100 ml

➤ **Solution fille à 10 mg/l de manganèse**

- Solution mère de manganèse.....1 ml.
- Eau distillée.....q.s.p 100 ml.

❖ **Aluminium**

➤ **Solution d'ériocyanine**

- Eriocyanine.....750 mg.
- NaCl.....25 g.
- NH_4NO_325 g.
- HNO_3 concentré.....2 ml.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

➤ **Tampon acéto-acétique pH=6**

- Acétate d'ammonium.....520 mg.
- Acide acétique.....5 ml.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

➤ **Acide ascorbique 1 %**

- Acide ascorbique.....1 g.
- Eau distillée.....q.s.p 100 ml.

➤ **Solution mère d'alumine métal à 100 mg/l**

Dissoudre à chaud 100 mg d'alumine métal en lame dans 10 ml d'acide chlorhydrique concentré puis ajuster à 1000 ml d'eau distillée.

➤ **Solution fille à 1 mg/l Al³⁺**

- Solution mère d'alumine métal.....10 ml.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.
-

❖ **Nitrate**

➤ **Solution de salicylate de sodium à 0,5 % (renouveler toutes les 24 h)**

- Salicylate de sodium.....0,5 g.
- Eau distillée..... q.s.p 1000 ml.

➤ **Solution d'hydroxyde de sodium (NaOH) 30 %**

- NaOH.....30 g.
- Eau distillée.....q.s.p 100 ml.

➤ **Acide Sulfurique (H₂SO₄) concentré.**

➤ **Tartrate double de sodium et de potassium.**

- Hydroxyde de sodium NaOH.....400 g.
- Tartrate de sodium et de potassium.....60 g.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

Laisser refroidir avant de compléter par de l'eau distillée à 100 ml. Cette solution doit être conservée dans un flacon de polyéthylène.

➤ **Solution mère d'azote d'origine nitrique à 1000 mg/l.**

- Nitrate de potassium anhydre.....0,722 g.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.
- Chloroforme.....1 ml.

➤ **Solution fille d'azote d'origine nitrique à 5 mg/l.**

❖ **Nitrite**

➤ **Acide sulfanilique**

- Acide sulfanilique.....40 g.
- Hydrogénosulfate de potassium.....100 ml.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

➤ **N-1-Naphtyl éthylène diamine**

- N-1-Naphtyl éthylène diamine.....2 g.

- Eau distillée.....q.s.p 100 ml.

➤ **Réactifs mixte**

- Acide sulfanilique.....40 g.
- N-1-Naphtyl éthylène diamine.....2 g.
- Acide phosphorique.....100 ml.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

❖ **Azote ammoniacal**

➤ **Réactif I :**

- Acide dichloroisocyanurique.....2 g.
- Hydroxyde de sodium (NaOH).....32 g.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

➤ **Réactif II (coloré)**

- Trictrate de sodium.....130 g.
- Salicylate de sodium.....130 g.
- Nitropruciate de sodium.....0.97 g.
- Eau distillée.....q.s.p 1000 ml.

❖ **Orthophosphate**

➤ **Réactif Mixte**

A : 13 g d'heptamolybdate d'ammonium.....100 ml d'eau distillée.

B : 0,35 g de tartrate d'antimoine et de potassium.....100 ml d'eau distillée.

C : 150 ml d'acide sulfurique pur.....150 ml d'eau distillée.

(A + B) + C500 ml d'eau distillée.

➤ **Acide ascorbique à 10 %**

- Acide ascorbique.....10 g.
- Eau distillée.....q.s.p 100 ml.

❖ Dosage de sodium et potassium par spectrophotométrie d'émission de flamme

➤ Principe (ISO 9964)

Lorsque les atomes d'un élément sont excités par une flamme, ils émettent des photons de longueur d'onde déterminée dont la densité peut être mesurée par spectrophotométrie.

❖ Mode opératoire

- Dissoudre 2,542 g de NaCl dans un litre d'eau distillée pour la préparation de la solution mère du Na⁺.
- Dissoudre 1,907 g de KCl dans un litre d'eau distillée pour la préparation de la solution mère du K⁺.
- La préparation de la gamme étalon se fait comme suit :
 - Dans une fiole de 100 ml, mettre successivement à partir de la solution mère Na⁺ : 0.6 ml, 1.2 ml, 1.8 ml, 2.4 ml, 3.0 ml.
 - Dans la même fiole, ajouter successivement à partir de la solution mère du K⁺ : 0.25 ml, 0.5ml, 1 ml, 2ml, 4ml.
 - Compléter avec de l'eau distillée.
 - Analyser les gammes d'étalon et l'échantillon.
 - La lecture se fait à la longueur d'onde de 580 nm pour le Na⁺ et 776 nm pour le K⁺.

❖ Expression des résultats

Les résultats sont obtenus directement en mg/l à l'aide du logiciel d'analyse.

2. Matériel utilisé pour le dosage des métaux lourds

❖ Appareillages

- Balance analytique (précision : 0.001g) (Mettler Toledo).
- Bain ultra son (Fisher Scientific).
- Purificateur d'eau (Tka-Gen Pur).
- Four à micro-ondes (1000W).
- Etuve (Thermo-Scientific).

- Spectrophotomètre : Thermo AAS-Spectrometer Solaar MQZ Zeeman.
Double beam optic.

❖ **Verreries**

- Micropipettes réglable, de capacité 1 ml.
- Pipettes jaugées.
- Fioles jaugées.
- béccher.

❖ **Réactifs**

- Solution standard à 1 g/l de chaque élément à doser (Cd, Cr, Pb, Zn, Cu).
- Solution d'acide Nitrique 65%.
- Solution de Peroxyde d'Hydrogène 32%.
- Solution d'acide Chlorhydrique 37%.
- Eau ultra pure (conductivité égale à 0,0054 μ S/Cm).

