République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Ben Boulaîd-Batna 2

Faculté de technologie

Département d'hydraulique

Thèse

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences

Option : Hydraulique

Thème

QUANTIFICATION DE LA POLLUTION ANTHROPIQUE DES EAUX SOUTERRAINES DE L'AQUIFERE DE AIN DJASSER. EST ALGERIEN

Présentée par :

Dalila ZIANI

(Ingénieur d'état en hydraulique, Magister en hydraulique)

Soutenu publiquement le : 18/11/2017

Soutenu devant le jury:

HOUICHI Larbi	**Professeur**	**Université de Batna 2**	**Président**
BOUDOUKHA Abderrahmane	**Professeur**	**Université de Batna 2**	**Rapporteur**
TIRI Ammar	**MCA**	**Université de Batna 2**	**Examinateur**
BAALI Fethi	**Professeur**	**Université de Tebessa**	**Examinateur**
FEHDI Chemceddine	**Professeur**	**Université de Tebessa**	**Examinateur**
KACHI Slimane	**Professeur**	**Université de Guelma**	**Examinateur**

L’eau est le passé de l’homme

Les eaux sont l'avenir de l’humanité

(J. Rodier, 1978)

Avant propos

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance à toutes les personnes qui ont permis de mener à bien ce modeste travail.

Je remercie tout particulièrement Monsieur BOUDOUKHA Abderrahmane, Professeur à l'université de Batna 2, de m'avoir encadré et soutenu durant toute la période de préparation de ce travail. J'ai beaucoup appris à ses côtes grâce à sa patience et ses conseils qui m'ont guidé tout au long de ce travail de recherche.

Mes remerciements vont également à tous mes enseignants du département d'hydraulique qui ont contribué à ma formation.

Mes remerciements les plus vifs vont également à toutes les personnes qui m'ont facilité la tache pour acquérir la documentation nécessaire à la réalisation de ce travail, sans oublier l'équipe de l'agence nationale des ressources hydriques (ANRH) de Constantine.

J'exprime également ma reconnaissance à tous les habitants de la région d'Ain Djasser, qui m'ont facilité le travail de terrain, en m'autorisant à excéder à leurs ouvrages (puits et forages) pour effectuer les prélèvements et les mesures hydrodynamiques nécessaires.

A tous je dis merci.

ملخص:

يتمثل المصدر الوحيد للمياه في منطقة عين جاسر حاليا في طبقة المياه الجوفية ذات الإمكانيات المحدودة جدا. لقد أدت التنمية الاقتصادية لا سيما في المجال الفلاحي من جهة إلى زيادة الطلب على هذه المادة الحيوية ومن جهة أخرى تدهور نوعية هذه المياه.

إن الهدف الأساسي من دراستنا هذه هو تحديد حالة ونوعية المياه الجوفية لمنطقة عين جاسر وذلك بالاعتماد على دراسة الخصائص الفيزيوكيميائية لهذه المياه.

من اجل دراسة تطور الخصائص الهيدروكيميائية الفيزيوكيميائية للمياه الجوفية لهذه المنطقة قمنا بتسطير برنامج متابعة ومراقبة استمر من شهر جويلية 2007 إلى غاية شهر أكتوبر 2015.

إن دراسة ومعالجة مختلف المعطيات والنتائج المتحصل عليها بينت لنا رداءة نوعية المياه الناتجة عن الملوحة الشديدة؛ وهذا راجع إلى الطبيعة الجيولوجية للصخور المشكلة لطبقة المياه الجوفية، العوامل المناخية السائدة بالمنطقة وكذا النشاط البشري.

إن النسب المرتفعة للنيترات في بعض نقاط المياه المتواجدة بالقرب من التجمعات السكنية تبين وبشكل واضح تأثير النشاط البشري في تدهور نوعية المياه في هذه المنطقة.

إن من أهم أسباب تلوث المياه الجوفية في هذه المنطقة نجد تأثير المياه المستعملة التي يتم طرحها في المجرى الرئيسي بدون أي معالجة أولية وكذالك الاستعمال المكثف للأسمدة في الأراضي الفلاحية.

الكلمات المفتاحية: المياه الجوفية، الجيولوجيا، علم المناخ، هيدروكيميا، التلوث ، عين جاسر

Résumé :

La plaine de Ain Djasser possède actuellement une seule ressource en eau, l'aquifère de Mio-Plio-Quaternaire, à potentialités très limitées. Le développement économique et particulièrement agricole, a entraîné l'accroissement des besoins en eau et a provoqué la dégradation de la qualité des eaux souterraines. L'objectif de ce travail est de déterminer l'état de la qualité de ces eaux, en se basant essentiellement sur les paramètres physico-chimiques des eaux souterraines. Un programme d'action a été conçu afin d'étudier l'évolution des paramètres hydrodynamiques et physico-chimiques au cours de plusieurs compagnes (depuis juillet 2007 jusqu'au mois d'octobre 2015). Le traitement et l'interprétation des données des résultats obtenus a révélé une dégradation de la qualité chimique des eaux, résultant d'une forte salinité influencée par la lithologie de la nappe, les facteurs climatiques et l'action anthropique. Les fortes concentrations en nitrates dans certains points d'eau situées à proximité des agglomérations, illustrent bien l'effet cette action anthropique qui a contribué à la dégradation de la qualité de l'eau. Cette contamination pourrait avoir plusieurs origines dont les plus importants sont liés aux rejets des eaux usées déversées sans aucun traitement préalable dans le cours d'eau principal et à l'utilisation des engrais sur les terres agricoles.

Mots clés : Nappe, Géologie, Climatologie, Hydrochimie, Pollution, Contamination, Ain Djasser.

Abstract:

Ain Djasser plain, has currently only one water resource, the Mio-Plio-Quaternary aquifer, with a very limited potential. Economic and particularly agricultural development has led to increased water requirements and has caused the degradation of ground water quality.

The objective of this work is to determine the status of the quality of these waters, based mainly on the physico-chemical parameters of ground water.

An action program was designed to study the evolution of hydrodynamic and physico-chemical parameters during several companions (from July 2007 until October 2015).

The treatment and interpretation of results obtained revealed a degradation of the chemical quality of the water, resulting from a high salinity influenced by the lithology of the aquifer, the climatic factors of the region and the anthropogenic action.

The high nitrate concentrations in some water points near the agglomerations illustrate the effect of this anthropogenic action which has contributed to the degradation of water quality.

This contamination could have several origins; the most important are related to waste water spilled without any prior treatment in the main stream and the use of fertilizers on farmland.

Key words: Aquifer, Geology, Climatology, Hydrochemistry, Pollution, Contamination, Ain Djasser.

Table des matières

Avant propos

Résumé en arabe

Résumé en français

Abstract

Introduction générale…….. 01

PREMIERE PARTIE

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Etat de l'art…….…. 03

I.1. Généralités……... 03

I.2. Minéralisation des eaux souterraines …….. 04

I.3. Paramètres de qualité……. 05

I.3.1 Principaux paramètres de potabilité …… 05

I.3.2 Température (T) …… 06

I.3.3 La dureté …… 06

I.3.4 Salinité 07

I.3.5 Le pH …….. 07

I.3.6 La turbidité……. 07

I.3.7 Conductivité électrique…….. 08

I.3.8 Résidus sec……... 08

I.3.9 Potentiel d'oxydoréduction…… 08

I.3.10 Matières en suspension……. 09

I.3.11 Oxygène dissous…… 09

I.3.12 Charge en matières organiques : demande biochimique en oxygène (DBO) et demande chimique en oxygène (DCO)…….. 09

I.3.13 Les sulfates..... 10

I.3.14 Le Fer……. 11

I.3.15 Le Manganèse……... 11

I.3.16 Le Fluor……. 11

I.4. Principaux éléments présents dans l'eau en liaison avec l'action anthropique…… 11
I.4.1. Sodium…… 11
I.4.2. Potassium..... 12
I.4.3 .Chlorure…… 12
I.4.4. Sulfate…… 12
I.4.5. Eléments traces métalliques……..… 13
I.5. Les principales origines des pollutions..... 13
I.5.1. Origine domestique…… 13
I.5.2. Origine industrielle…… 14
I.5.3. Origine agricole…….. 14
I.5.4. Origine urbaine et routière……... 14
I.6. Problématique de la pollution azotée…… 14
I.6.1. Cycle de l'azote…….. 16
I.6.1.1. La minéralisation (ou ammonification)…….. 17
I.6.1.2. L'organisation (ou immobilisation)…… 17
I.6.1.3. La nitrification ……. 17
I.6.1.4. La dénitrification…….. 18
I.6.1.5. Pollution des nappes souterraines par les nitrates…… 18
I.6.2. Les nitrates……. 18
I.6.2.1. Composition chimique…….. 18
I.6.2.2. Sources……... 19
I.6.2.2.1. Dans l'organisme……. 19
I.6.2.2.1.1. Sources endogènes…….. 19
I.6.2.2.1.2. Sources exogènes……. 20
I.6.2.2.2. Dans l'environnement……. 20
I.6.2.2.2.1. Les sources naturelles……. 20
I.6.2.2.2.2. Les sources anthropiques……... 20
I.6.3. Concentrations dans l'eau potable……... 21
I.6.4. Origine de la pollution des eaux par les nitrates……. 21
I.7. Les phosphates…… 22
I.7.1. Comportement du phosphore dans les sols agricoles…… 22
I.7.2. Cycle du phosphore……... 22
I.7.3. Composition chimique……. 23
I.7.4. Sources des phosphates…… 24

I.7.5. Problématique du phosphore…….. 25
II. Cadre naturel de la région d'étude…….. 26
II.1.Caractères physico-géographiques……. 26
II.1.1. Situation géographique…… 26
I1.1.2. Relief …… 26
I1.1.3. Hydrographie……..... 27
I1.1.4. Contexte socio-économique……..... 27
II.2. Cadre géologique…….. 27
II.2.1. Introduction…… 27
II.2.2. Disposition générale…… 30
II.2.3. Disposition des domaines de l'Algérie nord-orientale……. 31
II.2.3.1. Le socle kabyle…… 31
II.2.3.2. La dorsale Kabyle……. 32
II.2.3.3. Les domaines des flyschs…… 32
II.2.3.4. La zone Tellienne…… 32
II.2.3.5. La plate forme sétifiennes…… 32
II.2.3.6. Le parauchtone et autochtone Hodnéens…… 33
II.2.4. Géologie locale…… 33
II.2.5 Analyse lithostratigraphique..... 34
II.2.5.1 Formations du Quaternaire…… 34
II.2.5.2. Formations du Tertiaire…… 35
II.2.5.3. Formations du Secondaire…… 35
II.2.5.4. Trias exotique…… 38
II.2.6. Tectonique…… 38
II.2.6. 1. Tectonique cassante…….. 38
II.2.6.2. Tectonique souple…… 38
II.2.6. 3. Charriage et chevauchement…… 38
II.2.7. Classification des formations selon leur intérêt hydrogéologique……... 41
II.2.7.1. Formations non favorables au développement des aquifères…… 41
II.2.7.2. Formations favorables au développement des aquifères…… 41
II.3. Géométrie du complexe aquifère…… 42
II.3.1. Introduction…… 42
II.3.2. Echelle des résistivités…… 44
II.3.3. Coupes géoélectriques…….. 44

II.4.Caractéristiques climatologiques…….. 45
II.4.1. Introduction…….. 45
II.4.2. Pluviométrie…….. 50
II.4.3. Température……. 50
II.4.4. Diagramme ombrothermique……. 51
II.4.5. Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite…… 52
II.4.5.1. Evapotranspiration potentielle (ETP)……... 52
II.4.5.1.1. Estimation de l'évapotranspiration potentielle (ETP)…… 52
II.4.5.2. Evapotranspiration réelle (ETR)……... 53
II.4.5.3. Calcul des réserves facilement utilisables (RFU)……. 53
II.4.5.4. Estimation du ruissellement …….. 53
II.4.5.5. Estimation de l'infiltration efficace……... 54
II.4.5.6. Interprétation du bilan hydrique……... 56
II.5. Synthèse hydrogéologique…… 56
II.5.1. Description des différents réservoirs…… 56
II.5.2. Analyse des données piézométriques…… 57
II.5.2.1. Inventaire des points d'eau…… 57
II.5.2.2. Interprétation de la carte piézométrique (Mai 2013)…….. 57
II.5.2.3. Interprétation de la carte piézométrique (Octobre 2015)……... 59
II.5.2.4. Evolution spatio-temporelle de l'état piézométrique……... 60
II.5.2.5. Battement de la nappe…… 61
II.6. Conclusion……. 62

DEUXIEME PARTIE
MATERIEL ET METHODES

1. Introduction……. 63
4. Stratégie de prélèvement…… 63
3. Mesure in situ…….. 64
4. Conservation des échantillons…… 65
5. Analyse des éléments chimiques au niveau du laboratoire……. 65
5.1 Méthode volumétrique (Titrimétrie)……. 65
5.2 Méthode colorimétrique……. 66

5.3 Spectrophotométrie……. 67
6. Analyse statistique et représentation des données……... 67
6.1. Principe des programmes utilisés dans l'interprétation des données…… 68
6.1.1 Analyse en composante principales (logiciel Statistica)…… 68
6.1.2. Classification ascendante hiérarchique (CAH) (logiciel Statistica)…… 68
6.1.2.1. Principe de la méthode…… 68
6.1.2.2. Avantage de la classification ascendante hiérarchique…… 69
6.2. Equilibre thermodynamique (logiciel Wateq)……. 69
6.3. Vulnérabilité à la pollution chimique des eaux souterraines……. 71
6.3.1. Présentation de la méthode DRASTIC……. 72
6.3.2. Validité de la méthode……. 74
7. Conclusion…… 74

TROISIEME PARTIE
RESULTATS ET DISCUTION

I. Détermination des caractéristiques hydro-chimiques des eaux…….. 76
I.1. Introduction…… 76
I.2.Caractéristiques physico-chimiques…….. 76
I.2.1. La température de l'eau…… 76
I.2.2. La conductivité électrique des eaux…… 79
I.2.3. Le potentiel hydrogène pH…… 80
I.2.4. Potentiel d'oxydo-réduction Eh…… 81
I.2.5. L'oxygène dissous (O_2)…… 81
I.2.6. La DBO_5…… 83
I.2.7. La DCO……... 84
I.2.8. Le résidu sec……. 84
I.3. Etude analytique des éléments chimiques majeurs…… 85
I.3.1. Le calcium Ca^{2+} …… 85
I.3.2. Le Magnésium Mg^{2+}…… 86
I.3.3. Les chlorures Cl^-…….. 87
I.3.4. Le sodium Na^+…… 88
I.3.5. Le potassium K^+…… 89

I.3.6. Les sulfates SO_4^{2-}…….... 90
I.3.7. Les bicarbonates HCO_3^-…… 91
I.4. Faciès géochimique des eaux…… 92
I.5. Mécanismes de l'acquisition de la salinité…… 94
I.6. Analyse de groupement (2007-2008)…… 94
I.7. Evolution du chimisme des groupes (2007-2008)…… 97
I.8. Caractéristiques physicochimiques (2013)……. 98
I.8.1.Caractéristiques générales…… 98
I.8.2.Analyses statistiques……. 99
I.8.2.1.Analyses de corrélation…… 99
I.8.2.2.Analyse en composantes principale (ACP) ……..…… 100
I.8.2.3.Analyse ascendante hiérarchique ……. 101
I.9. Qualité globale des eaux souterraines de la région de Ain Djasser……. 103
II. Etude de la pollution des eaux…….. 106
II.1. Introduction…….. 106
II.2. les principales sources de pollution…… 106
II.3. Impacte de l'activité agricole…….. 107
II.3.1. Evolution spatiale des concentrations en nitrates des eaux souterraines….. 108
II.3.1.1. Evolution des nitrates dans le temps…… 113
II.3.1.2. Suivis des éléments de pollution à l'aide de l'ACP (2015)……. 113
II.3.2. Evolution des nitrates en fonction des paramètres physicochimiques…… 116
II.3.2.1. Corrélation nitrate-calcium et nitrate-magnésium …… 116
II.3.2.2. Corrélation nitrate-oxygène dissous…… 119
II.3.2.3. Relation nitrate-profondeur……... 120
II.3.3. Origine des éléments de pollution anthropiques…….. 121
II.3.4. Origine de la contamination par les nitrates…….. 124
II.3.5. Les phosphates…… 125
II.4. Vulnérabilité de la nappe de Ain Djasser …….…… 128
II.4.1. Introduction …… 128
II.4.2. Mécanisme de la pollution des eaux souterraines…… 128
II.4.2.1. Introduction du polluant dans le sol…… 128
II.4.2.2. Migration et évolution du polluant en zone non saturée…… 128
II.4.2.3. Propagation de la pollution…… 129
II.4.3. Etablissement de la carte de vulnérabilité de la nappe de Ain Djasser…….. 129

II.4.3.1 Profondeur de la nappe…….... 130
II.4.3.2. La recharge efficace…… 131
II.4.3.3 Nature de la zone saturée…… 131
II.4.3.4 La nature du sol…… 132
II.4.3.5. La topographie (pente)…….. 133
II.4.3.6. Nature de la zone non saturée (vadose)…… 134
II.4.3.7.La perméabilité…… 135
II.4.3.8.Carte de synthèse…… 136
II.5. Conclusion…… 137
Conclusion générale …….. 142
Références bibliographiques……. 145
Production scientifique dans le cadre de la thèse……... i

Liste des figures

Figure 1.1 : Principales causes de pollution (SEGHIR, 2008)…… 15

Figure 1.2 : Cycle de l'azote (METAHRI, 2012)…… 17

Figure1. 3 : Cycle simplifié du phosphore sur la terre et la mer respectivement en 10^9 t et 10^9 t/a (rapporté à P) (ZERKI, 2013)…….. 23

Figure 1.4: Limites administratives (ZIANI, 2010)……. 28

Figure1. 5: Plan de position simplifié des formations sud-setifiennes.(VILA,1980)…… 29

Figure 1.6 : Coupe générale des Maghrébides dans l'Est Algérien (VILA ,1980)…… 30

Figure 1.7 : Les grands ensembles structuraux de l'Afrique du Nord (VILA, 1980)…… 31

Figure 1.8: Rapports structuraux entre les différentes unités de la chaîne des Maghrébides(CAIRE, 1970, MODIFIE , DURAND-DEGLA, 1980)…… 32

Figure 1.9: Situation actuelle des plates formes sétifiennes et constantinoises par rapport aux domaines des zones externes de la chaîne alpine d'Algérie nord-orientale (VILA, 1980)…… 33

Figure1. 10 : Carte géologique du Nord-Est Algérien Extrait de la carte géologique au 1 :500000……... 36

Figure 1.11 : Tableau de corrélation des séries typiques de l'ensemble sud-setifien.(VILA 1980)……. 37

Figure1.12 : Coupes géologiques A et B (Tirée de la carte géologique de Sétif, VILA,1977)... 39

Figure 1.13 : Légende pour les coupes géologiques (Figure 12 A et B) (Tirée de la carte géologique de Sétif, VILA,1977)…….. 40

Figure 1.14: Plan de situation des sondages électriques (C.G.G, 1972)……... 43

Figure 1.15: Profil A (C.G.G, 1972)…… 46

Figure 1.16: Profil D (C.G.G , 1972)…….. 47

Figure 1.17: Profil G (C.G.G, 1972)…… 48

Figure 1.18: Carte des sous bassins du grand bassin versant constantinois 07 (ZIANI, 2010)... 49

Figure 1.19: Evolution de la pluviométrie mensuelle interannuelle…… 50

Figure 1.20 : Variation des températures moyennes mensuelles interannuelles……. 51

Figure 1.21 : Courbe ombrothermique de la station de Ain Djasser (1969 à 2015)…… 51

Figure 1.22 : Représentation graphique du bilan hydrologique de Thornthwaite de la station... 55

Figure 1.23 : Carte d'inventaire des points d'eau…… 58

Figure 1.24 : Carte piézométrique (Mai 2013)…… 59

Figure 1.25 : Carte piézométrique (Octobre 2015)…….. 60

Figure 1.26 : Carte de battement de la nappe (Mai 2013-Octobre 2015)…… 61

Figure 3.1 : Position des points d'eau retenus pour les analyses chimiques…… 77
Figure.3. 2 : Variation de la température des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)... 77
Figure 3.3 : Variation de la température des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008).. 78
Figure 3.4 : Répartition spatiale des valeurs de la conductivité électrique (en µs/cm) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)…… 79
Figure 3.5 : Répartition spatiale des valeurs de la conductivité électrique (en µs/cm) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)……. 80
Figure 3. 6 : Variation du pH des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)……. 81
Figure 3.7 : Variation du pH des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)…… 81
Figure 3.8 : Variation d'Eh des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)…… 82
Figure 3.9 : Variation d'Eh des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)…….. 82
Figure 3.10: Histogrammes des concentrations en oxygène dissous (Mai 2013)…… 83
Figure 3.11 : Variation des teneurs en DBO5 et DCO…… 84
Figure 3.12 : Variation du résidu sec des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)……. 85
Figure 3.13 : Variation du résidu sec des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008…… 85
Figure 3.14 : Répartition spatiale des teneurs en calcium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)…… 86
Figure 3.15 : Répartition spatiale des teneurs en calcium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser Février 2008)…… 86
Figure 3.16 : Répartition spatiale des teneurs en magnésium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)……. 87
Figure 3.17 : Répartition spatiale des teneurs en magnésium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)……... 87
Figure 3.18 : Répartition spatiale des teneurs en chlorures (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)…… 88
Figure 3.19 : Répartition spatiale des teneurs en chlorures (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)…….. 88
Figure 3.20 : Variation spatiale des teneurs en sodium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)…… 89
Figure 3.21 : Variation spatiale des teneurs en sodium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)…….. 89
Figure 3.22 : Courbe de corrélation des concentrations des chlorures et du sodium des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)…… 90

Figure 3.23 : Courbe de corrélation des concentrations des chlorures et du sodium des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)……. 90
Figure 3.24 : Répartition spatiale des teneurs en potassium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)…… 91
Figure 3.25 : Répartition spatiale des teneurs en potassium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)……. 91
Figure 3.26 : Répartition spatiale des teneurs en sulfate (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)…… 92
Figure 3.27 : Répartition spatiale des teneurs en sulfate (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)…….. 92
Figure 3.28 : Répartition spatiale des teneurs en bicarbonates (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)……. 93
Figure 3.29 : Répartition spatiale des teneurs en bicarbonates (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)……... 93
Figure 3.30 : Diagramme de Piper des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)……... 93
Figure 3.31 : Diagramme de Piper des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)……. 93
Figure 3.32 : Variation des concentrations des éléments majeurs en fonction du résidu sec…. 95
Figure 3.33 : Distribution des échantillons prélevés par rapport à la droite de mise en solution de la halite et du gypse…….. 95
Figure 3.34 : Dendrogramme des points d'eau analysés……. 97
Figure 3. 35 : Dendrogramme des variables…… 102
Figure 3.36 : Dendrogramme des sites d'échantillonnage……... 102
Figure 3.37 : Projection des individus sur le plan factoriel F1-F2……... 103
Figure 3.38 : Histogramme de l'état de qualité des eaux souterraines étudiées (Juillet 2007)… 104
Figure 3.39 : Histogramme de l'état de qualité des eaux souterraines étudiées (Février 2008).. 105
Figure 3.40 : Récapitulatif de la qualité globale des eaux étudiées (Juillet 2007)…….. 105
Figure 3.41 : Récapitulatif de la qualité globale des eaux étudiées (Février 2008)……. 105
Figure 3.42 : Principaux processus de la dynamique de l'azote dans les sols cultivés (GUILLAUME ,2008)…….. 107
Figure 3.43: carte des nitrates (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Juillet 2007)……. 109
Figure 3.44: carte des nitrates (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Février 2008)…….. 110
Figure 3.45: carte des nitrates (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Mai 2013)…… 110
Figure 3.46: carte des nitrates (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Octobre 2015)……. 110
Figure 3.47: carte des nitrites (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Mai 2013)……. 111

Figure 3.48: carte des nitrites (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Octobre 2015)…….. 111
Figure 3.49: carte de NH_4^+(mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Mai 2013)…….. 112
Figure 3.50: carte de NH_4^+(mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Octobre 2015)…… 112
Figure 3.51: Evolution des nitrates en fonction du temps dans la nappe de Ain Djasser…… 113
Figure 3.52: Projection des variables sur le plan factoriel F1-F2…… 114
Figure 3.53: Projection des individus sur le plan factoriel F1-F2…… 116
Figure 3.54: Courbe de corrélation Nitrates-calcium (Juillet 2007)…… 117
Figure 3.55: Courbe de corrélation Nitrates-calcium (Février 2008)…….. 117
Figure 3.56: Courbe de corrélation Nitrates-magnésium (Juillet 2007)…….. 118
Figure 3.57: Courbe de corrélation Nitrates-magnésium (Février 2008)…… 118
Figure 3.58 : Courbe de corrélation Nitrates-Oxygène dissous (Mai 2013)…… 119
Figure 3.59: Courbe de corrélation Nitrates-Oxygène dissous (Octobre 2015)…….. 119
Figure 3.60: Courbe de corrélation Nitrates-Profondeur du niveau statistique (Mai 2013)…… 120
Figure 3.61 : Courbe de corrélation Nitrates-Profondeur du niveau statistique (Octobre 2015). 120
Figure 3.62 : Relation entre les teneurs en nitrates et chlorures (Juillet 2007)…… 121
Figure 3.63 : Relation entre les teneurs en nitrates et chlorures (Février 2008)…….. 122
Figure 3.64 : Relation entre les teneurs en nitrates et sulfates (Juillet 2007)…….. 122
Figure 3.65 : Relation entre les teneurs en nitrates et sulfates (Février 2008)……. 123
Figure 3.66 : Relation entre les teneurs en nitrates et potassium (Juillet 2007)…….. 123
Figure 3.67 : Relation entre les teneurs en nitrates et potassium (Février 2008)……. 124
Figure 3.68: Relation NO_3^-/Cl^- - Cl^- des eaux de Ain Djasser (Juillet 2007)…….. 125
Figure 3.69: Relation NO_3^-/Cl^- - Cl^- des eaux de Ain Djasser (Février 2008)…… 125
Figure 3.70: Courbe de corrélation Nitrates-Phosphate (Mai 2013)…… 126
Figure 3.71: Courbe de corrélation Nitrates-Phosphate (Octobre 2015)……. 126
Figure 3.72: carte des phosphates (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Mai2013)……... 127
Figure 3.73: carte des phosphates (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Octobre 2015)…… 127
Figure 3.74: Origine, transport et évolution du polluant (BOUCENNA, 2009)……. 129
Figure 3.75: Carte des indices de la profondeur de la nappe de Ain Djasser…….. 130
Figure 3.76: Carte de la recharge efficace de la nappe de Ain Djasser……... 131
Figure 3.77: Carte des matériaux de l'aquifère de Ain Djasser……... 132
Figure 3.78: Carte des types de sol de la nappe de Ain Djasser……. 133
Figure 3.79: Carte des pentes topographiques de la nappe de Ain Djasser…… 134
Figure 3.80: Carte de l'impact de la couche vadose de la nappe de Ain Djasser…… 135
Figure 3.81: Carte des indices de perméabilités de la nappe de Ain Djasser……. 136

Figure 3.82: Carte de vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines de la nappe de Ain Djasser…… 137

Liste des tableaux

Tableau 1.1: Influence des activités humaines et impact sur la santé de différents niveaux de nitrates dans l'eau (GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'EAU, 2003)…….. 21

Tableau1. 2 : valeurs des résistivités (C.G.G 1972)…… 44

Tableau 1.3 : Précipitations moyennes mensuelles interannuelles en mm…….. 50

Tableau 1.4: variations mensuelles des températures au niveau de la station de Ain Djasser (1973-2012)……... 50

Tableau 1.5: Données du diagramme ombrothermique pour la station de Ain Djasser (1969 à 2015)……. 51

Tableau1.6: Résultats des calculs de ruissellement par la formule de Tixeron-Berkaloff 54

Tableau 1.7: Résultats des calculs de l'infiltration efficace ……... 54

Tbleau 1.8: Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite Station de Ain Djasser … 55

Tableau 2.1 : Caractéristiques techniques de l'appareil Multiline……... 64

Tableau 2.2 : Caractéristiques techniques des appareils photométriques (DEBIECHE, 2002).. 66

Tableau 2 3 : Caractéristiques techniques de l'absorption atomique (DEBIECHE, 2002)…….. 67

Tableau 2.4: Classes et notes des sept paramètres (Lallemand Barèes, 1994)…… 73

Tableau 2.5: Poids et propriétés des paramètres DRASTIC…… 74

Tableau 3.1. Caractéristiques statistiques des données hydrochimiques de la région de Ain Djasser……... 78

Tableau 3.2 : Indices de stabilité……. 96

Tableau 3.3: Coefficients de corrélation de Pearson pour les paramètres physico-chimiques… 99

Tableau 3.4: Indice de saturation de certains minéraux et pression partielle de CO_2 calculé Par PHREEQC…….. .. 100

Tableau 3.5: Corrélation variable-facteur…… 101

Tableau 3.6: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité globale des eaux souterraines (BOUDERKA , 2016)……... 104

Tableau 3.7: Résultats d'analyse des éléments polluant de la plaine de Ain Djasser au cours des différentes compagnes…… 106

Tableau 3.8: Evolution du nombre de puits par rapport à la norme de potabilité de l'OMS…. 108

Tableau 3.9: Corrélation variable-facteur…… 114

Tableau 3.10: Matrice de corrélation……... 115

Tableau 3.11: Notation et pondération du paramètre de la profondeur……... 130

Tableau 3.12: Notation et pondération du paramètre de la recharge……... 131

Tableau 3.13: Notation et pondération du matériau aquifère…….. 132
Tableau 3.14: Notation et pondération de la nature du sol…….. 133
Tableau 3.15: Notation et pondération de la nature du sol…….. 133
Tableau 3.16: Notation et pondération de la couche vadose……... 134
Tableau 3.17: Classe et notation retenues pour la perméabilité…….. 135

Introduction générale

L'eau est un élément de base pour la vie sur la planète Terre, c'est la raison pour laquelle l'homme a tenté de maitriser cette ressource primordiale. Malheureusement, depuis quelques décennies l'action de l'homme dégrade de plus en plus l'environnement. L'eau peut être rare en certains endroits, comme les zones arides et semi arides, ou tout simplement en qualité médiocre en d'autres endroits (GOUAIDIA, 2008). Aujourd'hui, plus de 2 milliards de personnes n'ont pas accès à l'eau potable et le développement accéléré ne fait qu'accroitre une demande mal ou pas satisfaite (SEGHIR, 2008).

Partout dans le monde, la pression sur les ressources en eau et en particulier sur les ressources en eau souterraines est à la hausse, principalement en raison de la demande croissante et la dégradation de la qualité de l'eau. L'accès généralisé à l'eau potable, l'irrigation, l'expansion urbaine, le développement industriel sont autant des facteurs qui augmentent ces pressions (NOUAYTI, 2015)

A Ain Djasser, la disponibilité en eau est, jusqu'à présent très limitée et risquerait de diminuer fortement à long terme en raison des périodes de sécheresses prolongées.

La détérioration de la qualité des ressources en eau par prolifération des différentes sources de pollution (engrais et pesticides, rejets d'eau usées non traitées, rejets de déchets solides non contrôlés, urbanisation, etc…) constitue une menace aussi importante que celle liée au déséquilibre quantitatif.

Les activités anthropiques sont à l'origine des perturbations des milieux aquatiques tant du point de vue quantitatif, par l'exploitation intensive des ressources hydriques, que qualitatif par la modification de leur propriétés physico-chimiques et biologique (HAYZOUN, 2014).

La dégradation de la qualité des eaux est fortement impactée par la présence des fosses septiques, de tas d'ordures, des fermes, les rejets liquides d'origine domestique, agricole et industrielle qui sont déversés directement dans l'oued Bourghzel qui traverse la ville du sud vers le nord.

Plusieurs facteurs conditionnent la contamination des eaux souterraines par les polluants tels que NO_3^-, NH_4^+, PO_4^{3-}, SO_4^{2-} et Cl^-. Le défaut d'assainissement, la faible profondeur de la nappe exploitée, le sens d'écoulement des eaux souterraines, la distance des points d'eau à la source de pollution, la nature des sols et la perméabilité de l'aquifère exploité sont les preuves de la vulnérabilité des eaux souterraines.

Ces dernières années, de nombreuses études se sont concentrées sur la quantité et la qualité des ressources en eau souterraines ou superficielles dans les zones semi arides.

La présente étude se propose d'une part de caractériser la qualité des eaux souterraines de la plaine de Ain Djasser, et d'autre part , de faire l'inventaire des causes de contamination naturelle et de pollution par action anthropique et d'évaluer l'impact de cette pollution sur la qualité des eaux souterraines dans la zone d'étude sur la base des procédés analytiques et statistiques.

Pour atteindre cet objectif, ce travail est scindé en trois parties :

La première partie consiste à faire :

-Une analyse bibliographique, permettant de définir les différents paramètres de qualité d'une eau, les principaux éléments présents dans l'eau qui sont en liaison avec l'action anthropique et les différentes sources de pollution.

-La présentation du cadre naturel comprenant la climatologie, le contexte géologique, géophysique et hydrogéologique dans le but de définir les différents aquifères existants dans la région d'étude, la structure et le fonctionnement du système aquifère.

La deuxième partie consiste à présenter la stratégie de prélèvement des échantillons, les méthodes d'analyse utilisées au laboratoire et les différents logiciels et méthodes utilisées dans le traitement statistique des données.

La troisième partie concerne la discussion des différentes résultats obtenus par:

1-La détermination des caractéristiques hydrochimiques des eaux par :

-L'étude analytique des éléments chimiques.

-Faciès géochimique des eaux.

-Mécanisme de l'acquisition de la salinité et l'évolution du chimisme des groupes.

-Qualité globale des eaux souterraines.

2-L'étude de la pollution des eaux par :

-Suivi de l'évolution des différents éléments de pollution et la détermination de leur origine (cycle de l'azote et phosphates).

-Etude de la vulnérabilité des eaux de la nappe de Ain Djasser.

Finalement nous donnerons une conclusion générale de ce travail, dans laquelle, nous mettrons en évidence les résultats auxquels nous avons abouti, d'autre part nous proposerons sur la base des résultats, des solutions adéquates pour préserver cette ressource.

Première partie

Synthèse bibliographique

PREMIERE PARTIE
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Etat de l'art

I.1. Généralités

Généralement, il est bien admis que l'eau dans la nature est rarement pure car différents éléments peuvent altérer sa constitution de base par diffusion, dissolution ou par un simple mélange. La composition de l'eau dépend de l'environnement dans le quel elle se trouve sous forme d'un processus d'écoulement ou d'un stockage. Ainsi, une eau est identifiée par ses propres caractéristiques physico-chimiques telles que la dureté, la salinité et le pH. Les éléments qui se mélangent à l'eau lui confèrent un chimisme particulier traduisant certaines propriétés ou spécificités intrinsèques au trajet suivi par l'eau. L'eau traverse des couches de terrains perméables, ce qui entraine une augmentation de la minéralisation par lessivage des roches, notamment ceux à nappes libres. Cette situation donne lieu à des atteintes graves à la qualité de l'eau par contamination verticale (CHAOUI, 2007).

Les eaux souterraines, constituent une ressource de qualité généralement meilleure par rapport à celle des eaux de surface. La vulnérabilité des systèmes aquifères situés à proximité des centres urbains, est matérialisée par une contamination par des affluents qui se jettent dans les cours d'eau. Comme il y'a une relation entre les eaux de surface et les eaux souterraines, la pollution est systématiquement étendue vers les eaux souterraines et superficielles par drainage ou infiltration.

Au cours du temps, la population augmente et ses besoins unitaires en eau aussi, et pour toutes ses activités, agricoles, industrielles, etc. La pollution des eaux superficielles est très perceptible, attire de suite l'attention sur les dangers et les mesures à prendre pour la combattre. Par contre la pollution des eaux souterraines est moins apparente, de telle sorte que la tendance générale est de la négliger, car elle atteint les ressources les plus précieuses par leur qualité et la nature de leurs réserves.

En faisant disparaître les polluants dans le sol, on pense que l'on s'en débarrasse définitivement, ce qui est bien pratique, en conscience légère. En réalité on les cache tout simplement, et l'on pollue les nappes d'eau souterraine. Or les eaux souterraines constituent une réserve immense dont on ne pourra pas s'en passer. C'est de l'eau pure, normalement protégée par les terrains qui la recouvrent, et par filtration au sein de l'aquifère. Lorsque la pollution y pénètre, en particulier par infiltration massive en un lieu, elle est plus ou moins

retardée, et non pas directe et rapide comme dans le cas des eaux superficielles. Par contre la contamination est beaucoup plus longue à disparaître en raison de la lenteur de la circulation de l'eau souterraine. Dans le cas de terrains karstiques les caractères de la pollution peuvent être semblables à ceux des eaux superficielles.

Si cette eau qui se répartit sur de grandes étendues où elle est souvent accessible et par conséquent utilisable à peu de frais, constitue dans l'ensemble une réserve considérable, elle n'en est pas pour autant inépuisable. La preuve c'est qu'en de nombreuses régions les ressources en eau souterraine deviennent insuffisantes, en particulier dans les zones à grande densité de peuplement, et à grande concentration industrielle; et c'est précisément là que la pollution des eaux est la plus intense, car plus on consomme et plus on pompe de l'eau souterraine et aussi d'eau superficielle, plus on pollue les nappes et les cours d'eau.

La pénurie d'eau obligera à recharger les nappes par une sorte de recyclage. Ce recyclage ne peut s'opérer que conjointement à une épuration.

Tous ces problèmes d'introduction de polluants par les eaux d'infiltration et de réinfiltration d'eaux porteuses de polluants, allant jusqu'aux nappes d'eau souterraine ne peuvent se traiter que par un examen des conditions d'hydrologie souterraine et du comportement des polluants.

Il est ainsi nécessaire qu'un travail d'ensemble soit fait, pour tout ce qui concerne les mesures hydrauliques, chimiques, biologiques, physiques à entreprendre pour comprendre la pollution et lutter contre celle-ci (SCHOELLER, 1975).

I.2. Minéralisation des eaux souterraines

L'eau de pluie est légèrement acide du fait de sa teneur en CO_2 dissous. Au cours de son infiltration dans le sol et le sous-sol, elle se charge en ions et acquiert des propriétés physiques et chimiques qui caractérisent l'eau de la nappe qu'elle forme. Les eaux souterraines sont plus ou moins minéralisées en fonction:

- De la nature des roches traversées et des minéraux rencontrés au cours de l'infiltration;
- Du temps de contact de l'eau avec les minéraux, donc de la vitesse de percolation de l'eau dans le sous-sol;
- Du temps de renouvellement de l'eau de la nappe par l'eau d'infiltration.

On voit l'importance des minéraux solubles des roches et de la perméabilité de l'aquifère dans la minéralisation de l'eau. Dans l'aquifère, il s'établit un équilibre entre la composition chimique de l'eau et celle des roches: l'eau prend une minéralisation qui demeure stable dans le temps et sert à caractériser un faciès hydrochimique.

-Dans les terrains cristallins (granitiques), sableux et gréseux -c'est à dire riche en minéraux siliceux et silicatés - les eaux sont douces: elles sont peu minéralisées mais acides et agressives pour les conduites ;

- Dans les réservoirs calcaires, les eaux sont dures, moyennement à fortement minéralisées en sels de calcium et magnésium; elles entartrent les conduites. Dans les réseaux karstiques, l'eau peut se charger de particules argileuses en suspension au cours des fortes pluies.

- Au contact du gypse, fréquent dans les terrains tertiaires, l'eau se charge en sulfate de calcium et devient dure (séléniteuse) et impropre à la consommation.

-En bordure de mer, les aquifères peuvent être en contact avec l'eau de mer: échange au niveau du biseau salée, contamination de l'eau d'infiltration par les embruns salés. L'eau de la nappe devient plus ou moins saumâtre. L'invasion de la nappe d'eau douce par l'eau salée est accélérée par les pompages et le rabattement de la nappe.

- L'eau des nappes alluviales a une qualité qui dépend de celle de la nappe qui l'approvisionne et de celle de la rivière.

I.3. Paramètres de qualité

I.3.1. Principaux paramètres de potabilité

La qualité d'une eau souterraine est caractérisée par un certain nombre de paramètres physiques et chimiques, déterminant à leur tour des caractères organoleptiques seuls immédiatement perceptibles pour l'usager.

Les paramètres pris en compte sont:

- La dureté de l'eau correspondant à sa minéralisation en calcium et magnésium
- Le pH qui dépend de la teneur en ions H^+ ;
- La teneur en gaz dissous issus de l'atmosphère (O_2 et CO_2);

-La teneur en substances minérales dissoutes généralement sous forme ionique: anions (bicarbonates, chlorures, sulfates, nitrates, fluorures) et cations (calcium, magnésium, sodium, potassium, fer, manganèse, ammonium);

- La turbidité, produite par des matières en suspension (argiles) dans les aquifères karstiques.

A ces paramètres physico-chimiques s'ajoutent des paramètres microbiologiques souvent déterminants dans les aquifères calcaires.

Une teneur trop élevée d'un ou plusieurs composants chimiques cause des désagréments au consommateur (saveur, risques sanitaires) et aux canalisations (corrosion, entartrage...) L'eau est alors jugée impropre à la consommation (et à sa distribution) à moins de subir au

préalable un traitement approprié (cas des eaux chargées en nitrates). D'autre part, une teneur élevée d'un élément chimique peut être l'indice d'une pollution par d'autres substances toxiques: les résidus de pesticides accompagnent généralement la migration des nitrates d'origine agricole à la nappe (atrazine, simazine employées en particulier comme désherbants des cultures de maïs).

Les paramètres qui déclassent une nappe pour l'eau potable ou impliquent un traitement correcteur pour sa potabilisation sont dans la pratique: la dureté, le pH, la teneur en sulfates, la turbidité, la teneur en Fe, Mn, et F.

I.3.2. Température (T) :

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 donc sur la conductivité électrique, dans la détermination du pH et pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels.

Pour que l'eau potable soit désaltérante, sa température doit se situer entre 8 et 15°C ; entre 20 et 25°C, elle désaltère mal.

Les directives de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) fixent 12°C le niveau guide de la température de l'eau destinée à la consommation humaine, et à 25°C, la température à ne pas dépasser (RODIER, 2009).

La température joue un rôle important dans l'augmentation de l'activité chimique, bactérienne et de l'évaporation des eaux. Elle varie en fonction de la température extérieure (l'air), des saisons, de la nature géologique et de la profondeur du niveau d'eau par rapport à la surface du sol.

I.3.3. La dureté

La dureté a un caractère naturel lié au lessivage des terrains traversés et correspond à la teneur en calcaire et en magnésium.

On peut considérer qu'une eau ayant une teneur inferieur à 75mg/l de $CaCO_3$ ou à 30mg/l de Ca^{2+} est une eau douce et qu'au-dessus il s'agit d'une eau dure. Les eaux provenant de terrains calcaires et surtout de terrains gypseux peuvent avoir des duretés élevées susceptibles d'atteindre 1g/l de $CaCO_3$, par contre les eaux en provenance de terrains cristallins, métamorphiques ou schisteux auront des duretés très faibles (RODIER, 2009).

La dureté est mesurée par le titre hydrotimétrique exprimé en °F (degré français); 1 °F correspond à 10 mg de carbonate de Ca^{2+} dans 1 litre d'eau.

La dureté de l'eau influe essentiellement sur l'état des canalisations et des appareils de chauffage. Une eau dure donne des dépôts de tartre dans les canalisations, les bouilloires et chauffe-eau, ainsi que dans les filtres des robinets. D'autre part, ces dépôts carbonatés ont un effet bénéfique en protégeant les conduites de la corrosion. Ces eaux dures pourront être adoucies par le distributeur ou par l'utilisateur (échange d'ions sur résine dans l'industrie ou chez le particulier).

En revanche, une eau trop douce est agressive vis-à-vis des canalisations; en particulier la corrosion des canalisations en plomb qui devient dangereuse pour la santé du consommateur. Un traitement par reminéralisation est indiqué.

I.3.4. Salinité

La salinité explique la chlorosité de l'eau qui est le pourcentage de chlorure dans l'eau. Les chlorures existent dans toutes les eaux à des concentrations très variables dont l'origine peut être une percolation à travers les terrains salés, des infiltrations des eaux marines dans les nappes phréatiques ou profondes, des rejets humains (urines), des industries extractives (industries pétrolières, houillères…) et surtout les industries de sel (saline), de la soude et de la potasse.

I.3.5. Le pH

Le pH d'une eau représente son acidité ou alcalinité ; à pH_7 une eau est dite neutre, à pH inférieur à 7 une eau est dite acide et à pH supérieur à 7, elle est dite basique.

D'est cependant l'un des paramètres parmi les plus important de la qualité de l'eau, il est lié à la nature des terrains traverses, il varie habituellement entre 7.2 et 7.6. C'est à l'intérieure de ces deux valeurs que se situe généralement le pH des eaux distribuées aux collectivités (RODIER, 2009).