❖ **Principe (ISO 8288)**

Aspiration direct de l'échantillon sous forme liquide dans une flamme d'air/acétylène à une température de l'ordre de 1 700 à 2 550 °C.

❖ **Préparation de verrerie et de plastique**

- Laver toutes la verrerie du laboratoire au détergeant ensuite rincé par l'eau pur.
- Puis immerger dans l'acide Nitrique 10% pendant 24h suivi d'un rinçage à l'eau ultra pure.
- Sécher à l'aide d'une étuve avant utilisation.

❖ **Mode opératoire :**

- Procéder à la digestion des échantillons par l'attaque des échantillons avec 5 ml d'HNO₃ et 2 ml H₂O₂ dans des fioles de 100 ml.
- ajuster le pH avec de l'eau distillée.
- Passer à la détermination des métaux (Cd, Cr, Zn, Cu, Pb) par la spectrométrie d'absorption atomique.

❖ **Expression des résultats**

- Le résultat est donné directement en mg/l à l'aide du logiciel d'analyse.

3. Matériel utilisés pour les analyses bactériologiques

❖ Appareillage

- Autoclave (Binder).
- Bain marie (memmert).
- Bec bunsen (Falc).
- Etuve à température réglable (37°C et 44 °C) (memmert).
- Pompe à vide (millipore).
- Rampe de filtration (millipore).

❖ Verrerie et Matériels consommable

- Anse de platine.
- Boîtes de pétrie stériles.
- Filtres 0,45 µm.
- Fiole à vide.
- Flacons en verre de 500 et 1000 ml stériles.
- Pipettes pasteur stériles.
- Portoir.
- Spatule en inox.
- Tube à essai stérile.

❖ Milieux de cultures

- Gélose lactosée au chlorures de 2, 3, 5 triphényltétrazolium et Tergitol (TTC et Tergitol).
- Gélose Slanetex et Bartley.
- Milieu Triple Sugar Iron (TSI).
- Milieu Urée-Indole (Urée-tryptophane).
- Gélose Bile Esculine Agar (BEA).
- Gélose Viande-foie (VF).
- Bouillon Sélénite-Cystéine (SFB).
- Gélose Hektoen.
- Eau peptonée alcaline (EPA).

➤ Gélose nutritive alcaline biliée (GNAB).

➤

❖ **Réactifs, additifs et solutions**

➤ Additifs SFB.

➤ Alun de fer.

➤ Eau de javel.

➤ Eau physiologique stérile.

➤ Réactifs de Kovacs.

➤ Sulfite de sodium.

❖ **Recherche et dénombrement des coliformes**

➤ **Gélose lactosée au Chlorure de 2, 3, 5-triphényltétrazolium et Tergitol (TTCet Tergitol)**

• **Solution de base**

- Peptone.....	10,0 g.
- Extrait de viande.....	5,0 g.
- Extrait de levure.....	6,0 g.
- Lactose.....	20,0 g.
- Bleu de bromothymol.....	0,05 g.
- Agar.....	13,0 g.
- Eau distillée.....	1000 ml.

pH = 7,2 ± 0,2

• **Solution de Chlorure de 2, 3, 5-triphényltétrazolium (TTC)**

- Chlorure de 2, 3,5-triphényltétrazolium (TTC).....	0,05 g.
- Eau distillée.....	100 ml.

• **Solution de Tergitol**

- Tergitol.....	0,2 g.
- Eau distillée.....	100 ml.

➤ **Milieu Triple Sugar Iron (TSI)**

- Peptone de caséine.....	15 g.
- Peptone de viande.....	5 g.
- Extrait de viande.....	3 g.
- Peptone de levure.....	3 g.
- Chlorure de sodium.....	5 g.
- Lactose.....	10 g.
- Saccharose.....	10 g.
- Glucose.....	1 g.
- Citrate ammoniacal de Fer (III).....	0,5 g.

- Thiosulfate de sodium.....0,5 g.
- Rouge de phénol.....0,024 g.
- Agar.....12 g.
- Eau distillée.....1000 ml.

pH = 7,3 ± 0,2

➤ **Milieu Urée-Indole (Urée-Tryptophane)**

- L-tryptophane.....3 g.
- Urée.....20g
- Monohydrogénophosphate de potassium.....1 g.
- Dihydrogénophosphate de potassium.....1 g.
- Chlorure de sodium.....5 g.
- Ethanol à 95 °C.....10 ml.
- Rouge de phénol.....0,025 g.
- Eau distillée.....1000 ml.

pH = 7,3 ± 0,2

➤ **Réactifs de Kovacs**

- Para-diméthyl-aminobenzaldehyde.....5 g.
- Alcool iso-amylque.....75 ml.
- Acide chlorhydrique.....25 ml.

❖ **Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux**

➤ **Gélose Slanetetz et Bartley**

• **Solution de base**

- Tryptose.....20,0 g.
- Extrait autolytique de levure.....5,0 g.
- Glucose.....2,0 g.
- Phosphate dipotassique.....4,0 g.
- Azide de sodium.....0,4 g.
- Chlorure de 2, 3, 5- triphényltétrazolium.....0,1 g.
- Agar.....10,0 g.
- Eau distillée.....1000 ml.

pH = 7,2 ± 0,2

• **Solution de Chlorures de 2, 3, 5-triphényltétrazolium (TTC) à 1 %**

- Chlorures de 2, 3, 5-triphényltétrazolium (TTC).....1,0 g.
- Eau distillée.....100 ml.

➤ **Gélose Bile Esculine Agar (BEA)**

- Peptone.....17,0 g.
- Peptone pepsique de viande.....3,0 g.
- Extrait de levure.....5,0 g.
- Esculine.....1,0 g.
- Citrate de sodium.....1,0 g.
- Citrate de fer ammoniacal.....0,5 g.
- Bile de bœuf déshydratée.....10,0 g.
- Azide de sodium.....0,25 g.
- Chlorure de sodium.....5,0 g.
- Agar.....13,0 g.
- Eau distillée.....1000 ml.

pH = 7,1 ± 0,1

❖ **Recherche et dénombrement des spores de Clostridium Sulfito-réducteurs**

➤ **Gélose Viande-Foie (VF)**

- Base viande foie.....30,0 g.
- Glucose.....2,0 g.
- Agar.....6,0 g.
- Eau distillée.....1000 ml.

pH= 7,4 ± 0,2

➤ **Sulfite de sodium à 10 %**

- Na₂SO₃, 7 H₂O (Hyperhydraté).....10,0 g.
- Eau distillée.....100 ml.
- Ou
- Na₂SO₃ (anhydride).....10,0 g.
- Eau distillée.....100 ml.

➤ **Alun de fer à 5 %**

- Citrate ammoniacal (alun de fer).....5 g.
- Eau distillée.....100 ml.

❖ **Recherche des Salmonelles**

➤ **Bouillon Sélénite-Cystéine (SFB)**

- Tryptone.....	5,0 g.
- Lactose.....	4,0 g.
- Phosphate disodique.....	10,0 g.
- Sélénite de sodium.....	4,0 g.
- L-Cystine.....	0,01 g.
- Eau distillée.....	1000 ml.

pH= 7,0 ± 0,2

➤ **Gélose Hektoen**

- Protéose-peptone.....	12,0 g.
- Extrait de levure.....	3,0 g.
- Lactose.....	12,0 g.
- Saccharose.....	12,0 g.
- Salicine.....	2,0 g.
- Citrate de fer III et d'ammonium.....	1,5 g.
- Sels biliaires.....	9 g.
- Fuchsine acide.....	0,1 g.
- Bleu de bromothymol.....	0,065 g.
- Chlorures de sodium.....	5,0 g.
- Thiosulfate de sodium.....	5,0 g.
- Agar.....	14,0 g.
- Eau distillée.....	1000 ml.

pH= 7,5 ± 0,2

❖ **Recherche des vibrions cholérique**

➤ **Eau peptonée alcaline (EPA)**

- Peptone.....	20 g.
- chlorure de sodium.....	30 g.
- Eau distillée.....	1000 ml.

pH= 8,6 ± 0,2

➤ **Gélose nutritive alcaline et biliée (GNAB)**

- Peptone de viande.....	10 g.
- Extrait de viande.....	3 g.
- Chlorure de sodium.....	5 g.
- Bile de bœuf desséchée.....	2 g.
- Agar.....	18 g.
- Eau distillée.....	1000 ml.