I.3.6. La turbidité

La turbidité peut être importante dans les aquifères karstiques. Elle occasionne des désagréments dans l'aspect de l'eau et sa saveur (goût de terre). Les pics de turbidité suivent les fortes précipitations. Les eaux de ruissellement chargées de particules argileuse et d'autres matières indésirables s'engouffrent dans les bétoires. La vitesse de circulation de l'eau dans le réseau souterrain en crue ne permet pas leur décantation; de plus des particules déposées précédemment sont arrachées aux cavités et augmentent la charge en suspension que l'on retrouve à l'exutoire.

Tout aménagement augmentant le ruissellement superficiel et l'érosion des sols accentue la turbidité: remembrement agricole supprimant les haies et talus, pratiques agricoles laissant les sols à nu pendant l'hiver, drainages des eaux superficielles vers les gouffres et bétoires, comblement des mares stockant les eaux de ruissellement.

I.3.7. Conductivité électrique

La conductivité d'une eau est un indicateur des changements de la composition en matériaux et leur concentration globale. Elle est proportionnelle à la qualité de sels ionisables. Elle renseigne sur le degré de minéralisation globale des eaux superficielles. Des températures élevées agissent sur la conductivité électrique par action sur la mobilité des sels. Les eaux naturelles servent comme solvant d'un nombre considérable de solutés, qui en solutions aqueuses sont soit complètement associées en ions ou partiellement ionisées. Une conductivité élevée traduit soit des pH normaux, soit le plus souvent une salinité élevée (EL MORHIT, 2009).

I.3.8. Résidus secs

La détermination du résidu sec sur l'eau non filtrée permet d'évaluer la teneur en matières dissoutes et en suspension non volatiles; la mesure après filtration correspond aux matières dissoutes. Ces valeurs peuvent être recoupées à partir de la mesure de la conductivité. Les résultats analytiques sont influencés par la température et la durée de dessiccation. Les valeurs obtenues permettent d'apprécier la minéralisation de l'eau: pour des valeurs inferieures à 600mg/l, l'acceptabilité par le consommateur est bonne, au-dessus de 1200mg/l, l'eau devient désagréable. Pour des raisons de saveur, l'OMS recommande une valeur limite de 1000mg/l dans l'eau destinée à la consommation humaine (RODIER, 2009).

I.3.9. Potentiel d'oxydoréduction

Dans les systèmes aqueux, le potentiel redox (ou disponibilité en électrons) affecte les états d'oxydation des éléments (H, C, N, O, S, Fe…). Dans une eau bien oxygénée, les conditions d'oxydation dominent. Quand les concentrations d'oxygène diminuent, le milieu devient plus réducteur ce qui se traduit par une réduction du potentiel redox. Dans les eaux naturelles, des comparaisons relatives de l'évolution du potentiel redox peuvent être utiles pour suivre les degrés de changement du système aquatique. Le potentiel redox se mesure en mV.

I.3.10. Matières en suspension

Les matières en suspension comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau. Elles incluent les argiles, les sables, les limons, les matières organiques et minérales de faible dimension, le plancton et autres micro-organismes de l'eau. La quantité de matières en suspension varie notamment selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux. Ces matières affectent la transparence de l'eau et diminuent la pénétration de la lumière et, par suite, la photosynthèse. Elles peuvent également gêner la respiration des poissons. Par ailleurs, les matières en suspension peuvent accumuler des quantités élevées de matières toxiques (métaux, pesticides, huiles minérales, hydrocarbures aromatiques polycycliques…). Les matières en suspensions sont exprimées en mg/l.

I.3.11. Oxygène dissous

L'oxygène est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de la qualité. Sa présence dans les eaux de surface joue un rôle prépondérant dans l'autoépuration et le maintient de la vie aquatique. Cependant, sa présence dans les eaux urbaines est considérée comme gênante du fait de la possibilité de la corrosion des distributeurs métalliques.

L'oxygène est l'un des facteurs fondamentaux de la vie. Il entre pour 21% dans la composition de l'air atmosphérique, et représente 35% environ des gaz dissous dans l'eau à pression normale (EL MORHIT, 2009).

I.3.12. Charge en matières organiques : demande biochimique en oxygène (DBO) et demande chimique en oxygène (DCO)

Deux méthodes permettant d'évaluer la quantité en matière organique présente dans l'eau sont généralement utilisées : la demande biochimique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène (DCO). Ces deux méthodes se basent sur la différence entre la teneur en oxygène dissous initiale et la teneur en oxygène dissous finale après oxydation de la matière organique présente dans un échantillon d'eau.

La demande biochimique en oxygène (DBO) représente la quantité d'oxygène utilisée par les bactéries pour décomposer partiellement ou pour oxyder totalement les matières biochimiques oxydables présentes dans l'eau et qui constituent leur source de carbone (graisses, hydrates de carbone, tensioactif s, et c.). Ce prélèvement d'oxygène se f ait au détriment des autres organismes vivant s du milieu aquatique. En ce qui concerne les eaux domestiques, environ 70% des composés organiques sont généralement dégradés après 5jours

et la dégradation est pratiquement complète au bout de 20 jour s. L'indicateur utilisé est généralement la DBO_5 qui correspond à la quantité d'oxygène (exprimée en mg/ l) nécessaire aux microorganismes décomposeurs pour dégrader et minéraliser en 5 jours la matière organique présente dans un litre d'eau polluée. Plus la DBO5 est élevée, plus la quantité de matières organiques présent es dans l'échantillon est élevée.

Il est admis qu'une DBO_5 inferieure à 1mg/l d'O_2 peut être considérée comme normale, entre 1 et 3 comme acceptable et au delà de 3 comme douteuse ou anormale.

Il faut se souvenir que dans un milieu nettement pollué, da fable valeurs de DBO_5 peuvent être liées à la présence d'élément toxique inhibiteurs, d'où l'intérêt de ne pas considérer la DBO_5 comme unique critère d'estimation de la qualité d'une eau (RODIER ,1996).

La demande chimique en oxygène (DCO) correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation par voie chimique, effectuée à l'aide d'un oxydant puissant, des composés organiques présents dans l'eau. Elle permet de mesurer la teneur en matières organiques totales (excepté quelques composés qui ne sont pas dégradés), y compris celles qui ne sont pas dégradables par les bactéries. Il s'agit donc d'un paramètre important permettant de caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques.

La différence entre la DCO et la DBO est due aux substances qui ne peuvent pas être décomposées biologiquement. Le rapport entre la DBO et la DCO constitue une mesure indicative de la « dégradabilité » biochimique des composés présents dans l'eau. Le rapport DCO/ DBO évolue d'environ 2,5 (eau résiduaire récemment déversée) à 10-20 après décomposition totale. Dans ce dernier cas, on parle d'une eau bien minéralisée. Cependant, lorsque des composés toxiques sont présents, l'activité biologique est ralentie et, de ce fait, la quantité d'oxygène consommée après 5 jours est moindre. Ceci se traduit également par un rapport DCO/DBO élevé. La DBO et la DCO se mesurent en mg d'O_2 par litre.

I.3.13. Les sulfates

Les sulfates contenus dans l'eau souterraine sont fournis par la dissolution du gypse.

Le gypse est un sulfate de calcium hydraté qui est faiblement soluble (7 g/l dans les conditions normales). Les nappes de l'Eocène ont des teneurs fréquentes comprises entre 25 et 100 mg/l mais qui peuvent localement dépasser 250 mg/l (valeur limite admissible) et même 1 g/l dans les formations à veines de gypse, valeurs qui rendent cette eau non potable. Les nappes captives en terrains calcaires sont moyennement à très sulfatées (30 à 200 mg/l, parfois supérieures à 250 mg/l).

I.3.14. Le Fer

Le fer est un élément assez abondant dans les roches (quelques %) sous forme de silicates, d'oxydes et hydroxydes, de carbonates et de sulfures. La craie contient des nodules de marcasite (sulfure); les terrains jurassiques présentent un niveau d'oolithes en oxydes de fer. Le fer est soluble à l'état d'ion Fe^{2+} (ion ferreux) mais insoluble à l'état Fe^{3+} (ion ferrique).

La valeur du potentiel d'oxydo-réduction (Eh) du milieu conditionne donc sa solubilité et la teneur de l'eau en fer. Les nappes captives isolées des échanges avec la surface sont en conditions réductrices: leur eau est ferrugineuse. Ce fer dissous précipite en milieu oxydant, en particulier au niveau des sources et à la sortie des conduites. La présence de fer dans l'eau peut favoriser la prolifération de certaines souches de bactéries qui se fixent sur les parois des canalisations et entrainent les phénomènes de corrosion avec formation de concrétions volumineuses et dures (RODIER, 2009).

I.3.15. Le Manganèse

Le manganèse accompagne généralement le fer dans les roches. Comme le fer, sa solubilité dépend du potentiel d'oxydo-réduction (Eh).

I.3.16. Le Fluor

La teneur en fluor dépend beaucoup du temps de contact de l'eau avec les minéraux fluorés de l'aquifère. Elle est plus élevée dans les nappes captives. Dans la nappe de la craie, l'ion F est fourni principalement par les minéraux phosphatés (apathites). Sa teneur ne doit pas excéder 1,5 mg/l.

I.4. Principaux éléments présents dans l'eau en liaison avec l'action anthropique

I.4.1. Sodium

Le sodium est présent dans de nombreux minéraux constitutifs des roches volcaniques. Les feldspaths sodiques Na $[Si_3AlO_8]$ sont parmi les plus abondants. Dans les eaux souterraines, le sodium est présent sous la forme ionique Na^+. Il est soumis aux mêmes types de phénomènes d'adsorption/désorption que le calcium et le magnésium. Sa mise en solution présente donc une complexité comparable. En l'absence d'affleurement de roches évaporitiques, les fonds géochimiques couramment rencontrés en contexte volcanique et de socles en métropole montrent des teneurs comprises entre quelques mg/l et quelques dizaines de mg/l (BRGM, 2007).

I.4.2. Potassium

Le potassium est un élément principalement présent dans les roches ignées (dans les roches volcaniques) et les argiles. Dans les roches silicatées, on le trouve essentiellement sous forme d'orthose [$KALSi_3O_8$], de micas et de felspathoïdes (la leucite [$KALSi_2O_6$]. D'une manière générale, les eaux souterraines présentent rarement des teneurs en potassium supérieures à 10 mg/l (BRGM, 2007).

Des apports anthropiques (liés à l'utilisation d'engrais) peuvent être à l'origine de concentrations plus importantes dans les eaux.

I.4.3. Les chlorures

Les chlorures peuvent avoir plusieurs origines :

- Une origine atmosphérique (aérosols contenus dans l'eau de pluie) : il a été démontré une relation forte entre la distance à la mer et les concentrations en chlorures mesurés dans les eaux de pluie,
- Les interactions eau/roches : de nombreuses roches ignées et volcaniques contiennent des minéraux riches en chlorures (la sadalite [Na_8 [$Cl_2(AlSiO_4)_6$]]), il est également admis de possibles apports de chlorures par les inclusions fluides de certains minéraux rencontrés en contexte volcaniques,
- Une origine marine (le biseau salé),
- Une origine anthropique (engrais) (BRGM, 2007).

Dans l'eau potable, la concentration maximale acceptable est de 250 mg/l. Si la teneur est supérieure à cette valeur, elle affecte le goût de l'eau. Une concentration élevée de Cl peut provoquer l'eczéma et l'érythème (BELKHIRI, 2011)

I.4.4. Sulfate

L'ion sulfate SO_4^{2-} est la forme prédominante des sulfates dans les eaux souterraines. Sa présence peut avoir plusieurs origines :

L'oxydation des minéraux riches en sulfate (la pyrite (FeS2)), les teneurs mesurées dans les eaux souterraines s'échelonnent alors de quelques mg/l à quelques dizaines de mg/l,

Le lessivage de formations évaporitiques (le gypse ($CaSO_4$, 2H2O)), les teneurs en sulfates des eaux souterraines peuvent alors atteindre quelques centaines, voire quelques milliers de mg/l,

L'oxydation de sulfures dans les précipitations atmosphériques (phénomène des pluies acides),

Une origine anthropique (engrais) (BRGM, 2007).

La forte concentration en sulfates provoque de troubles gastro-intestinaux; aussi elles peuvent donner un goût désagréable à l'eau et créer des dépôts tenaces dans les chaudières (BELKHIRI, 2011).

I.4.5. Eléments traces métalliques

Les éléments traces sont des constituants de la croûte terrestre, au nombre de 68, dont la concentration est pour chacun d'eux inférieure à 0,1%, et ne représentent que 0,6% du total des éléments. Parmi ces éléments, on peut citer le plomb (Pb), le cuivre (Cu), le zinc (Zn) et le cadmium (Cd), en raison de leur toxicité potentielle dans l'environnement et/ou de leur capacité à contraindre les sources naturelles ou anthropiques. Comme tous les composants chimiques de la croûte terrestre, les éléments traces participent aux grands cycles biogéochimiques. Ces cycles comprennent de grands réservoirs: l'Atmosphère, l'Océan, les Continents. Au sein des réservoirs terrestres on les retrouve notamment dans les roches mères, les sédiments et les volcans (BELKHIRI, 2011).

I.5. Les principales origines des pollutions

I.5.1. Origine domestique

Dans le cas d'un assainissement collectif ou individuel défectueux, des substances indésirables contenues dans les eaux vannes et des eaux ménagères peuvent être transférées dans à la nappe (matières organiques, détergents, solvants, antibiotiques, micro-organismes, etc.) Le cas se produit avec les puits perdus, l'assainissement individuel avec infiltration dans le sol mal conçu ou mal dimensionnée, les stations d'épuration urbaines surchargées, etc. les ordures ménagères accumulées dans des décharges sauvages ou non mises à la norme (centre d'enfouissement technique) libèrent également de lixiviats riches en polluants (SEGHIR,2008) ;

I.5.2. Origine industrielle

Les polluants d'origine industrielle sont très variés selon le type d'activité : substances organiques banales, produits organiques de synthèse, hydrocarbures, sels minéraux, métaux lourds, etc. les polluants sont exceptionnelles mais encore trop souvent chroniques (fuites de réservoirs, da canalisations, etc.) Un cas particulier est celui des exploitations minières. L'extraction des granulats en plaines alluviale met en contact l'eau de la nappe avec les polluants éventuels.

I.5.3. Origine agricole

La pollution est étendue dans l'espace et dans le temps ; elle est chronique et concerne de grandes surfaces. En effet, les pratiques actuelles des cultures et de l'élevage influencent fortement le régime et la qualité des eaux. L'utilisation massive des engrais et des produits chimiques de traitement des plantes détruit la vie dans les rivières et rend impropres à la consommation humaine, et parfois animale, les eaux superficielles et souterraines. Le transfert des engrais et des pesticides à la nappe se fait soit par infiltration sur l'ensemble de la surface cultivée, par rejet dans des puits perdus, des gouffres et des bétoires. La pratique de l'irrigation accélère le transfert. Les élevages intensifs de bovins et volailles produisent une grande quantité de déjections azotées qui doit être stockée en réservoirs étanches avant d'être utilisée comme engrais (SEGHIR, 2008) ;

I.5.4. Origine urbaine et routière

Les risques de pollution apparaissent à la construction des réseaux routières puis à leur exploitation (salage en hiver, hydrocarbures, métaux lourds libérées par accident, etc.) en villes on trouve, en plus des polluants de la voirie, la contamination possible des nappes par les eaux usées (raccordement incomplet ou défectueux, mauvais état des réseaux, surcharge ou mauvais fonctionnement des stations d'épuration, en particulier absence de traitement), par les fuites de cuves de carburant (essence, fiole), par les cimetières, l'imperméabilisation des surfaces (routes, rues, parkings, toits) produit une forte quantité d'eau de ruissellement chargée en produits polluants divers (hydrocarbures, déjections d'animaux, etc.) (Figure 1.1). Ces eaux pluviales polluées ne doivent en aucun cas être transférées à la nappe (SEGHIR, 2008).

I.6. Problématique de la pollution azotée

Dans la nature l'azote représente le principal composant de la biosphère (environ 78%), ce dernier constitue paradoxalement à l'heure actuelle d'une part un élément principal de la productivité agricole et d'autre part une des substances principales de nuisance à l'environnement. Malgré son appartenance à un cycle naturel très complexe, il figure parmi les composés d'intérêt prioritaire des lois de protection de l'environnement de la plupart des pays (METAHRI, 2012).

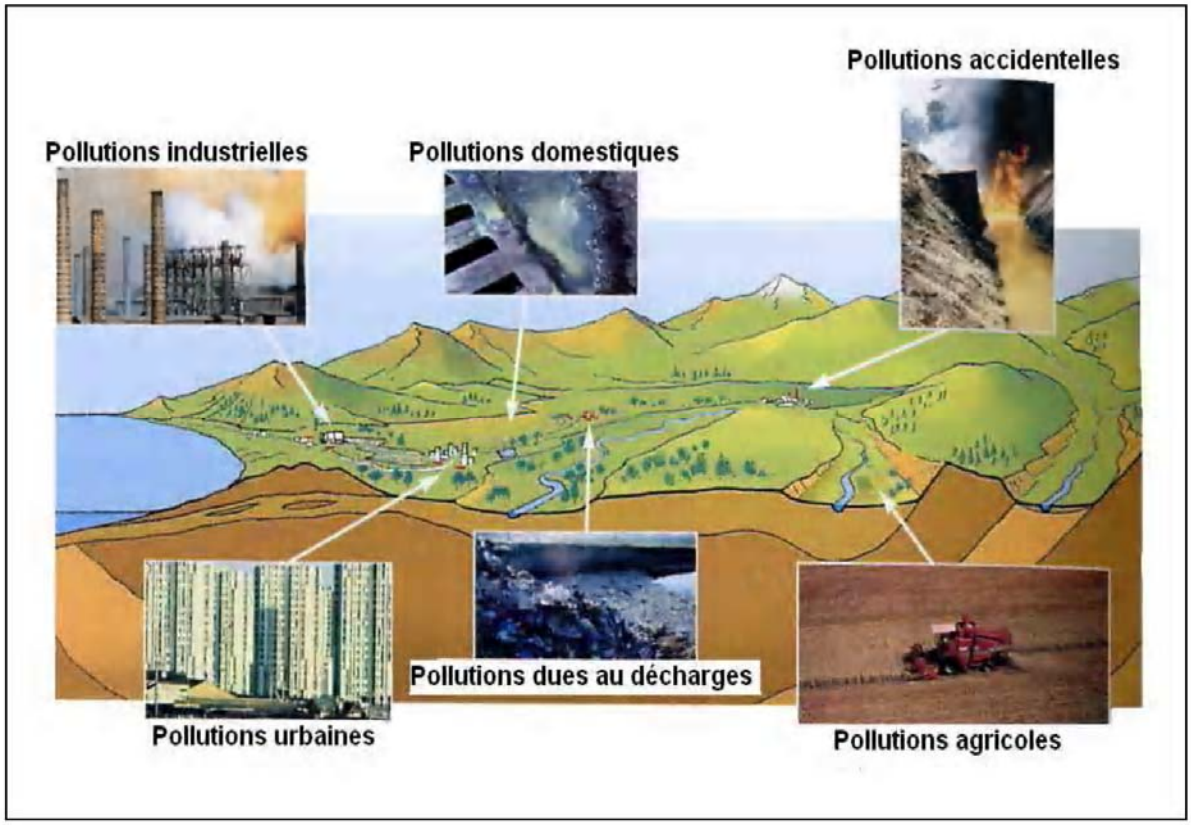

Figure 1.1 : Principales causes de pollution (SEGHIR, 2008)

En effet, la pollution azotée sous toutes ses formes, se justifie par le déversement abusif, direct ou indirect, d'impuretés dérivées de l'azote dans l'atmosphère, dans les eaux naturelles et dans le sol. L'introduction accrue de cet élément dans les différents milieux récepteurs est préjudiciable à la santé humaine, nuisible aux ressources biologiques terrestres comme aquatiques et à l'ensemble des écosystèmes naturels.

Dans la plus part des rejets liquides et solides de ces activités potentielles de nuisance à l'environnement, l'azote existe sous deux formes bien connues :

- La forme organique non oxydée et peu soluble (azote organique) ;
- La forme minérale et soluble (azote ammoniacal NH_3^+ ou NH_4^+, nitrite NO_2^-, nitrate NO_3^-).

Il est important de rappeler que l'azote sous sa forme NH_3^+ dite non dissociée ou ammoniac libre représente la forme la plus toxique. Les concentrations polluantes de l'azote et/ou des ses dérivés couramment rencontrées dans les rejets varient selon les secteurs d'activités, le niveau de développement des populations et les conditions et les politiques environnementales en vigueur.

La prise en conscience de l'impact des rejets azotés sur la dégradation des milieux récepteurs notamment les eaux superficielles s'est relativement généralisées ces dernières années, elle a conduit les pouvoirs publics à renforcer les exigences.

On note généralement que :

- Son oxydation biologique (NH_4^+) par réaction de nitrification dans les eaux naturelles s'accompagne d'une consommation accrue d'oxygène théoriquement estimée à 4.3 mg d'O_2/ mg d'azote oxydé ;
- Une teneur en ammoniaque de l'ordre de 0.02 mg/l est toxique pour la vie piscicole ;
- Une charge supérieure à 25 mg/l de NO_3^- entraine un développement indésirable d'algues conduisant à l'eutrophisation du milieu ;
- Une charge importante (50mg/l) de NO_3^- est susceptible de provoquer la méthémoglobinémie chez le nourrisson par réduction du nitrate en nitrite et oxydation du fer ferreux de l'hémoglobine en fer ferrique ;
- La présence de NH_4^+ engendre une surconsommation du chlore dans le traitement de l'eau potable (METAHRI, 2012).

I.6.1. Cycle de l'azote

L'azote est un élément essentiel pour la croissance et le développement des végétaux. Il est naturellement présent dans l'environnement sous différents formes (Fig. 1.2) :

- les ions : nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-) et l'ammonium (NH_4^+) ;
- les gaz : ammoniac (NH_3), diazote (N_2), protoxyde d'azote (N_2O), dioxyde d'azote (NO_2), monoxyde d'azote (NO) ;
- l'azote organique (ex : protéines).

Dans le sol, l'azote se trouve principalement sous forme organique. Les processus de minéralisation et de nitrification permettent la transformation de l'azote organique en azote inorganique, assimilable par les plantes (principalement sous forme de nitrates). Les sources de nitrates présents dans les eaux superficielles et souterraines sont multiples. Sa présence peut résulter de l'application directe d'engrais azotés, des dépôts atmosphériques, mais aussi de la nitrification de composés azotés et des rejets d'eaux usées (domestiques ou d'élevage) (BRIAND, 2014).

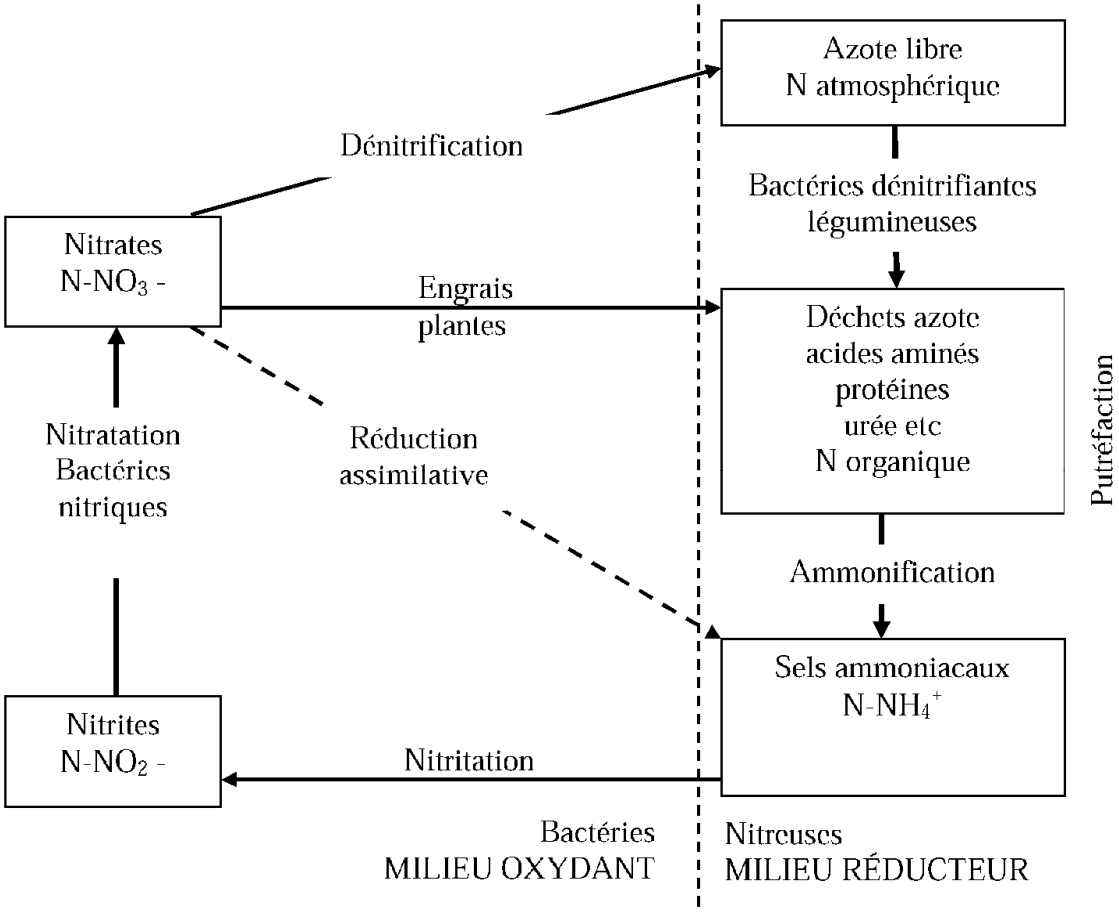

Figure 1.2 : Cycle de l'azote (METAHRI, 2012)

I.6.1.1. La minéralisation (ou ammonification)

La minéralisation correspond à la dégradation de la matière organique, conduisant à la production d'ammonium (NH_4^+). La minéralisation est d'autant plus forte que les apports sont importants, elle est maximale au printemps et à l'automne lorsque les températures sont douces et le sol humide (MARTIN, 2003).

I.6.1.2. L'organisation (ou immobilisation)

L'organisation correspond à l'assimilation d'azote, préférentiellement sous forme ammoniacale par les micro-organismes (MARTIN, 2003).

I.6.1.3. La nitrification

La nitrification correspond à l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal en azote nitrique (NO_3^-). Les étapes successives de la nitrification se font par l'intermédiaire de deux

familles de bactéries principalement présentes dans les sols : Nitrosomas pour la nitrification (transformation de NH_4^+ en NO_2^-) et Nitrobacter pour la nitratation (transformation de NO_2^- en NO_3^-) (MARTIN, 2003).

I.6.1.4. La dénitrification

La dénitrification est la transformation de l'azote nitrique en azote gazeux (N_2). La dénitrification fait intervenir de nombreuses espèces bactériennes dont l'action est maximale dans des conditions d'anoxie, de présence de nitrate et d'une source de carbone assimilable. L'ion NO_3^- est utilisé comme accepteur final d'électrons à la place de l'oxygène. La dénitrification conduit principalement à la libération d'azote gazeux N_2 (MARTIN, 2003).

I.6.1.5. Pollution des nappes souterraines par les nitrates

L'infiltration des nitrates dans les eaux souterraines, que l'on peut également nommer lixiviation, se produisent en période d'excès hydrique lorsque la réserve en eau du sol est remplie.

La lixiviation des nitrates est un processus physique naturel, qui, peut être augmenté lorsque le cycle de l'azote est perturbe par certaines pratiques agricoles et certains changement d'occupation du territoire. Les processus du sol qui contrôlent le cycle de l'azote dans le sol, et donc les quantités d'azote, sont nombreux, mais les plus importants sont : l'absorption d'azote par les plantes, les apports d'engrais azotés (minéraux et organique), l'organisation et la minéralisation, ainsi que la nitrification et la dénitrification.

La lixiviation des ions nitrates ne dépend pas uniquement de la concentration en nitrates du sol. Un second processus hydrologique est nécessaire : la percolation de l'eau dans le profil sol. Cette percolation est un phénomène ponctuel qui a eu lieu principalement durant les mois de fortes précipitations et de faible évapotranspiration. Une bonne gestion de l'azote minéral du sol vise donc à minimiser les quantités d'azote du sol lorsque le risque de percolation est maximum. Pour que les pertes d'azote par lixiviation soient possibles, il faut donc réunir deux conditions : la présence de nitrates dans le sol et une situation d'excès d'eau qui conduit à un flux d'eau vertical dans le sol (GUILLAUME, 2008).

I.6.2. Les nitrates

I.6.2.1. Composition chimique

Les nitrates sont des composés inorganiques composés d'un atome d'azote (N) et de tris atomes d'oxygène (O). Leur formule chimique est NO_3^-, sa masse moléculaire est de 62

mg/mol. L'azote constituant la molécule de nitrates est dénommé azote nitrique et est généralement noté N- NO_3^-. Ainsi un gramme d'ion NO_3^- correspond à 0.22 gramme d'azote nitrique.

Les nitrates sont des éléments minéraux nutritifs pour les végétaux et les micro-organismes. Pour cette raison, les sels de nitrates comme par exemple le nitrate de potassium (encore appelé Salpêtre, de formule KNO_3), ou le nitrate de sodium ($NaNO_3$), le nitrate de calcium ($Ca(NO_3)_2$) ou le nitrate d'ammonium (NH_4NO_3), sont utilisés pour la fabrication de fertilisant azotés. Les nitrates sont également utilisés pour la composition d'explosifs ou de ciments spéciaux, comme additif et colorant alimentaire, pour la coagulation de latex, dans l'industrie nucléaire et pour le contrôle des odeurs et de la corrosion dans les systèmes hydrauliques.

I.6.2.2. Sources

La présence des nitrates dans l'eau de consommation est principalement attribuable aux activités humaines. L'utilisation de fertilisants synthétiques et de fumier, associée aux cultures et à l'élevage intensif, favorise l'apparition de nitrates dans l'eau. Les installations septiques déficientes, de même que la décomposition de la matière végétale et animale, peuvent aussi être une source de nitrates dans l'eau. Le risque de contamination est plus important si le sol recouvrant la nappe d'eau est vulnérable (puits de surface) (GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'EAU, 2003).

I.6.2.2.1. Dans l'organisme

I.6.2.2.1.1. Sources endogènes

L'homme possède naturellement des nitrates dans son organisme. Les concentrations plasmiques des nitrates sont variables au cours de la journée et tout au long de son existence.

En 1919 MITHELL a remarqué que la quantité de nitrates dans les urines était plus importante que celle ingérée. En 2001, A. LESPINE a met ainsi en évidence la production endogène des nitrates. En 1981, la production de monoxyde d'azote (NO) est détectée dans l'organisme, sa durée de demi-vie est courte 3 à 5 secondes, il se trouve donc rapidement transformé en nitrates. En 1985 les travaux de nombreuses études permirent d'expliquer la formation de monoxyde d'azote. Il s'agit d'une réaction biochimique intracellulaire qui consiste en la dégradation d'une molécule d'un acide aminé la L-arginine en L-citrilline entrainant la libération de monoxyde d'azote qui va réagir avec l'oxygène et former des molécules N_2O_3 et N_2O_4 donnant par hydrolyse les nitrates NO_3^- (BOUGHERARA, 2010).

I.6.2.2.1.2. Sources exogènes

Les nitrates exogènes proviennent de la nourriture et de l'eau, ce n'est pas uniquement l'eau qui apporte les nitrates mais aussi les légumes. Il a été estimé dans plusieurs études que les légumes apportent 70 à 80% des nitrates ingérées. Le reste correspond environ 10% à l'eau et 10% aux autres aliments. Tous les aliments n'apportent pas la même quantité des nitrates selon les saisons et les teneurs en nitrates utilisés comme engrais (BOUGHERARA, 2010).

I.6.2.2.2. Dans l'environnement

I.6.2.2.2.1. Les sources naturelles

En l'absence de toute fertilisation azotée, les nitrates présents dans les sols proviennent de la fixation de l'azote atmosphérique par certaines espèces végétales, les légumineuses. Ces plantes captent l'azote de l'air et le transforment en matière organique dans leurs racines. Quand la plante a fini son cycle saisonnier, la matière organique azotée est peu à peu décomposée par les bactéries nitrifiantes du sol, et transformée en nitrates. Une autre source naturelle est due à l'urine des animaux. Celles-ci contiennent de l'ammoniac et de l'urée (contenant de l'azote), qui peuvent être rapidement oxydes en nitrates dans le sol. Il en va de même les déjections humaines, les ternîtes, les cimetières (par décomposition des corps). Ces derniers restent très négligeables. (SANTE-ENVIRONNEMENT, 2007).

I.6.2.2.2.2. Les sources anthropiques

Les nitrates sont indispensables au développent des plantes. C'est pourquoi l'homme en apporte à ses cultures afin de favoriser leurs productions car lors d'une culture intensive, les réserves naturelles en nitrates ne sont pas suffisantes. La source majeure (55%) des nitrates s'observe, soit dans les zones de culture céréalières et maraichères, soit dans les zones d'élevage intensif où la production d'engrais de ferme épandue dépasse souvent les capacités d'épuration des sols et des cultures. Car l'homme ne cherche pas à mettre la quantité idéale pour favoriser sa production, il préfère mettre les engrais et donc un excès des nitrates afin d'être sûr que les plantes aient ce qu'il faut. Les nitrates en excès finissent donc par rejoindre les cours d'eau et les nappes souterraines. Une autre source qui peut engendrer un excès des nitrates est l'activité domestique, on parle surtout des déjections humaines et les fosses septiques. Les activités industrielles avec notamment l'industrie alimentaire, l'industrie lourde et l'industrie pharmaceutique qui peuvent ainsi engendrer un apport important des nitrates (BOUGHERARA, 2010).

I.6.3. Concentrations dans l'eau potable

La concentration de nitrates dans l'eau potable peut être classée selon quatre catégories : inférieur à 0.2 mg-N/l (aucune influence humaine), entre 0.21 et 3.0 mg-n/l (influence possible des activités humaines), entre 3.1 et 10 mg-N/l (influence très nette des activités humaines mais sans impact apparent sur la santé), supérieur à 10 mg-N/l (impact majeur des activités humaines et effet possible sur la santé (GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'EAU, 2003). Tableau 1.1.

Tableau 1.1: Influence des activités humaines et impact sur la santé de différents niveaux de nitrates dans l'eau (GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'EAU, 2003).

Concentration de nitrates dans l'eau potable (mg-N/l)	< 0,2	0,21 – 3,0	3,1 – 10	> 10
Influence des activités humaines	Non	Possible mais impact mineur	Certaine mais avec impact modéré	Certaine avec impact majeur
Impact sur la santé	Non	Non	Non démontré	Possible

I.6.4. Origine de la pollution des eaux par les nitrates

Les nitrates constituent aujourd'hui la cause majeure de pollution des grands réservoirs d'eaux souterraines qui, par ailleurs présentent en général une qualité chimique et bactériologique satisfaisante. En l'absence de contamination, la teneur en nitrates des eaux souterraines varie de 0.1 à 1mg/l d'eau et elle dépasse souvent aujourd'hui 50mg/l (norme retenue par l'organisation mondiale de la santé pour les eaux potables). La progression de cette contamination est couramment de 0.5 à 1mg/l/an et peut atteindre 2mg/l/an. Cela veut dire que la pollution actuelle des nappes souterraines provient d'une vingtaine d'années d'épandage d'engrais.

Toutes les sources de nitrates citées précédemment vont à plus ou moins à long terme être au contact du sol mais l'utilisation des engrais azotés en agriculture est considérée comme la principale source de contamination des eaux car les engrais azotés épandus sur les sols contiennent des nitrates ou des composés qui seront transformés en nitrates par la faune microbienne du sol même s'ils sont indispensables aux productions végétales. Comme les nitrates sont très solubles dans l'eau, très mobiles et présentent une faible affinité aux échanges ioniques donc il suffit qu'ils soient en excédent par rapport aux besoins des plantes pour qu'ils soient lessivés vers les nappes souterraines ou qu'ils ruissèlent vers les cours

d'eau. A ces engrais azoté il convient d'ajouter les nitrates d'origines animales. L'autre source de pollution par les nitrates est l'azote des eaux des égouts des rejets industriels et urbains qui ne sont qu'en partie épurées qui est rejeté dans le milieu naturel et s'oxyde en nitrates.

I.7. Les phosphates

I.7.1. Comportement du phosphore dans les sols agricoles

Le phosphore est un élément chimique non métallique abondant dans la nature. En effet, il se trouve à la onzième position parmi les constituants de la croûte terrestre. Il figure parmi les cinq éléments essentiels à la croissance des végétaux, soient le carbone, l'hydrogène, l'oxygène, l'azote et le phosphore. Il n'est pas seulement indispensable aux végétaux, mais également aux humains et au animaux. Le phosphore est un élément essentiel à la vie puisqu'il entre dans la constitution des tissus où il tient un rôle important dans l'entreposage et les transferts d'énergie. Le phosphore élémentaire solide se présente sous trois formes allotropiques : le phosphore blanc, le phosphore rouge et le phosphore noir. Ce dernier représente la forme la plus stable. Dans l'environnement, le phosphore est habituellement retrouvé sous forme de phosphate, un type de phosphore noir (POMERLEAU, 2013)

I.7.2. Cycle du phosphore

Le cycle du phosphore se distingue des autres importants cycles biogéochimiques (azote, soufre, carbone, oxygène et eau) par le fait qu'il ne comporte pas de composante gazeuse en quantité significative et qu'il n'affecte presque pas l'atmosphère (POMERLEAU, 2013). La majorité du phosphore terrestre provient de l'altération des phosphates de calcium des roches de surface, principalement l'apatite. Les sols contiennent une grande quantité de phosphore, pouvant excéder de 15 à 150 fois les besoins des végétaux. Toutefois, seulement une partie est accessible aux plantes et aux organismes vivants, cette partie est appelée phosphore biodisponible. Ce phosphore assimilable est partiellement absorbé par les plantes puis transféré aux animaux par leur alimentation. Ces derniers en utilisant une partie dans leur processus physiologique et rejettent l'autre partie dans leurs déjections. Le phosphore, ainsi rejeté, peut être en partie transporté vers les cours d'eau et les océans où des organismes vivants l'assimileront, il peut sédimenter au fond des océans, sous forme de particules ou d'organismes morts ou il peut servir de fertilisant aux plantes. Le phosphore sédimenté se transformera en roches sédimentaires qui un jour seront ramenées à la surface terrestre par le mouvement des plaques tectoniques et le phosphore pourra alors être remis en circulation par l'altération des roches ; le cycle recommencera (POMERLEAU, 2013).

L'équilibre naturel du cycle du phosphore a été considérablement modifié par d'activité humaine au cours des derniers siècles. Les sources de phosphate liées aux activités anthropiques sont celles qui contribuent le plus à l'accroissement des quantités de phosphore retrouvées dans l'environnement. Les sources ponctuelles de phosphore d'origine urbaine, comme les effluents d'usines, les rejets d'égouts, des usines de filtration des eaux usées et des fosses septiques ont longtemps été une source majeure de pollution des eaux de surface. Fig. 1.3. Ce sont maintenant les sources diffuses de phosphore, particulièrement celles d'origine agricole, qui sont principalement responsables des apports en phosphore dans les eaux de surface (POMERLEAU, 2013).

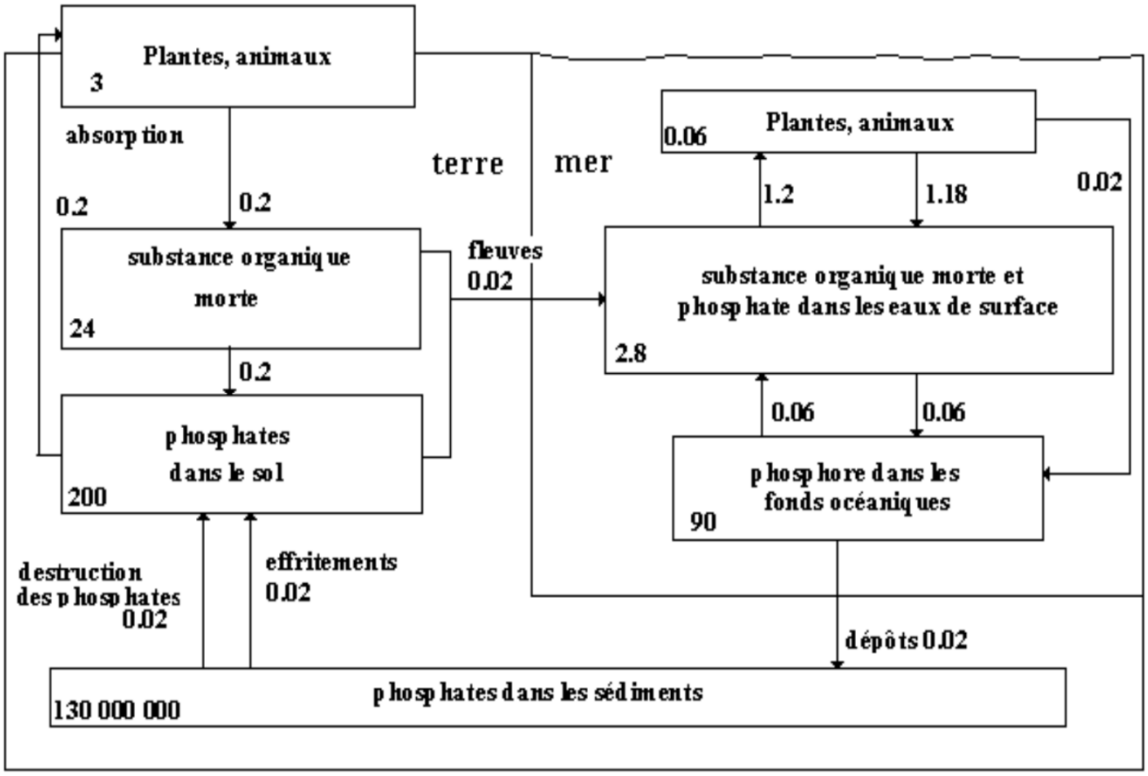

Figure 1.3 : Cycle simplifié du phosphore sur la terre et la mer respectivement en 10^9 t et 10^9 t/a (ZERKI, 2013)

I.7.3. Composition chimique

Les phosphates sont des composées phosphorés. Dans la nature, le phosphore (P) est généralement présent sous forme de molécules de phosphates. Parmi les phosphates présents dans l'eau, on distingue couramment :

- Les orthophosphates ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-}, PO_4^{3-}), qui sont des sels minéraux de l'acide phosphorique (H_3PO_4). Cette forme, est également appelée lors de la mesure des concentrations dans les eaux « phosphore réactif » ;

- Les polyphosphates (ou phosphates condensées), qui correspond à des molécules plus complexes de phosphates minéraux on parle également de « phosphore hydrolysable » dans l'acide ;

- Les phosphates organiques, qui correspond à des molécules de phosphates associées à des molécules à base carbonées, comme dans la matière organique vivante ou morte (animaux, végétaux, micro organismes, etc.). Dans l'eau, les phosphates inorganiques (orthophosphates et polyphosphate) et des phosphates organiques peuvent se retrouver sous formes dissoutes et/ou particulaire (associés aux particules en suspension, de sédiment, ou de sol). Lors de la détermination des concentrations en phosphates dans une matrice quelconque (eau, sol, aliment), suivant les cas, la teneur en phosphates est estimée en gramme de PO_4, de P_2O_5 ou de P par litre. Ainsi : 1gr de PO_4=0.747g/l de P_2O_5=0.326g/l de P.

I.7.4. Sources des phosphates

Contrairement à l'azote, les composés gazeux du phosphore sont presque inexistants dans l'atmosphère. Il n'existe donc pas de réservoir atmosphérique important de phosphore. Le phosphore est naturellement présent dans certaines roches (ignées ou sédimentaires). Le lessivage de celle-ci par les processus naturels d'érosion conduit à sa solubilisation dans les milieux aquatiques. En l'absence d'intervention humaine, les eaux de surfaces contiennent cependant très peu de phosphates. La teneur naturelle (aussi appelée fond biogéochimique) en $P\text{-}PO_4^{3-}$ des cours est estimée inférieur à 0.025 mg/l et dépend principalement de la nature du substratum géologique. Les orthophosphates dissous dans l'eau sont utilisables pour la croissance des végétaux. Lors de la décomposition de la matière organique phosphorée, les bactéries présentés dans les eaux, les sédiments et les sols la transforment en phosphates minéraux dissous selon le processus de minéralisation. Les phosphates sont moins aisément lessivables que les nitrates. Ils s'adsorbent aisément aux particules de sol, de sédiments et aux particules en suspension pour former des complexes organiques ou minéraux. Par conséquent lors de l'infiltration de l'eau dans les sols, une fraction des phosphates initialement dissous dans l'eau sera retenue par les particules du sol. Une partie est généralement entrainée et contamine les eaux superficielles et les nappes phréatiques.