pH= 8,6 ± 0,2

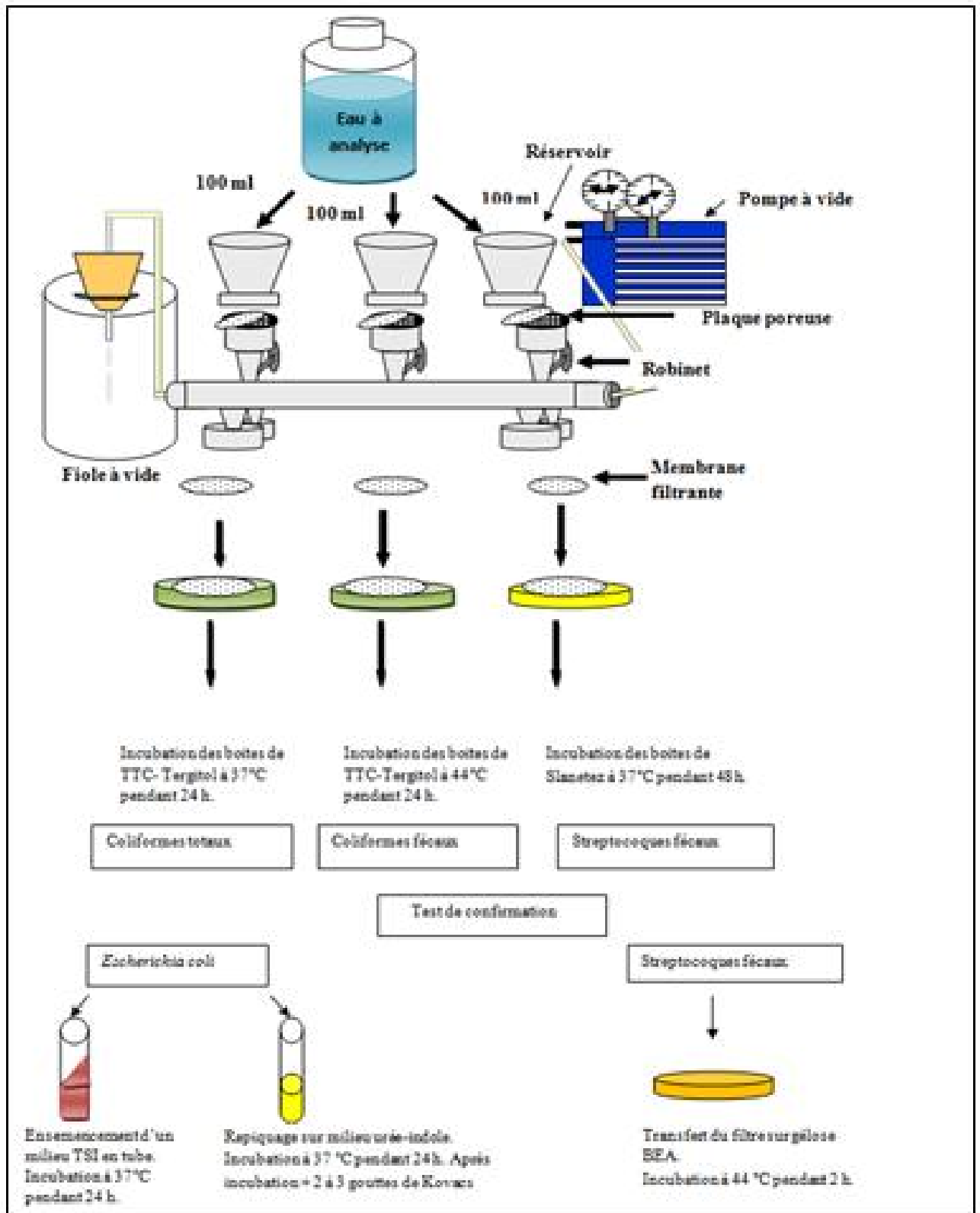


Figure 29 : Recherche et dénombrement des coliformes totaux, fécaux et des Streptocoques fécaux par la méthode de filtration sur membrane (Lebres et *al.*, 2002 ; Azizi, 2009).

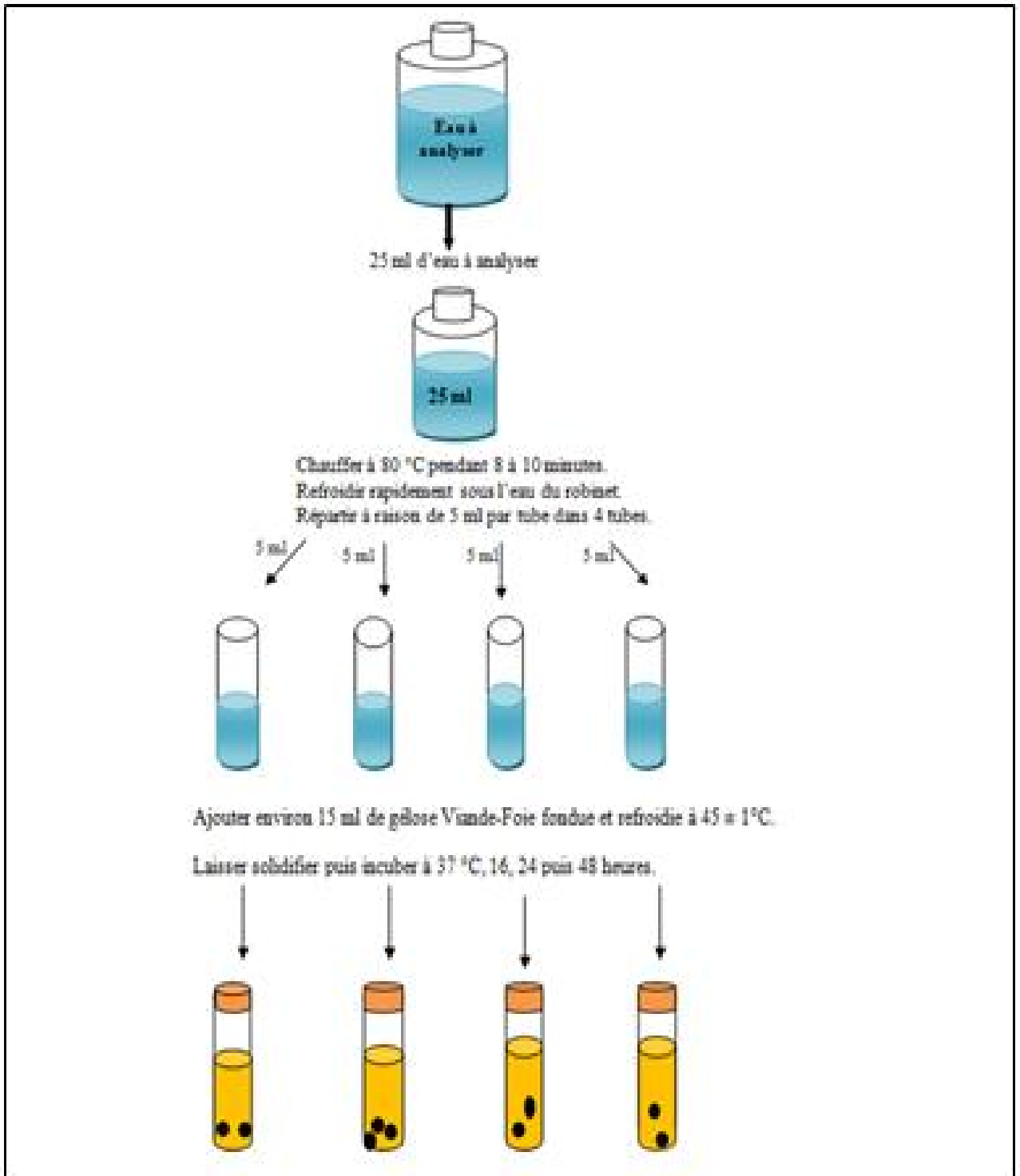


Figure 30: Recherche et dénombrement des spores d'Anaérobies sulfito-Réducteurs (Lebres et *al.*, 2002 ; Azizi, 2009).