L'élevage (troupeaux, aquaculture) constitue également une source naturelle de phosphore. Les agglomérations urbaines conduisent à des concentrations ponctuelles des rejets.

Les rejets d'eaux domestiques constituent généralement la principale source de pollution des eaux par les phosphates. L'usage de tripolyphosphates de sodium comme additifs dans les lessives textiles et les produits pour lave-vaisselle constitue une autre source de contamination des eaux par les phosphates. Les phosphates sont également utilisés comme anticalcaire et inhibiteurs de corrosion dans les canalisations de distribution d'eau.

Dans les pays où la production agricole intensive est particulièrement développée, l'utilisation d'engrais phosphatés peut constituer la principale source artificielle d'enrichissement des eaux en phosphore. La fertilisation des terres agricoles est la source d'une pollution diffuse des eaux. Les autres usages industrielles du phosphore (chimie de synthèse, photographie, lithographie, etc.) constituent des sources ponctuelles moins importants de contamination des eaux.

Il est enfin important de noter que le phosphore utilisé comme fertilisant est épandu sur le sol et est par conséquent susceptible d'être en partie assimilé par les végétaux ou fixé sur les particules du sol. Par contre le phosphore rejeté directement avec les eaux usées, s'il ne fait pas l'objet d'un traitement spécifique en station d'épuration, alimente les écosystèmes aquatiques en éléments nutritifs solubilisés et biodisponible et favorise l'accélération de l'eutrophisation.

I.7.5. Problématique du phosphore

Le phosphore contenu dans les eaux constitue un nutriment susceptible d'entrainer une croissance excessive d'organismes végétaux (algues, plantes aquatiques) et causer l'eutrophisation du milieu récepteur. Le terme « eutrophisation » est utilisé pour désigner les changements provoqués, dans un écosystème aquatique, par un excès de matières nutritives organique et inorganiques (carbone, azote, phosphore), qui se traduisent par l'augmentation de la biomasse, la prolifération des algues et des plantes aquatiques, la diminution de la concentration d'oxygène dissous, l'augmentation de la concentration en ammoniaque et nitrites et finalement la disparition de certaines espèces de poissons.

Il est connu que le phosphore est un nutriment nécessaire de tous les organismes protoplasmiques. Le phosphore peut être limitant de la croissance des plantes aquatiques photosynthétiques. Il s'agit donc du paramètre qui a le plus influence sur l'eutrophisation des milieux récepteurs d'eau douce. La prévention de l'eutrophisation nécessite par conséquent la régulation stricte des flux de phosphore (LOSPIED, 2003).

II. Cadre naturel de la région d'étude

II.1.Caractères physico-géographiques

II.1.1. Situation géographique

La plaine de Ain Djasser se trouve dans le Sud-est algérien, située au Nord-ouest de la wilaya de Batna à quelques dizaines de kilomètres du chef lieu de la wilaya (Figure 1.4). La plaine fait partie du bassin versant des hauts plateaux constantinois et précisément du sous bassin versant Merdja Zana (B.V 07-02), s'étalant sur superficie de 210km^2 environ, elle est délimitée topographiquement comme suit :

- Au Sud, elle est insérée entre Djebel Zana culminant à 1280m et kef Bouchareb atteignant 1030m entraînant un fort rétrécissement dont l'altitude moyenne avoisine 920m à Draâ Eloust.
- Au centre, la plaine est plus large et limitée par Djebel Agmeroual (1230m) à l'Ouest et par Djebel Tabelkha (1020m) à l'Est.

Géographiquement elle se située aux coordonnées géographiques suivantes :

- 35°41'40"N ;
- 06°00'04"E ;
- Altitude moyenne =800 m.

Elle est délimitée par les limites géographiques suivantes :

- Au Nord et à l'Ouest par la wilaya de Sétif;
- A L'Est et au Sud par la commune de Zana-El-Beïdha ;
- Au Sud et à l'Ouest par la commune d'El-Hassi Tamahrite.

II.1.2. Relief

La commune d'Ain Djasser appartient à l'ensemble géomorphologique des hautes plaines telliennes dans le bassin versant des hauts plateaux constantinois et plus précisément du sous bassin versant Merdja Zana (07-02). La région d'Ain Djasser à une topographie peu accidentée est semble être plane. Géomorphologiquement, la commune est limitée naturellement au Sud par Djebel Zana et Kef Bouchareb culminant respectivement à 1280 m et 1030m. A l'Ouest par Djebel Agmeroual culminant à 1230m et à l'Est par Djebel Tabelkha culminant à 1020 m.

Les reliefs carbonatés sont pratiquement nus et présente une rare couverture végétal qui se résume en quelques genévriers, tandis que les glacis sont recouverts d'une maigre steppe à armoise. Quant à la plaine elle est cultivée en majorité en céréales et maraîchages.

Ce couvert végétal est du à la faible pluviométrie et à la salinité (Chott).

II.1.3. Hydrographie

Du fait la forme topographique presque plane de la région le réseau hydrographique est peu développé et de nature endoréique qui ne se manifeste qu'on faveur des fortes pluies. Les plus important cours d'eau temporaire sont Oued Msil qui traverse le chef-lieu de la commune de l'ouest vers l'est et terminer son parcours à environ 10 KM à l'est du chef-lieu dans le douar Boughezel, Oued Ben Zerhaïb, Oued Merzguène et Oued Gadaïne.

II.1.4. Contexte socio-économique

L'activité se limite essentiellement à l'agriculture et peu d'élevage, l'industrie se résume en une petite unité textile dont le personnel est en majorité allochtone.

D'après le recensement de 1998 (4ème recencedment général 1998 : office national des statistiques) la population de cette plaine est d'environ :

- 13000 habitants à Ain Djasser ;
- 9000 habitants à El Taya.

C'est une population à caractère rural, dispersée entre plusieurs douars répartis administrativement et géographiquement entre la wilaya de Batna (Ain Djasser) et la wilaya de Sétif (El Taya).

II.2. Cadre géologique

II.2.1. Introduction

A l'exception des djebels Guergueur et Anini qui apparaissent en fenêtre sous les nappes telliennes, les formations allochtones sud-sétifiennes (Figure 1. 5) constituent un vaste paquet d'écailles développées entre les méridiens d'Ain Taghrout à l'Ouest et d'Ain Mlila à l'Est. Elles déterminent d'Ouest en Est et du Nord au Sud les alignements de reliefs de la koudiet Dalla, des djebels Zdim, Youssef, Braou et Tnoutit, puis plus au Sud des djebels Sékhrine, Kalaoun, Tella, Tafourer, Agmérouel, Azraouat (Nord et Sud), Tizourit- Guedmane et Hamouda et enfin au Sud l'ensemble montagneux des djebels Messaouda, Roknia, Zana et Mestaoua.

L'ensemble de ces séries est un groupe homogène nommé les séries sud-sétifiennes typiques. A sa périphérique se développent des séries à caractères intermédiaires, soit avec l'autochtone méridional comme la série inférieur du djebel kalaoun au Sud, soit avec les

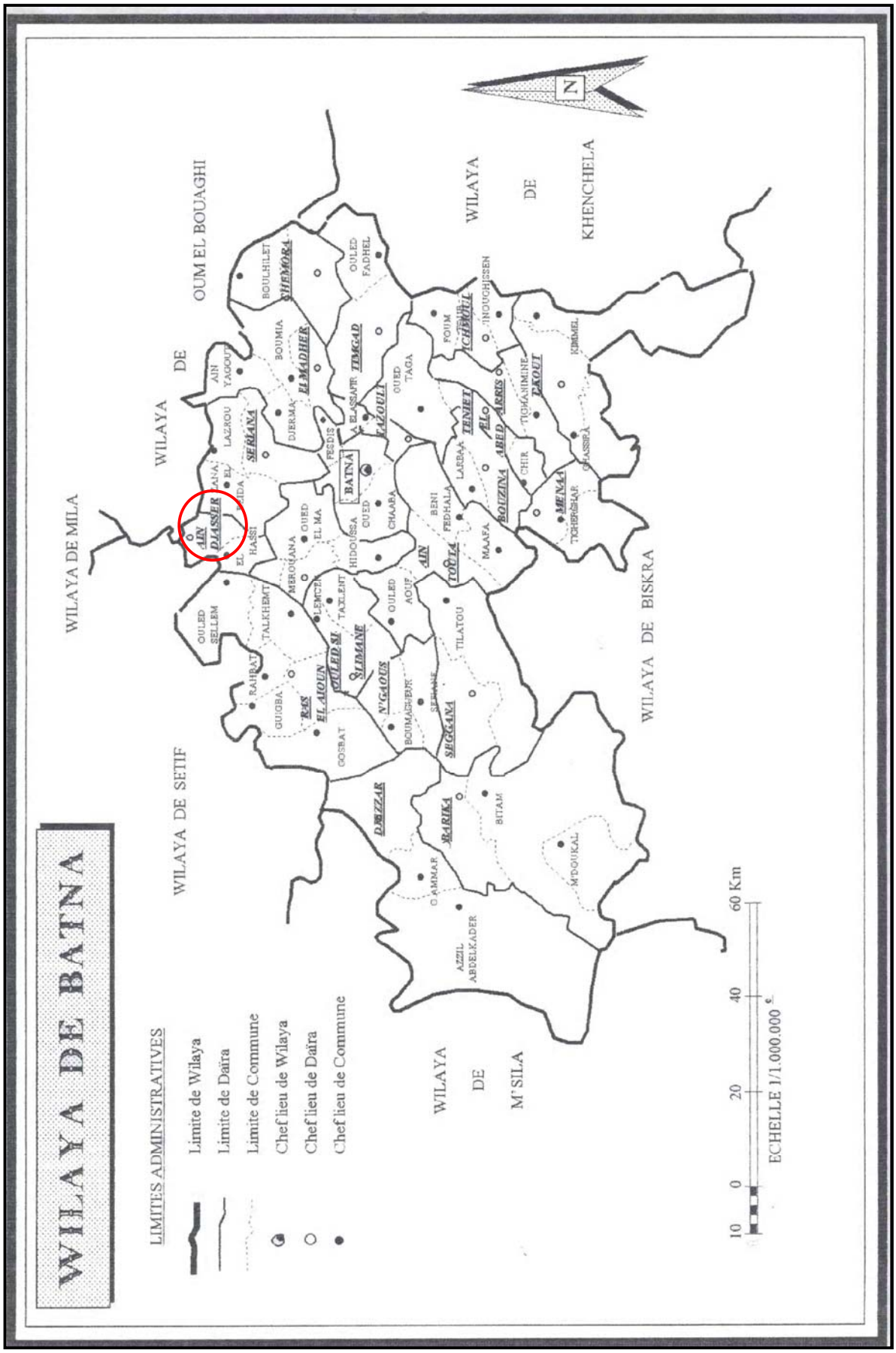

Figure 1.4: Limites administratives (ZIANI, 2010)

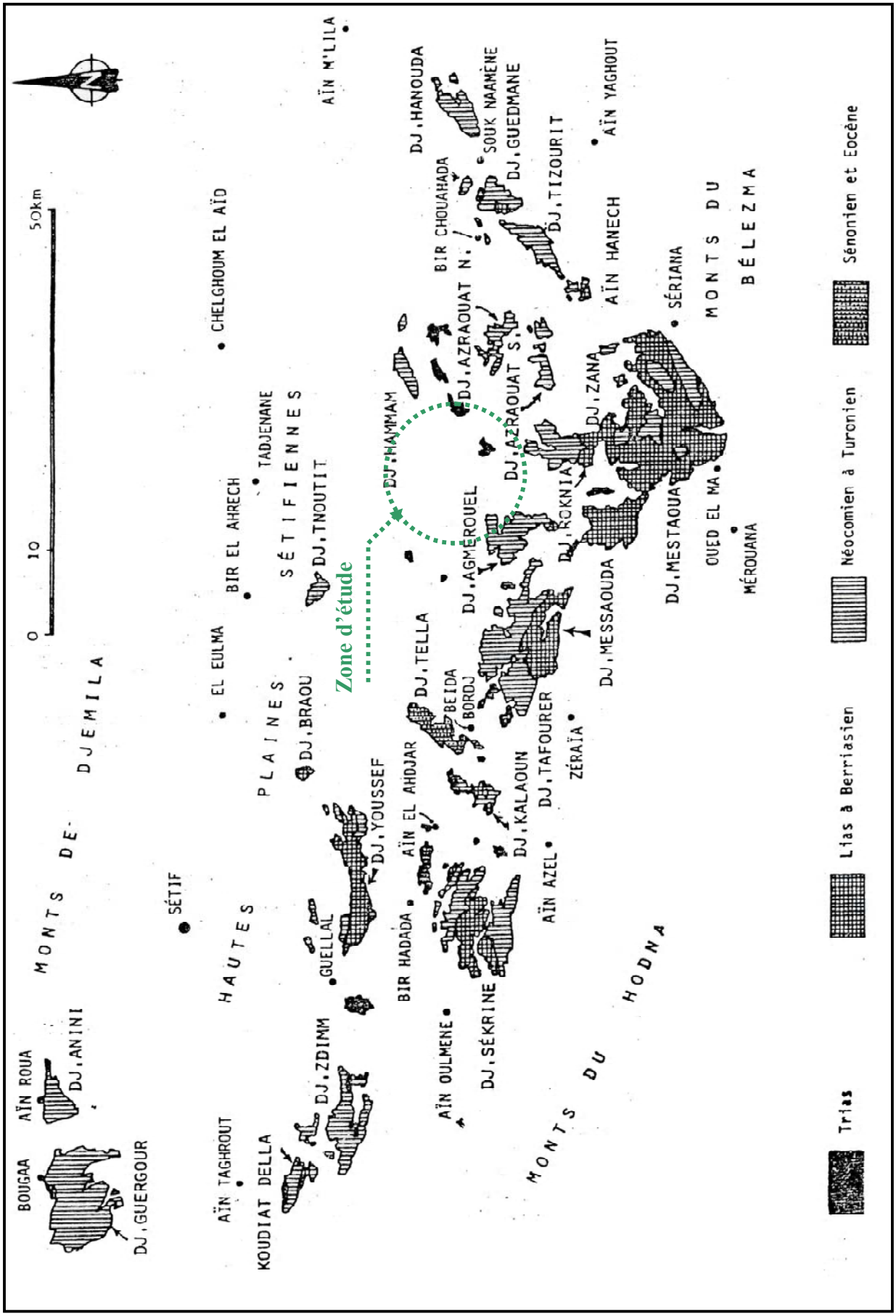

Figure 1.5: Plan de position simplifié des formations sud-setifiennes.(VILA,1980)

séries néritiques constantinoises comme l'ensemble Guedmane-Tizourit et le djebel Hmouda à l'Est. Ces deux dernières constituent la lame sud-sétifiennes orientale (VILA, 1980).

II.2.2. Disposition générale

L'aire étudiée appartient à la chaîne Alpine qui constitue l'ossature des reliefs de toute l'Algérie septentrionale au Nord de la flexure saharienne. Cet orogène n'est lui-même qu'une partie des chaînes qui ceinturent la méditerranée occidentale (DEMDOUM, 2010). Le sud sétifien se rattache aux zones externes septentrionales des Maghrébides d'Algérie nord-orientale.

Si on considère une coupe transversale de la chaîne alpine, à l'échelle de la méditerranée occidentale, on rencontre la distribution suivante (Figure 1.6):

- ✓ au centre, une zone interne caractérisée par la prédominance des affleurements métamorphiques ;
- ✓ latéralement, apparaissent successivement :
- ✓ Les séries sédimentaires du Secondaire et du Tertiaire qui constituent la chaîne calcaire sous forme de bande étroite et discontinue;
- ✓ la zone externe ou zone de nappes.

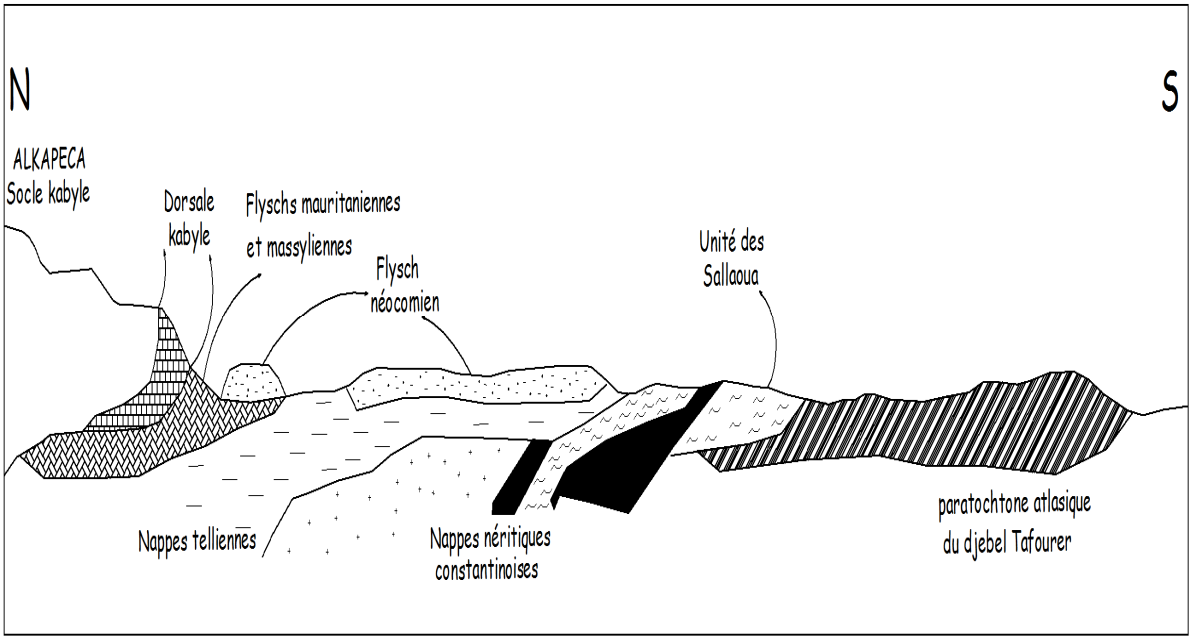

Figure 1.6 : Coupe générale des Maghrébides dans l'Est Algérien (VILA ,1980).

II.2.3. Disposition des domaines de l'Algérie nord-orientale

L'orogène maghrébin comprend, au Nord, les zones internes marquée par les massifs primaires de petite et grande Kabylie, le socle Kabyle métamorphique et la dorsale Kabyle sédimentaire. Les zones internes, issues du domaine Alkapeca (Alboran-Kabylies-Péloritain-Calabre) ou domaine méso-méditerranéen, représentent un terrain éclaté d'origine européen (ou adriatique). Les zones externes ou zones Telliennes correspondant aux différents domaines situés paléo géographiquement sur la paléomarge Africaine. Ces zones présentent un caractère chevauchant vers le Sud (Figure 1.7)

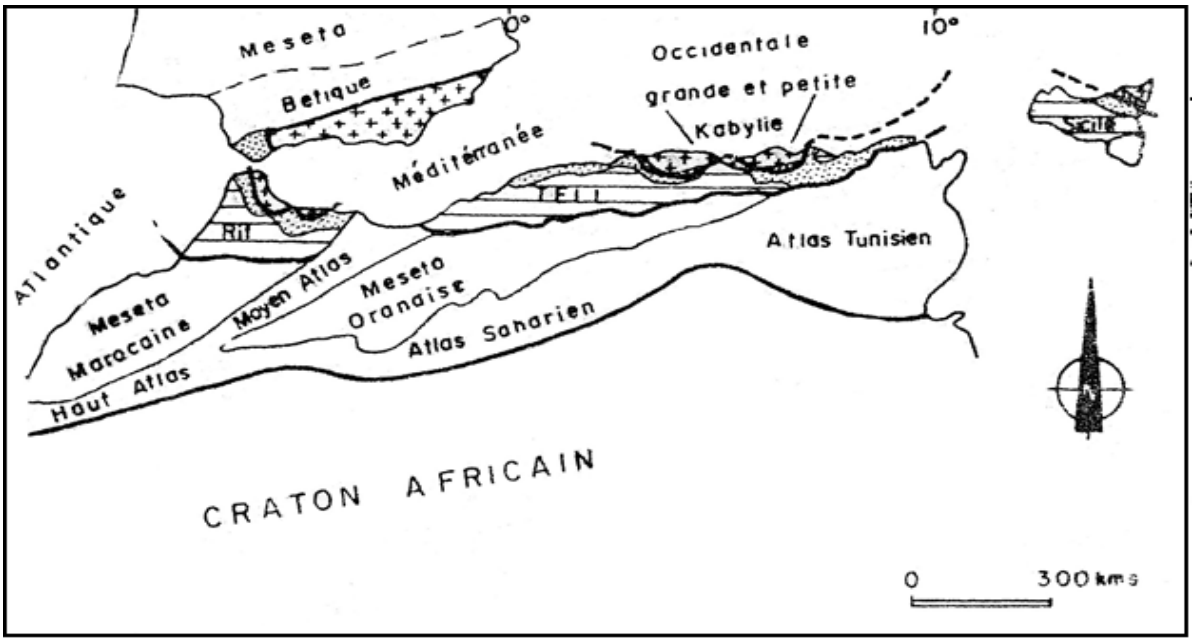

Figure 1.7 : Les grands ensembles structuraux de l'Afrique du Nord (VILA, 1980)

- ✓ Les flyschs correspondant à la couverture sédimentaire de l'ancien océan Téthys sont composés par une double série occupant une position essentiellement par rapport aux zones externes. Ils reposent avec des modalités variées sur les zones internes ou chaînes calcaires.
- ✓ A l'échelle de l'Algérie du Nord-est, une zonation plus fine peut être établie. Sur une transversal Nord-Sud (Figure 1.8), les principales zones définies à la fois par leurs caractères sédimentaires et structuraux sont :

II.2.3.1. Le socle kabyle

Ensemble métamorphique (Quartzites, Micaschistes, Phyllades) surmonté en discordance par du Paléozoïque : surmontant ces terrains, vient ensuite une épaisse série marine d'âge Oligo-Miocène comprenant des formations conglomératiques, gréseuses et carbonates.

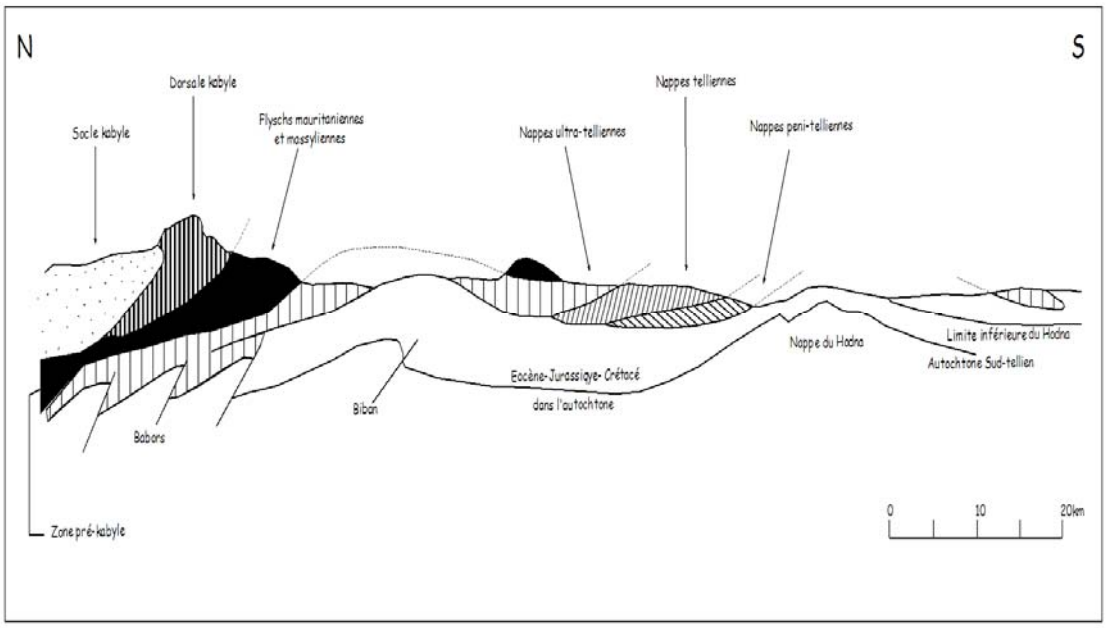

Figure 1.8: Rapports structuraux entre les différentes unités de la chaîne des Maghrébides (CAIRE, 1970, modifié, DURAND-DEGLA, 1980)

II.2.3.2. La dorsale Kabyle

C'est une zone étroite discontinue qui correspond à un ensemble de lames empilées. Elle est subdivisée en dorsale interne, médiane et externe.

II.2.3.3. Les domaines des flyschs

Les flyschs ont rempli du Néocomien à l'Aquitanien un large sillon que l'on divise en une partie interne (zones des flyschs mauritaniens) et une partie externe (zones des flyschs massyliens).

II.2.3.4. La zone Tellienne

Il s'agit d'importantes masses allochtones caractérisées par le développement des faciès marneux et marno-calcaire. Structuralement, ces masses présentent un caractère chevauchant vers le Sud.

On distingue :

- Les nappes ultra- telliennes.
- Les nappes telliennes au sens-strict (nappe de Djemila).

II.2.3.5. La plate forme sétifiennes

On peut distinguer plusieurs unités (Figure 1.9) :

- Les nappes néritiques constantinoises à l'Est.
- Les nappes de l'ensemble allochtone sud-sétifien à l'Ouest.

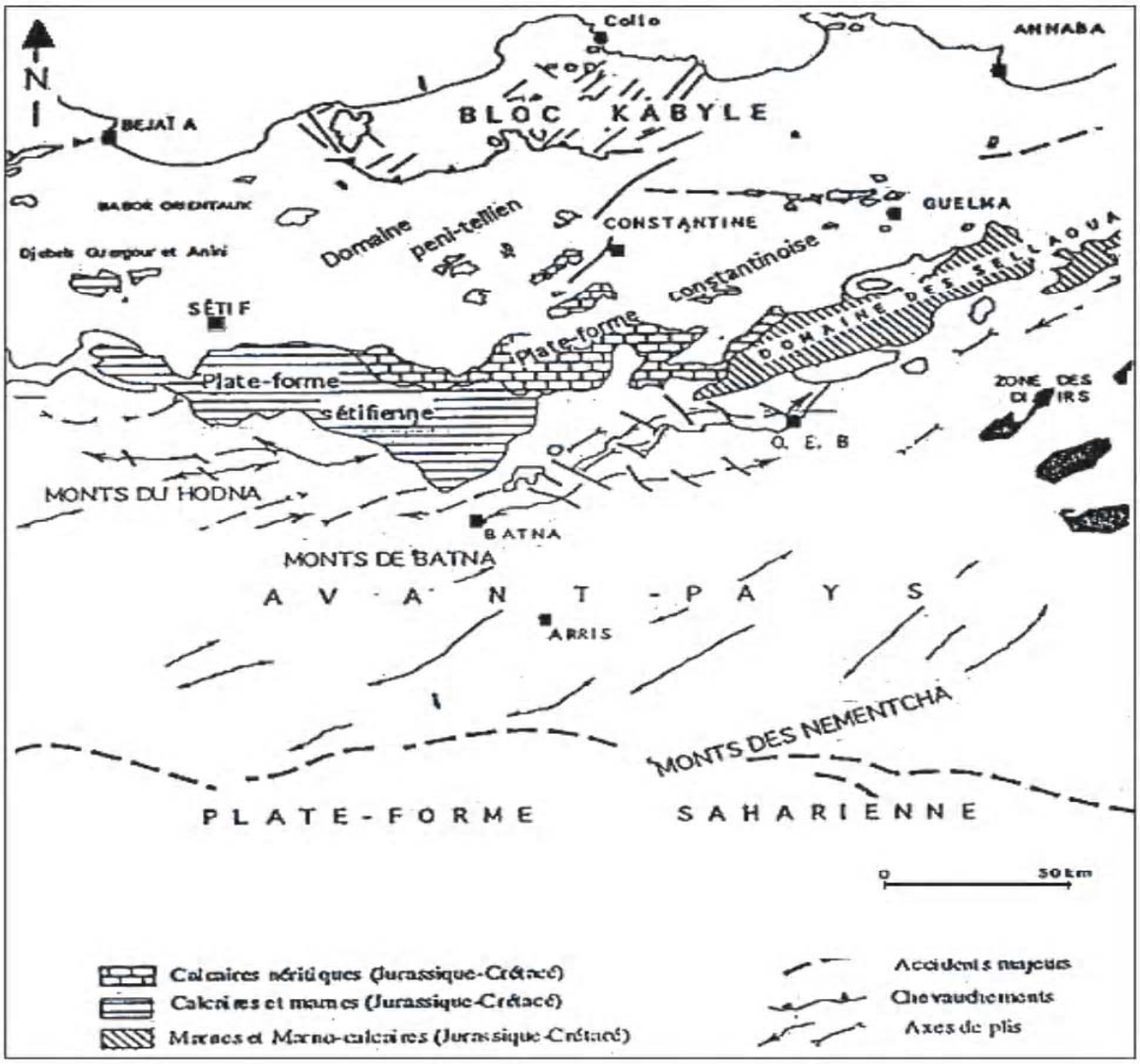

Figure 1.9: Situation actuelle des plates formes sétifiennes et constantinoises par rapport aux domaines des zones externes de la chaîne alpine d'Algérie nord-orientale (VILA, 1980)

Les séries de l'unité inférieure du djebel Kalaoun fortement un jalon entre la plate forme allochtone et l'autochtone Hodnéen.

II.2.3.6. Le parauchtone et autochtone Hodnéens

Les formations parautochtones et autochtones sont représentées par les djebels Kenneder et Mzaita des mots du Hodna. Ces massifs constituent le début de l'atlas Saharien qui développe ses grands structures plissées et faillées jusqu'aux portes du désert.

II.2.4. Géologie locale

La plaine de Ain Djasser est une vaste dépression typique des hautes plaines de l'Est algérien, constituée essentiellement de formations sédimentaires d'âge Quaternaire et Mio-pliocène.

Cette étendue plaine est entourée de reliefs en général carbonatés appartenant à l'ensemble sud sétifien d'âge Secondaire, repartis comme suit :

- ✓ A L'Ouest : Djebel Agmeroual culminant à 1241m ;
- ✓ Au Sud : Djebel Tissouras et Djebel Zana ;
- ✓ Au Sud Est : Djebel Roknia ;
- ✓ A l'Est : Bled M'harba ;
- ✓ Au Nord : les collines d'Ouled Haif où affleurent d'une manière considérable les formations salées du Trias.

Dans ce contexte nous présentons la lithostratigraphie des domaines de la région à l'étude.

II.2.5 Analyse lithostratigraphique

Les formations du Mio-plio-quaternaire reposent sur des structures d'ère secondaire montrant une variation lithologique (Figure 1.10 et 1.11).

On distingue dans l'ordre chronologique et de bas en haut :

- ✓ Les formations carbonatées du Secondaire de l'ensemble sud sétifien et le Trias exotique.
- ✓ Les formations Mio-Pliocènes continentales formées essentiellement de conglomérats.
- ✓ Les formations quaternaires qui occupent en grande parties la plaine de Ain Djasser.

II.2.5.1 Formations du Quaternaire :

La zone d'étude est largement recouverte de terres arables, d'alluvions récentes, d'alluvions anciennes et de glacis polygéniques :

a- Terres arables : Q

Ce sont les terres cultivables à sols bruns installées sur des limons et des graviers

b- Glacis polygéniques : Qt

Ils correspondent à des surfaces de faible pente au niveau des dépressions (niveau plaine) et des pentes plus au moins fortes au niveau du relief montagneux .Ils sont formés d'un matériel faiblement calibré et fragmenté vers le bas allant vers un matériel anguleux et plus grossier aux pieds des reliefs abrupts. Ces talus inclinés sont parcourus par de petits ruisseaux divergents inexistants au bas de la pente. Ce sont des terres incultes livrées au pâturage.

II.2.5.2. Formations du Tertiaire

a-Mio-pliocène : mp

Ce sont des conglomérats roux mal consolidés affleurant assez largement dans la zone nord à Ouled Haif et peu visible au Sud à Bled El Merdja. L'épaisseur est variable et n'excédera pas 250m.

II.2.5.3. Formations du Secondaire

Ces formations correspondent à l'ensemble sud sétifien :

a-Barrémo-Aptien :n^{4-5}

Ce sont des calcaires organogènes massifs blancs correspondant à une barre calcaire d'épaisseur maximale de 70m bio micritique reformant des débris de fossiles.

b-Barrémien supérieur :n^{4b}

C'est une alternance épaisse de 120 à 150m de bancs de grés roux, de calcaires gréseux, de calcaires oolithiques ou graveleux et de calcaires à algues. C'est une formation qui affleure à Djebel Roknia.

c-Barrémien calcaire :n^{4a}

C'est une série à grosses barres calcaires graveleux oolithiques à sommet micritique avec de petits niveaux dolomitiques roux et rares joints argileux. Son épaisseur est de 200m environ visible à Djebel Roknia.

d-Barrémien dolomitique :n^{4}

Il s'agit d'une succession de séquences comportant successivement des argiles calcaires, des grés roux, des calcaires gréseux, des dolomies et des calcaires graveleux. L'épaisseur de cette formation atteint 300m visible aux Djebel Agmeroual et Tissouras.

e-Néo-comien :n^{1-3}

C'est une série à dominance argileuse bariolée ; elle est visible à Djebel Bou Hedfane et présente une épaisseur d'environ 100m.

f-Jurassique supérieur calcaire :J^{6}

C'est une formation de calcaire massif disposé en gros bancs de plusieurs mètres d'épaisseur, L'ensemble est caractérisé par une grande puissance atteignant les 300m à Djebel Zana. Elle renferme de gros débris de lamellibranches et de polypiers.

g-Jurassique supérieur dolomitique :J^{6d}

Ce sont des dolomies sombres litées en gros bancs de 2 à 5 m. Elles apparaissent aux sommets des reliefs de l'Agmeroual et du Tissouras.

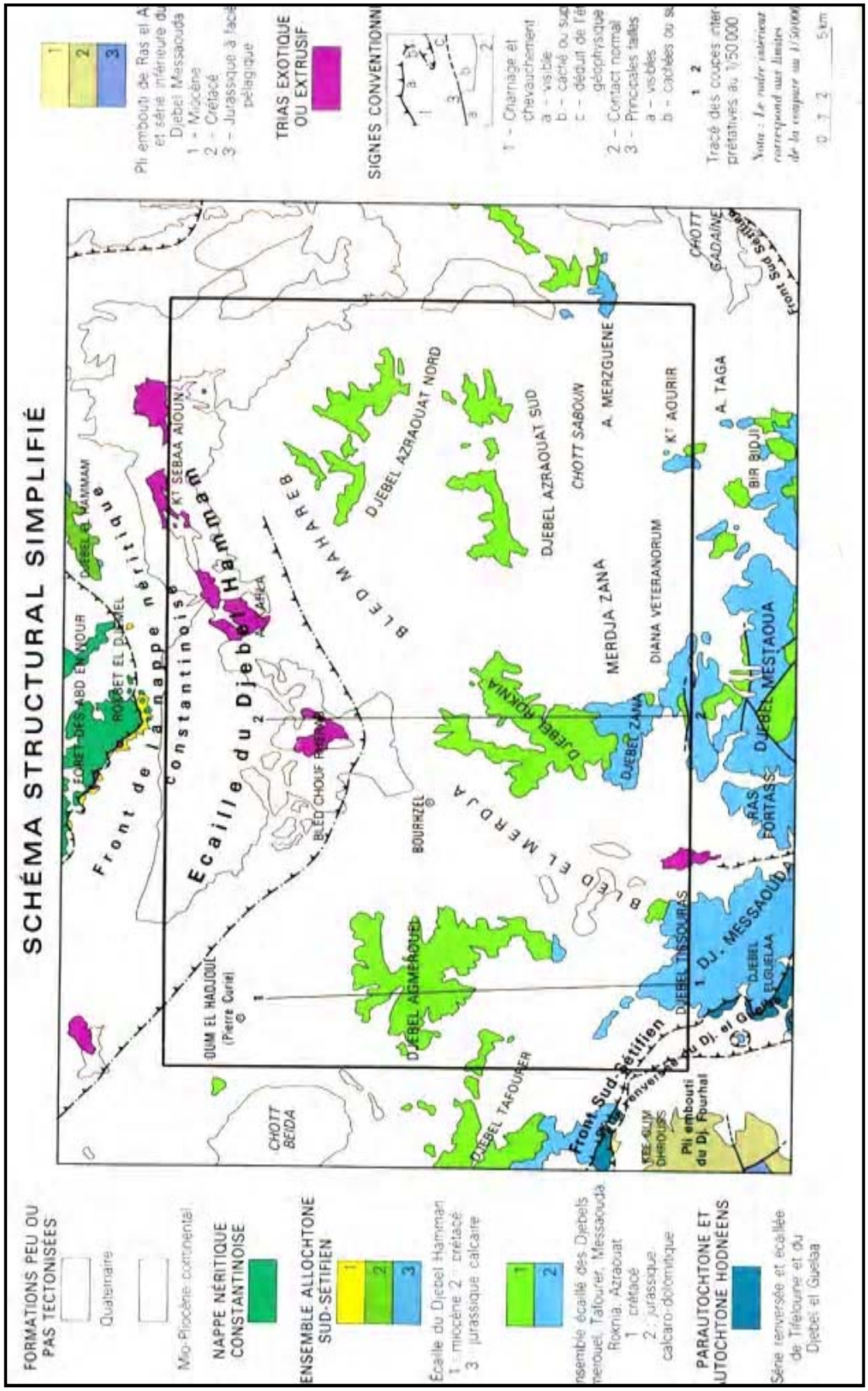

Figure 1.10 : Carte géologique du Nord-Est Algérien Extrait de la carte géologique au 1 :500000.

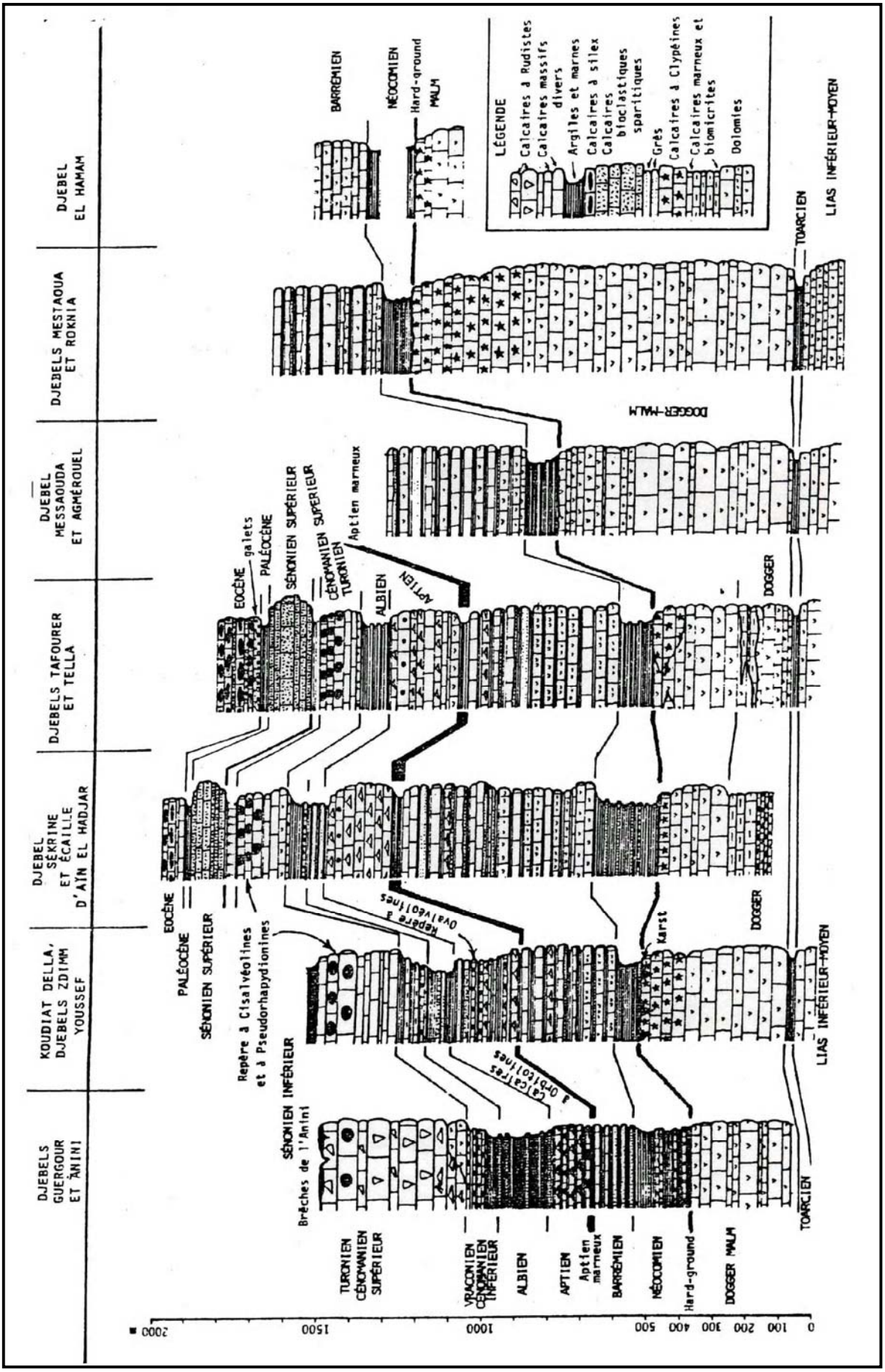

Figure 1.11 : Tableau de corrélation des séries typiques de l'ensemble sud-setifien.(VILA ,1980)

II.2.5.4. Trias exotique

a-Trias : t

Il est formé par des argiles et des marnes variolées et gypsifères à glaçons calcaro-dolomitiques. Il affleure au Sud à Draa Djebbas et au Nord à Bled Chouf Gherab. Cette formation correspond à de gros paquets de roches stratifiées montrant des calcaires gris rubanés à intercalations de marnes jaunâtres et des dolomies grises d'aspect bréchique.

II.2.6. Tectonique

II.2.6. 1. Tectonique cassante

Elle prend sa naissance durant la phase alpine d'âge miocène moyen. Cette tectonique affecte surtout les formations carbonatées et provoque des fissurations et des fracturations. Ces dernières déterminent les directions préférentielles de circulation interne des eaux.

II.2.6.2. Tectonique souple

Elle prend naissance à partir de la phase atlasique d'âge Eocène et elle détermine la structure et la forme des réservoirs des formations meubles. Le sens d'écoulement des eaux est généralement lié à l'axe des plis.

II.2.6. 3. Charriage et chevauchement

L'ensemble allochtone sud sétifien est caractérisé par le chevauchement de djebel Youssef plus au Sud qui cisaille un pli en genou légèrement déversé vers le Sud. La flèche mesurable du chevauchement atteint presque 3km.

Selon Villa (1980), les structures plissées et déplacées sont la conséquence de crises tectoniques successives de l'orogène alpin.

Les unités telliennes présentent de nombreuses klippes témoins de leurs charriages.

La nappe néritique a été déplacée en bloc, transportant les structures sénoniennes et priaboniennes.

L'ensemble allochtone sud-sétifien regroupe des unités qui s'enfoncent sous la nappe néritique constantinoise. Le style regroupe Zdim-Youssf-Brao est représentatif des cisaillements plats recoupant une structure plissée préexistante.

Du point de vue tectonique, l'ensemble des formations sont souvent fortement inclinées avec des pointements diapiriques du trias.

La tectonique prédominante est la tectonique atlasique des Aurès avec des structures plissées et de grandes fractures de direction Sud ouest, Nord est. Cette tectonique est rendue plus complexe par la combinaison des plis atlasiques et des plis telliens (Figure. 1.12 et 1.13).