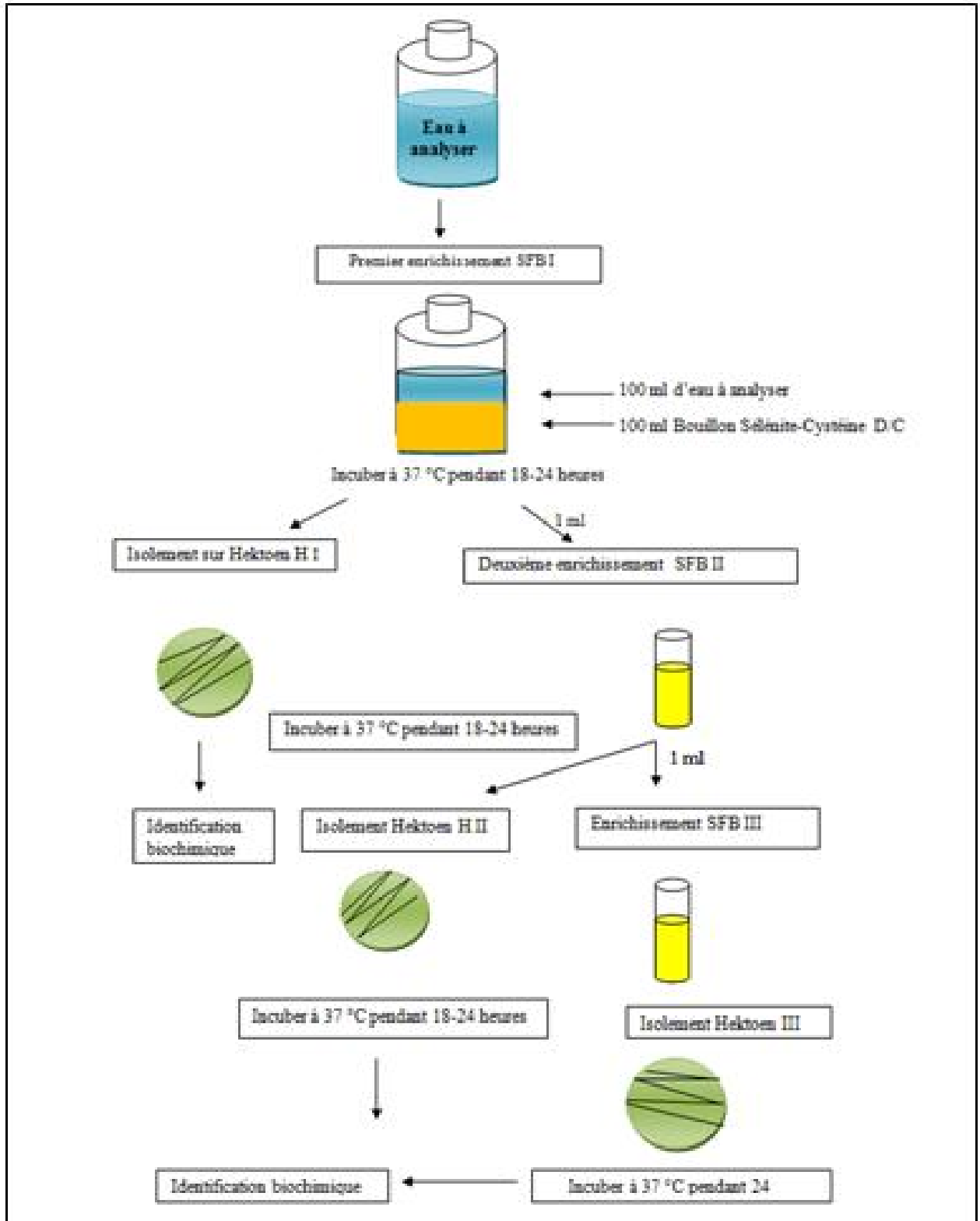


Figure 31 : Recherche des Salmonelles (Lebres et *al.*, 2002 ; Azizi, 2009).