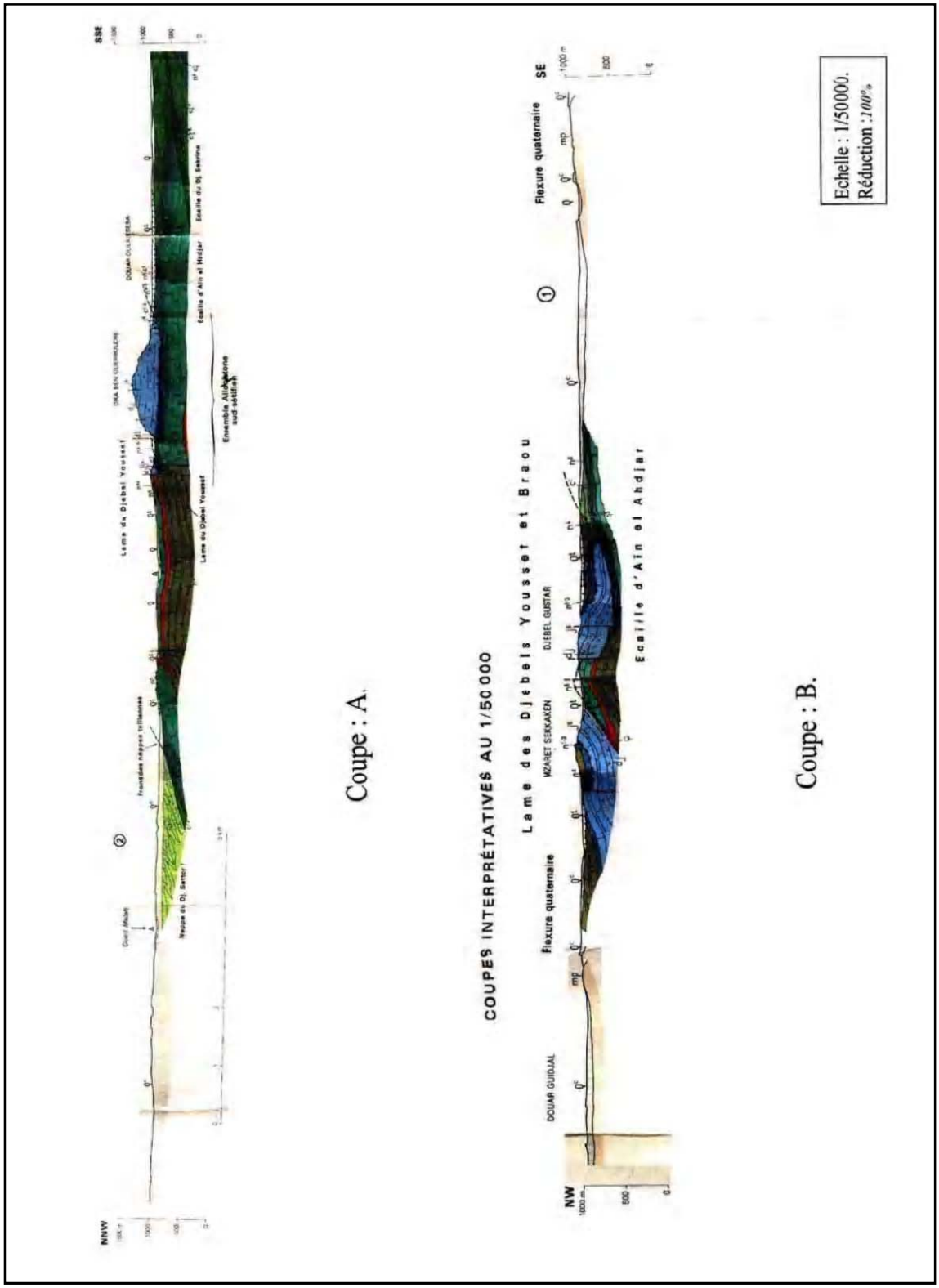

Figure 1.12 : Coupes géologiques A et B
(Tirée de la carte géologique de Sétif, VILA,1977).

Figure 1.13 : Légende pour les coupes géologiques des figures 12 A et 12 B.
(Tirée de la carte géologique de Sétif, VILA.1977).

II.2.7. Classification des formations selon leur intérêt hydrogéologique

En hydrogéologie, l'identification des formations et des structures géologiques permet la détermination :

- ✓ Formations non favorables au développement des aquifères.
- ✓ Formations favorables au développement des aquifères ;

II.2.7.1. Formations non favorables au développement des aquifères

Ces formations jouent un rôle de barrière (substratum imperméable) en profondeur vis-à-vis à la circulation des eaux souterraines, ce qui favorise le développement des aquifères, ces formations sont :

- ✓ Les argiles, gypses broyés du Trias ;
- ✓ Les marnes à petits bancs calcaires du Néocomien ;
- ✓ Les marnes et calcaire marneux du Crétacé moyen et inférieur, les argiles, les marnes, grés, biosparite à mélobisiées de l'Aptien terminal-Alpien

II.2.7.2. Formations favorables au développement des aquifères

a- Formations favorables au développement des aquifères poreux

Elles sont liées à une perméabilité en petit et comportant des pores interconnectés constituant un milieu continu.

La majorité de ces formation sont du Mio-plio-Quaternaire couvrant des surfaces importantes dans la zone d'étude et sont les suivant :

- ✓ Les sables, limon rougeâtres, cailloutis et conglomérats du Moi-pliocène ;
- ✓ Les calcaires lacustres, les sols à croûte, les cailloutis fluviales du Villafranchien ;
- ✓ Les Glacis polygéniques du Quaternaire ;
- ✓ Les terres arables, formation de pentes, alluvions anciennes et quaternaires indéterminées ;
- ✓ Les alluvions récentes ou actuelles.

b- Formations favorables au développement des aquifères karstiques

La karstification se fait à partir des actions mécaniques (corrosion) et chimiques (dissolution) des eaux superficielles et souterraines qui rendent les fissures et les fractures des conduite et des cavités de diverses dimensions donnent par conséquence du réservoir d'eau souterraine importante, ces formations sont les suivantes

- ✓ Les calcaires massifs gris, dolomies, marnes, grés du Barrémien ;
- ✓ Les calcaires micritiques lités avec niveau marneux de l'Aptien (Gargossien) ;
- ✓ Et enfin, les calcaires massifs bitumineux blancs a silex de l'Eocène.

II.3. Géométrie du complexe aquifère

II.3.1. Introduction

La recherche et l'exploitation des ressources hydrauliques souterraines dans une formation géologique donnée sont étroitement liées à la connaissance de la nature géologique des sédiments et leur extension aussi bien horizontale ou verticale (épaisseur).

Une étude géophysique a été effectuée par la compagnie générale de géophysique « C.G.G » pour le compte de l'agence nationale des ressources hydrauliques (l'A.N.R.H) par méthode électrique dans la plaine de Ain Djasser, au Nord-ouest de la wilaya de Batna. Les travaux ont été réalisés du 29 novembre 1971 au 20 février 1972. Les lignes AB des sondages électriques verticales sont égales ou supérieures à 2000m. Les profils de sondages électriques sont orientés généralement Ouest- Est et sont distant de 1 km (Figure 1.14).

Nous n'examinerons ici que la partie concernant la plaine de Ain Djasser proprement dite, ce qui correspond à la zone qui est limité comme suit:

- ✓ Au Sud, par les massifs des Djebels Massaouda et Mestaoua ;
- ✓ À l'Ouest par les massifs du Djebel Agmeroual ;
- ✓ À l'Est par les Djebels Roknia et Zana ;
- ✓ Au Nord, par la région de Bled Chouf Gherab où n'affleure pratiquement que le Mio-pliocène.

a. Objectif de l'étude

La méthode électrique avec les dispositifs quadripôles rectilignes ABMN de Schlumberger a été adoptée.

L'étude géophysique réalisée dans la plaine de Ain Djasser avait pour objectifs de :

- ✓ L'identification de la nature des réservoirs superficiels et profonds à travers leurs caractéristiques électriques.
- ✓ Voir l'extension de la continuité des massifs Calcaires Crétacés;
- ✓ Voir l'extension en profondeur des calcaires lacustres et du Trias;
- ✓ Localiser les zones de meilleure perméabilité dans le remplissage mio-plio-quaternaire.

Les renseignements que l'on peut tirer grâce à cette prospection sont multiples :

- ✓ Déterminer l'épaisseur des niveaux surmontant les massifs calcaires ainsi que leurs caractéristiques;
- ✓ Localiser les accidents tectoniques qui déterminent soit une zone de fissuration.
- ✓ Localiser les accidents tectoniques qui déterminent soit une zone de fissuration susceptible de donner le meilleur rendement à un ouvrage de captage, soit un compartiment du massif calcaire conduisant à l'isolation de certains secteurs par rapport à d'autres.

b. Travaux effectués

Dans le cadre des travaux géophysiques de cette étude, il a été réalisé les travaux suivants (Figure. 1.14) :

- ✓ 22 profils de sondages électriques orientés pratiquement Ouest-Est dans la zone de Bled El Mardja et nord sud dans la zone de Bled Louni.
- ✓ Les sondages au nombre de 146 sont distants de 1km et d'une longueur de ligne AB égale ou supérieure à 2000 m.

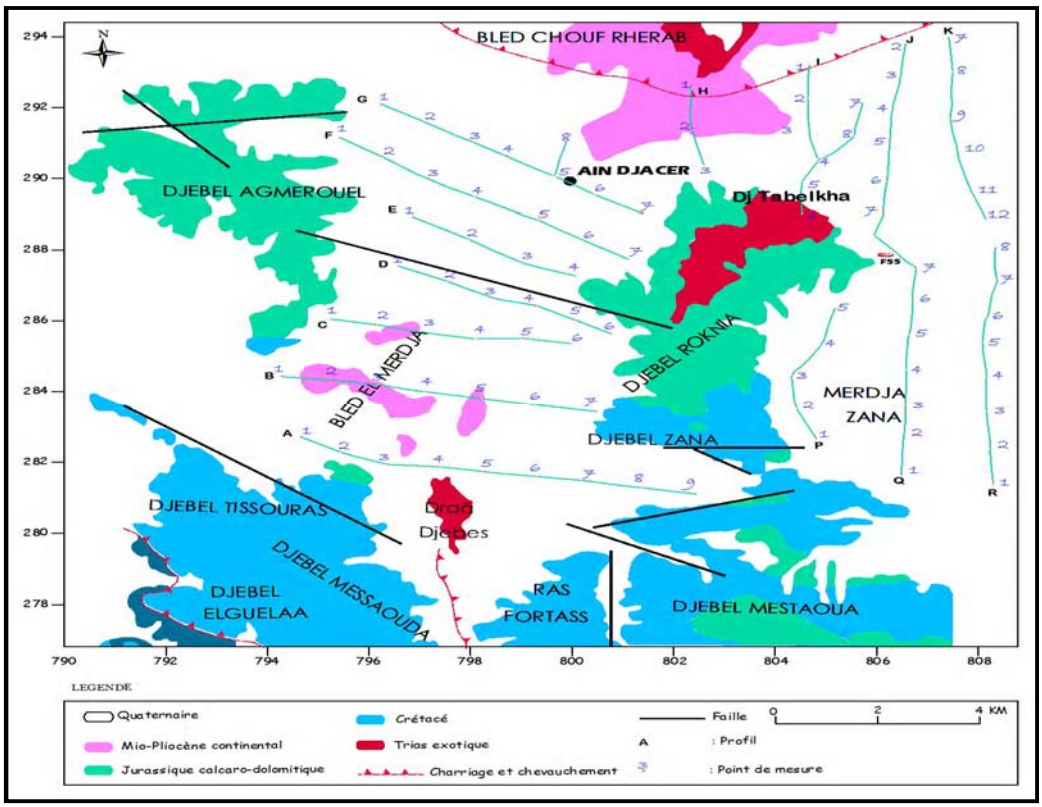

Figure 1.14: Plan de situation des sondages électriques (C.G.G, 1972)

II.3.2. Echelle des résistivités

La plupart des ouvrages n'ayant pas été implantées à l'époque où furent exécutes les mesures. L'étalonnage a été réalisé à cette époque avec le seul forage F55 qui se situe dans la zone où la couverture est très réduite (Figure 1.14). L'étalonnage concerne donc en premier lieu les formations calcaires du substratum. Les résultats obtenus ont été reportés dans le tableau 1.2

Tableau 1.2 : valeurs des résistivités (C.G.G, 1972)

Formations géologiques	Résistivité (Ωm)
Terrains salés des chotts.	0.5-2
Argiles plio-quaternaires.	2-10
Sables argileux, graviers plio-quaternaires.	10-50
Calcaires lacustres du pliocène	15-50
Marnes du Mio-Pliocène.	3-10
Marnes du miocène.	2-5
Conglomérats du miocène.	100-150
Marnes du sénonien.	5-10
Calcaires du cénomanien.	100-150
Marnes du cénomanien.	2-5
Calcaires du crétacé inférieur.	100-300
Calcaire du jurassique.	100-500

II.3.3. Coupes géoélectriques

Ces coupes ont été réalisées suivant les profils de sondages électriques de A à H (Figure 1.15 à 1.17). Nous étudierons le recouvrement renfermant l'aquifère superficiel et la géométrie du substratum du remplissage. Pour cela nous avons choisi trois coupes géoélectriques A, D et G repartis au sud, au centre et au Nord de la plaine.

Profil A :

L'épaisseur du recouvrement ne dépasse généralement pas la centaine de mètres (S.E A3, A5 et A7). Au niveau du sondage A7, il existe une intercalation d'une cinquantaine de mètres.

Profils D et G :

L'épaisseur maximum au niveau de ces profils est de 200 m à 300 m et centrée sur les sondages D2, D4, E2, G3 et G5.

Ce recouvrement est constitué de bas en haut:

D'un horizon de résistivité de 20 à 50 ohm.m, dont l'épaisseur maximum est de l'ordre de 75 m (S.E.D2, F4, F5, G3, G4). Il s'y présente parfois des intercalations plus conductrices ayant une résistivité de 10 ohm.m (S.E.G3, G4) où au contraire plus résistant en bordure de la plaine (S.E F2, G1). Ce dernier niveau correspond vraisemblablement à des niveaux qui sont le siège de la nappe phréatique ; d'un horizon argileux dont la résistivité varie entre 5 et 10 ohm.m et dont l'épaisseur moyenne est de 150 à 200m.

II.4.Caractéristiques climatologiques

II.4.1. Introduction

Le climat de la région de Ain Djasser est de type méditerranéen, froid et peu pluvieux en hivers et très chaud, sec en été.

L'étude hydro climatologique de la région est basée essentiellement sur l'étude des données des précipitations et des températures. Cette étude permet de définir le bilan hydrologique en se basant sur l'évapotranspiration, l'évapotranspiration réelle, le ruissellement et l'infiltration. Ce dernier paramètre participe d'une façon directe à l'alimentation et au renouvellement de l'aquifère.

L'étude de la pluviométrie et des températures se fera sur la base des données de la station de Ain Djasser située à l'intérieur du sous bassin des hauts plateaux constantinois (07.02) dont la zone d'étude appartient (figure 1.18).

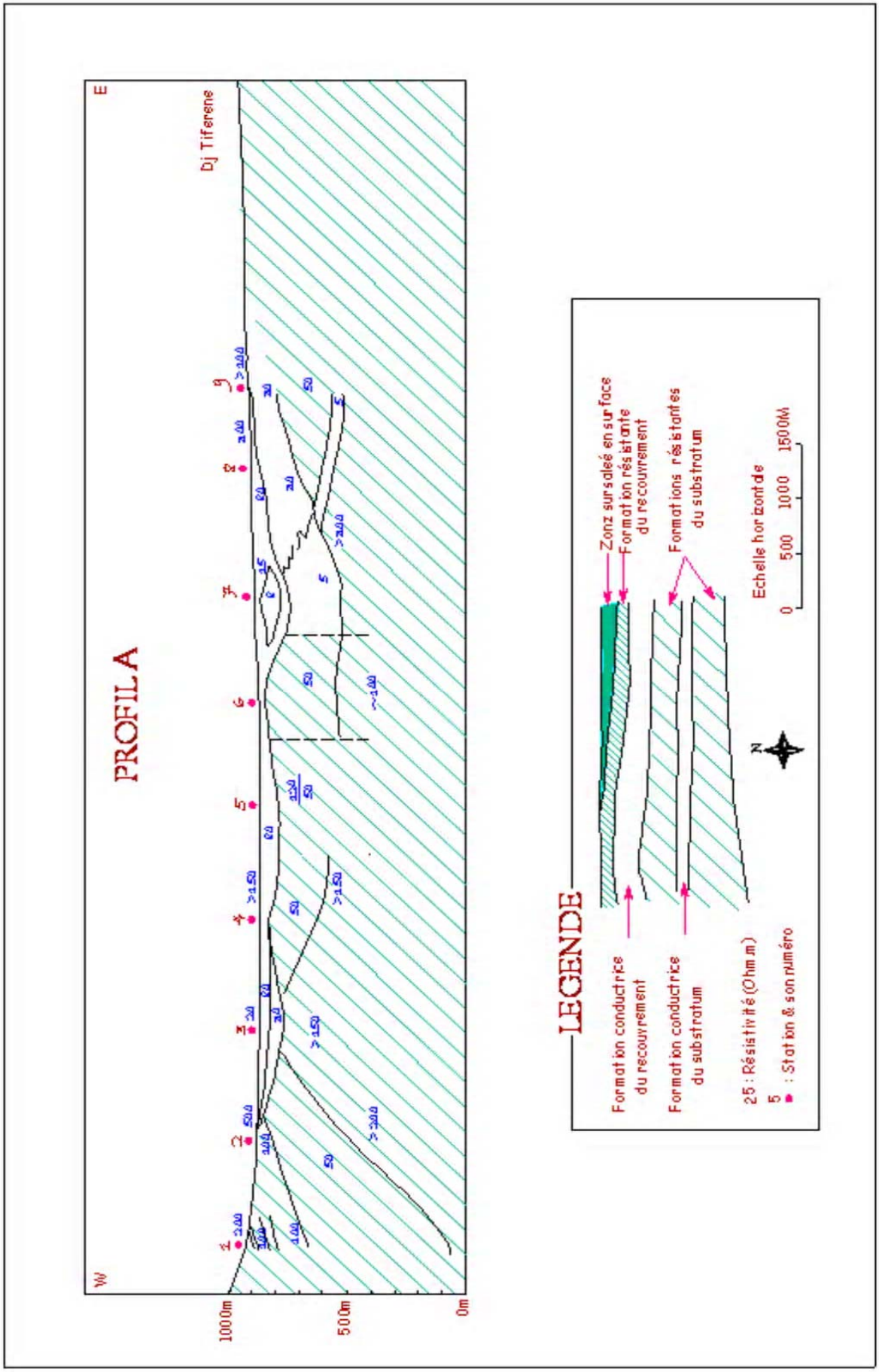

Figure.1.15: Profil A (C.G.G, 1972)

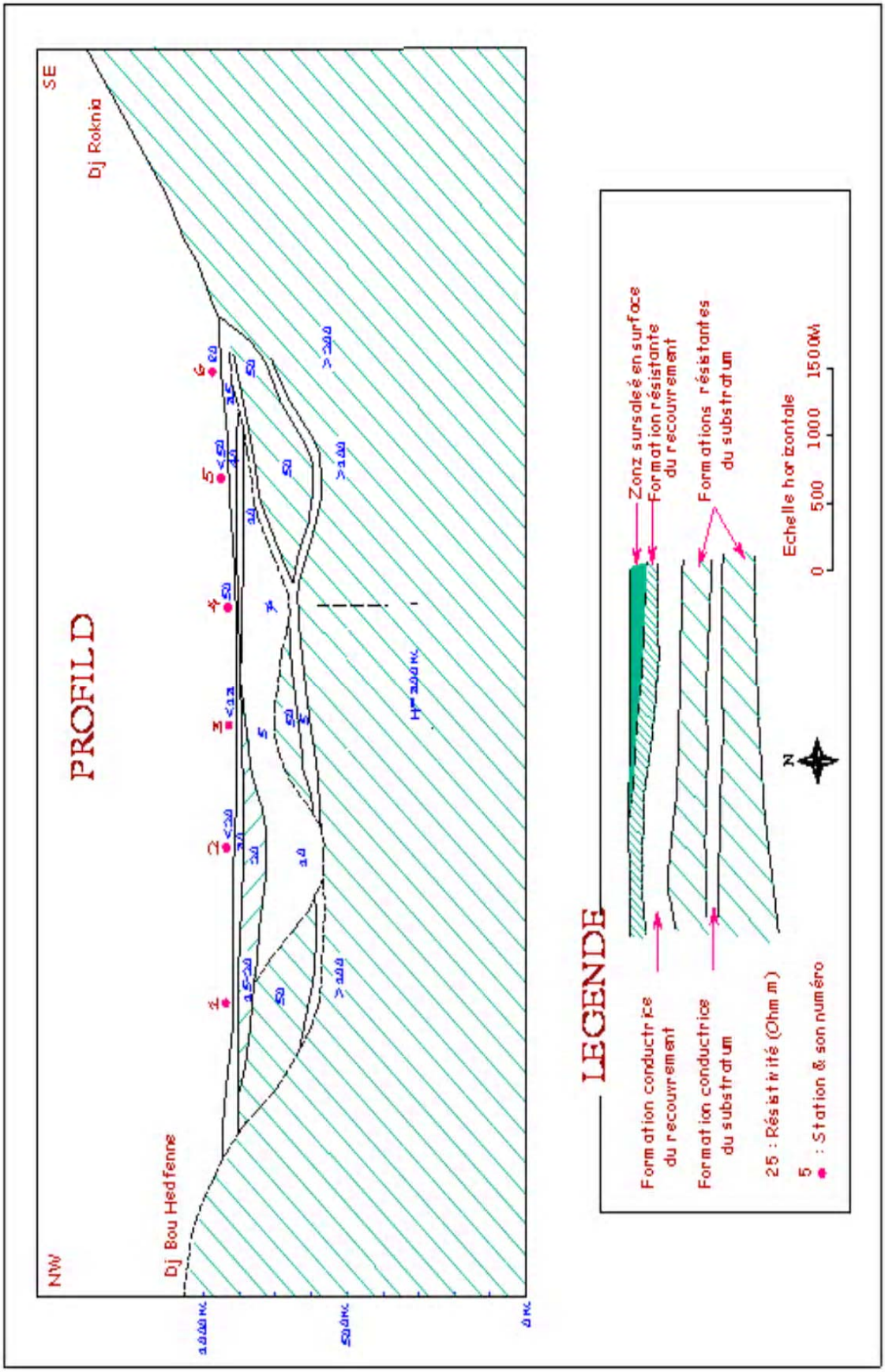

Figure 1.16: Profil D (C.G.G ? 1972)

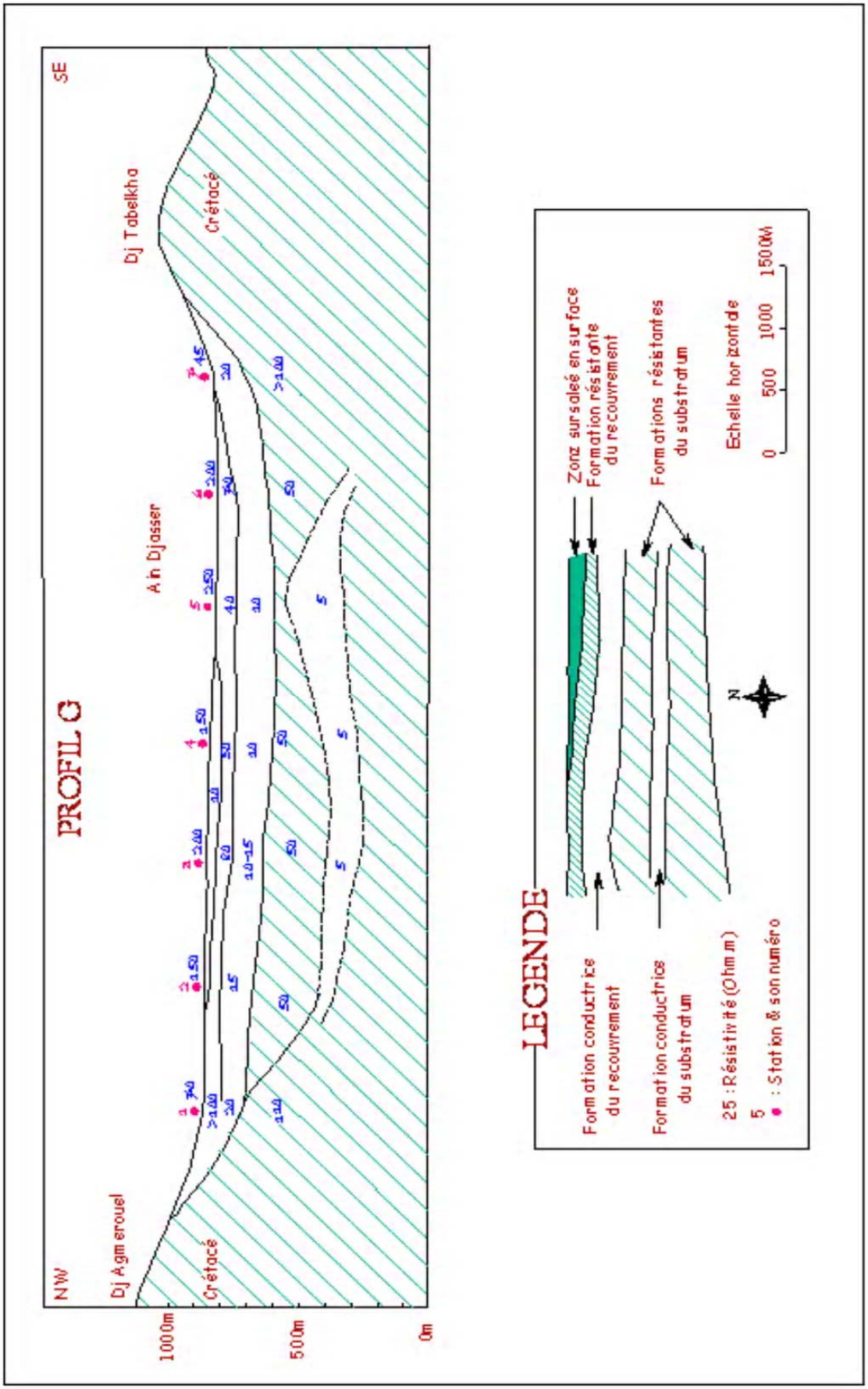

Figure 1.17: Profil G (C.G.G, 1972)

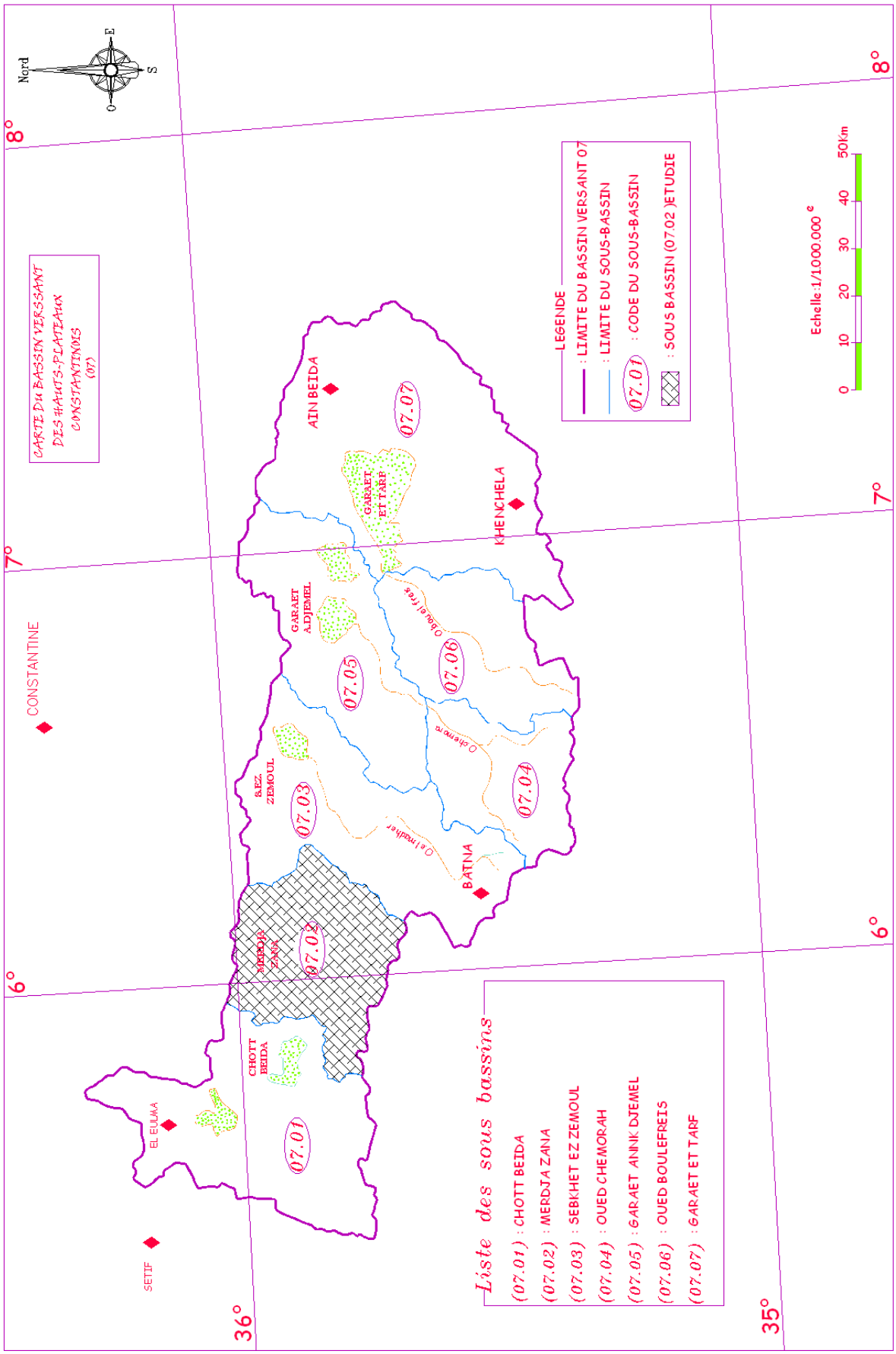

Figure 1.18: Carte des sous bassins du grand bassin versant constantinois 07 (Ziani, 2010)

II.4.2. Pluviométrie

Sur la base des données météorologiques enregistrées de 1969 à 2015 (soit 46 ans) au niveau de la station de Ain Djasser, il paraît que la précipitation moyenne annuelle à Ain Djasser est de 327 mm (Tableau 1.3). Le mois d'avril est celui au cours du quel, la pluviométrie mensuelle est généralement la plus élevée. La pluviométrie est très faible en saison sèche, avec des moyennes mensuelles de 9 et 14 mm pour les mois de juillet et août respectivement.

L'histogramme ci-après montre l'évolution de la pluviométrie mensuelle des pluies au cours de l'année de 1969 à 2015 (Figure 1.19).

Tableau 1.3 : Précipitations moyennes mensuelles interannuelles en mm.

Station	Période	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	Total
Ain Djasser	1969-2015	32	25	20	28	30	30	37	43	39	20	9	14	327

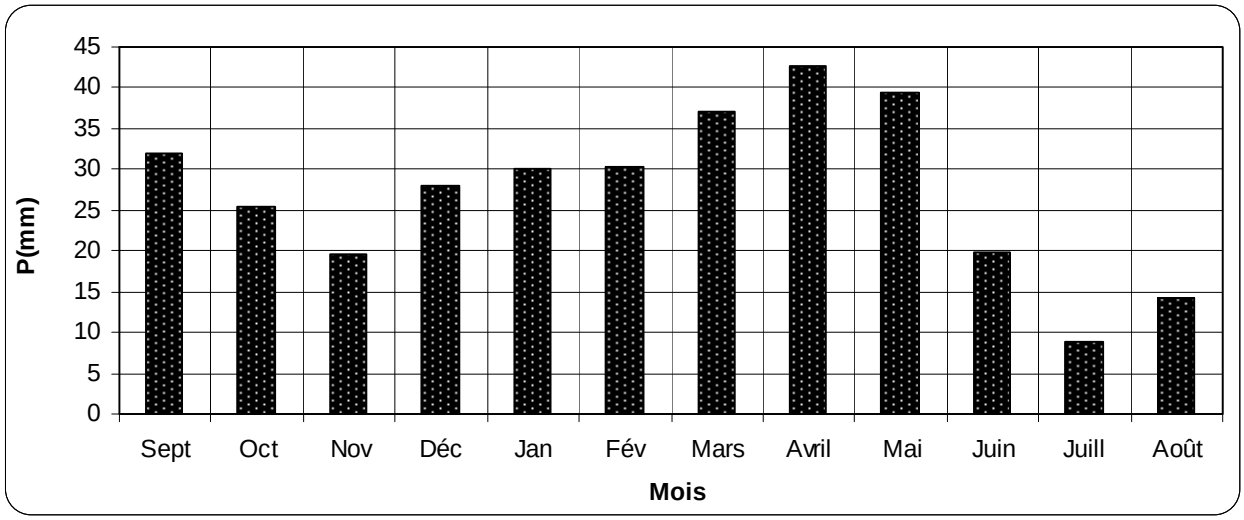

Figure 1.19: Evolution de la pluviométrie mensuelle interannuelle

II.4.3. Température

Sur la base des données récoltées entre 1998 et 2012 pour la station de Ain Djasser, la température moyenne s'élève à 15 °C. La minimale moyenne est de 6°C au cours du mois de janvier, la moyenne des maximums de 27°C en juillet (Tableau 1.4). (Figure 1.20).

Tableau 1.4: variations mensuelles des températures au niveau de la station de Ain Djasser (1973-2012)

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	Moy. ann
T°C	21	17	11	7	6	7	9	13	17	23	27	26	15

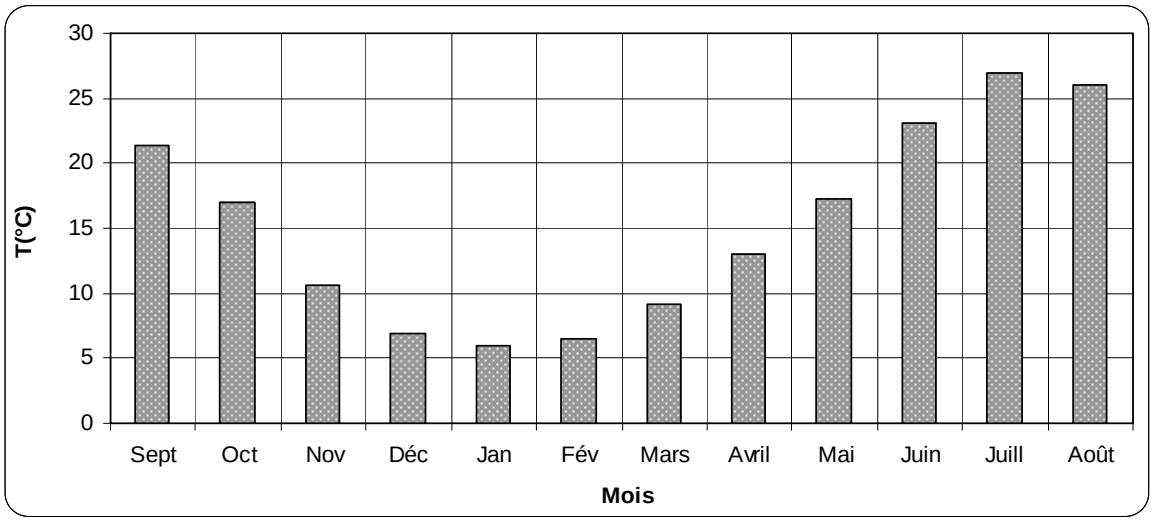

Figure 1.20 : Variation des températures moyennes mensuelles interannuelles

II.4.4. Diagramme ombrothermique

C'est la confrontation des précipitations avec les températures de même période d'observation. Tableau 1.6. L'établissement de ce diagramme pour la station de Ain Djasser a permis de montrer que la période de sécheresse s'étend sur 7 mois de l'année, allant du mois de mai au mois de novembre, alors que le reste des mois (5mois) représentent la période humide allant du mois de décembre au mois d'avril (Figure 1.21).

Tableau 1.5: Données du diagramme ombrothermique pour la station de Ain Djasser (1969 à 2015)

Mois	**S**	**O**	**N**	**D**	**J**	**F**	**M**	**A**	**M**	**J**	**J**	**A**
P(mm)	32	25	20	28	30	30	37	43	39	20	9	14
T°C	21	17	11	7	6	7	9	13	17	23	27	26

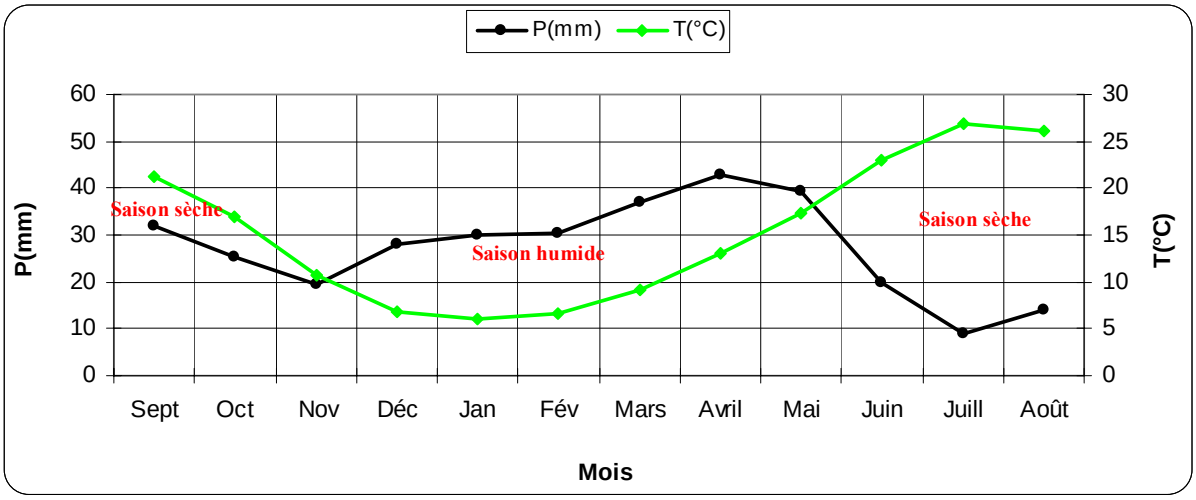

Figure 1.21 : Courbe ombrothermique de la station de Ain Djasser (1969 à 2015)

II.4.5. Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite

Le bilan hydrologique est un moyen de contrôle de la cohérence des données évaluées de manière indépendante. Le bilan hydrique exprime donc le processus que peut suivre une quantité d'eau arrivant au sol par précipitation avant de retourner à l'atmosphère (SEGHIR, 2008).

II.4.5.1. Evapotranspiration potentielle (ETP)

L'évapotranspiration peut être considérée comme étant la somme des deux termes qui sont la transpiration végétale et l'évaporation du sol. L'intensité de l'évapotranspiration est fonction de la radiation solaire, de la température, de l'humidité relative de l'air, l'humidité du sol, du vent, de la couverture végétale, et en fin des travaux du sol (SEGHIR, 2008).

Elle est le terme le plus important après les précipitations (P). Elle est la somme des quantités d'eau évaporées à partir de la surface du sol et utilisées par les plantes. Elle est difficile à évaluer à cause de sa pluri dépendance aux facteurs tant biologique que physiques. Elle correspond à l'évapotranspiration d'une surface qui serait suffisamment approvisionnée en eau pour évaporer la quantité d'eau maximale permise par les conditions climatiques (cas de la nappe phréatique peu profonde) (SEGHIR, 2008).

II.4.5.1.1. Estimation de l'évapotranspiration potentielle (ETP)

Cette méthode est utilisée pour les climats subhumides et semi-arides (DEBIECHE, 2002).

La méthode de Thornthwaite nous permis à partir des données de base (précipitations (mm), températures (°C), et l'indice thermique mensuel (i)) de calculer l'évapotranspiration potentielle selon la relation suivante :

$$ETP(mm) = 16\left(\frac{10T}{I}\right)^{a} * k$$

$$I = \sum i \,,\; i = \left(\frac{t}{5}\right)^{1,514} \,,\; a = 0,0161 * I + 0.5$$

Où :

ETP : évapotranspiration potentielle mensuelle (mm) ;

T : température moyenne mensuelle (°C) ;

I : indice thermique annuel ;

i : indice thermique mensuel ;

a : exposant climatique donné par L.Serra en 1954 .

k : coefficient de correction dépend de la latitude du bassin versant et donc de l'insolation.

II.4.5.2. Evapotranspiration réelle (ETR)

C'est une fraction de l'ETP qui dépend beaucoup plus de l'état des réserves en eau du sol, et donne des informations sur la quantité d'eau évaporée réellement (SEGHIR, 2008).

Le principe de calcul du bilan hydrique de Thornthwaite est le suivant :

-Si pour un mois P ≥ ETP on pose l'ETR= l'ETP, la quantité d'eau qui reste (P-ETR) va alimenter la RFU jusqu'à son maximum (56mm) et si elle dépasse cette valeur il y aura un excès qui va partir soit sous forme d'infiltration efficace vers la nappe, soit sous la forme de ruissellement.

-Si P < ETP, la valeur de ETR=P+RFU, jusqu'à égalisation avec ETP. Si la RFU est nulle, il va se produire un déficit agricole Da=ETP-ETR, ce dernier paramètre représente alors le besoins des cultures à l'irrigation.

II.4.5.3. Calcul des réserves facilement utilisables (RFU)

Elles sont données par la formule de J. Ricard pour l'Est Algérien (1979) suivante :

$$RFU = \frac{1}{3} Da * He * \Pr$$

Où :

RFU : réserve facilement utilisable (mm) ;

Da : densité apparente du sol prise égale à 1.4 ;

He : capacité de rétention (20%<He<30%) prise égale à 30% ;

Pr : profondeur des racines égale à 0.4m.

La RFU ainsi calculée pour la région est égale à 56mm.

II.4.5.4. Estimation du ruissellement

La formule donnant le bilan hydrique est la suivante :

$$P= ETR+ R+I \rightarrow I=P-(ETR+R)$$

Avec :

P : précipitations (mm) ;
R : ruissellement (mm) ;
I : infiltration (mm) ;
ETR : évapotranspiration réelle (mm).

La lame d'eau ruisselée sera estimée par la formule de Tixeron-Berkaloff qui s'écrit comme suit :

$$R = \frac{P^3}{3ETP^2} \quad \text{si } P \leq 600\text{mm}$$

Où :

R : ruissellement (mm) ;

P : précipitation moyenne annuelle (mm) ;

ETP : évapotranspiration potentielle annuelle (mm).

L'application de cette formule a permis d'avoir les résultats qui sont reportés dans le tableau 1.6.

Tableau1.6: Résultats des calculs de ruissellement par la formule de Tixeron-Berkaloff

Station	Période	P (mm/an)	ETP (mm/an)	R (mm/an)	% P
Ain Djasser	1969-2015	327	838	17	5

II.4.5.5. Estimation de l'infiltration

C'est la quantité d'eau qui parvient à la nappe. En effet au cours de son trajet, entre la surface du sol et la surface de la nappe, l'eau d'infiltration subit des pertes par l'évapotranspiration (SEDRATI, 2011).

Ce paramètre peut être estimé à partir de la formule du bilan hydrologique donnée par la formule suivante :

$$P=ETR+R+I \rightarrow I=P-(ETR+R)$$

Où :

P : précipitation moyenne annuelle (mm) ;

ETR : évapotranspiration réelle annuelle (mm).

R : ruissellement (mm) ;

I : infiltration efficace (mm/an)

L'application de cette formule a permis d'avoir les résultats qui sont reportés dans le tableau 1.7.

Tableau 1.7: Résultats des calculs de l'infiltration efficace

Station	Période	P (mm/an)	ETR (mm/an)	R (mm/an)	I (mm/an)
Ain Djasser	1969-2015	327	317	17	7-

On constate que l'infiltration directe à partir du sol est pratiquement nulle pour la station de Ain Djasser, ce qui pose le problème de l'infiltration directe au niveau de la nappe Mio-Plio-Quaternaire de la zone d'étude.

Sur cette base nous avons établi les bilans hydrologiques de la région d'études, représentés dans le tableau 1.8 .

Tableau 1.8: Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite
Station de Ain Djasser (1969-2015)

Désignation	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Août	Année
T (°C)	21.3	17.0	10.6	7	6.0	6.5	9.1	13.0	17.3	23.0	26.9	26.1	**15.3**
I	8.99	6.37	3.13	2	1.30	1.50	2.49	4.26	6.53	10.10	12.81	12.19	**71.29**
a	1.6												
ETP	96.6	66.5	30.8	15	11.9	13.9	24.1	43.0	68.3	109.6	141.7	134.3	**755.7**
K	1.03	0.97	0.68	0.85	0.87	0.85	1.03	1.09	1.21	1.21	1.23	1.17	_
ETPc	99	64	21	13	10	12	25	47	83	133	174	157	**838**
P	32	25	20	28	30	30	37	43	39	20	9	14	**327**
P-ETPc	-67	-39	-1	15	20	19	12	-4	-43	-113	-165	-143	_
RFU	0	0	0	15	35	54	56	52	8	0	0	0	_
Da	67	39	1	0	0	0	0	0	0	105	165	143	**521**
Ex	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	**10**
ETR	32	25	20	13	10	12	25	47	83	28	9	14	**317**

A fin d'éclairer les résultats obtenus, une représentation graphique des données a été faite sur la figure 1.22.

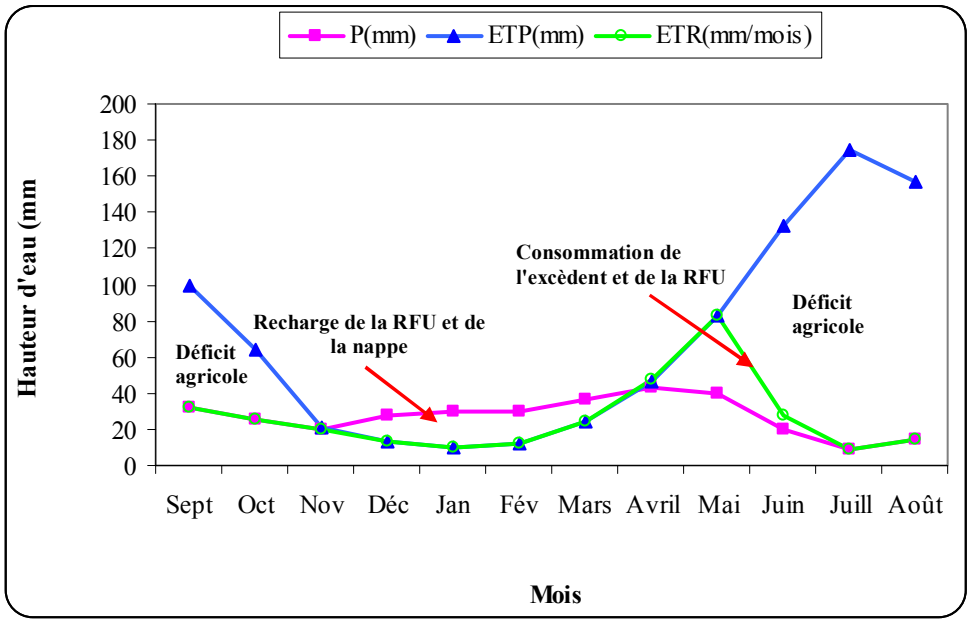

Figure 1.22 : Représentation graphique du bilan hydrologique de Thornthwaite de la station de Ain Djasser (1969 à 2015).

Ce graphe montre que l'évapotranspiration maximale a été observé pondant les mois de juin, juillet et d'août pour des valeurs de 133, 174 et 156 mm, ce qui induit un déficit agricole et nécessite une irrigation pour les zones cultures, par contre la station de Ain Djasser a connu un excédent uniquement pondant le mois de mars avec une valeur de 10 mm.

II.4.5.6. Interprétation du bilan hydrologique

Le calcul du bilan hydrologique de la région d'étude a permis de tirer les infirmations suivantes :

Sur une période de 46 ans allant de 1969 à 2015 pour la station de Ain Djasser, la région d'étude était caractérisée par une évapotranspiration très forte avec une valeur de 838 mm, d'une part, et un excédent très faible, égal à 10mm .d'autre part.

En outre, la région d'étude avait connu une période de sécheresse très intense sur laquelle le déficit agricole a pu atteindre des valeurs très importantes, égales à 521 mm .

Le coefficient de ruissellement vaut 17 mm et ne représente qu'environ 5 % des précipitations totales, mais il jouet un rôle très important dans l'alimentation des cours d'eau et par conséquent des nappes aquifères.

En conclusion, le bilan hydrologique calculé selon la méthode de Thornthwaite reste déficitaire pour la station de Ain Djasser car le déficit agricole est toujours supérieur aux excédents.

II.5. Synthèse hydrogéologique

L'étude hydrogéologique est basée principalement sur la détermination des caractéristiques et des propriétés de l'aquifère.

II.5.1. Description des différents réservoirs

Les études géologiques, géophysiques et hydrogéologiques menées dans la région (CHABOUR.1997, BENCER.2005, ZIANI.2010) ont montrés l'existence de deux formations géologiques perméables permettant la formation de deux aquifères :

- Un aquifère superficielle dans les formations du Mio-Plio-Quaternaire.
- Un aquifère profond dans les calcaires fissurés du crétacé.

Dans cette étude on s'intéressera à l'aquifère superficielle. Cette dernière contenu dans les formations Mio-Plio-Quaternaire alluvionnaire. L'épaisseur de la nappe varie de 50 à 100 m et elle est constituée essentiellement par des alluvions récentes et de conglomérats rosâtres.

Cette nappe considérée alluviale est au contact des formations calcaires des Djebels Tissouras et Zana au Sud, Djebels Tabelkha et Roknia à l'Est, de Djebel Agmerouel et Bouhadfene à l'Ouest et la partie nord est limité par Bled Chouf Gherab où il affleure le Trias salifère (ZIANI, 2010).

II.5.2. Analyse des données piézométriques

La piézométrie schématise le fonctionnement de l'aquifère et son comportement hydraulique (KHEDIDJA, 2016). Elle permet principalement :

- D'analyser la morphologie de la surface piézométrique ;
- De définir la direction des axes principaux d'écoulement et des axes de drainage ;
- De définir les conditions aux limites.

II.5.2.1. Inventaire des points d'eau

Nous avons effectué un inventaire de tous les points d'eau (puits et forages), implantés dans la plaine. En parallèle, nous avons mesuré les niveaux piézométriques dans les différents points d'eau.

Les points d'eau retenus durant les différentes compagnes piézométriques sont répartie sur la majeure partie de la plaine de Ain Djasser, ils ont pour la plus part des puits domestiques forés à la main, de profondeur et diamètre variable équipés généralement de motopompes non adaptées aux caractéristiques du puits (ZIANI, 2010). (Figure. 1.23). Ils sont destinés pour l'irrigation des cultures saisonnières et secondairement pour l'alimentation en eau potable du fait de la salinité élevée de la majorité des puits.

Les données piézométriques mesurées au niveau des points d'eau retenus, nous ont permet de tracer :

-Deux cartes piézométriques, la première pour la période des basses eaux (Mai 2013) et la seconde pour la période des hautes eaux (Octobre 2015).

-Une carte de battement de la nappe.

II.5.2.2. Interprétation de la carte piézométrique (Mai 2013)

L'étude de la carte piézométrique montre que la nappe de Ain Djasser a une surface piézométrique irrégulière, sa profondeur par rapport au sol est variable. (Figure. 1.24).

L'examen de l'allure des courbes isopièzes permet de caractériser un écoulement qui se fait du Nord-ouest et de l'Ouest cers la partie centrale de la plaine dans la partie nord et un écoulement qui se fait de l'Ouest et du Sud vers le Nord jusqu'à Oued Bourghezal.

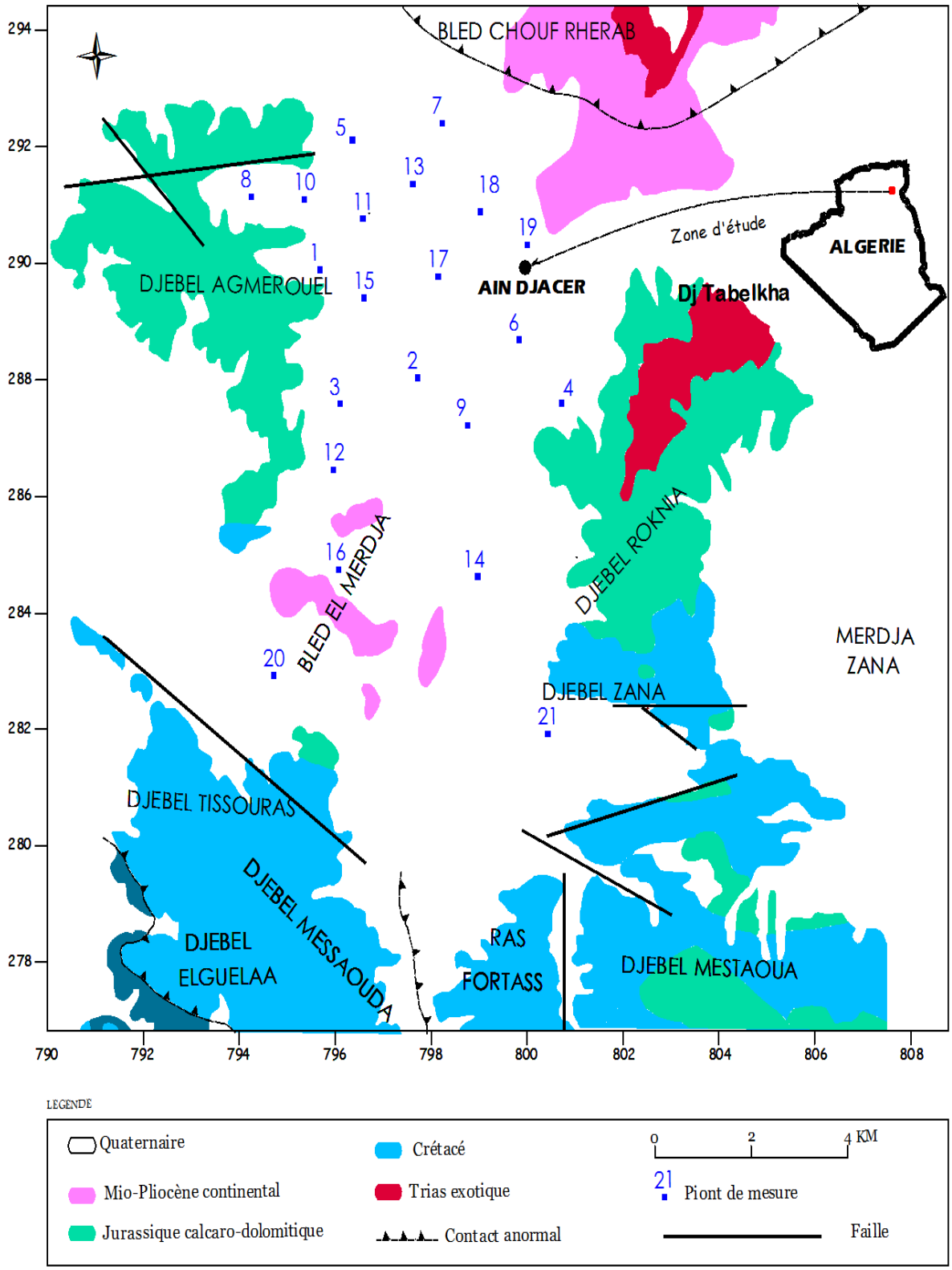

Figure 1.23 : Carte d'inventaire des points d'eau

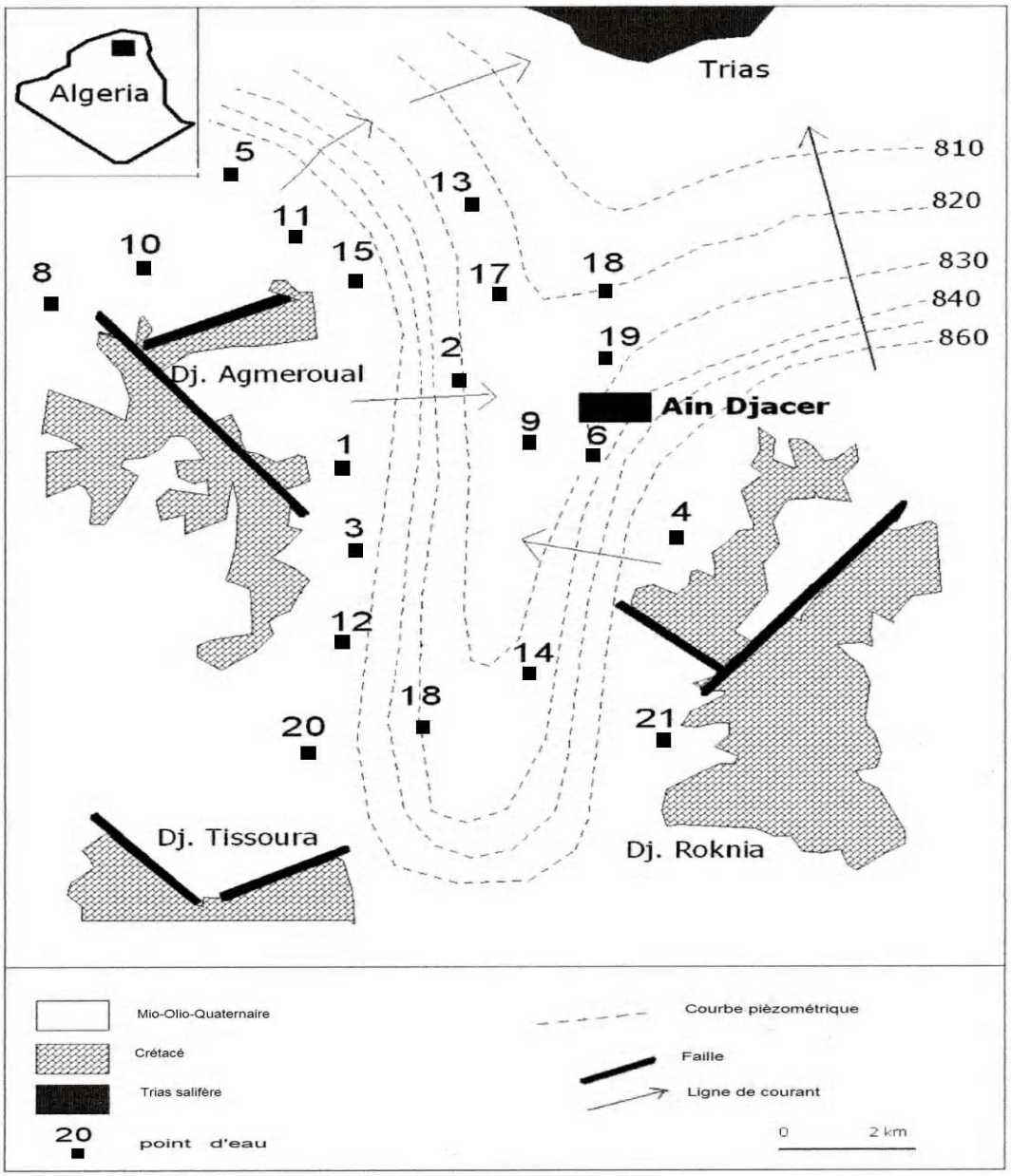

Figure 1.24 : Carte piézométrique (Mai 2013)

II.5.2.3. Interprétation de la carte piézométrique (Octobre 2015)

Afin de suivre l'évolution spatio-temporelle du niveau piézométrique de la nappe superficielle de la région d'étude, une compagne piézométrique a été réalisée durant le mois d'octobre 2015. (Figure. 1.25).

L'examen de cette carte piézométrique nous permis de constater que la nappe garde la même structure des courbes isopièzes avec une évaluation de la piézométrie par rapport à celle de la période de Mai 2013. Ce ci est traduit par une recharge de la nappe qui est due aux fortes précipitations enregistrées et à l exploitation moins intense par pompage de la nappe durant cette période.

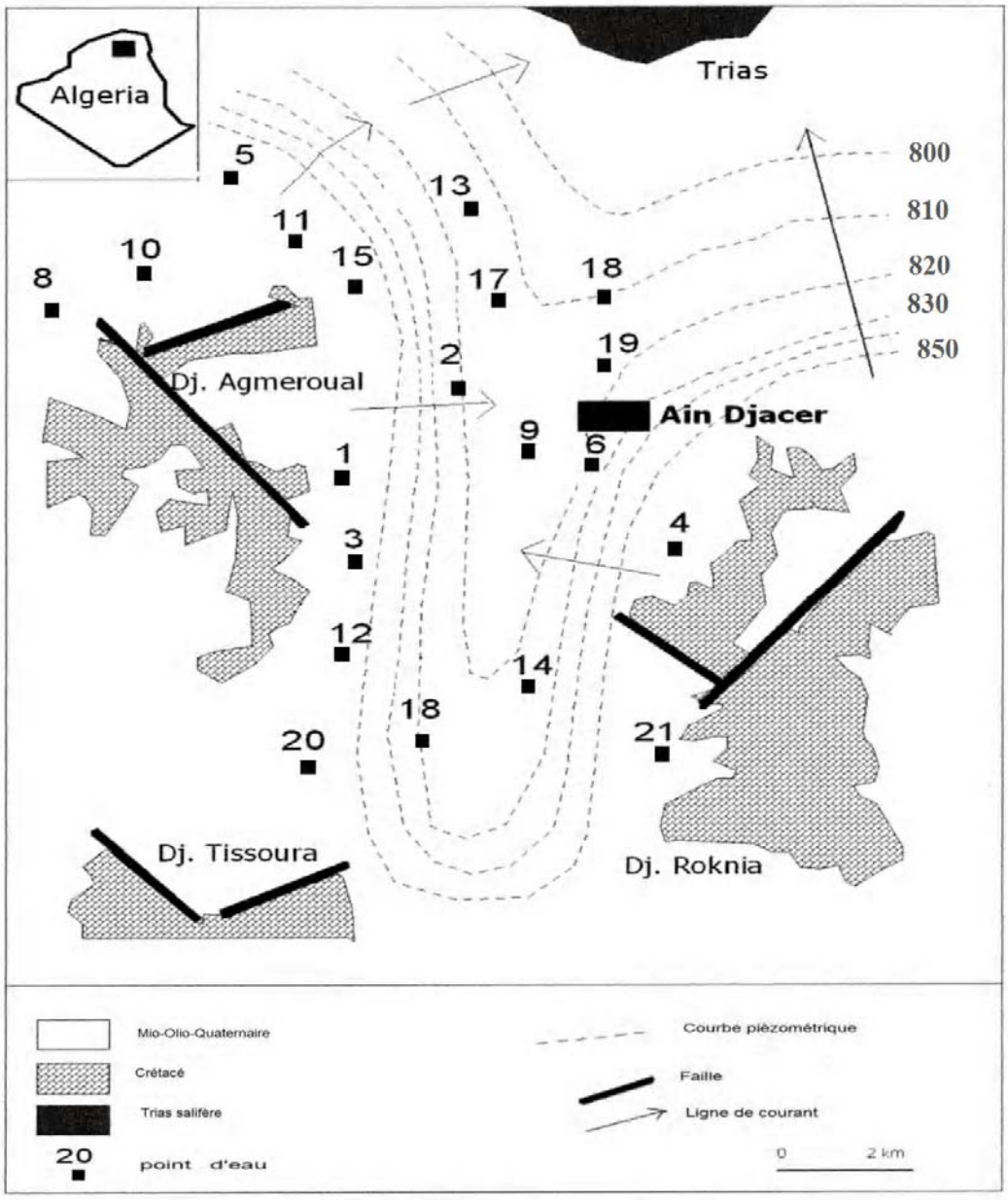

Figure 1.25 : Carte piézométrique (Octobre 2015)

II.5.2.4. Evolution spatio-temporelle de l'état piézométrique

D'après les différentes études hydrogéologiques de la région de Ain Djasser (CHABOUR.1997, BENCER.2005, ZIANI.2010) et après l'examen de la piézométrie de 2013 et 2015 l'allure générale des courbes isopièzes a gardé la même structure caractérisée par la présence de deux zones :

- Une zone nord avec un écoulement de l'Ouest vers l'Est ;
- Une zone Est où l'écoulement se fait de l'Est vers l'Ouest.

Ces deux écoulements convergent toujours vers le centre de la plaine pour être drainés par oued Bourghzel vers le nord.

Cet état piézométrique suggère une alimentation par les calcaires du secondaire et une décharge vers le nord.

La présence d'un affleurement triasique au nord et en profondeur (CGG, 1972) avait un impact non négligeable sur la qualité de l'eau souterraine de la plaine.

II.5.2.5. Battement de la nappe

La confrontation des deux cartes piézométriques celle de Mai 2013 et celle d'octobre 2015, nous permis de tracer une carte de battement de l'aquifère de Ain Djasser. La carte de battement établie nous permis de voir que la nappe a enregistré un abaissement de 3.6 à 9.30m. (Figure. 1.26). Cet abaissement est dû à la recharge faible de la nappe (faible précipitations et fortes évapotranspiration) ce qui conduit à la surexploitation de la nappe par pompage.

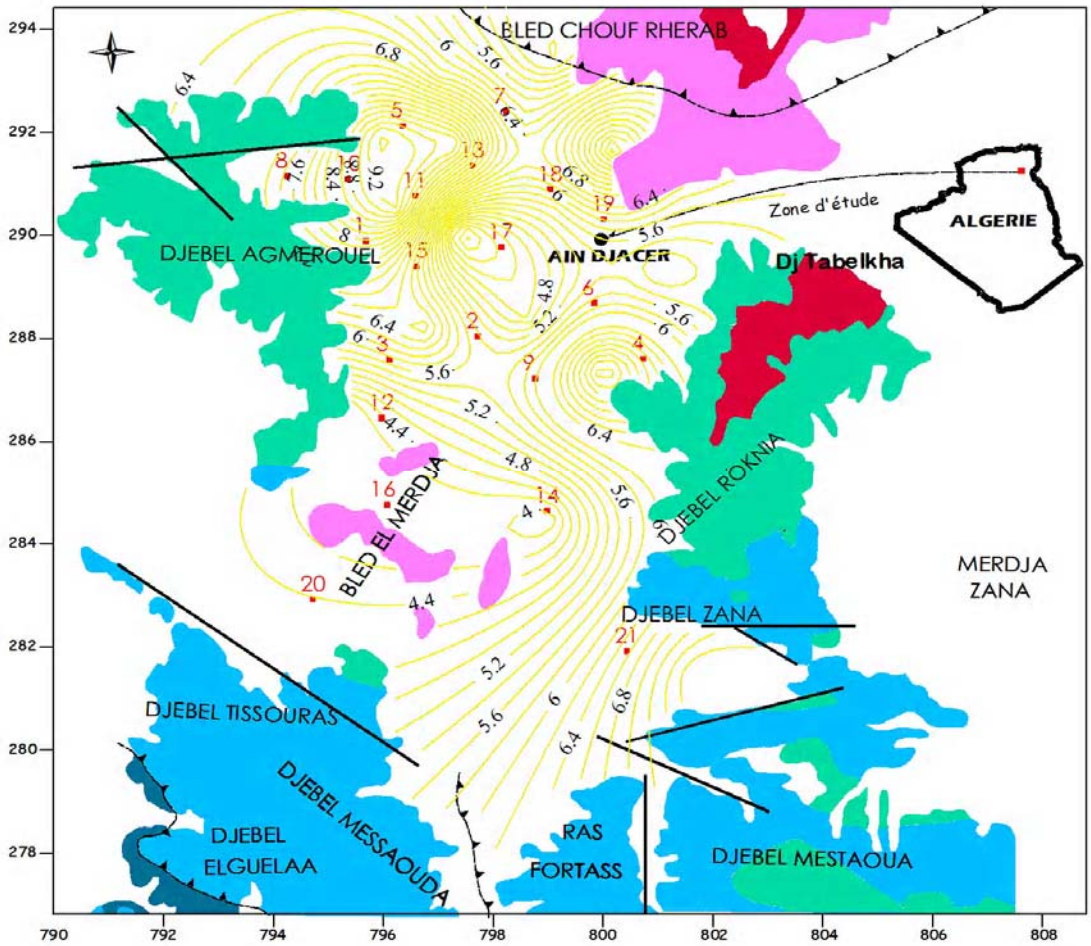

Figure 1.26 : Carte de battement de la nappe (Mai 2013-Octobre 2015)

II.6. Conclusion

L'étude de la nappe superficielle montre une très faible alimentation à partir de la surface lors des précipitations et une alimentation importante latérale provenant des massifs calcaires entourant la plaine de Ain Djasser. Cet aquifère est accessible à de faibles profondeurs ce qui a permis une surexploitation de cette ressource ce qui provoqué une baisse des niveaux piézométriques et une dégradation de la qualité des eaux. Par contre la surface piézométrique a gardé la même morphologie durant toute la période. Le sens d'écoulement préférentiel se fait vers le centre pour se diriger vers le Nord selon un axe de drainage Sud vers le Nord.

Deuxième partie
matériel et mèthodes

DEUXIEME PARTIE
MATERIEL ET METHODES

1. Introduction

La réalisation de cette étude a fait appel à plusieurs méthodes de travail, des mesures in situ (mesure des niveaux piézométriques des point d'eau et des paramètres physico-chimiques) et à des analyses au laboratoire (éléments chimiques).

Quartes compagnes de prélèvement ont été effectuées au cours de ce travail (juillet 2007, février 2008, mai 2013 et octobre 2015) pour l'étude de la qualité chimique des eaux et l'étude de l'évolution des éléments de pollution (NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+ et PO_4^{-3}). Les analyses ont été effectuées au laboratoire de l'agence nationale des ressources en eau ANRH de Constantine.

2. Stratégie de prélèvement

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté; il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (gaz dissous, matières en suspension, etc.) (RODIER, 2009).

Le matériel de prélèvement doit faire l'objet d'une attention particulière. L'emploi de flacons neufs en verre borosilicaté ou en polyéthylène haute densité (PEHD) avec des bouchons en téflon lavés avec une solution détergente à chaud et rincés avec de l'eau déionisée puis séchés, est recommandé.

L'usage de flacons jetable en verre ou en matière plastique s'est largement répondu, en raison des facilités qu'ils présentent pour le transport et de la possibilité de leur usage unique étant donné leur prix compétitif.

Le mode de prélèvement variera suivant l'origine de l'eau. Dans le cas d'une eau souterraine, deux cas très différents peuvent se présenter. S'il s'agit d'un captage ou d'un puits équipé d'une pompe, les prélèvements se situeront normalement au terme d'une épreuve de pompage ininterrompue d'une durée totale de l'ordre de 30 heures ou, tout au moins à la fin de

la dernière journée d'une série de trois journées consécutives de pompage de 10 heures. S'il s'agit d'une source aménagée, effectuer le prélèvement au trop plein, sinon il convient de procéder à un aménagement provisoire.

Le prélèvement subira obligatoirement un certain temps de transport et une éventuelle attente au laboratoire avant la mise en route analytique, ces temps devront être réduits au minimum.

Le transport à la température de 4 C° à l'obscurité dans des emballages isothermes permet d'assurer une conservation satisfaisante.

Pour faciliter le travail de l'analyse et l'exploitation des résultats tout en évitant les erreurs, il convient d'étiqueter ou de numéroter très soigneusement les prélèvements. Chaque flacon doit être accompagné d'une fiche signalétique permettant de rassembler les renseignements utiles au laboratoire ainsi que les observations relevées au cours des opérations (RODIER, 2009).

3. Mesure in situ

Les paramètres hydrodynamiques et physico-chimiques nécessitent des mesures in situ, vu les variations rapides de ces paramètres dans le temps. Cinque paramètres physico-chimiques ont été mesurés in situ (la température, le pH, le potentiel redox Eh, la conductivité électrique et l'oxygène dissous). Les mesures hydrodynamiques effectuées au cours de cette étude sont les niveaux piézométriques de la nappe. Les paramètres physico-chimiques ont été mesurés in situ, immédiatement après le prélèvement de l'échantillon à l'aide d'un appareil portatif (Multiline P4 de la marque WTW), cette appareil permet de mesurer simultanément ces paramètres (pH, T, Conductivité électrique, Potentiel redox Eh, Salinité, l'oxygène dissous et la saturation). Les caractéristiques techniques de cet appareil sont présentées dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 : Caractéristiques techniques de l'appareil Multiline

Elément	**Unité**	**Pente**	**Précision**
Température	C°	-	±0.01
pH	-	-59.2 (-62 à -50)	±0.01
Conductivité électrique	µs/cm	0.475/cm	±1%
Salinité	‰	-	±0.1%
Eh	mv	-	±1mv
O_2	mg/l	1 (0.6 à 1.2)	±0.01
Saturation	%	0.6-1.2	±0.5%

4. Conservation des échantillons

Quatre échantillons d'eau filtrés à 45µm à l'aide des filtres seringues stériles (SFCA) sont placés dans quatre flacons polyéthylène de 150 ml, préalablement rincés à l'eau filtrée de l'échantillon. Le premier est destiné à l'analyse des cations (acidifié à un pH < 2 avec de l'acide nitrique ultra pur), le deuxième est prévu pour les analyses des anions, le troisième pour les analyse de la DBO_5 et la DCO et le dernier est réservé à l'analyse des formes de l'azote et PO_4.

Les échantillons sont conservés immédiatement dans une glacière portative avec une réserve de froid suffisante pour garder une température inférieure à 4C°, jusqu'à l'arrivée au laboratoire.

5. Analyse des éléments chimiques au niveau du laboratoire

Trois méthodes d'analyses sont utilisées pour déterminer les concentrations des différents éléments chimiques:

5.1 Méthode volumétrique (Titrimétrie)

Cette méthode a été utilisée pour le dosage des teneurs en bicarbonates, elle permet de déterminer la concentration d'une solution à partir du volume de solution que l'on met en présence.

Pour le dosage par titrimétrie des bicarbonates, on a travaillé sur un volume précis d'échantillon (50 ml) sur lequel on a fait agir une solution de concentration connue d'acide sulfurique H_2SO_4, la réaction qui se produit est due à la neutralisation des ions de bicarbonates par les ions H^+ de l'acide sulfurique:

$$\mathbf{H^+ + HCO_3^- = H_2O + CO_2}$$

Généralement dans les eaux naturelles, le pH d'équilibre est observé pour un pH = 4.5, la concentration des bicarbonates est calculée selon la relation suivante:

$$\mathbf{CHCO_3 = 24.4 * Vv}$$

Vv est le volume de H_2SO_4 versé dans les 50 ml d'échantillon pour abaisser le pH à 4.5.
La précision obtenue est de l'ordre de 0.01 sur le pH et de 1mg/l pour HCO_3^-.

5.2 Méthode colorimétrique

La couleur de chaque objet que nous voyons est déterminée par l'absorption et l'émission de rayonnement électromagnétique (lumière).

L'analyse calorimétrique est basée sur le principe que certains composants spécifiques réagissent avec d'autres par la production d'une couleur, ce qui permet de mesurer la concentration de l'ion mesuré.

Lorsqu'une substance est exposée à un faisceau d'une intensité I_0, une partie du rayonnement est absorbé par les molécules et un rayonnement d'intensité émergente I, plus petit que l'intensité I_0 est émit:

La quantité du rayonnement absorbé est donnée par la loi de LAMBERT-BEER

$$\mathbf{Log\ I_0/I=\varepsilon*c*d}$$

Dans laquelle l'expression Log I_0/I est appelée absorbance (A) ou densité optique.

ε: Coefficient d'extinction molaire de la substance;

c: Concentration molaire de cette substance;

d: Distance que le faisceau lumineux parcourt dans l'échantillon (longueur de la cuve).

La substance absorbe toujours la couleur complémentaire de celle émise; par exemple une substance apparait jaune parce qu'elle absorbe une lumière bleue, les analyseurs utilisés émettent une lumière complémentaire par rapport à la réaction colorimétrique.

La cellule photoélectrique mesure le rayonnement I qui n'a pas été absorbé par l'échantillon et le convertit en un signal électrique.

Les caractéristiques de chaque élément analysé sont présentées dans le tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Caractéristiques techniques des appareils photométriques (DEBIECHE, 2002)

Elément chimique	Symbole	Intervalle de mesure	Précision (+/-)	Longueur d'onde	Couleur
Chlorures	Cl^-	2.5-150mg/l	0.5mg/l	525nm	Rouge
Sulfates	SO_4^{2-}	5-175mg/l	<5%	525nm	Blanc mate
Nitrates	NO_3^-	0-30mg/l	0.1mg/l	555nm	Ambre jaune
Nitrites	NO_2^-	0-0.35mg/l	0.01mg/l	520nm	Rose
Ammonium	NH_4^+	0-3mg/l	0.01mg/l	470nm	Jaune
Phosphate	PO_4^{3-}	0-2.5mg/l	0.04mg/l	890nm	Bleu

5.3. Spectrophotométrie

Cette méthode a été utilisée pour analyser les cations majeurs (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} et K^{+}).

Cette méthode mesure l'émission d'une radiation par les atomes. Lorsqu'un atome d'un élément est excité par une énergie, il devient instable, et va donc restituer cette énergie sous forme de radiation lumineuse pour revenir à son état initial. L'utilisation de ce phénomène constitue la base de la spectrométrie d'émission.

Le même élément dispersé a l'état atomique dans une flamme possède également la propriété d'absorber tout rayon de la même fréquence F. il en résulte une absorption du rayonnement incident lié à la concentration de l'élément considéré par une relation de la forme:

$$\mathbf{Log\ I_0/I = K*L*C}$$

I_0: Intensité de la radiation incidente;

I: Intensité de la radiation après la traversée de la flamme;

L: Longueur du chemin optique;

C: Concentration dans la solution de l'élément considéré;

K: Constante.

Les différentes longueurs d'ondes ainsi que la précision de mesure sont résumées dans le tableau 2.3.

Tableau 2.3 : Caractéristiques techniques de l'absorption atomique (DEBIECHE, 2002)

Elément	Symbole chimique	Longueur d'onde	Intervalle de mesure	Précision (mg/l)
Calcium	Ca^{2+}	422.7	0.5-5 mg/l	0.092
Magnésium	Mg^{2+}	285.2	0.5-2 mg/l	0.0078
Sodium	Na^{+}	589.0	1-5 mg/l	0.012
Potassium	K^{+}	766.5	1-5 mg/l	0.043

6. Analyse statistique et représentation des données

Plusieurs logiciels sont utilisés pour traiter et représenter des données géochimiques. Il est important d'effectuer des calculs de paramètres statistiques comme la moyenne, la médiane, le minimum, le maximum, l'écart-type, la variance afin de faire ressortir les caractéristiques des différentes formations aquifères. Suite au calcul statistique, il est possible d'évaluer la

variabilité de la qualité de l'eau à partir des résultats des différents paramètres analysés. Les données géochimiques ont été intégrées dans le logiciel Wateq et dans le logiciel Statistica.

6.1. Principe des programmes utilisés dans l'interprétation des données

6.1.1 Analyse en composantes principales (ACP)

L'ACP est une méthode factorielle utilisée des combinaisons linéaire entre les variables pour analyser les données. Cette méthode, qui consiste à la réduction des données, nous permet de présenter géométriquement les variables et les observations. La réduction du nombre de caractères ne se fait pas par une simple sélection de certains d'entre eux, mais par la construction de nouveaux caractères synthétiques obtenus en combinant les caractères initiaux au moyen des facteurs. Cette réduction ne sera possible que si les variables initiales présentent des coefficients de corrélation non nuls. L'interprétation des résultats des variable se font sur le cercle de corrélation, les variables qui se situent prés du cercle, et qui sont proches l'une de l'autre présentent une forte relation linéaire entre elles. Par contre les points qui sont à l'opposé, présentent une relation inverse. La projection des variables nous permet d'interpréter les composantes principales et de repérer rapidement les groupes de caractères liés entre eux ou opposés, à condition que les points soient proches de la circonférence. Par contre la projection des individus sur les plans, nous permet d'indiquer quels sont les individus qui caractérisent le plus fortement un axe.

6.1.2. Classification ascendante hiérarchique (CAH)

6.1.2.1. Principe de la méthode

La classification ascendante hiérarchique est une méthode de classification itérative dont le principe est simple. On commence par calculer la dissimilarité entre les N objets puis on regroupe les deux objets dont le regroupement minimise un critère d'agrégation donné, créant ainsi une classe comprenant ces deux objets. On calcul ensuite la dissimilarité entre cette classe et les N-2 autre objets en utilisant le critère d'agrégation. Puis on regroupe les deux objets ou classes d'objets dont le regroupement minimise le critère d'agrégation. On continue ainsi jusqu'à ce que tous les objets soient regroupés. Ces regroupements successifs produisent un arbre binaire de classification : Dendrogramme, dont la racine correspond à la classe regroupant l'ensemble des individus. Ce dendrogramme représente une hiérarchie de partition. On peut alors choisir une partition en tronquant l'arbre à un niveau donné, le niveau dépondant soit des contraintes de l'utilisateur (l'utilisateur sait combien de classes il veut obtenir), soit de critères plus objectifs. Plusieurs méthodes d'agrégation sont disponibles ;

méthode de Ward (inertie), méthode de Ward (variance), lien complet, lien simple, lien fort, lien flexible, lien moyen et lien proportionnel.

6.1.2.2. Avantage de la classification ascendante hiérarchique

La classification ascendante hiérarchique est une méthode de classification qui présente les avantages suivants :

On travail à partir des dissimilarités entre les objets que l'on veut regrouper. On peut donc choisir un type de dissimilarité adapté au sujet étudié et à la nature des données.

L'un des résultats est le dendrogramme, qui permet de visualiser le regroupement progressif des données. On peut alors se faire une idée d'un nombre adéquat de classes dans lesquelles les données peuvent être regroupées.

6.2 Equilibre thermodynamique

Le calcul thermodynamique des équilibres chimiques des eaux rend compte des interactions électrostatiques entre les différents ions « i » en présence. Ces derniers sont représentés par l'activité ionique. Pour une solution idéale, l'activité et la molarité sont égales. En pratique, la déviation par rapport au cas précédent est représentée par γi :

$$\mathbf{ai = \gamma i * mi}$$

ai et mi : sont respectivement l'activité et la molarité des ions considérés.

Quand on a une réaction chimique quelconque l'équilibre de cette dernière se réalise selon la constante K qui est calculée par la relation :

$$\mathbf{K = \exp\,[-\Delta G^0/RT]}$$

R : constante des gaz parfaits ($1.987*10^{-3}$ kcal/mole)

T : température à l'échelle kelvin (T= 273.15+25C°)

$\mathbf{\Delta G^0}$: l'énergie libre exprimée en kcal/mole à une température de 25C° et une pression de 1 atmosphère.

La variation d'énergie libre ΔG^0_r est la différence entre la somme des énergies des éléments qui sont produits par réaction moins la somme des énergies des éléments dans la réaction.

$$\Delta G^0 = \Sigma G \text{ (produits)} - \Sigma G \text{ (réaction)}$$

Lorsqu'on a la réaction suivante :

$$Ca^{2+} + SO_4^{2-} \leftrightarrow CaSO_4$$

A l'équilibre et pour une température et pression donnée, on a :

$$\text{Log } K = \frac{a_{CaSO_4}}{a_{Ca^{2+}} \cdot a_{SO_4^{2-}}}$$

Où ai est l'activité de l'espèce i telle que ai = γi*mi

Idéalement, la quantité « efficace » de l'espèce i dans le système correspond au nombre de moles de ce constituant (loi de Raoult). Dans les cas réels, la quantité « efficace » peut être notablement différente ; on ne peut plus considérer que γi=1.

Ce coefficient d'activité γi traduit les interactions entre l'espèce i et les autres constituants du système.

Le logiciel Wateq utilise l'équation de Debye-Hûckel pour calculer les γi et donc la distribution de toutes les espèces en solution.

$$\text{Log } \gamma_i = -\frac{A z_i^2 \sqrt{\mu}}{1 + B a_i^0 \sqrt{\mu}} + b_i \mu$$

$\mu = \frac{1}{2} \sum_i z_i^2 m_i$ est la force ionique de la solution (<1) ;

Z_i est la charge de l'ion i ;

A et B sont constants et ne dépendent que de la température ;
A_i° est un paramètre représentant la taille de l'ion en solution ;
b_i est une constante qui représente l'écart à la loi de debey-Hûckel.

Le coefficient d'activité **γi** traduit les interactions entre l'espèce i et les autres constituants du système. Il est donc indispensable de connaître les concentrations des différentes espèces en solution, ainsi que le pH, le potentiel d'oxydo-réduction, l'alcalinité et la température. Ensuite connaissant les valeurs des coefficients d'activité, on peut calculer les activités des espèces i puis l'état (ou l'indice) de saturation (IS) de la solution vis-à-vis d'un minéral. C'est le rapport :

$$IS = \text{Log } Q/K$$

Pour l'espèce i, K est la constante d'équilibre et Q est le produit d'activité ionique. Une solution est en équilibre avec une phase minérale lorsque SI =0 (flux de dissolution égal au flux de précipitation). La solution est dite sous-saturée lorsque IS<0 et sur-saturée lorsque IS>0.

6.3. Vulnérabilité à la pollution chimique des eaux souterraines

La vulnérabilité d'une nappe d'eau souterraine à la pollution chimique matérialise la facilité avec laquelle elle peut être atteindre par une pollution chronique ou accidentelle, diffuse ou ponctuelle (GOUAIDIA ,2008). L'estimation de cette vulnérabilité tien compte de certains facteurs qui sont:

- ✓ Les conditions de pénétration des polluants dans la nappe, c'est-à-dire le transit, selon un trajet vertical de corps polluants, entrainés par les eaux d'infiltration depuis la surface du sol jusqu'à une nappe souterraine, à travers la zone non saturée (couche vadose).
- ✓ La propagation des polluants dans la nappe, qui est matérialisée par l'écoulement de l'eau pollué. Elle dépend des conditions hydrodynamiques de la nappe.
- ✓ Le séjour du polluant dans la nappe, c'est-à-dire sa persistance plus ou moins prolongée, après l'élimination de la source de contamination. La durée de ce séjour est régie par le renouvellement naturel de l'eau dans la nappe aquifère.

Les méthodes d'estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution sont très nombreuses. Chacun élabore sa propre méthode selon ses objectifs. Dans notre approche, on va utiliser la méthode DRASTIC, qui s'adapte avec les caractéristiques de notre terrain.

6.3.1. Présentation de la méthode DRASTIC

La méthode DRASTIC a été mise au point par l'Environnemental protection Agency (EPA) aux états unis en 1985 et Aller et al. En 1987, afin d'estimer le potentiel de pollution et d'évaluer la vulnérabilité verticale des eaux souterraines. Elle se base sur sept critères (Tableau 2.4) qui sont:

D: Depth to grouwndwater (distance à la nappe, épaisseur de la zone non saturée).

R: Recharge de l'aquifère.

A: Aquifer media (nature de la zone non saturée).

S: Soil media (nature du sol).

T: Topography (topographie, pente en %).

I: Impact of the vadose zone (nature de la zone non saturée)

C: Conductivity (perméabilité de l'aquifère)

Chaque critère est cartographié avec index, appelé aussi note (n), allant de 1 à 10. Un facteur de pondération (p) est ensuite appliqué aux différents critères afin de relativiser leur importance respective en termes de vulnérabilité. L'index de vulnérabilité final (Di) est la somme pondérée des sept paramètres selon la formule suivante:

$$Di=Dn*Dp+Rn*Rp+An*Ap+Sn*Sp+Tn*Tp+In*Ip+Cn*Cp$$

Où:

D, R, A, S, T, I, C sont les paramètres cités plus haut.

p: facteur de pondération accordé à chaque paramètre.

n: notation accordé à chaque paramètre.

Pour chacun des paramètres DRASTIC, une note est affectée sur une échelle entière allant de 1 (le moins important) à 10 (le plus important). Pour un paramètre donné, une note basse implique que la nappe concernée n'est pas vulnérable à la pollution et vice-versa (tableau 2.4).

Chaque paramètre est affecté d'un poids qui traduit son influence dans l'estimation de l'indice de pollution DRASTIC. Le tableau 2.5 montre les poids et les propriétés des sept paramètres.

Tableau 2.4: Classes et notes des sept paramètres (LALLEMAND BAREES, 1994)

D : Distance à la nappe (m)		**R : Recharge (mm)**	
Valeurs (m)	Notation	Valeurs (mm)	Notation
0 1.5	10	25.5	9
1.5 4.5	9	17.5 25.5	8
4.5 9	7	10 17.5	6
9 - 15	5	5 - 10	3
15 - 22	3	0 - 5	1
22.5- 30	2		
>30	1		
A : Nature de la zone saturée		**S : Nature du sol**	
Calcaire karstique	10	Mince ou absent	10
Sable et gravier	8	Sables	9
Grès massif	6	Limons sableux	6
Métamorphique altéré	4	Limons	4
Métamorphique	3	Limons silteux	3
Massive shale	2	Argiles	1
T : Topographie (pente)		**I : lithologie de la couche vadoze**	
Valeurs (%)	Notation	Calcaire Karstique	10
0 à 2	10	Sable et gravier	9
2 à 6	9	Sable et gravier avec silt et argile	8
6 à 12	5	Grès	6
12 à 18	3	Calcaire	6
> 18	1	Silt et argile	1
0 à 2	10		
C : Perméabilité			
Valeur (m/s)	Notation		
$>9{,}4.10^{-4}$	10		
$4{,}7.10^{-4}$ à $9{,}4.10^{-4}$	8		
$32{,}9.10^{-5}$ à $4{,}7.10^{-4}$	6		
$14{,}7.10^{-5}$ à $32{,}9.\ 10^{-5}$	4		
$4{,}7.10^{-5}$ à $14{,}7.10^{-5}$	2		
$4{,}7.\ 10^{-7}$ à $4{,}7.10^{-5}$	1		

Tableau 2.5: Poids et propriétés des paramètres DRASTIC

Symbole	Paramètre	Propriétés	Poids
D	Profondeur de la nappe	Plus cette profondeur est élevée, plus le contaminant met beaucoup de temps pour atteindre la surface piézométrique.	5
R	Recharge	Véhicule principal pour le transport du contaminant. Plus cette recharge est grande, plus le risque de contamination est élevé.	4
A	Lithologie de l'Aquifère	Caractérisée par la granulométrie des terrains saturés. Elle intervient dans le piégeage du polluant qui peut s'échapper au pouvoir d'absorption du sol. Plus la granulométrie est fine, plus le piégeage du polluant est grand.	3
S	Sol	Plus le sol est riche en argile, plus l'absorption des métaux lourds est importante, et plus la protection des eaux souterraines est grande.	2
T	Topographie	Plus la pente des terrains est grande, plus le ruissellement des eaux est important et par conséquent la contamination des eaux souterraines est faible.	1
I	Zone non saturée	Son impact est déterminé à partir de la texture des terrains qui la constituent. La percolation du polluant jusqu'à la surface piézométrique est d'autant plus grande que cette texture est favorable.	5
C	Perméabilité	Plus ce paramètre est grand, plus le transfert du polluant est rapide.	3

6.3.2. Validité de la méthode

La précision avec laquelle la méthode DRASTIC permet de distinguer les régions vulnérables de celles qui sont protégées a été vérifiée dans différentes région climatiques des Etats- unis ainsi qu'au Québec. Dans ce denier cas, ISABEL et al en 1990 ont vérifie la validité de la méthode sur des unités hydrogéologiques différentes. Dans tous les cas, les zones réellement contaminées correspondent à celles où les indices de vulnérabilité sont les plus élevés.