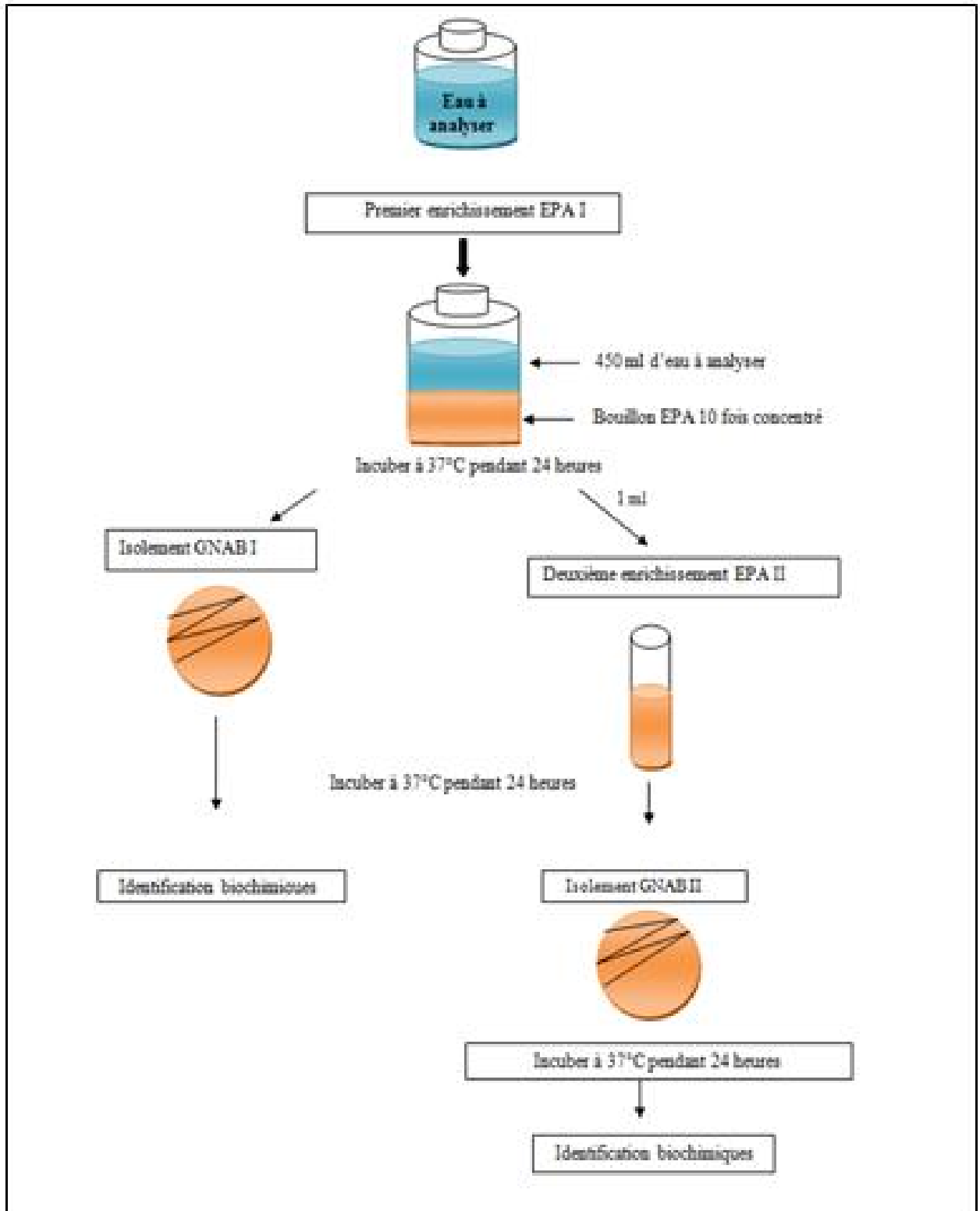


Figure 32 : Recherche des vibrions cholériques (Lebres et *al.*, 2002 ; Azizi, 2009).

Annexe 04 : Résultats des analyses physico-chimiques

Tableau XI : Résumé statistique des paramètres physico-chimiques

Elément	Norme (OMS, 2008)	Période de la saison de pluie				Période de la saison sèche			
		Max	Min	Moyenne	Ecart-type	Max	Min	Moyenne	Ecart-type
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	500	439,2	275	361,883333	39,7214839	491,5	314	400,205556	58,4106005
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	250	242	4,3	81,64	57,733	452	36	130,066	91,465
Cl(mg/l)	250	680	50,125	237,711806	155,863321	641,5	45	196,708333	149,214718
Ca ²⁺ (mg/l)	100	238	65	147,65	49,3563457	238	75	145,680556	44,0773918
Mg ²⁺ (mg/l)	50	103	35	51,8188889	17,1963949	95,4	32	57,0833333	18,2831773
NO ₃ ⁻ (mg/l)	50	93	7,5	42,675	29,5901757	98	5,2	43,7416667	30,4585374
T (°C)	25	24	19,7	21,919	1,332	29,5	24	29,98	1,322
pH	6,5-8,5	7,58	6,8	7,21055556	0,16938451	8,7	7,13	7,44457143	0,32439394
Cond(µs/cm)	2800	2458	1188	1658,52778	1658,52778	2510	1321	1710,83333	271,273557

Tableau XII. a : Résultats des analyses physico-chimiques la 1^{ère} campagne (24/03/2013)

Paramètre	Unité	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F12
Température	°C	21	19.7	19.9	20	21.4	20.5	20.5	22	21	20.6	20.7	21
pH		7.07	7.11	7.08	7.10	6.9	7.58	7.34	7.25	7.26	7.45	7.12	7.11
Conductivité	µs/c	1722	1598	1602	1188	1774	1340	1341	1554	1890	1422	1840	2458
TDS	Mg/l	861	799	801	594	887	670	670.	777	945	711	920	1229
Turbidité	NTU	9.2	1.2	1.12	0.85	4.74	0.78	0.58	2.2	1.75	2.58	8.65	4.5
Mg ⁺⁺	mg/l	73	46	52	47.5	44	49	49	96	68	40	42	44
Ca ⁺⁺	mg/l	233	146.	141	118	130	108	114.	234	196	104.	133	74.5
HCO ₃ ⁻	mg/l	372	398	371	340	390	315.	275	412	350	325.	365	320
Cl	mg/l	198	213	274	132	320	220	214	665	298	187	52	56
SO ₄ ²⁻	mg/l	150	100.	30	66	65	10	6	154	68	65.5	30.5	40
NO ₂ ⁻	mg/l	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0
PO ₄ ³⁻	mg/l	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0
NH ₄ ⁺	mg/l	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0
NO ₃ ⁻	mg/l	12	15	08	13	12	80	48	75	78	62	14	20
Fe ²⁺	mg/l	0.20	0.13	0.04	0.02	0.02	0.10	0.03	0.05	0.10	0.02	0.12	0.13
Mn ²⁺	mg/l	0.01	0.04	0.12	0.04	0.02	0.01	0.14	0.09	0.05	0.02	0.02	0.04
Al ³⁺	mg/l	0.01	0.02	00	00	00	0.01	0.03	0.01	00	0.04	0.02	0.03
TH	°f	84	54	58	51	50	46	47	44	62	51	59	45
TAC	°f	30	32	30	35	32.5	26	25	26	29	28	30	28

Tableau XII. b : Résultats des analyses physico-chimiques la 2^{ème} campagne (17/04/2013)