7. Conclusion

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté, car il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. Le matériel de prélèvement doit faire l'objet d'une attention particulière. L'emploi de flacons neufs en verre borosilicaté ou en polyéthylène haute densité (PEHD) avec des bouchons en téflon lavés avec une solution détergente à chaud et rincés avec de l'eau

déionisée puis séchés, est recommandé. Le prélèvement subira obligatoirement un certain temps de transport et une éventuelle attente au laboratoire avant la mise en route analytique, ces temps devront être réduits au minimum.

Les techniques statistiques multi-variées comprenant l'ACP, CAH, le calcul des indices de saturation peuvent être employées avec succès pour obtenir des informations de l'ensemble de données sur les influences possibles de l'environnement sur la qualité des eaux souterraines et pour identifier également des groupements naturel dans l'ensemble des données. Ces méthodes sont importantes pour éviter une mauvaise interprétation des données de contrôle de l'environnement en raison des incertitudes.

Troisième partie
résultats et discution

TROISIEME PARTIE
RESULTATS ET DISCUTION

I. Détermination des caractéristiques hydrochimiques des eaux

I.1. Introduction

Le chimisme des eaux souterraines dépend principalement de la composition lithologique des couches traversées et du temps de séjour des eaux dans le sol. Cette interaction influe sur la teneur des éléments dissous (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Cl^{-}, SO_4^{2-}, HCO_3^{-},…). Les concentrations en ces éléments sont conditionnées par divers facteurs tels que les paramètres climatiques, l'activité anthropique, les échanges entre l'aquifère et les eaux de surface (GOUAIDIA, 2008).

Les activités anthropiques ont une influence non négligeable sur la qualité physico-chimique des eaux souterraines. Les deux types d'influences qu'on peut citer sont :

- ✓ En ce qui concerne l'agriculture on parle des apports de : K^{+}, SO_4^{2-}, NH_4^{+}, et PO_4^{3-}.
- ✓ Pour les rejets des eaux usées on parle des apports de : Na^{+}, K^{+}, NO_3^{-}, Cl^{-} et quelques métaux lourds.

Trente points d'eau ont été retenus pour analyser la qualité des eaux souterraines de l'aquifère superficiel de Ain Djasser. (Figure. 3.1 et tableau 3.1).

I.2.Caractéristiques physico-chimiques

I.2.1. La température de l'eau

La température de l'eau est un facteur important dans la production biologique. Ce ci vient du fait qu'elle affecte les propriétés physiques et chimiques de celle-ci; en particulier sa densité, sa viscosité, la solubilité de ses gaz (notamment celle de l'oxygène) et la vitesse des réactions chimiques et biochimiques (BEN AAKAME, 2015). Les résultats de cette étude obtenus pendant les différentes compagnes de mesure (Figure 3.2 et 3.3) montrent que le paramètre de température ne présente pas de grande variation d'un puits à l'autre, avec un minimum de 14.60°C et un maximum de 19.50°C pour la compagne de Juillet 2007 et un minimum de 16.00°C et un maximum de 20.20°C pour la compagne de Février 2008.

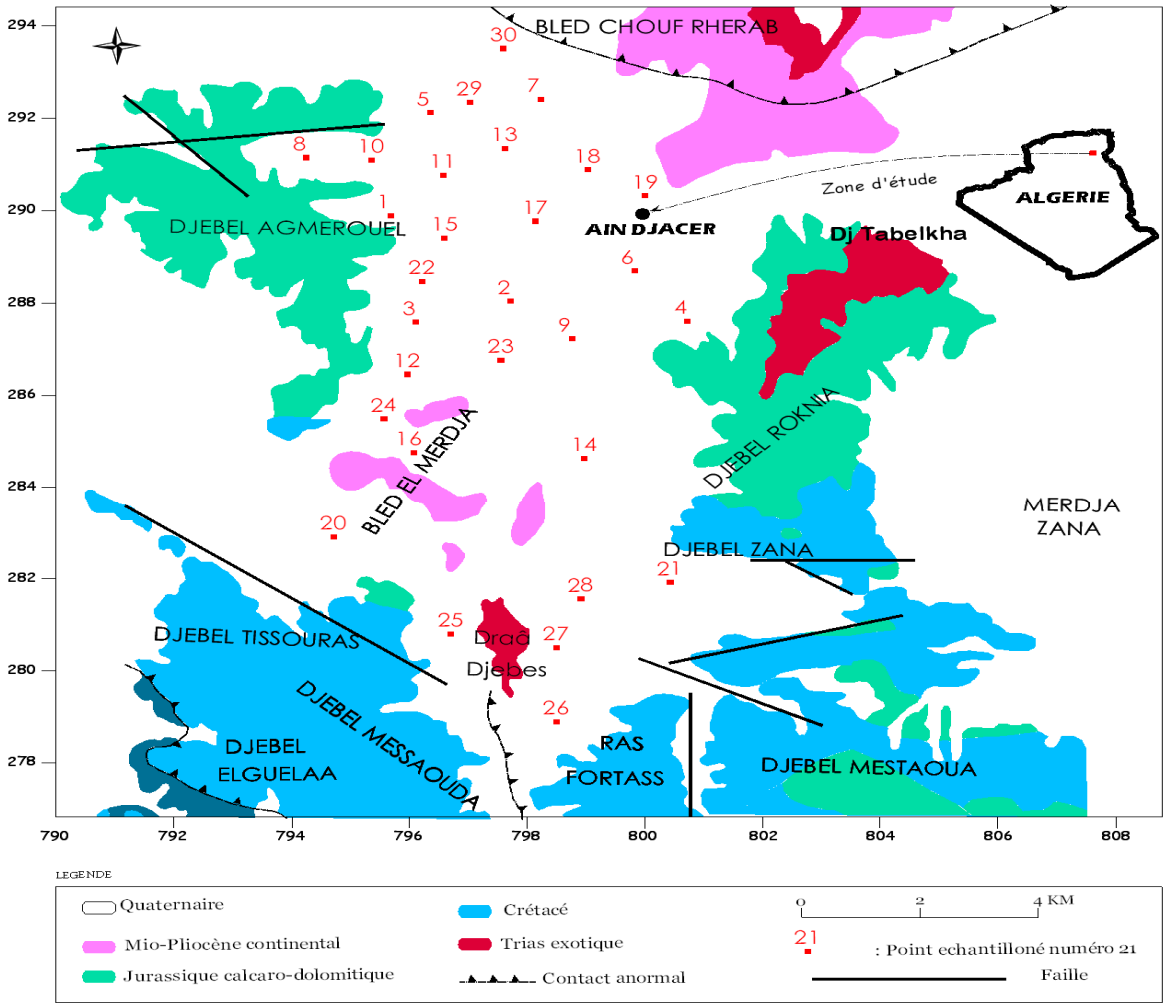

Figure 3.1 : Position des points d'eau retenus pour les analyses chimiques.

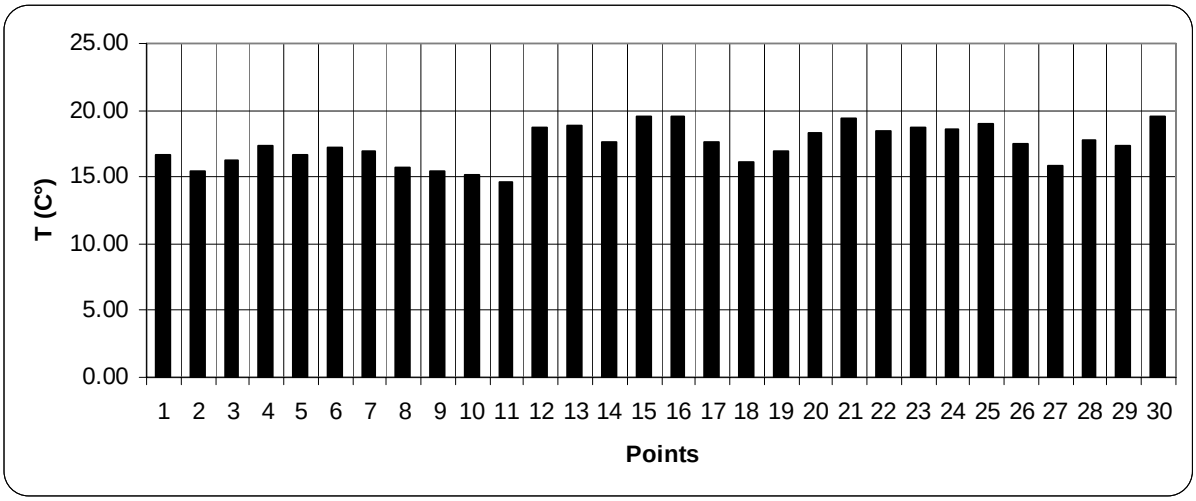

Figure 3.2 : Variation de la température des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

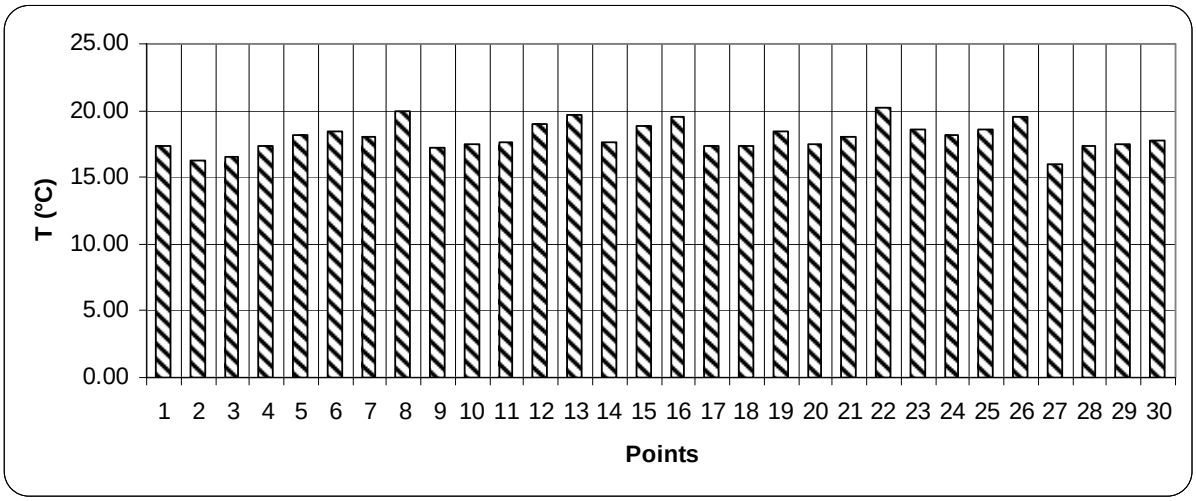

Figure 3. 3 : Variation de la température des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

Tableau 3.1. Caractéristiques statistiques des données hydrochimiques de la région de Ain Djasser.

PERIODE : Juillet 2007															
Paramètres	T(C°)	PH	TDS (mg/l)	Conductivite (µs/cm)	Eh (mv)	$HCO3^-$ (mg/l)	$SO4^{2-}$ (mg/l)	CL^- (mg/l)	$NO3^-$ (mg/l)	$NO2^-$ (mg/l)	NH4+(mg/l)	Ca++ (mg/l)	Mg++ (mg/l)	Na+ (mg/l)	K+ (mg/l)
Min	17.43	7.54	1.59	2518.33	173.64	292.60	388.33	414.63	29.60	0.00	0.01	161.60	89.13	259.90	8.63
Moy	14.60	7.15	0.49	910.00	134.60	234.00	195.00	220.00	3.00	0.00	0.00	88.00	45.00	99.00	2.00
Max	19.50	7.90	2.78	3580.00	204.90	342.00	635.00	940.00	125.00	0.01	0.09	308.00	146.00	640.00	13.00
DS	1.43	0.20	0.57	701.70	17.08	26.01	111.67	217.32	29.85	0.00	0.02	74.70	29.52	150.45	2.55
CV	8.20	2.68	36.18	27.86	9.83	8.89	28.76	52.41	100.84	114.74	172.14	46.22	33.12	2.55	29.57
PERIODE : Février 2008															
Paramètres	T(C°)	PH	TDS (mg/l)	Conductivite (µs/cm)	Eh (mv)	$HCO3^-$ (mg/l)	$SO4^{2-}$ (mg/l)	CL^- (mg/l)	$NO3^-$ (mg/l)	$NO2^-$ (mg/l)	NH4+ (mg/l)	Ca++ (mg/l)	Mg++ (mg/l)	Na+ (mg/l)	K+ (mg/l)
Min	18.05	7.50	1.50	2437.67	156.63	313.93	388.10	428.33	30.83	0.00	0.01	167.80	95.87	265.03	7.97
Moy	16.00	7.09	0.45	900.00	125.00	86.00	156.00	95.00	1.00	0.00	0.00	90.00	41.00	86.00	1.00
Max	20.20	8.15	2.60	3580.00	195.00	409.00	685.00	995.00	111.00	0.01	0.09	370.00	166.00	690.00	15.00
DS	1.06	0.25	0.53	686.10	19.07	78.25	117.04	228.30	30.88	0.00	0.02	73.34	35.40	171.90	3.29
CV	5.85	3.37	35.26	28.15	12.18	24.93	30.16	53.30	100.15	114.74	172.14	43.70	36.92	64.86	41.24

PERIODE : Mai 2013								
Paramètres	Conductivite (µs/cm)	$NO3^-$ (mg/l)	$NO2^-$ (mg/l)	NH4+ (mg/l)	PO4- (mg/l)	O2 (mg/l)	DBO5 (mg/l)	DCO (mg/l)
Min	2966.65	23.77	0.00	0.21	0.16	3.40	17.69	27.48
Moy	1008.00	4.70	0.00	0.01	0.03	0.90	4.00	8.00
Max	5331.80	69.00	0.02	0.76	0.65	4.90	88.00	132.00
DS	1279.96	15.99	0.01	0.22	0.18	1.16	19.22	29.97
CV	43.14	67.27	192.35	103.48	112.69	33.97	108.64	109.06

PERIODE : Octobre 2015												
Paramètres	Conductivite (µs/cm)	$NO3^-$ (mg/l)	$NO2^-$ (mg/l)		NH4+ (mg/l)		PO4- (mg/l)		O2 (mg/l)		DBO5 (mg/l)	DCO (mg/l)
Min	2836.19	51.87	0.02	0.02	0.07	0.07	0.18	0.18	4.00	4.00	8.00	12.48
Moy	900.00	12.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.03	0.03	1.50	1.50	1.50	2.85
Max	5500.00	108.00	0.09	0.09	0.25	0.25	0.70	0.70	5.60	5.60	20.00	36.00
DS	1233.45	28.95	0.02	0.02	0.07	0.07	0.19	0.19	1.27	1.27	4.11	6.94
CV	43.49	55.81	112.42	112.42	91.16	91.16	102.88	102.88	31.75	31.75	51.37	55.61

I.2.2. La conductivité électrique des eaux

La conductivité électrique désigne la capacité de l'eau à conduire un courant électrique. Elle est déterminée par la teneur en substances dissoutes, la charge ionique, la capacité d'ionisation, la mobilité et la température de l'eau. Ainsi, la mesure de la conductivité permet d'apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau et par conséquent sa minéralisation (BOUDERKA et al, 2016).

Les eaux des points étudiés sont minéralisées (Figure 3.4 et 3.5), avec des valeurs qui oscillent entre 900 et 3650 µs/cm. Les plus fortes valeurs sont en relation avec les formations salifères et le centre de la plaine où on a une convergence de l'écoulement. 93% des échantillons dépassent la norme de potabilité fixée par le comité européen des eaux (1250µs/cm).

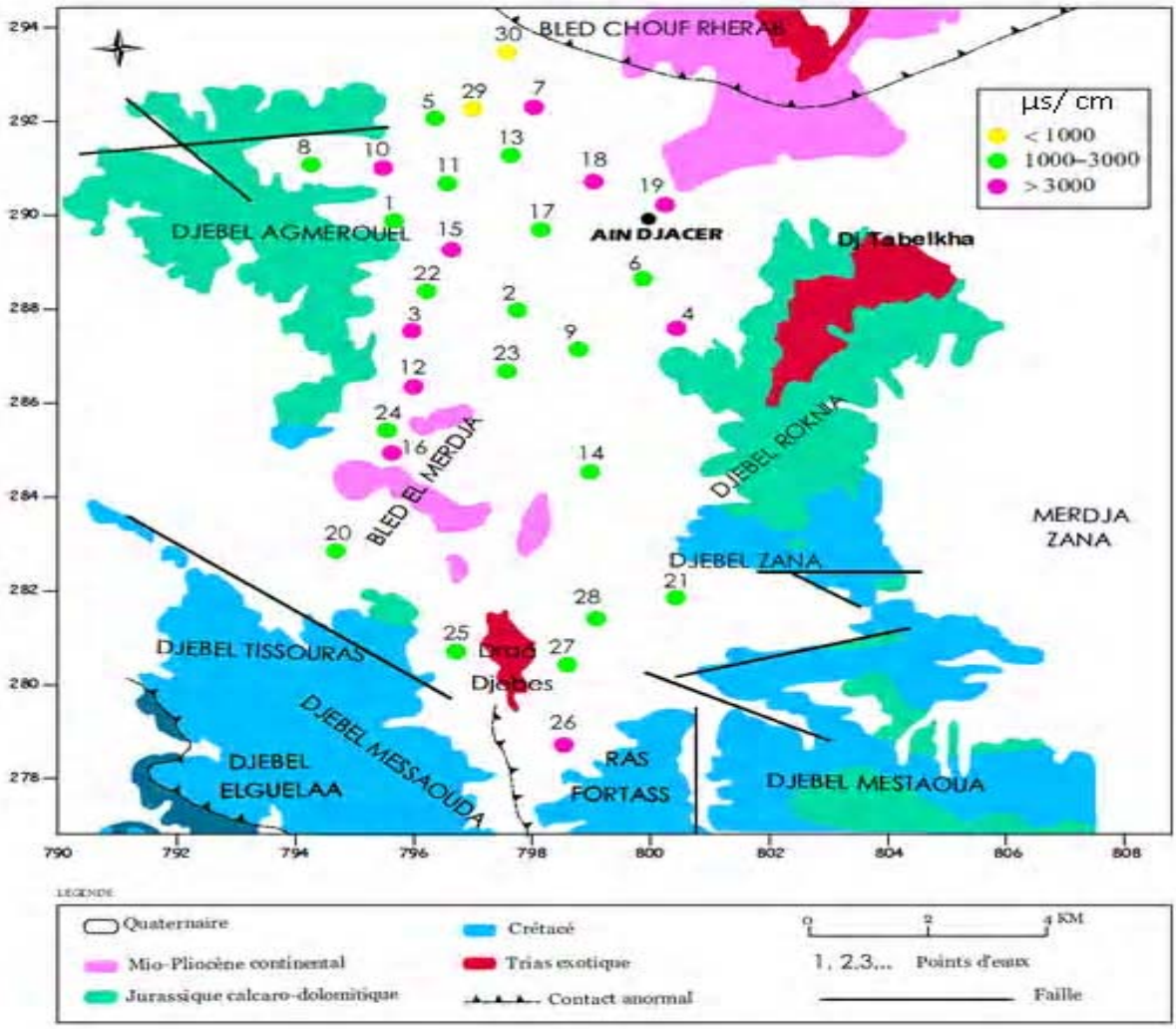

Figure 3.4 : Répartition spatiale des valeurs de la conductivité électrique (en µs/cm) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

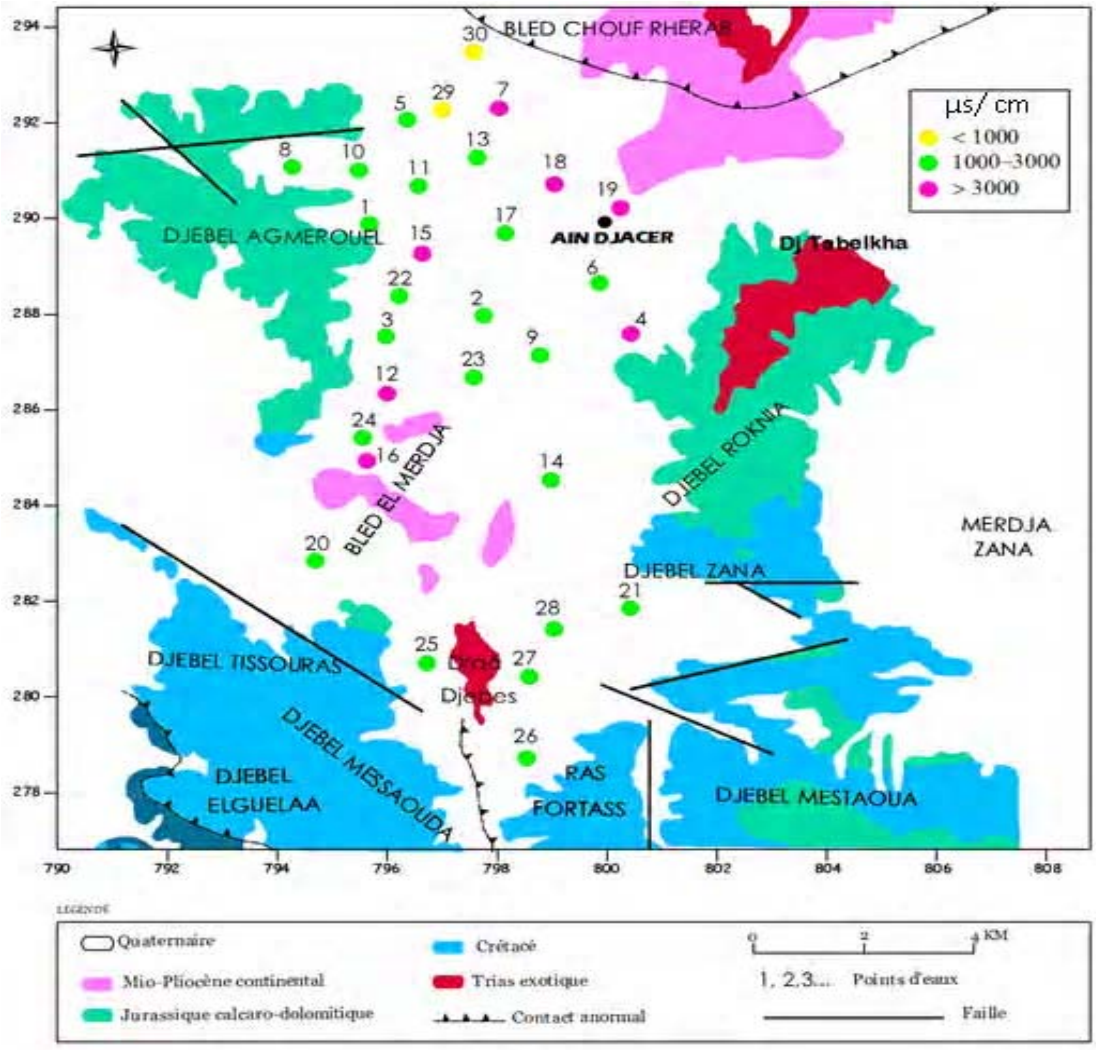

Figure 3. 5 : Répartition spatiale des valeurs de la conductivité électrique (en µs/cm) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

I.2.3. Le potentiel hydrogène pH

Le pH de l'eau renseigne sur son acidité et son alcalinité. Le pH des eaux naturelles est généralement varie de 7.2 à 7.6 (RODIER, 2009). La nature des terrains traversés par les eaux est la cause naturelle, provoquant des variations importantes du pH (NOUAYTI, 2015).

Les valeurs moyennes du pH au niveau de la zone d'étude varient entre 7.09 et 8.15ceci est en relation avec le caractère carbonaté du terrain. (Figures 3.6 et 3.7). En se référant aux normes de potabilité, on remarque que 67% des eaux analysées sont conformes à la consommation.

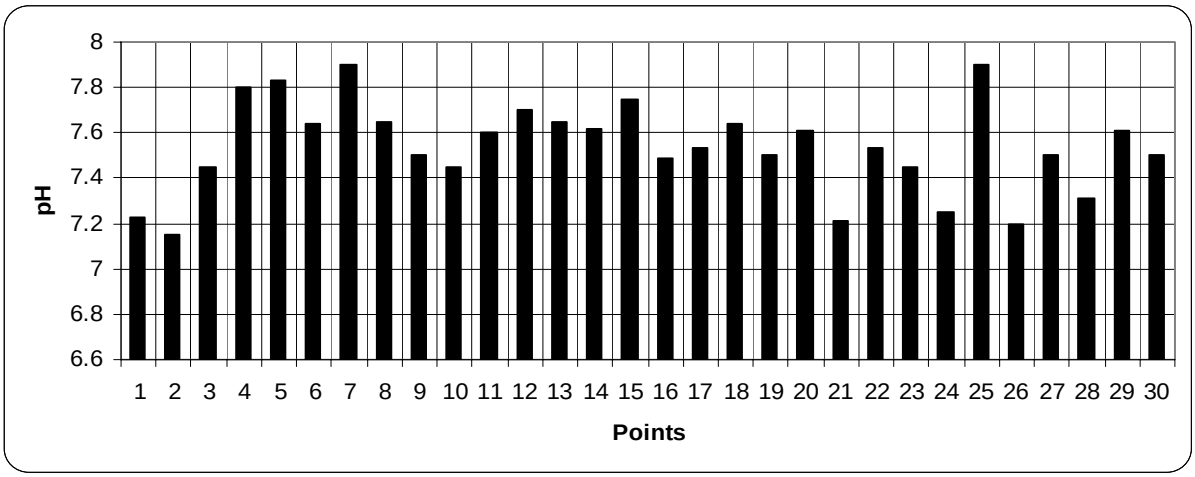

Figure 3.6 : Variation du pH des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

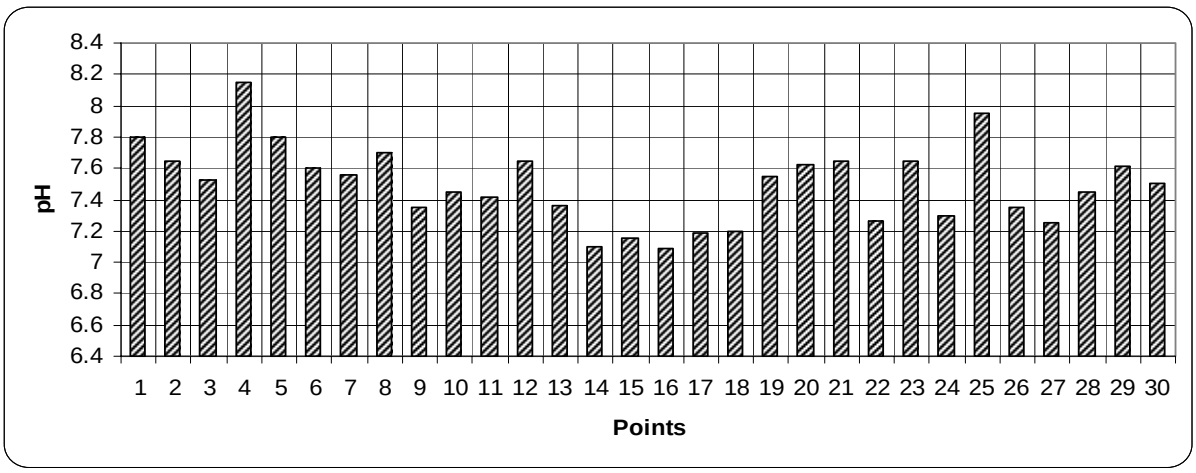

Figure 3.7 : Variation du pH des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

I.2.4. Potentiel d'oxydo-réduction Eh

Le potentiel d'oxydoréduction (Eh) est la mesure de la concentration des électrons en solution en (mv). Il agit sur l'intensité de l'activité biologique, sur l'état d'oxydation de certains éléments (Fe, Mn, …etc.), et sur l'évolution de la matière organique (KADRI, 2009). Ce paramètre nous permet de prévoir l'état des ions chimiques dans l'eau et la direction des réactions chimiques (oxydation ou réduction).

Les eaux de la nappe de Ain Djasser, ont des valeurs d'Eh qui varient entre 125 et 204.90 mv donc le milieu est oxydant (Figure 3.8 et 3.9).

I.2.5. L'oxygène dissous (O_2)

L'oxygène dissous (Od) est très important par le fait qu'il conditionne l'état de plusieurs sels minéraux, la dégradation de la matière organique et la vie des animaux aquatiques. Il joue

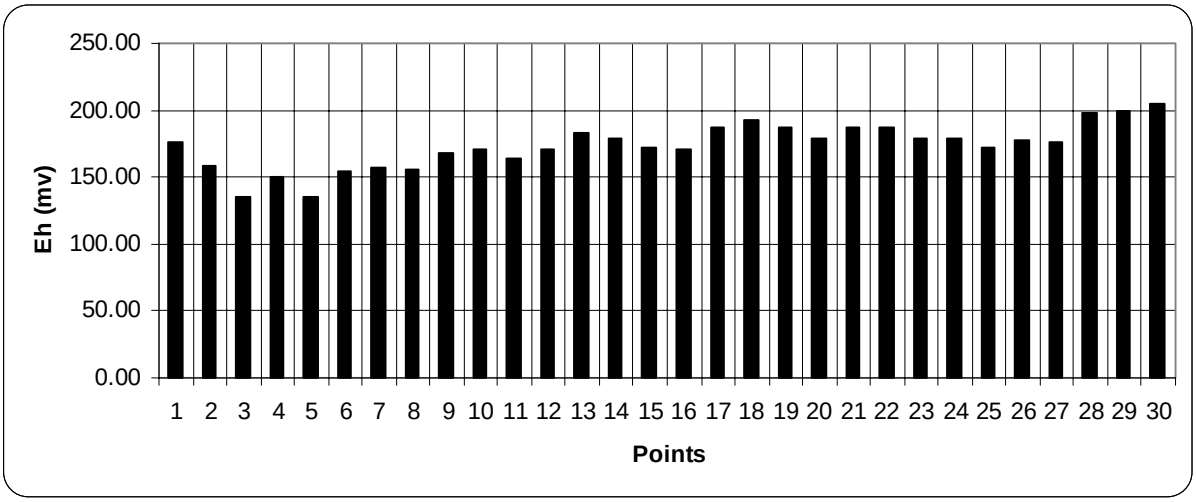

Figure 3.8 : Variation d'Eh des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

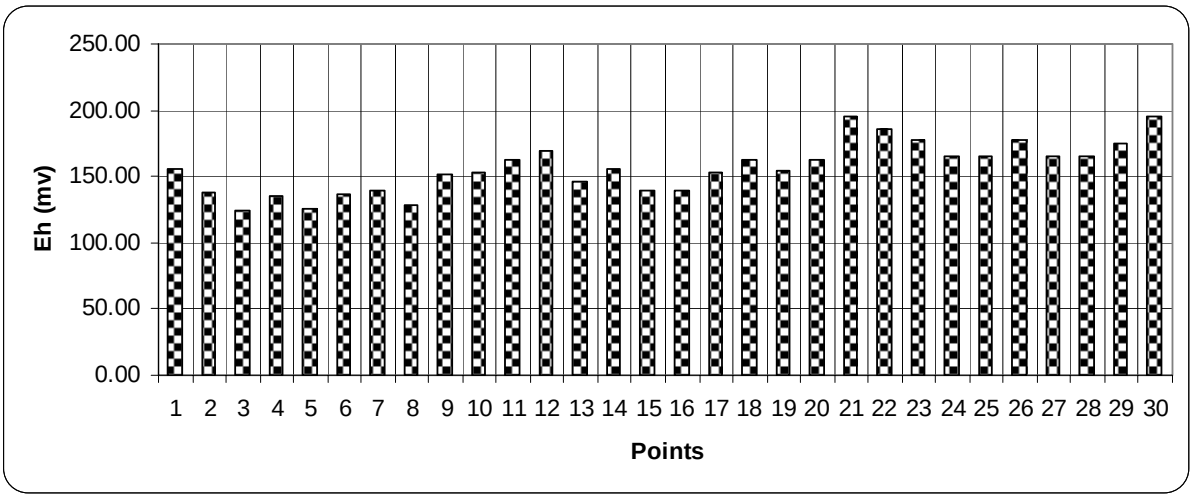

Figure 3.9 : Variation d'Eh des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

un rôle primordial dans le maintien de la vie aquatique et dans l'auto-épuration. Sa présence dans les eaux naturelles est déterminée principalement par la respiration des organismes, par l'activité photosynthétique de la flore, par l'oxydation et la dégradation des polluants et enfin par les échanges air-eau (BELGHITI, 2013).

L'oxygène dissous est un paramètre important à prendre en considération, car il renseigne sur l'état du puits et d'autre part il favorise la croissance des micro-organismes qui dégradent la matière organique. En général, les valeurs faibles de l'oxygène dissous favorisent le développement des germes pathogènes.

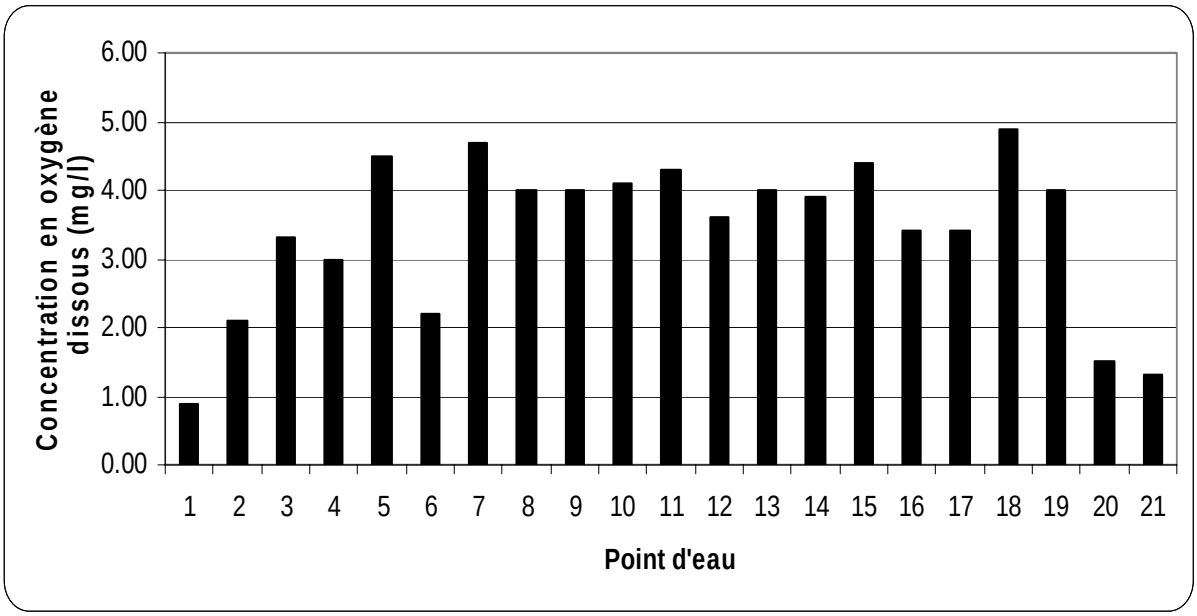

Figure 3.10: Histogrammes des concentrations en oxygène dissous (Mai 2013)

Les nappes libres présentent généralement des teneurs en oxygène dissous de l'ordre de 5 à 10 mg/l d'oxygène dissous, à l'exception des zones humides. Les nappes captives présentent un déficit en oxygène dissous, celui-ci pouvant être consommé par l'oxydation de la matière organique (activité bactérienne) ou des sulfures présents dans l'aquifère. Les teneurs en oxygène dissous y sont souvent inférieures au seuil des 5 mg/l. Au dessous de 2 mg/l, le milieu est qualifié de réducteur. Ces conditions favorisent alors la précipitation de certains éléments (BRGM, 2007). Pour l'ensemble des prélèvements, l'oxygène dissous varie de 0.90 à 4.90 mg/l (Figure 3.10) pour la compagne de Mai 2013 et les résultats obtenus montrent que les puits sont légèrement sous oxygénés.

I.2.6. La DBO_5

La DBO_5 traduit la quantité d'oxygène moléculaire utilisée par les microorganismes pendant une période d'incubation de 5 jours à 20 °C pour décomposer la matière organique, dissoute ou en suspension, contenue dans un litre d'eau. La DBO_5 des eaux naturelles est inférieure à 2 mg/l. Les eaux recevant des rejets domestiques présentent des concentrations supérieures à 10 mg/l (DERWICH, 2010).Les eaux étudiées ont montré des valeurs relativement élevées en DBO_5 (Figure 3.11). Ces fortes valeurs seraient liées à une forte oxydation des composés inorganiques oxydables. Aussi, elles peuvent être attribuées à une contamination des eaux de la nappe par celle des eaux de drainage contenant des eaux résiduaires riches en matière organique.

I.2.7. La DCO

La Demande chimique en oxygène (DCO) représente la quantité d'oxygène consommée, en mg/l, par les matières oxydables chimiquement contenues dans un effluent. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques mais également de sels minéraux oxydables (sulfures, chlorures,...). 90% des points d'eau étudiés présentent des valeurs moyennes de DCO inférieures à la valeur de 80 mg d'O2/l fixée par l'OMS. D'autre part, en raison des mêmes causes exposées précédemment, les températures élevées des mois les plus chauds et aussi des périodes sèches de l'année, semblent augmenter significativement la DBO5 et la DCO des eaux souterraines (Figure 3.11).

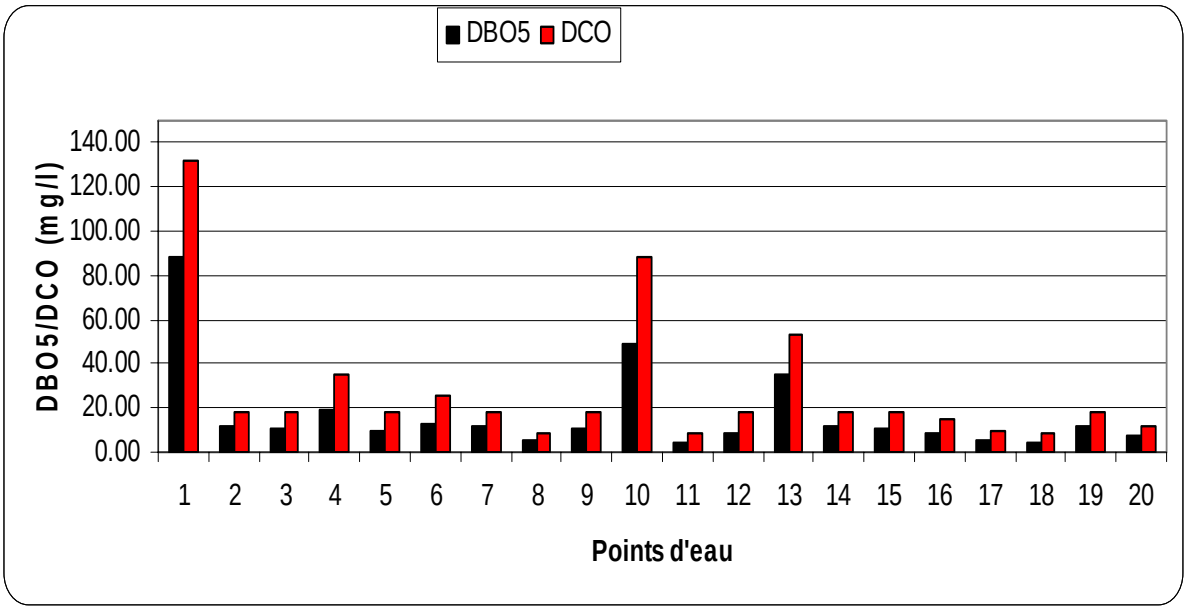

Figure 3.11 : Variation des teneurs en DBO5 et DCO

I.2.8. Le résidu sec

La détermination des résidus permet d'estimer la teneur en matière dissoute et en suspension d'une eau. La détermination du résidu sur l'eau filtrée permet d'évaluer le résidu qui correspond seul aux matières dissoutes (BOUTELLI, 2012). Les résultats d'analyses pour l'ensemble des points échantillonnés varient entre un maximum de 2.64g/l et un minimum de 0.49g/l (Figures 3.12 et 3.13). La répartition spatiale de ce paramètre est similaire à celle de la CE. Les plus fortes valeurs sont enregistrées près des formations salées du Trias et au centre de la plaine où on a une concentration de la salinité dans le sens de l'écoulement.

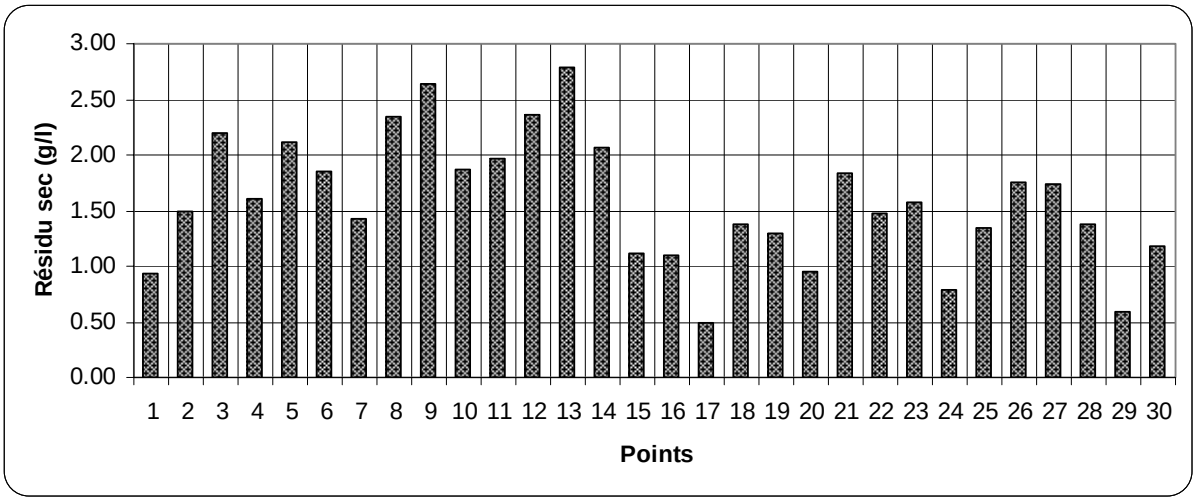

Figure 3.12 : Variation du résidu sec des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

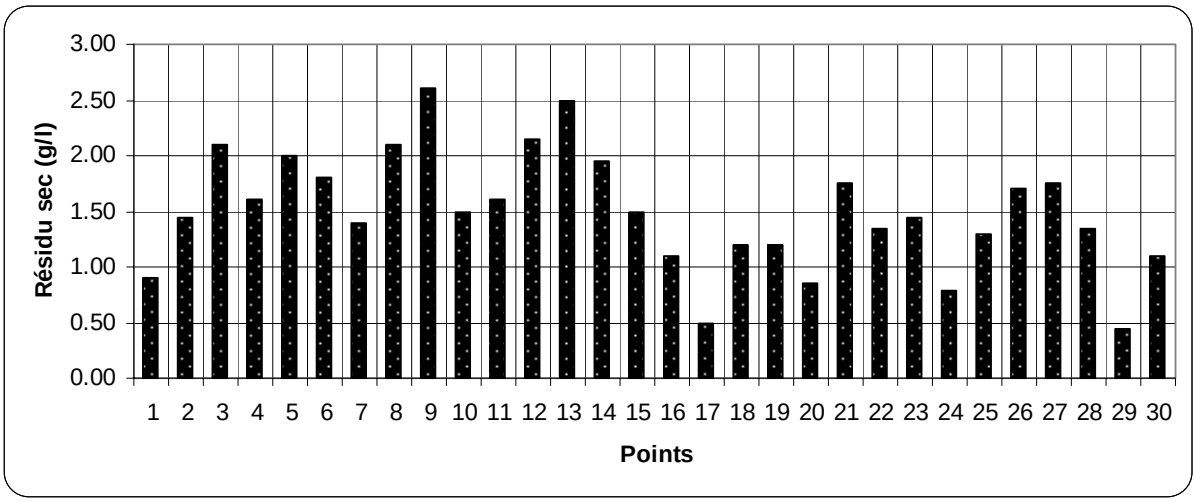

Figure 3.13 : Variation du résidu sec des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

I.3. Etude analytique des éléments chimiques majeurs

I.3.1. Le calcium Ca^{2+}

Le calcium est généralement l'élément dominant des eaux potables et sa teneur varie essentiellement suivant la nature géologique des terrains traversés par ces eaux (terrains calcaires ou gypseux) (NOUAYTI et al, 2015).