Paramètre	Unité	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F12
Température	°C	22	22.5	22.9	23	23	19.9	20	22.1	21	23	20.9	22
pH		7.08	7.13	7.07	7.12	6.8	7.53	7.35	7.22	7.24	7.5	7.27	7.15
Conductivité	µs/c	1713	1603	1605	1213	1776	1343	1358	1523	1898	1420	2020	2451
TDS	Mg/l	856.5	801.5	802.	658.	887	706	712.	793.	877.	726.	961.	1225
Turbidité	NTU	10	0.32	0.33	0.48	3.27	0.79	0.44	0.41	0.14	4.58	11.8	2.1
Mg ⁺⁺	mg/l	60	50.4	40.8	36	48	36	48	95	66	35.5	38.5	35
Ca ⁺⁺	mg/l	231	136	132	120	136	120	112	230	200	142	124	65
HCO ₃ ⁻	mg/l	372.1	390.4	372.	439.	390.	317.	280.	405	356	325	359.	320.
Cl ⁻	mg/l	205.9	227.2	276.	134.	312.	227.	227.	665	290	190	51	52
SO ₄ ²⁻	mg/l	159.2	115.2	27.8	71.9	63.9	8.55	4.3	154	65	67	29.9	43.5
NO ₂ ⁻	mg/l	<0.02	<0.02	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0
PO ₄ ³⁻	mg/l	<0.09	<0.09	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0
NH ₄ ⁺	mg/l	<0.02	<0.02	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0
NO ₃ ⁻	mg/l	17	18.8	27.6	32	8	79.9	58	75	75	88	11.6	35.6
Fe ²⁺	mg/l	0.18	0.02	0.04	0.05	0.07	0.18	0.03	0.04	0.09	0.04	0.14	0.03
Mn ²⁺	mg/l	0.02	0.04	0.01	0.01	0.02	0.12	0.14	0.01	0.03	0.03	0.16	0.06
Al ³⁺	mg/l	0.01	0.03	0.01	00	00	0.03	0.05	0.01	0.01	0.02	0.02	0.01
TH	°F	75	55	50	45	54	45	48	89	60	50	56	45
TAC	°F	30.5	32	30.5	36	32	26	23	26.5	31	28	29.5	29

Tableau XII. c : Résultats des analyses physico-chimiques de la 3^{ème} campagne (15/05/2012).

Paramètre	Unité	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F12
Température	°C	24	23.4	23	22.9	24	22.9	22.9	22	23.5	23	24	22.4
pH		7.1	7.32	7.13	7.22	7.07	7.54	7.31	7.26	7.26	7.22	7.2	7.12
Conductivité	µs/c	1739	1611	1609	1317	1774	1412	1425	1587	1755	1453	1923	2450
TDS	Mg/l	869.	805.	804.5	658.	887	706	712.	793.	877.	726.5	961.	1225
Turbidité	NTU	1.66	0.27	0.72	0.31	0.79	0.72	0.17	0.56	0.88	0.88	0.19	1.4
Mg ⁺⁺	mg/l	40.8	40.8	45.6	48	48	52.8	43.2	103	74	40.8	43.2	46
Ca ⁺⁺	mg/l	235	149	140	112	123	104	108	238	220	140	152	77
HCO ₃ ⁻	mg/l	396.	408.	427	396.	408.	341.	317.	385	366	335	347.	335
Cl ⁻	mg/l	177.	213	269.8	127.	305.	227.	227.	680	333.	198.8	56	55
SO ₄ ²⁻	mg/l	132	110	110.6	71.5	242	86.1	63.2	229	64.1	124.2	67.5	43
NO ₂ ⁻	mg/l	<0.0	<0.0	<0.02	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.02	<0.0	<0.0
PO ₄ ³⁻	mg/l	<0.0	<0.0	<0.09	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.09	<0.0	<0.0
NH ₄ ⁺	mg/l	<0.0	<0.0	<0.02	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0	<0.02	<0.0	<0.0
NO ₃ ⁻	mg/l	27.3	18.5	36.2	34.3	7.5	93	58	89	81	81	14	33
Fe ²⁺	mg/l	0.15	0.09	0.00	0.12	0.03	0.02	0.01	0.05	0.00	0.02	0.10	0.03
Mn ²⁺	mg/l	0.10	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01	0.04	0.02	0.02	0.02	0.06	0.09
Al ³⁺	mg/l	0.04	0.01	0.01	00	00	0.01	0.01	00	0.01	0.03	0.01	0.01
TH	°f	70	45	44	48	46	48	45	98	67	52	62	38
TAC	°f	32.5	33.5	35	32.5	33.5	28	26	27	30	27.5	28.5	30

Tableau XII. d : Résultats des analyses physico-chimiques de la 4^{ème} compagnie (13/06/2013).

Paramètre	Unité	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F12
Température	°C	26	26	25.5	26.9	27	25.5	25.9	24.9	25	25	26	24
pH		7.16	7.16	7.18	7.22	7.13	7.69	7.45	7.45	7.26	7.38	7.53	7.25
Conductivité	µs/c	1759	1611	1645	1367	1761	1489	1742	1580	1808	1528	198	250
TDS	Mg/l	879.	805.	822.	683.	880.	744.5	871	790	904	764	990	125
Turbidité	NTU	0.69	0.22	0.27	0.18	1.5	0.7	0.3	0.7	1.03	1.25	0.24	1.2
Mg ⁺⁺	mg/l	91.2	45.6	60	55.2	45	50.4	40.8	92	78	38.4	32	44
Ca ⁺⁺	mg/l	238	152	142	122	125	108	112	225	184	144	140	75
HCO ₃ ⁻	mg/l	420.	433.	457.	488	422	323.3	323.	425	317.3	335.3	345	321
Cl ⁻	mg/l	99.4	113.	260	78.1	320	220.1	227.	641.5	330	177.5	45	74
SO ₄ ²⁻	mg/l	137.	157	55.7	55.2	220	178.0	148.	229.5	166.2	120.9	75	41
NO ₂ ⁻	mg/l	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.0	<0.0
PO ₄ ³⁻	mg/l	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.0	<0.0
NH ₄ ⁺	mg/l	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.0	<0.0
NO ₃ ⁻	mg/l	27	17	35	28	7	93.5	60.5	70	80	65	10	29
Fe ²⁺	mg/l	0.02	0.02	0.02	0.10	0.02	0.12	0.04	0.09	0.01	0.05	0.14	0.04
Mn ²⁺	mg/l	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.06	0.03	0.02	0.02	0.01	0.12	0.09
Al ³⁺	mg/l	0.02	0.03	0.02	00	0.02	00	00	00	0.01	0.02	0.02	00
TH	°f	100	57	63	56	46	45	45	94	65	52	60	47
TAC	°f	34.5	35.5	37.5	40	33	26.5	26.5	27.5	26	27.5	31	30