Les teneurs des eaux contrôlées (Figure 3.14 et 3.15) varient de 88 mg/l à 370 mg/l. Les plus fortes valeurs sont en liaison avec le Trias où on a une dissolution de gypse et/ou de l'anhydrite et les plus faibles valeurs en liaison avec les formations carbonatées qui

produisent moins ce calcium. 84% des points présentent des teneurs supérieurs à la valeur guide fixée par les normes de l'OMS qui est de 100mg/l.

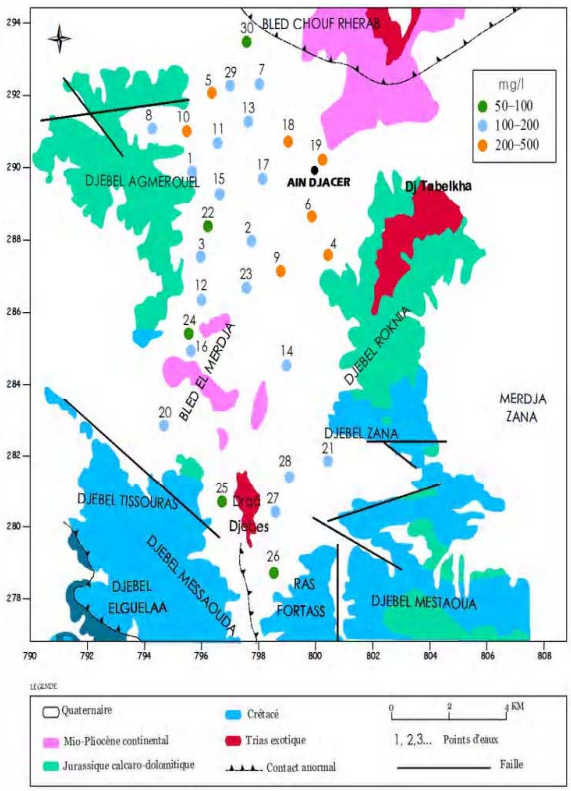

Figure 3.14 : Répartition spatiale des teneurs en calcium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

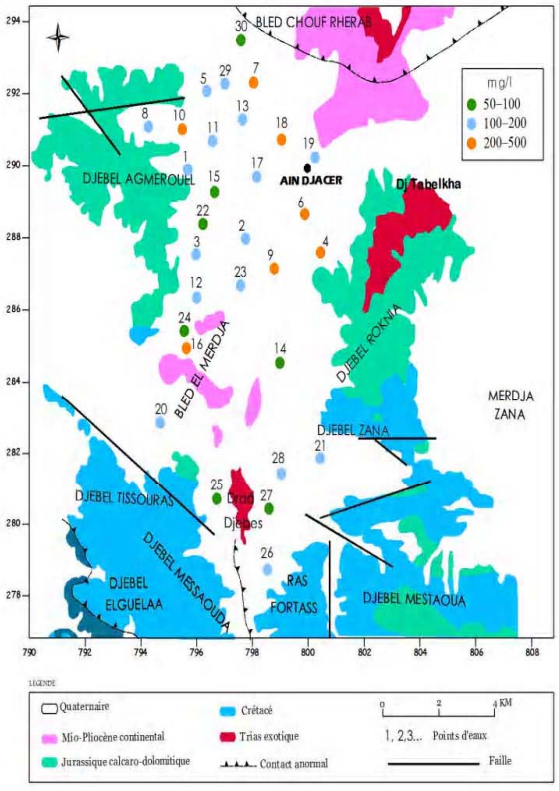

Figure 3.15 : Répartition spatiale des teneurs en calcium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

I.3.2. Le Magnésium Mg^{2+}

La majorité des eaux naturelles contiennent généralement une petite quantité de magnésium, sa teneur dépend de la composition des roches sédimentaires rencontrées. Il provient de l'attaque par l'acide carbonique des roches magnésiennes et de la mise en solution du magnésium sous formes de carbonates (NOUAYTI et al, 2015).

Dans les points d'eau analysés (Figure 3.16 et 3.17), les teneurs en magnésium varient entre 41 mg/l et 166 mg/l. Les plus fortes teneurs sont enregistrées près des formations carbonatées. La majorité des points dépasse la norme de potabilité fixée par l'OMS qui est de 50mg/l.

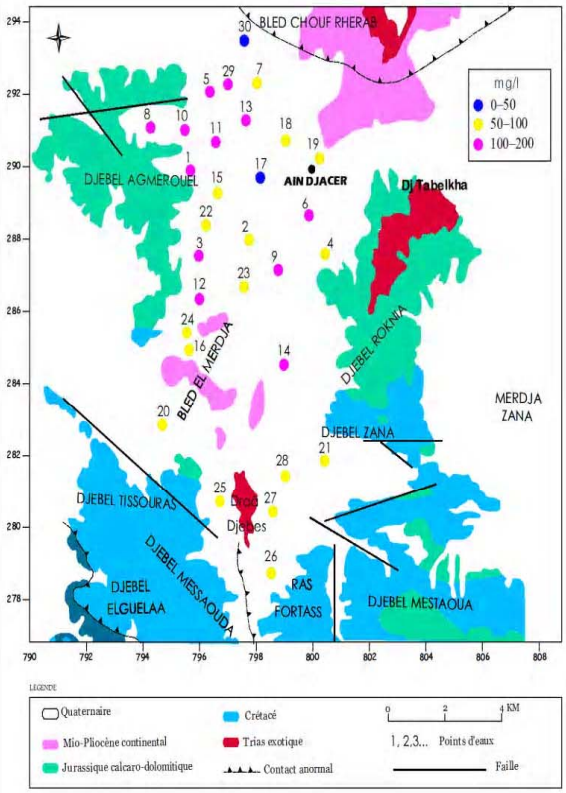

Figure 3.16 : Répartition spatiale des teneurs en magnésium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

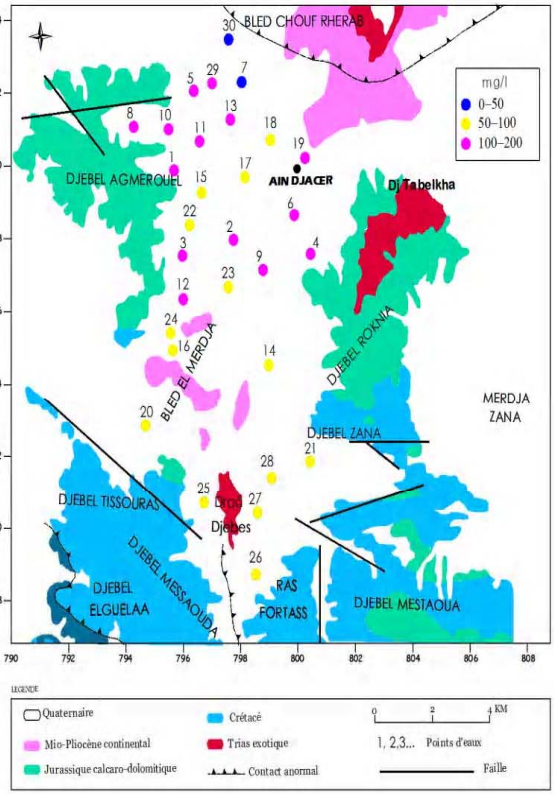

Figure 3.17 : Répartition spatiale des teneurs en magnésium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

I.3.3. Les chlorures Cl^-

Les chlorures sont des anions inorganiques importants contenus en concentrations variables dans les eaux naturelles, généralement sous forme de sel de sodium (NaCl) et de potassium (KCl). Ils sont souvent utilisés comme un indice de pollution (BOUDERKA et al, 2016).

Les chlorures existent dans toutes les eaux à des concentrations très variables. L'origine peut être naturelle (NOUAYTI et al, 2016) :

- Percolation à travers des terrains salés ;
- L'infiltration des eaux marines dans les nappes phréatiques et profondes ;
- Effet de l'activité humaine ;
- L'industrie extractive et dérivées (soudières, saline, mine potasse, industrie pétrolière…etc.).

Les teneurs en chlorures des échantillons d'eau analysées (Figure 3.18 et 3.19) affichent des valeurs oscillent entre 95 mg/l et 995 mg/l.

Les chlorures, outre le goût désagréable qu'ils communiquent à l'eau, peuvent favoriser la mobilisation d'ions indésirables ou toxiques à partir des canalisations métalliques surtout si celles-ci véhiculent de l'eux chaude (BENAAKAM, 2015).

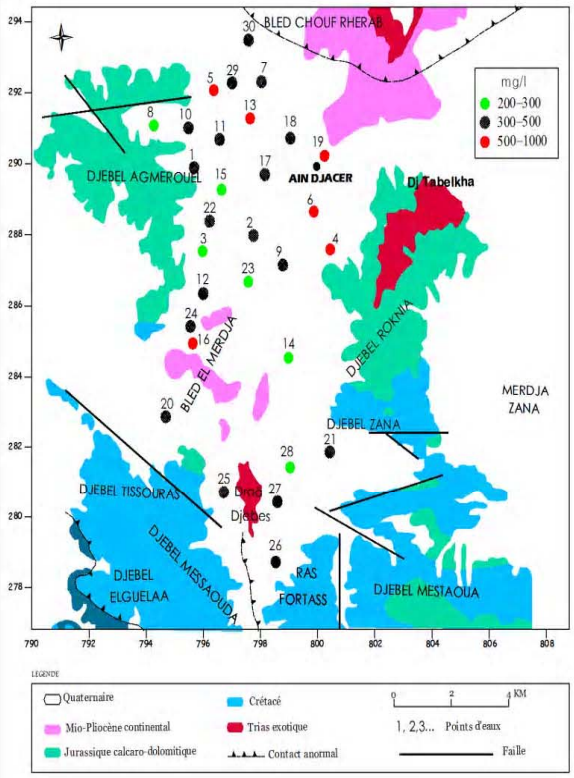

Figure 3.18 : Répartition spatiale des teneurs en chlorures (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

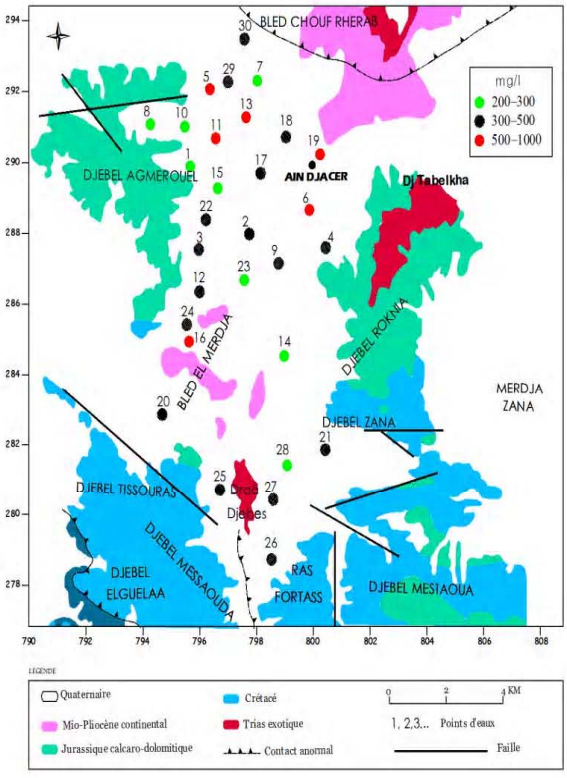

Figure 3.19 : Répartition spatiale des teneurs en chlorures (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

I.3.4. Le sodium Na^+

Le sodium est un élément constant de l'eau, toute fois les concentrations peuvent être extrêmement variables. Indépendamment de la lixiviation des formations géologiques contenant du chlorure de sodium, le sel peut provenir de la décomposition de sels minéraux comme les silicates de sodium et d'aluminium, des retombées d'origine marine, et de la venue d'eaux salées dans les nappes aquifères, des nombreux usages industriels…etc. (BELGHITI et al, 2013)

L'analyse des données a montré que les teneurs moyennes en sodium dans les eaux des points étudiés varient de 86mg/l à 690mg/l, 42% des points d'eau dépassent la norme de potabilité qui est de 200mg/l (Figure 3.20 et 3.21).

Les teneurs élevées en sodium des eaux de la nappe ont la même origine que celle des chlorures. En effet, le sodium accompagne généralement la pollution due aux chlorures (BOUDERKA et al, 2016). Il y'a toujours une corrélation linéaire entre ces deux éléments (Figure 3.22 et 3.23)

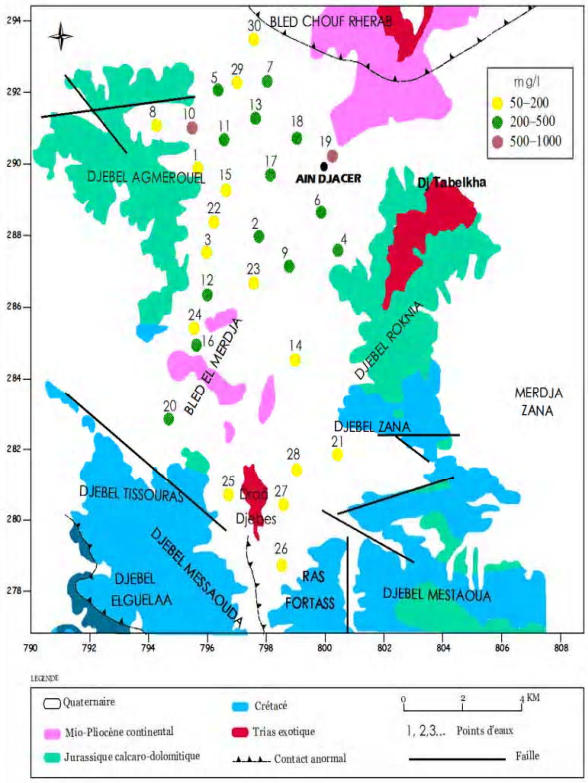

Figure 3.20 : Variation spatiale des teneurs en sodium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

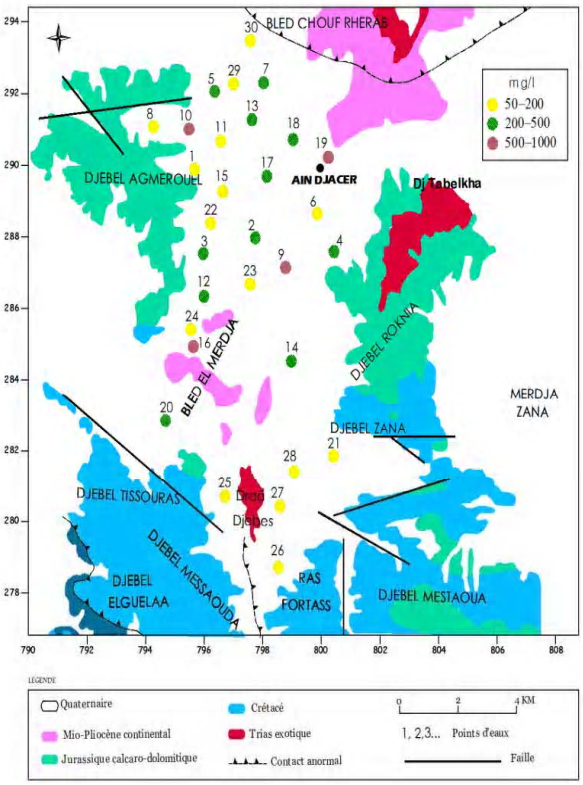

Figure 3.21 : Variation spatiale des teneurs en sodium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

I.3.5. Le potassium K^+

Le potassium est généralement l'élément le moins abondant dans les eaux après le sodium, le calcium et le magnésium. Le potassium est un élément indispensable à la vie et notamment à la croissance des végétaux.

+

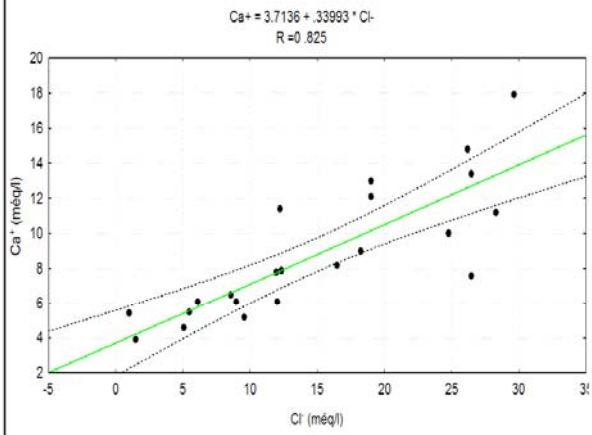

Figure 3.22 : Courbe de corrélation des concentrations des chlorures et du sodium des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

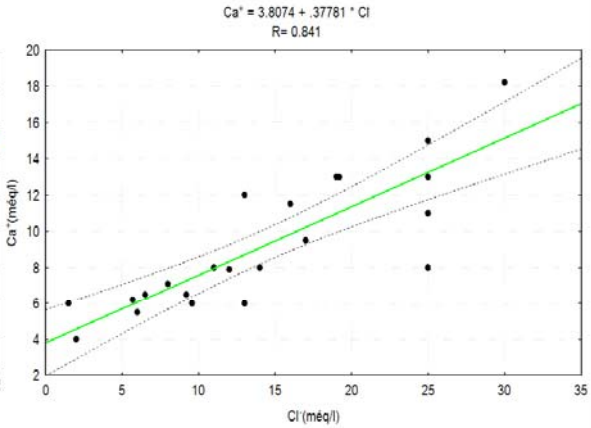

Figure 3.23 : Courbe de corrélation des concentrations des chlorures et du sodium des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

En agriculture, il est utilisé comme engrais sous formes de sulfate de potassium, de chlorure de potassium, ou encore de nitrate de potassium (BOUDERKA et al, 2016).

Les concentrations de K^+ dans les points d'eau contrôlés (Figure 3.24 et 3.25) varient entre 1 et 15mg/l, les plus fortes concentrations se trouvent au niveau des terrains à forte activité agricole. 97% des points d'eau ne dépassent pas la norme de potabilité qui est de 12 mg/l.

I.3.6. Les sulfates SO_4^{2-}

Les origines naturelles des sulfates sont l'eau de pluie et la mise en solution de roches sédimentaires évaporitiques, notamment le gypse ($CaSO_4$), mais également de la pyrite (Fe S) et plus rarement de roches magmatiques (galène, blende, pyrite). Les origines anthropiques sont la combustion de charbon et de pétrole qui entraîne une production importante de sulfure (qui on retrouve dans les pluies), et l'utilisation d'engrais chimiques et de lessive (GHAZALI et al, 2013).

Les valeurs des sulfates dans les eaux étudiées sont très variables, elles oscillent entre 156 mg/l et 685 mg/l, à l'exception de quelques points où les valeurs dépassent la norme de 500mg/l, les autres points contrôlés restent dans les normes recommandées (Figure 3.26 et 3.27). Les plus fortes valeurs se trouvent en général au centre de la plaine et en liaison avec les formations salifères du Trias.

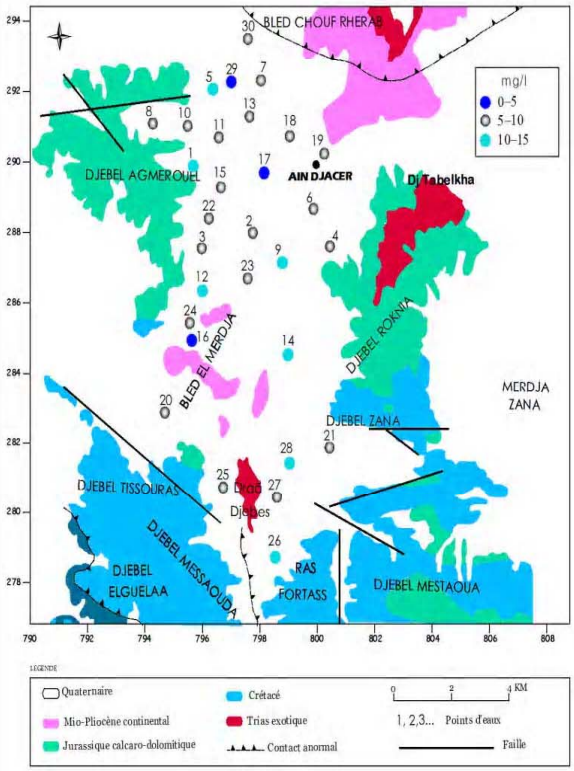

Figure 3.24 : Répartition spatiale des teneurs en potassium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

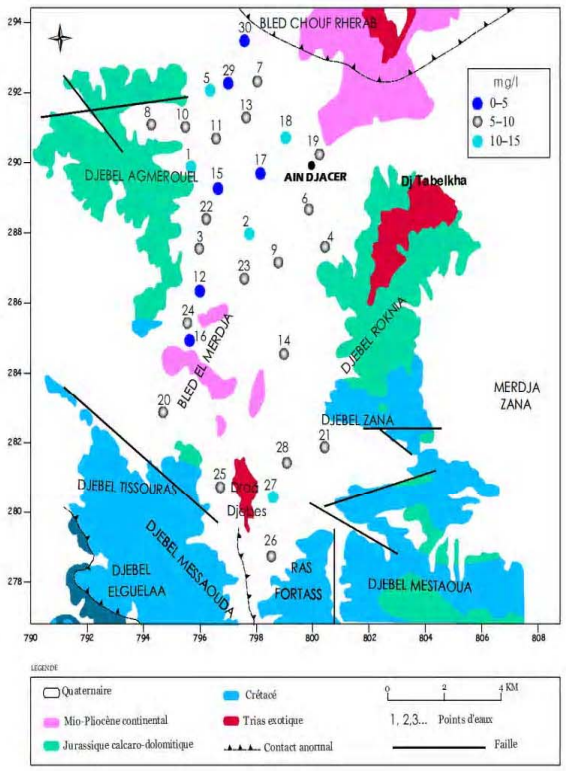

Figure 3.25 : Répartition spatiale des teneurs en potassium (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

Au contact du gypse, l'eau se charge en sulfate de calcium et devient dure et impropre à la consommation (NOUAYTI et al, 2015).

I.3.7. Les bicarbonates HCO_3^-

Les teneurs en bicarbonates dans les eaux souterraines dépend surtout de la présence des minéraux carbonatés dans le sol et l'aquifère, ainsi que la teneur en CO_2 de l'air et du sol dans le bassin d'alimentation. La teneur en bicarbonate des eaux souterraines non soumises aux influences anthropiques, varie entre 50mg/l et 400mg/l .Les valeurs médianes des teneurs en bicarbonates se situent autour de 302 mg/l ((NOUAYTI et al, 2015).

Les teneurs en bicarbonates des points étudies (Figure 28 et 29) variaient globalement entre un minimum de 86 mg/l et un maximum de 409mg/l donc fortement influencées par les formations karstiques du Crétacé et du Jurassique.

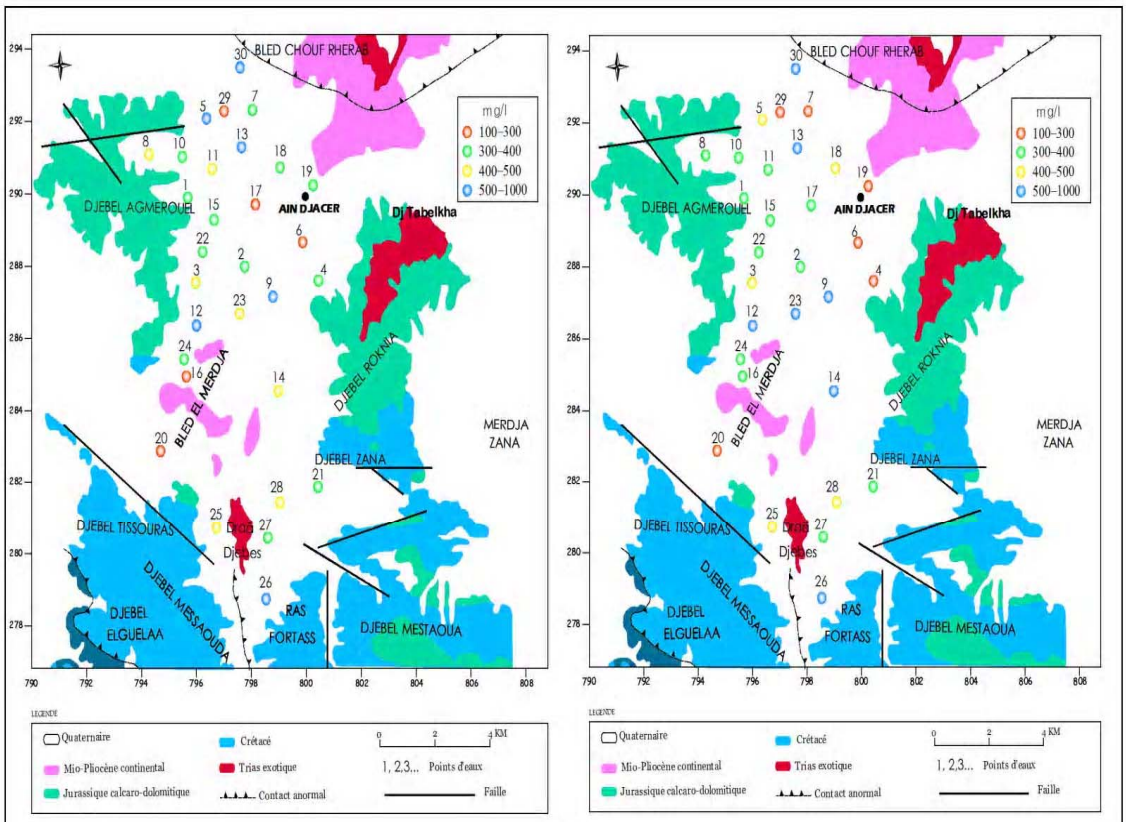

Figure 3.26 : Répartition spatiale des teneurs en sulfate (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

Figure 3.27 : Répartition spatiale des teneurs en sulfate (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

I. 4. Faciès géochimique des eaux

Le report des résultats des analyses des eaux sur le diagramme de Piper montre une variabilité du faciès chimique.

On distingue trois pôles :

- Le premier pôle se caractérise par un faciès chloruré et sulfaté-calcique et magnésien ;
- Le deuxième pôle se caractérise par un faciès chimique chloruré et sulfaté-sodique et calcique ;
- Le troisième pôle se caractérise par un faciès chloruré-calcique et magnésien et sulfaté-calcique et sodique (Figure 3.30 et 3.31).

On remarque que les pôles dominants sont ceux en liaison avec les terrains salifères par contre ceux en liaison avec les formations carbonatées ont subi un échange de base pour disparaitre le long de l'écoulement.

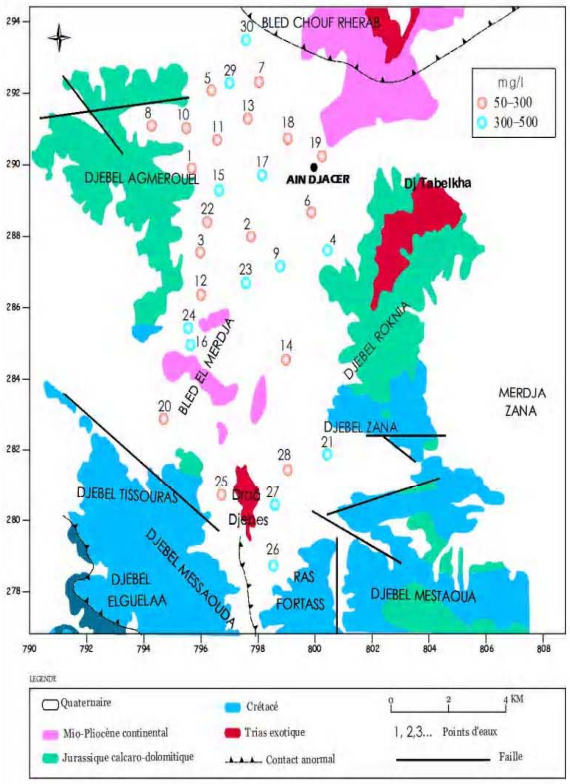

Figure 3.28 : Répartition spatiale des teneurs en bicarbonates (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

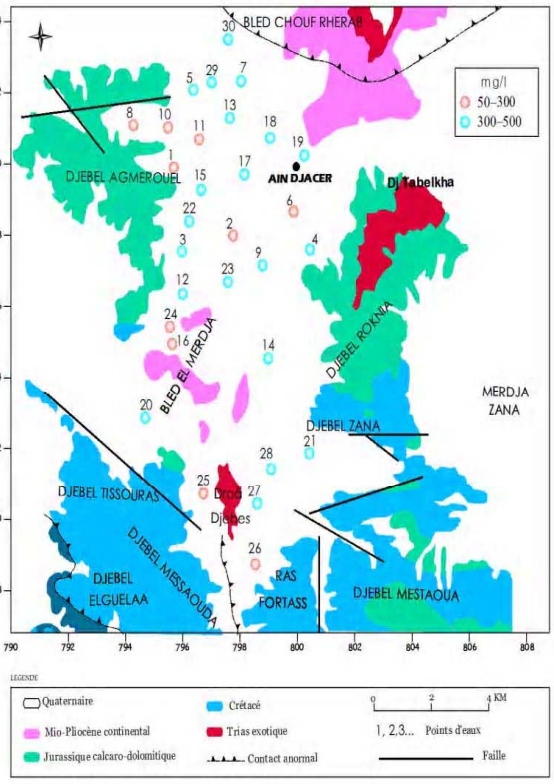

Figure 29 : Répartition spatiale des teneurs en bicarbonates (mg/l) des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

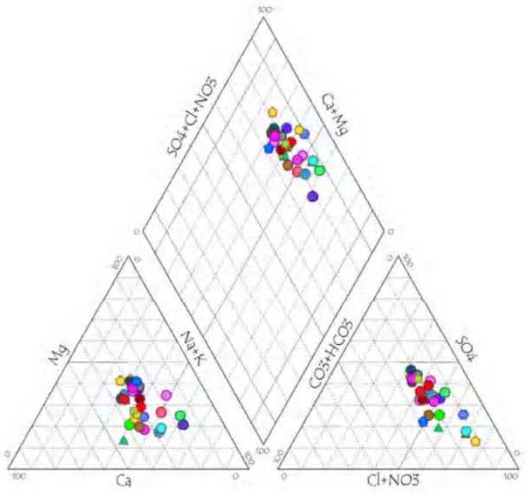

Figure 3.30 : Diagramme de Piper des eaux souterraines de Ain Djasser (Juillet 2007)

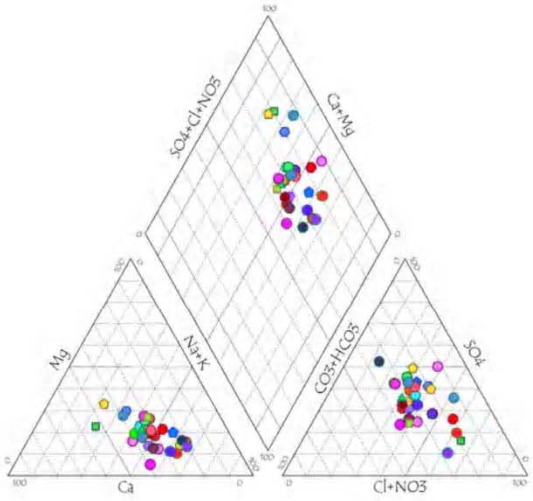

Figure 3.31 : Diagramme de Piper des eaux souterraines de Ain Djasser (Février 2008)

I.5. Mécanismes de l'acquisition de la salinité

Le mécanisme d'acquisition de la salinité a été étudié principalement à l'aide des corrélations des différents éléments chimiques et le résidu sec. En règle générale, le calcium, le magnésium, le sodium, les chlorures et les sulfates sont bien corrélés avec le résidu sec. Le coefficient de corrélation varie entre 0.65 et 0.91. Ceci témoigne d'une forte participation de ces éléments à l'acquisition de la salinité des eaux souterraines de la région. Par contre la teneur du potassium et des bicarbonates est stables et la relation du résidu sec avec ces éléments n'est pas significative ce qui traduit une faible participation de ces ions à la salinisation des eaux souterraines du même aquifère (Figure 3.32).

Les fortes liaisons Na-Cl (r = 0.80), Ca-SO_4 (r = 0.66) et Mg-SO_4 (r = 0.72) traduisent une dissolution de la halite, de l'anhydrite et/ou du gypse et de l'epsomite. La dissolution de ces évaporites est d'ailleurs confirmée par les indices de saturation (IS) calculés par le programme WateqF (TRUESDELL & JONES, 1974; PLUMMER *et al.*, 1976). Tableau 3.2. En effet les indices de saturation des éléments évaporitiques (halite, anhydrite et gypse) varient entre -0.46 et -2.90. Par contre les valeurs positives des IS des minéraux carbonatés (calcite, dolomite et aragonite) témoignent d'un état proche de l'équilibre. (YIDANAA et al., 2008). Dans le cas de la nappe superficielle de la plaine de Ain Djasser ils varient entre 0.03 et 0.98.

De nombreux points analytiques se positionnent au-dessus de la droite de mise en solution du gypse (73 %) traduisant un "déficit" en Ca^{2+} qui peut être attribué à une précipitation secondaire de la calcite et/ou à un échange de base (Ca/Na) sur les minéraux argileux. Ceci est suggéré par un relatif excès de Na^+ par rapport à Cl^- pour un pourcentage équivalent des points (Figure 3.33).

I.6. Analyse de groupement (2007-2008)

Les données hydrochimiques ont été traitées à l'aide de la classification ascendante hiérarchique (CAH) dans un espace à 11 variables et 22 individus. Le résultat d'un tel traitement a été présenté par un dendrogramme (Figure 1.34).

Trois groupes sont choisis en fonction de l'examen du dendrogramme, représentant le même faciès hydrochimique (chloruré sodique à sulfaté sodique). Le résidu sec semble être un facteur distinctif majeur de ces trois groupes avec des concentrations croissantes de la salinité: le groupe 1> groupe 2 > groupe 3. Les eaux souterraines de ces différents groupes peuvent être classées selon le sens d'écoulement de la manière suivante : les eaux du groupe 1 correspondent à des eaux de recharge, localisées dans la partie haute de la plaine. Celles du

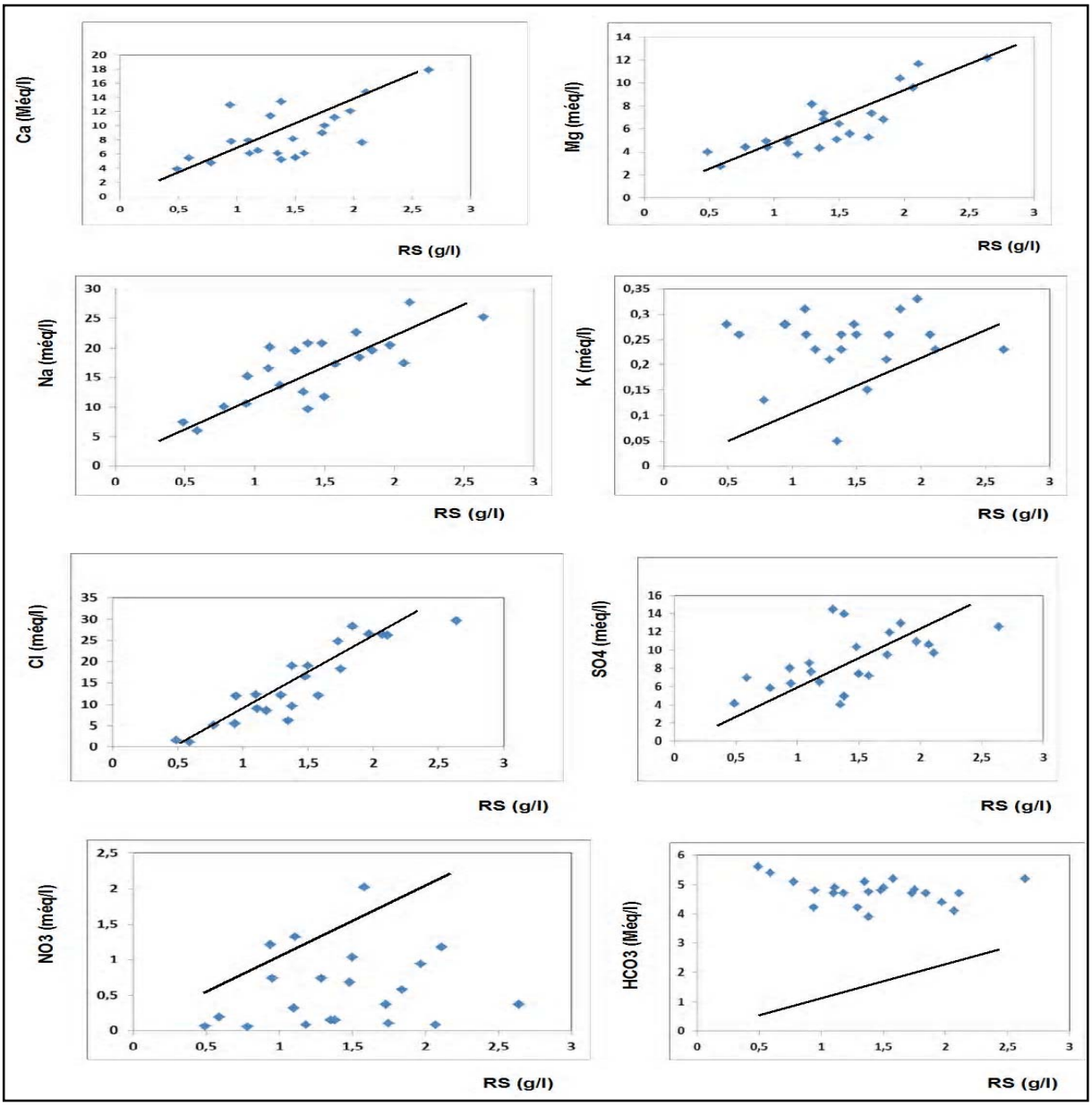

Figure 3.32 : Variation des concentrations des éléments majeurs en fonction du résidu sec.

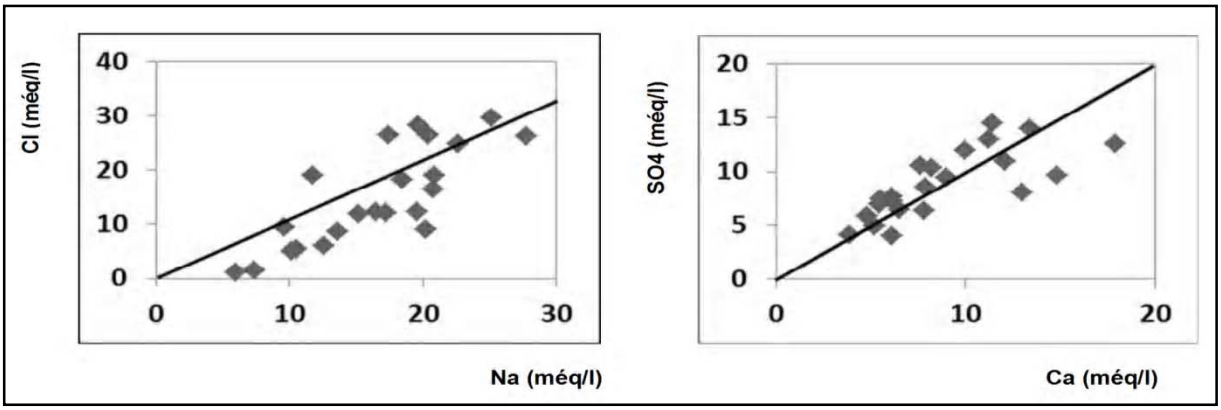

Figure 3.33 : Distribution des échantillons prélevés par rapport à la droite de mise en solution de la halite et du gypse.

groupe 2, comme des eaux de transition et celles du groupe 3 comme des eaux de décharge, localisées au centre de la plaine et en basse altitude.

Tableau 3.2 : Indices de stabilité.

Echantillon	Calcite	Dolomite	Aragonite	Anhydrite	Gypse	Halite	Epsomite
1	0.35	0.41	0.21	-0.60	-0.38	-1.00	-2.00
2	0.06	0.31	-0.09	-0.95	-0.73	-1.45	-2.46
5	0.35	0.73	0.21	-0.61	-0.39	-1.94	-2.90
9	0.51	0.98	0.36	-0.46	-0.24	-1.93	-2.90
11	0.25	0.57	0.11	-0.60	-0.38	-1.06	-2.04
14	0.13	0.13	-0.20	-0.76	-0.54	-1.12	-2.10
15	0.13	0.27	-0.01	-0.88	-0.66	-1.50	-2.40
16	0.22	0.37	0.07	-0.75	-0.53	-1.45	-2.45
17	0.03	0.19	-0.12	-1.19	-0.97	-1.68	-2.60
18	0.40	0.67	0.26	-0.70	-0.49	-1.18	-2.10
19	0.32	0.62	0.17	-0.68	-0.46	-1.39	-2.35
20	0.21	0.31	0.07	-0.85	-0.63	-1.49	-2.45
21	0.39	0.69	0.25	-0.79	-0.57	-1.03	-2.10
22	0.17	0.25	0.03	-0.68	-0.47	-1.24	-2.20
23	0.13	0.34	-0.02	-0.91	-0.69	-1.44	-2.40
24	0.06	0.21	-0.08	-1.02	-0.80	-1.04	-2.00
25	0.07	0.12	-0.07	-1.07	-0.85	-1.85	-2.80
26	0.30	0.60	0.16	-0.74	-0.52	-1.25	-2.20
27	0.26	0.42	0.12	-0.84	-0.62	-1.05	-2.01
28	0.06	0.36	-0.09	-1.10	-0.88	-1.78	-2.75
29	0.13	0.08	-0.01	-0.86	-0.64	-1.95	-2.90
30	0.26	0.41	0.12	-0.87	-0.65	-1.19	-2.15

Le groupe 1 occupe la partie la plus élevée de la région qui coïncide avec la limite ouest. Ce groupe est en liaison avec les calcaires de cette région où les formations salifères du Trias ont fortement influencé le faciès chimique qui de type sulfaté sodique. Ce groupe est absent dans la partie Est. Ces eaux sont les moins salées avec un résidu sec qui varie entre 0.48 et 1.35 g/l. Les teneurs moyennes en sulfates, en chlorures et en sodium sont respectivement de l'ordre 5.92, 4.63 et 10.04 méq/l.

Le groupe 2 se trouve en aval du groupe 1 et il est caractérisé par un résidu sec plus fort, qui varie entre 1.1 et 1.5 g/l. Dans la partie Est, il est directement en contact avec les calcaires affleurant dans cette zone. Les teneurs en chlorures et en sodium sont supérieures à celles du groupe 1, elles sont de l'ordre de 13.99 et 17.04 méq/l. Cette augmentation est à mettre en relation avec la géologie, puisque les rejets d'eaux usées industrielles et la contamination des

eaux souterraines par l'eau de mer en tant que source potentiel de fortes concentrations, sont à exclure. La dissolution du Trias riche en halite pourrait être responsable de cette élévation de la salinité.

Le groupe 3 correspond à la partie centrale et la plus basse de la plaine. Les eaux de ce groupe sont les plus salées avec un résidu sec qui varie entre 1.75 et 2.11 g/l. Ce type 3 d'eau est toujours chloruré sodique avec des concentrations respectives plus fortes de l'ordre de 26.72 et 22.67 méq/l. Ces teneurs élevées peuvent s'interpréter par l'intensification de l'échange de base, la liaison eau-roche dominée par la présence en profondeur et en surface par le Trias salifère à Chouf Gherab au Nord. Cette augmentation de la salinité est également à mettre en relation avec le sens d'écoulement.

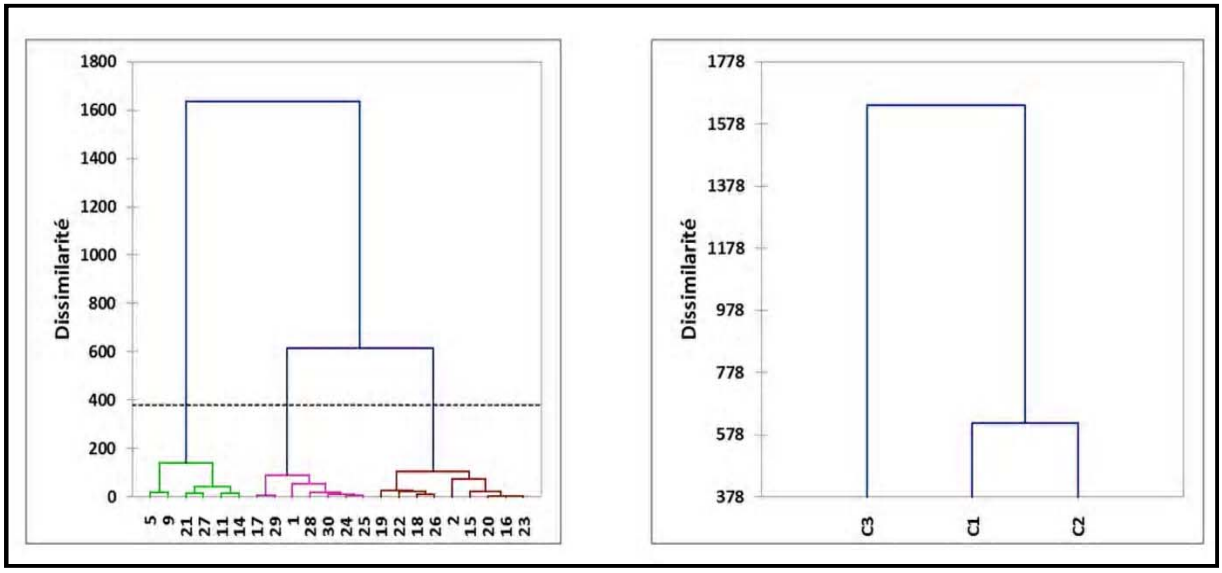

Figure 3.34 : Dendrogramme des points d'eau analysés.