Tableau XII. e : Résultats des analyses physico-chimiques de la 5^{ème} compagnie (15/07/2013)

Paramètre	Unité	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F12
Température	°C	27.5	26.8	25.9	27	28	27.1	27.6	27	26.9	27	27.5	25.7
pH		7.22	7.15	7.32	7.36	7.21	8.7	7.75	7.41	7.36	7.46	7.59	7.24
Conductivité	µs/c	1740	1615	1635	1350	1768	1380	1815	1590	1843	1499	1968	2510
TDS	mg/l	870	807.	817.	675	885	690	907.	795	921.	749.	984	1255
Turbidité	NTU	0.75	0.35	0.36	0.27	1.45	0.87	0.45	0.78	0.79	0.97	0.78	0.99
Mg ⁺⁺	mg/l	85	49	58	55	42.5	51	53	95.4	74	41	45	44.5
Ca ⁺⁺	mg/l	225	145	150	115	132	100	120	210	190	136	120	80
HCO ₃ ⁻	mg/l	409.	445	459	490	475	358	314	450	372.	396.	380	326.
Cl ⁻	mg/l	189	224	259	98	319.	229	244	641	256	184.	48.5	74.5
SO ₄ ²⁻	mg/l	130	274	55	52	142	170	148	230	44.7	48.2	39.3	36
NO ₂ ⁻	mg/l	<0.02	<0.02	<0.02	<0.0	<0.02	<0.0	<0.02	<0.0	<0.02	<0.02	<0.0	<0.02
PO ₄ ³⁻	mg/l	<0.09	<0.09	<0.09	<0.0	<0.09	<0.0	<0.09	<0.0	<0.09	<0.09	<0.0	<0.09
NH ₄ ⁺	mg/l	<0.02	<0.02	<0.02	<0.0	<0.02	<0.0	<0.02	<0.0	<0.02	<0.02	<0.0	<0.02
NO ₃ ⁻	mg/l	29	14	32	21	5.2	98	65	74	80	60	14	25
Fe ²⁺	mg/l	0.02	0.01	0.01	0.12	0.03	0.12	0.04	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01
Mn ²⁺	mg/l	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.03	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
Al ³⁺	mg/l	0.02	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.02	0.02	0.01
TH	°f	92	55	68	51	51	47	49	95	62	48	60	49
TAC	°f	33	35	35	33	33	27	26	26	29.5	27	30	29.5

**Tableau XII. f: Résultats des analyses physico-chimiques de la 6^{ème} compagnie
(15/08/2013).**

Paramètre	Unité	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F12
Température	°C	28	28.1	29	29.2	29.5	28	28.4	27.5	27	27.9	29	28
pH		7.19	7.25	7.6	7.32	7.41	8.36	7.8	7.42	7.4	7.58	7.5	7.32
Conductivité	µs/c	1722	1622	1645	1321	1779	1370	1780	1547	1774	1490	1957	2100
TDS	Mg/l	861	811	822.	660.	889.	685	890	773.	887	745	978.	1050
Turbidité	NTU	1.5	0.25	0.75	0.36	2.89	0.75	0.58	0.14	0.74	1.14	0.45	0.3
Mg ⁺⁺	mg/l	89	43	55	42	36	55	60	95	68	45	51	50
Ca ⁺⁺	mg/l	232	150	140	123	135	110	120	210.	185	140	130	75
HCO ₃ ⁻	mg/l	415	369	480	491.	425	341	356	432	387	411	385	328
Cl ⁻	mg/l	180	215	264	84	304	235	239	652	250	191.	58	88
SO ₄ ²⁻	mg/l	452	285	68	54	113	174	145	224	62	58	48	45
NO ₂ ⁻	mg/l	<0.0	<0.0	<0.02	<0.02	<0.02	<0.0	<0.0	<0.02	<0.0	<0.02	<0.02	<0.0
PO ₄ ³⁻	mg/l	<0.0	<0.0	<0.09	<0.09	<0.09	<0.0	<0.0	<0.09	<0.0	<0.09	<0.09	<0.0
NH ₄ ⁺	mg/l	<0.0	<0.0	<0.02	<0.02	<0.02	<0.0	<0.0	<0.02	<0.0	<0.02	<0.02	<0.0
NO ₃ ⁻	mg/l	26	14.5	22	20	8.5	85	50.5	95	85	89	11	29
Fe ²⁺	mg/l	0.02	0.02	0.03	0.02	0.02	0.13	0.03	0.09	0.2	0.04	0.10	0.06
Mn ²⁺	mg/l	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.07	0.04	0.04	0.09	0.03	0.05	0.04
Al ³⁺	mg/l	0.02	0.02	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.02	0.01
TH	°f	90	58	65	53	49	45	51	92	64	51	57	45
TAC	°f	34	33	35.5	36	32	26	24	26	30	30	29	31