I.7. Evolution du chimisme des groupes (2007-2008)

La présence d'un réseau intense de fissures au niveau des formations carbonatées du Secondaire (VILA, 1980), permet un passage rapide des eaux d'infiltrations faiblement minéralisées. La vitesse d'écoulement étant trop forte ce qui ne permet pas à l'eau d'acquérir un faciès carbonaté. Les phénomènes d'échange de base Ca/Na et de précipitation de la calcite, pourraient également expliquer l'absence de faciès carbonaté. La présence du Trias gypsifère formant les semelles de glissement de ces calcaires, permet à l'eau de dissoudre les minéraux tels que l'halite, l'anhydrite et le gypse. Cette dissolution donne à l'eau un faciès sulfaté, chloruré sodique. L'abondance de ces minéraux le long de l'écoulement des eaux souterraines permet à l'eau d'acquérir une salinité plus forte jusqu'à la zone de décharge. Ces

eaux ont pu être classées en trois groupes de salinité totale de plus en plus forte selon le sens d'écoulement des eaux souterraines.

I.8. Caractéristiques physicochimiques (2013)

Pour ces données, nous allons utilisée les techniques purement statistiques pour leur caractérisation.

I.8.1.Caractéristiques générales

Les caractéristiques statistiques de l'analyse chimique (mg/l) sont présentées dans le tableau 3.1. La valeur moyenne du pH est de 7.5±0.25 indiquant une faible alcalinité des eaux souterraines. Cette valeur est dans la gamme normale (6.5-8.0) pour les écosystèmes d'eau douce (JOSHID et al, 2009).

La température moyenne est de 18±1.1°C. Les valeurs les plus élevées de Ca^{2+}, Mg^{2+} et HCO_3^- sont localisés dans les parties Est et Ouest de la plaine de Ain Djasser.

La nappe superficielle est alimentée par les formations calcaires fissurées et karstifiées qui entourent la plaine, les points d'eau situés proche de ces limites présentent des teneurs élevées en Ca^{2+} et HCO_3^- et une faible salinité (TDS < 1000mg/l). Cependant, les points d'eau dont les teneurs élevées en Na^+, K^+, Cl^-, SO_4^{2-} et TDS sont situées au centre de la plaine. Cela indique que l'hydrochimie est fortement influencée par la présence des minéraux évaporitiques. Ceci confirme la relation entre le sens d'écoulement des eaux souterraines, la concentration en éléments chimiques et la présence des roches évaporitiques du Mio-Plio-Quaternaire comme ils l'ont montré les études précédentes (RACHID et al, 2013)

Dans cet aquifère, les concentrations en nitrates NO_3^- varie de 1 à 111mg/l avec une valeur moyenne de 30.8mg/l, ce qui suggère une pollution locale des eaux souterraines induite par l'activité agricole et les eaux usées domestiques. L'absence d'une station d'épuration génère le diversement des eaux usées dans la nature et provoque la contamination des eaux souterraines par infiltration simple. La lixiviation des engrais utilisés d'une manière excessive et sans contrôle dans l'agriculture contribue à la dégradation de la qualité des eaux souterraines dans la zone d'étude. Dans les points d'eau situés proche des limites de la plaine, l'ordre d'abondance des principaux cations est $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^+ > K^+$ et l'abondance des anions majeurs est $HCO_3^- > Cl^- > SO_4^{2-}$. Cependant, les points situés au centre de la plaine, l'ordre d'abondance des cations majeurs est $Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+$ et $Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$ pour les anions majeurs. Ceci est lié à l'interaction eau-roche et au sens d'écoulement des eaux souterraines.

I.8.2.Analyses statistiques

I.8.2.1.Analyses de corrélation

Le coefficient de corrélation est couramment utilisé pour établir la relation entre deux variables. La matrice des coefficients de corrélation de Pearson de dix variables et 21 échantillons de l'aquifère de Ain Djasser est donnée dans le tableau 3.3. Le pH présente une corrélation significative négative avec HCO_3^-, Ca^{2+} et Mg^{2+}. Ceci concerne l'équilibre calco-carbonique où le pH influe sur la dissolution des roches carbonatés.

Les valeurs de TDS présentent une forte corrélation positive avec HCO_3^-, SO_4^{2-} , Cl^-, Ca^{2+}, Mg^{2+} et Na^+. Ceci indique que ces éléments sont les principaux composants de la salinité (BOUDOUKHA, 1988).

Tableau 3.3 : Coefficients de corrélation de Pearson pour les paramètres physico-chimiques

	pH	TDS	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	NO_3^-
pH	1									
TDS	−0.008	1								
Ca^{2+}	**−0.668**	**0.687**	1							
Mg^{2+}	**−0.770**	**0.764**	**0.846**	1						
Na^+	0.354	**0.921**	0.387	0.462	1					
K^+	0.235	0.314	0.257	0.333	**0.965**	1				
Cl^-	0.350	**0.742**	0.453	0.420	**0.799**	**0.822**	1			
SO_4^{2-}	−0.021	**0.888**	**0.655**	0.414	**0.754**	**0.651**	**0.654**	1		
HCO_3^-	**−0.630**	**0.942**	**0.812**	**0.635**	0.414	0.397	0.345	−0.041	1	
NO_3^-	−0.160	−0.335	−0.388	−0.234	−0.282	**0.534**	**0.592**	**0.696**	−0.219	1

Remarque : les valeurs en gras indiquent les variables corrélés au niveau de 0.05

Les éléments Ca^{2+}, Mg^{2+} et HCO_3^- présentent une forte corrélation positive entre eux indiquant une source commune. Cl^-, Na^+, K^+, SO_4^{2-}, et Ca^{2+} possèdent une corrélation positive modérée à forte entre eux. Ceci est due à l'effet de la lixiviation et de la dissolution des sels solubles du Trias (OLIVE, 1976).

Cette dissolution est vérifiée par les indices de stabilité. Ainsi, les indices de saturation indiquent un état de sous-saturation des eaux souterraines par rapport à l'halite, le gypse et l'anhydrite et un état de sursaturation par rapport à tous les groupes des principaux minéraux carbonatés : la calcite, l'aragonite et la dolomite (Tableau 3.4). Le NO_3^- présente une corrélation modérée avec les SO_4^{2-}, Cl^- et K^+ indiquant l'effet des activités anthropiques telles que les activités agricoles.

Tableau 3.4 : Indice de saturation de certains minéraux et pression partielle de CO_2 calculé Par PHREEQC

	Anhydrite	Gypsum	Halite	Calcite	Aragonite	Dolomite	Log (P_{CO2})
Min	−1.44	−1.94	−6.09	−0.02	−0.07	−0.49	−2.17
Mean	−1.03	−1.05	−4.59	0.14	0.12	0.42	−2.28
Max	−0.83	−0.50	−2.8	0.74	0.59	1.45	−1.41
SD	0.2	0.13	0.27	0.20	0.19	0.22	0.14

I.8.2.2.Analyse en composantes principale (ACP)

L'analyse en composantes principale a été effectuée à l'aide de 21 échantillons et 10 variables (pH, TDS, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, Cl^{-}, SO_4^{2-} et HCO_3^{-} et NO_3^{-}). L'utilisation de l'analyse fondamentale pour l'évaluation de la qualité de l'eau est nécessaire surtout pour obtenir une réduction appréciable des données pour l'analyse et la prise de décision (LAAKSOHARJU et al, 1999).

FREEZE et al, (1979) ont proposé d'utiliser uniquement les facteurs propre excédent un. Selon ce critère, seuls les facteurs ayant des valeurs propres supérieures ou égales à 1 seront acceptés comme sources possible de variance pour les données et la grande priorité étant attribuée au facteur ayant la plus grande valeur du vecteur propre. La raison pour laquelle on choisi un facteur est que ce dernier doit avoir une variance aussi grande que celle d'une simple standard variable originale pour être acceptable (BELKHIRI et al, 2010). Deux facteurs présentant 75.1% de la variance totale sont obtenus selon les critères de choix des facteurs (valeur propre > 1). Les poids des paramètres pour le deux composantes de l'analyse fondamentale de l'ensemble des données analysées sont donnés dans le tableau 3.5.

La corrélation est classé comme fort, modéré et faible selon les valeurs absolues du coefficient de corrélation de 0.75, 0.75-0.50 et 0.5 respectivement (KAISER, 1970).

Le facteur F1 exprime 57% de la variance totale, il est présenté positivement par TDS, Ca^{2+}, Mg^{2+} , Na^{+}, Cl^{-}, SO_4^{2-} et HCO_3^{-} avec des valeurs de 0.735, 0.732, 0.654, 0.853, 0.877, 0.742 et 0.934 respectivement. L'association de TDS avec ces éléments est due aux différents processus hydrochimiques qui augmentent la salinité de l'eau. En raison de l'association de Ca-Mg-HCO_3, Ca-SO_4 et Na-Cl, le facteur F1 est défini comme facteur de «salinité » en se référant aux sels $CaCO_3$, MgCa $(CO_3)_2$, $CaSO_4$ et NaCl. Des observations similaires ont également été rapportées par DALTON et al, (1978).

Le facteur F2 exprime 18.1% de la variance totale pour l'ensemble des données analysées, il est lié positivement par K^+ et NO_3^-, ce qui permet de dire que c'est le facteur de la pollution par les engrais chimiques. De très grandes quantités d'engrais, tel que l'urée et les composites commerciaux, ont été appliquées depuis longtemps dans l'agriculture dans la zone d'étude qui est à vocation céréalière. Le processus de labourage qui précède la période des pluies permet l'application des engrais chimiques et organiques qui seront utilisés par les plantes au cours de leur développement. Les précipitations d'automne favorisent la lixiviation de ces engrais qui seront transportés vers les eaux souterraines. L'association de ces deux paramètres reflète l'influence des engrais sur la pollution des eaux souterraines et peut donc être qualifié comme facteur de « contamination agricole » (RAO et al, 2006).

Tableau 3.5 : Corrélation variable-facteur

Variable	Factor 1	Factor 2
pH	−0.453	0.153
TDS	**0.735**	0.346
Ca^{2+}	**0.732**	0.301
Mg^{2+}	**0.654**	0.265
Na^+	**0.853**	0.028
K^+	0.180	**0.652**
Cl^-	**0.877**	0.007
SO_4^{2-}	**0.742**	0.060
HCO_3^-	**0.934**	0.180
NO_3^-	0.260	**0.650**
Eigenvalue	3.89	1.40
Variance (%)	57.0	18.1
Cumulative (%)	57.0	75.1

Remarque : les valeurs en gras indiquent une corrélation modérée à élevée (>0.65)

I.8.2.3.Analyse ascendante hiérarchique

Il existe deux types d'analyse ascendante hiérarchique CAH : R et Q mode. L'avantage d'utiliser CAH est lié au fait qu'elle ne demande aucune connaissance préalable du nombre de groupes (BELKHIRI et al, 2010). Dans ce qui suit la CAH a été appliquée en utilisant la distance Euclidienne comme distance de mesure entre les échantillons et la méthode de Ward comme règle de liaison pour la classification des données hydrogéochimiques des eaux de la plaine de Ain Djasser. Le dendrogramme des neufs paramètres physicochimiques peut être divisé en trois groupes principaux (Figure 3.35).

Le premier groupe G1 montre une étroite association entre Ca^{2+} et HCO_3^-. Le deuxième groupe G2 montre une association étroite entre Na^+, K^+ et Ca^{2+}. Ces éléments présentent des teneurs élevées dans la plus part des sites d'échantillonnage. Le troisième groupe G3 montre

l'association la plus étroite entre TDS, SO_4^{2-}, Mg^{2+} et NO_3^-. Ces résultats confirment les résultats de l'analyse de corrélation.

Le dendrogramme des sites d'échantillonnage a produit trois groupes majeurs (Figure 3.36).

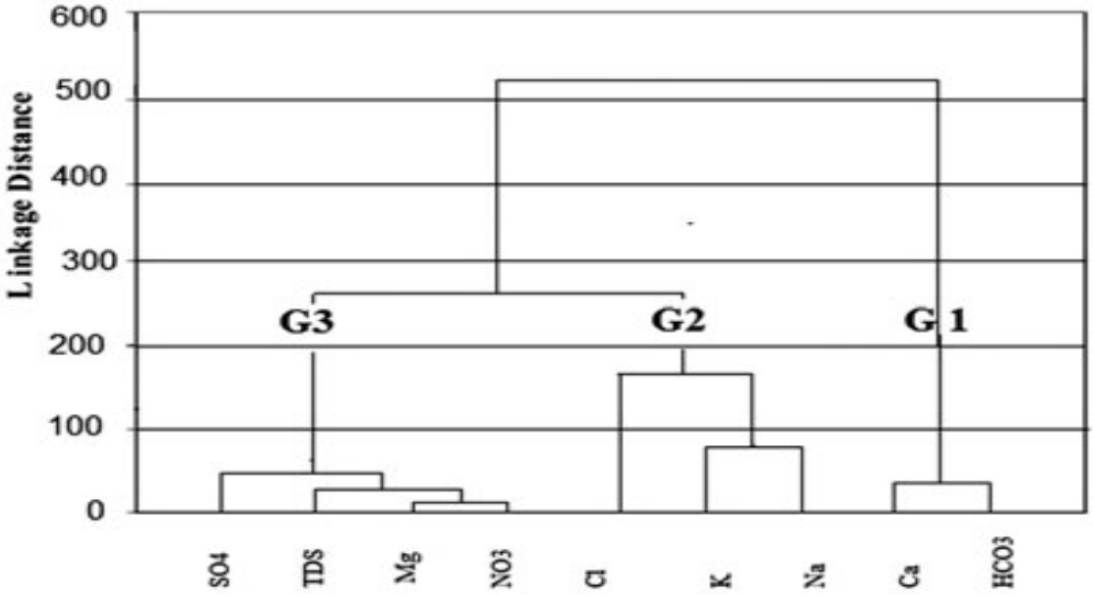

Figure 3. 35 : Dendrogramme des variables

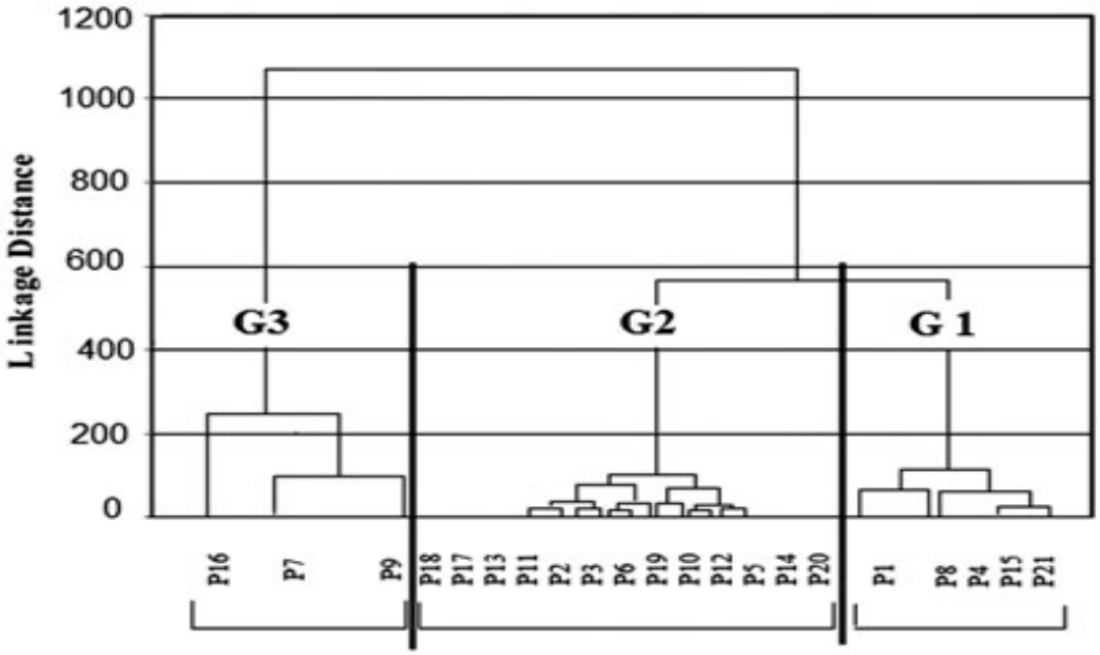

Figure 3.36 : Dendrogramme des sites d'échantillonnage

Le premier groupe G1 montre une relation étroite entre les sites 1, 4, 8,15 et 21, avec une faible salinité (TDS=714mg/l) caractérisé par Ca^{2+} et HCO_3^-. Il est situé prés des affleurements de l'Est et l'Ouest. Le deuxième groupe G2 montre une association étroite entre les sites 2, 3, 5, 6, 10, 11, 12, 13, 14, 17, 18, 19 et 20, avec une salinité moyenne (TDS=1370mg/l) caractérisé par Na^+ et Cl^-. Le troisième groupe G3 montre une association étroite entre les sites 7, 9 et 16, avec une grande salinité (TDS=2580mg/l) caractérisé par Na-Ca et Cl-SO4. Ce groupe est influencé par les affleurements salifères du Trias dans le Nord et par le sens d'écoulement des eaux souterraines. Cette succession (G1-G2-G3) est en accord avec le sens d'écoulement des eaux souterraines qui permet la concentration des éléments chimiques pendant leur parcourt dans l'aquifère. Cette succession peut être identique avec le schéma F1-F2 (Figure 3.37). L'ensemble des données analysées suggèrent une variation continue des propriétés chimiques et physiques pour l'ensemble des données de certains échantillons pour G1, G2 et G3. Ceci est en relation avec l'interaction eau-roche et l'écoulement des eaux souterraines montrant le processus d'acquisition de la chimie des eaux souterraines.

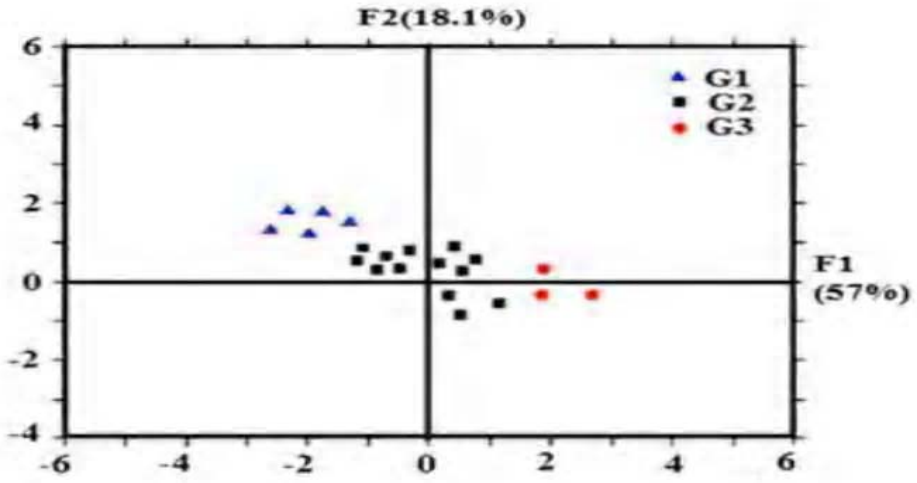

Figure 3.37 : Projection des individus sur le plan factoriel F1-F2

I.9. Qualité globale des eaux souterraines de la région de Ain Djasser

L'appréciation de la qualité des eaux souterraines s'appuie sur l'étude de la qualité des paramètres de pollution et l'interprétation des résultats sur la base d'une grille simplifiée tenant compte de trois paramètres indicateur de pollution physico-chimique et azotée qui sont la conductivité, le taux des chlorures et celui des nitrates (BOUDERKA, 2016).

La conductivité électrique et les concentrations en ions chlorures renseignent sur la qualité minéralogique des eaux alors que les nitrates sont les principaux indicateurs d'une pollution

d'eau souterraine. Tableau 3.6. L'examen des différents paramètres cité au niveau des points d'eau analysée a permis de classer les échantillons suivant leur état de qualité.

Tableau 3.6 : Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité globale des eaux souterraines (BOUDERKA , 2016)

Qualité	Paramètres		
	Conductivité électrique (µs/cm)	**Chlorures (mg/l)**	**Nitrates (mg/l)**
Excellente	< 400	< 200	< 5
Bonne	400-1300	200-300	5-25
Moyenne	300-2700	300-750	25-50
Mauvaise	2700-3000	750-1000	50-100
Très mauvaise	> 3000	> 1000	> 100

L'analyse des échantillons d'eau, montre que la qualité globale des eaux souterraines de la plaine de Ain Djasser peut être qualifiée comme moyenne pour 40% des échantillons pour la compagne de juillet 2007 et 54% des échantillons pour la compagne de février 2008. Malheureusement plus de 60% pour la compagne de juillet 2007 et 46% pour la compagne de février 2008 de ces eaux sont de mauvaise qualité voire très mauvaise, à cause de leur forte minéralisation et leur forte teneur en nitrates (Figure 3.38 à 3.41)

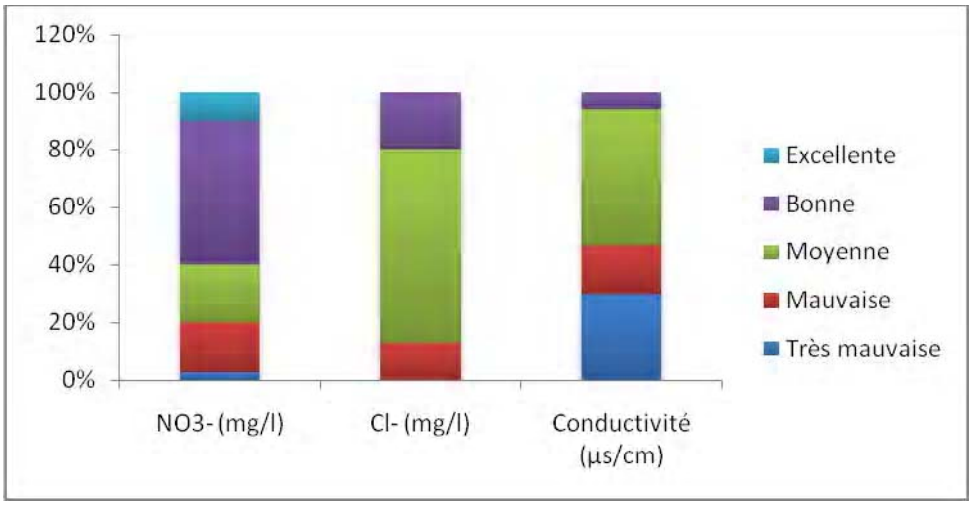

Figure 3.38 : Histogramme de l'état de qualité des eaux souterraines étudiées (Juillet 2007)

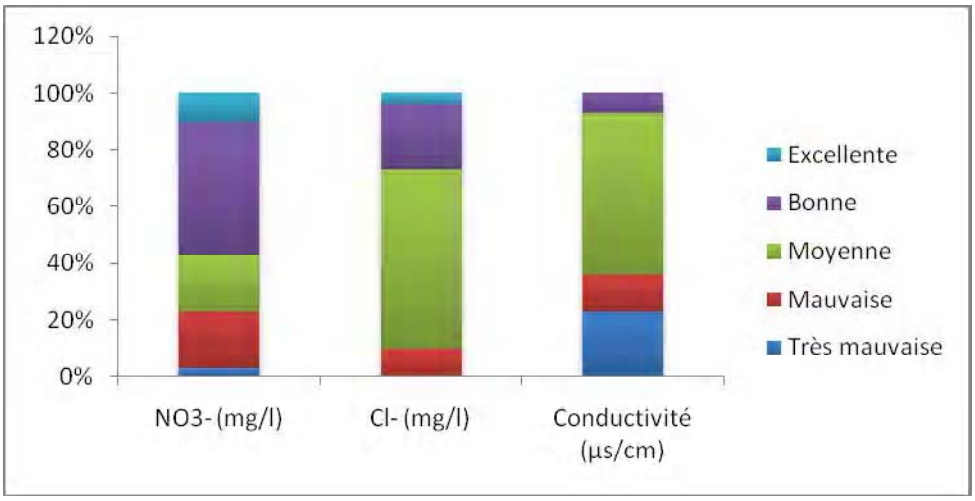

Figure 3.39 : Histogramme de l'état de qualité des eaux souterraines étudiées (Février 2008)

Figure 3.40 : Récapitulatif de la qualité globale des eaux étudiées (Juillet 2007)

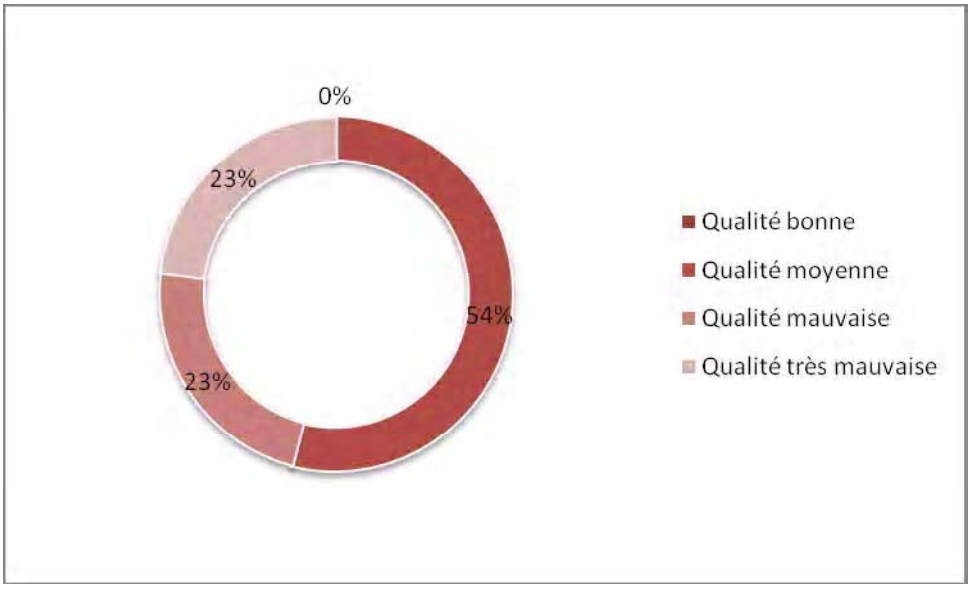

Figure 3.41 : Récapitulatif de la qualité globale des eaux étudiées (Février 2008)

II. Etude de la pollution des eaux

II.1. Introduction

L'activité humaine passée ou présente et en particulier l'activité industrielle, mais aussi agricoles et domestiques, libèrent dans l'environnement des produits et des substances potentiellement dangereux, appelés polluants. Ces derniers sont rejetés vers les milieux naturels (eau et sol). Leur présence, notamment dans les eaux souterraines, pose un problème transdisciplinaire à l'interface des écosystèmes et des ressources en eau (GOUAIDIA, 2008).

II.2. les principales sources de pollution

Durant nos sorties sur terrain, on a pu faire inventaire des différents sources de pollution, qui se résument comme suit :

- ✓ L'élevage des animaux (ovins, bovins et volailles), qui produit une quantité importante d'azote ;
- ✓ Les cultures maraîchères et céréalières, qui utilisent des quantités importantes de fertilisants sous forme de fumier, ou d'engrais azotés.
- ✓ L'unité de fabrication de textile SAFILCO ;
- ✓ L'unité de fabrication de carrelage ;
- ✓ Les rejets urbains qui déversent des eaux usées domestiques dans la plaine sans aucun traitement préalable surtout la zone de chouf gherab;
- ✓ Les décharges ménagères sauvages.

Ce recensement nous a permis de choisir un réseau d'une vingtaine de puits et forages pour le suivi de l'évolution de ce type de pollution. Le choix de ce réseau de surveillance s'est fait à l'aide de critères lithologiques et hydrodynamiques. Quatre compagnes de prélèvement ont été menées à raison d'une compagne par an pour les années 2007, 2008, 2013 et 2015 dans le but de voir l'évolution spatiale et temporelle de cette pollution.

Ces différentes compagnes ont permis le dosage de quelques polluants mentionnés dans le tableau 3.7.

Tableau 3.7: Résultats d'analyse des éléments polluant de la plaine de Ain Djasser au cours des différentes compagnes

Polluant	Période	Min	Max
NO_3^- (mg/l)	2007-2015	3	111
NO_2^- (mg/l)	2007-2015	0	0.09
NH_4^+ (mg/l)	2007-2015	0.01	0.76
PO_4^{3-} (mg/l)	2013-2015	0.03	0.70

II.3. Impacte de l'activité agricole

Au cours des dernières années, les techniques agricoles ont évolué très rapidement entrainant la mécanisation poussée avec un usage abusif des produits chimiques (pesticides et engrais) dans l'exploitation des terres agricoles.

L'azote est l'élément nutritif le plus déficient dans les systèmes de production agricole. La croissance de la plupart des cultures exige l'apport d'azote, particulièrement les variétés modernes à haute rendement (GOUAIDIA, 2008).

Les sources d'azote pour ces cultures peuvent être :

- ✓ la matière organique du sol par la minéralisation ;
- ✓ les amendements organiques comme le fumier et les autres déchets ;
- ✓ les engrais azotés.

Ces derniers donnent naissance aux nitrates par le processus de nitrification qui correspondent à l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal en azote nitriques NO_3^- (Figure 3.42). Les étapes successives de la nitrification se fond comme il a été mentionné plus haut par l'intermédiaire de deux familles de bactéries principalement présents dans les sols : Nitrosomonas pour la nitrification (transformation de NH_4^+ en NO_2^-) et Nitrobacter pour la nitratation (transformation de NO_2^- en NO_3^-).

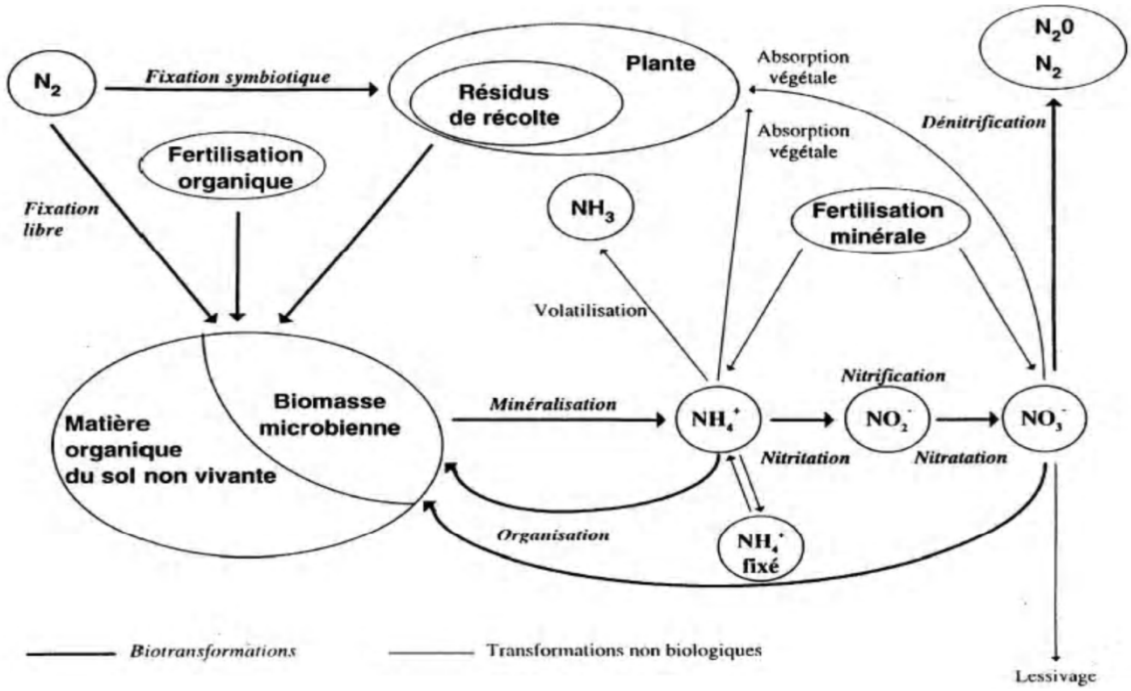

Figure 3.42 : Principaux processus de la dynamique de l'azote dans les sols cultivés (GUILLAUME ,2008)

Dans la plaine de Ain Djasser, les teneurs en nitrates au niveau de la nappe sont très élevées et dépassent les normes de l'OMS (tableau 3.8). On note que la teneur des nitrites NO_2^- varie entre 0 et 0.09 mg/l, qui est au voisinage de la norme de L'OMS (0.1mg/l), l'ammonium atteint la teneur de 0.25mg/l et le PO_4^- est d'une teneur de 4.31mg/l.

II.3.1. Evolution spatiale des concentrations en nitrates des eaux souterraines

La nitrification des teneurs en nitrates dans la plaine de Ain Djasser est liée aux points de pollution signalés précédemment et en particulier à l'activité agricole. La cartographie des concentrations (figures 3.43 à 3.52) montre que la zone de grande perméabilité ($0.48*10^{-4}$m/s), qui se trouve à la limite Ouest de la ville de Ain Djasser, est beaucoup plus exposée à la pollution. Les ions nitrates s'infiltrent rapidement et on y enregistre des teneurs dépassant les 111 mg/l, au contraire, celle de faible perméabilité ($0.12*10^{-4}$ m/s) se trouvant au Sud et au centre la ville on a enregistré de faible teneurs ne dépassant pas les 12mg/l, le toit argileux fixe les ions nitrates et protège ainsi la nappe. Les faibles teneurs en nitrate dans cette zone peuvent s'expliquer par le mélange des eaux récentes issues des formations carbonatées avec celle de la nappe d'âge Mio-Plio-Quaternaire. Durant la période d'observation 48% des puits ont présenté une teneur dépassant les normes de l'OMS (tableau 3.8).

Tableau 3.8: Evolution du nombre de puits par rapport à la norme de potabilité de l'OMS

Compagne	Nombre d'échantillons	Teneur en nitrate	% des puits
Juillet 2007	30	≤ à 10	37%
		10 à 20	17%
		20 à 50	27%
		≥ à 50	20%
Février 2008	30	≤ à 10	33%
		10 à 20	20%
		20 à 50	20%
		≥ à 50	27%
Mai 2013	21	≤ à 10	14%
		10 à 20	48%
		20 à 50	29%
		≥ à 50	10%
Octobre 2015	21	≤ à 10	0%
		10 à 20	14%
		20 à 50	38%
		≥ à 50	48%

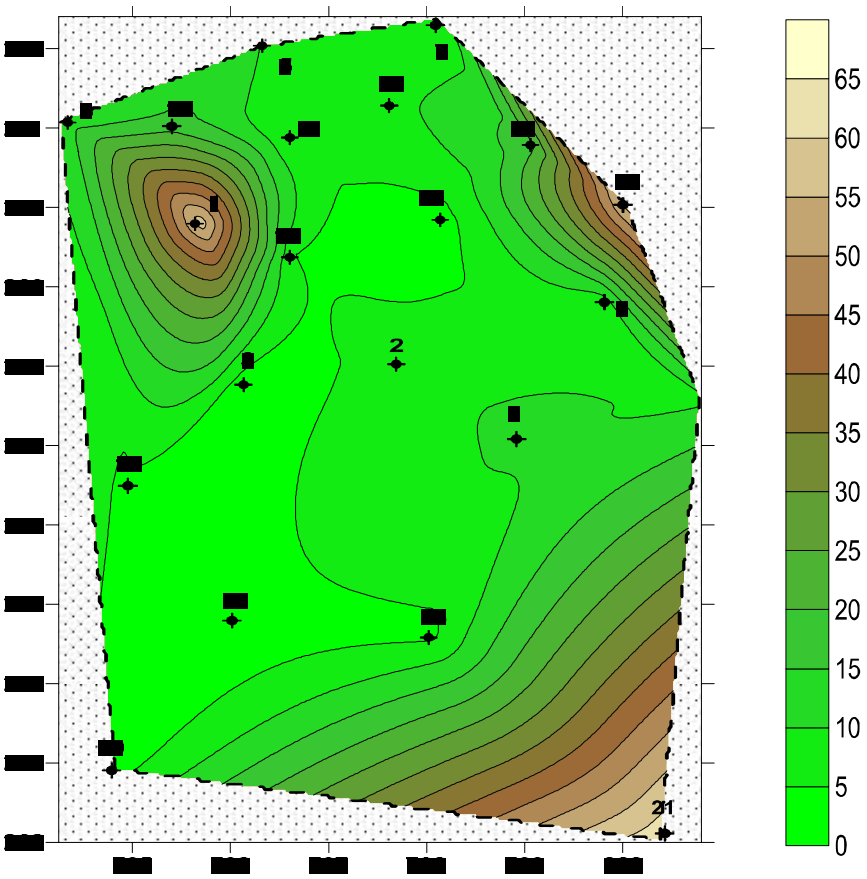

Figure 3.43: carte des nitrates (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Juillet 2007)

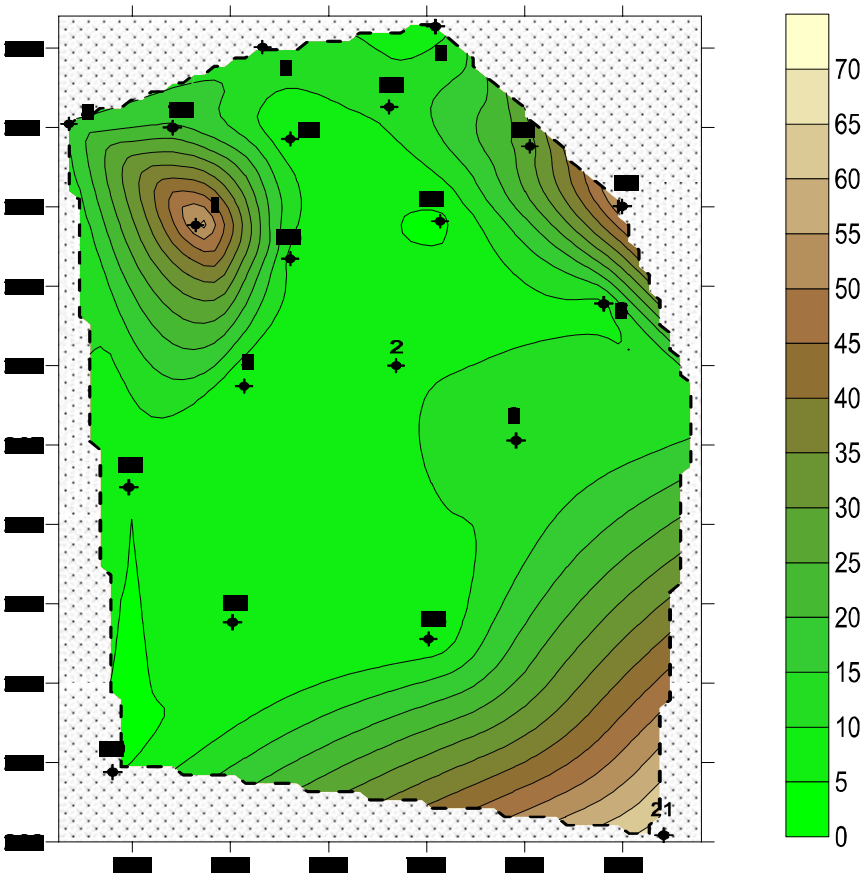

Figure 3.44: carte des nitrates (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Février 2008)

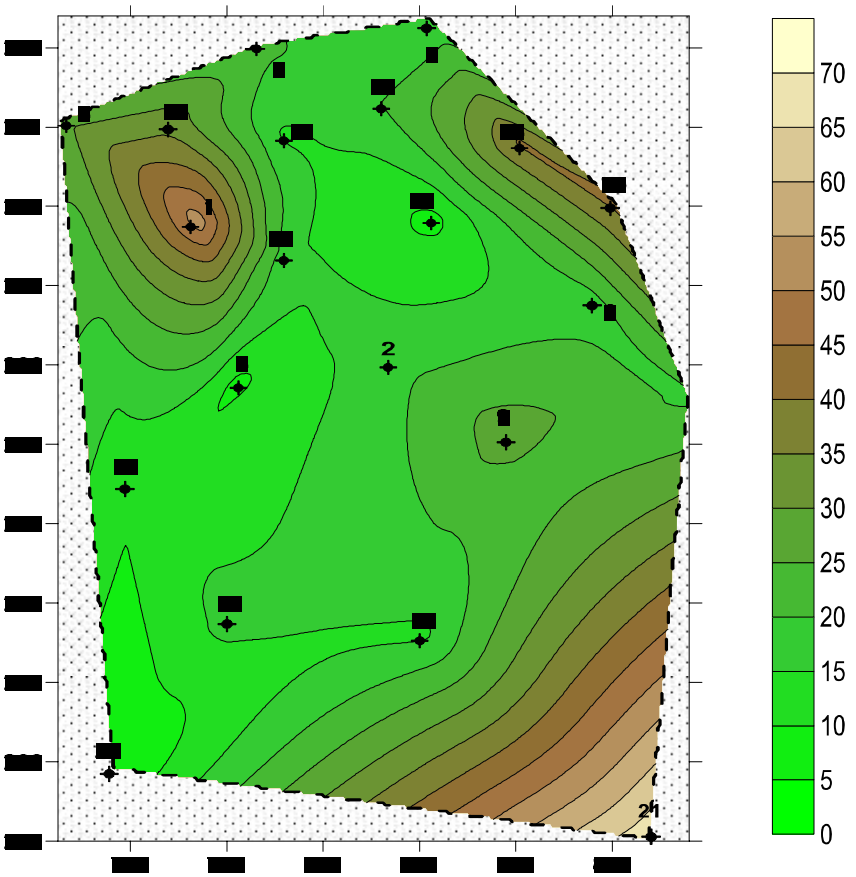

Figure 3.45: carte des nitrates (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Mai 2013)

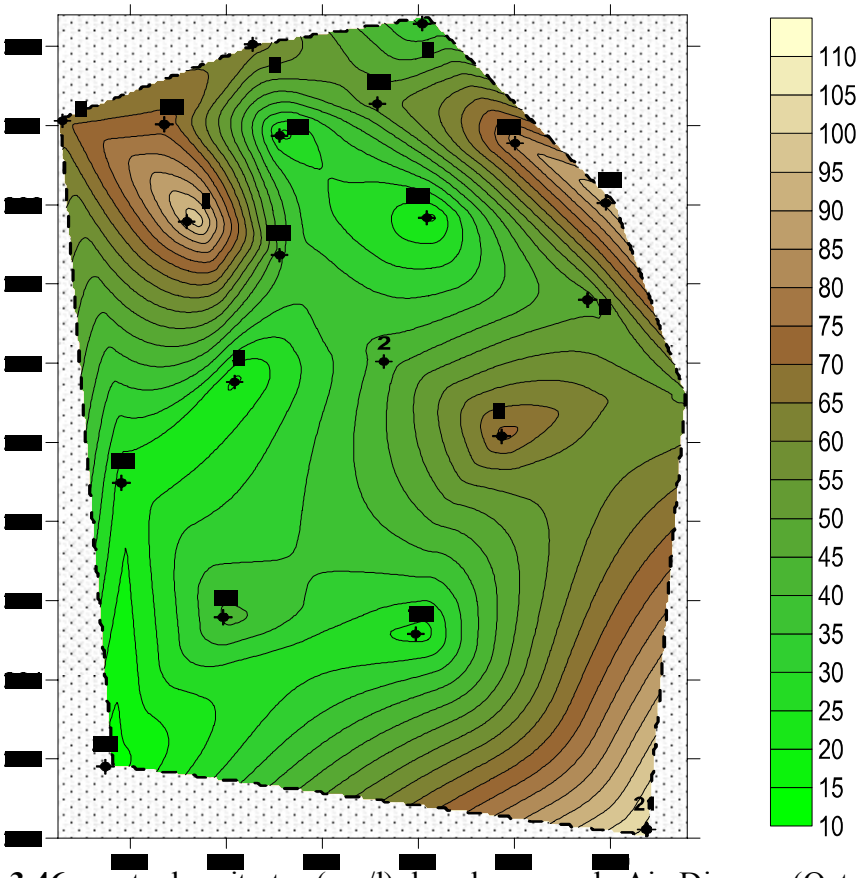

Figure 3.46 : carte des nitrates (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Octobre 2015)

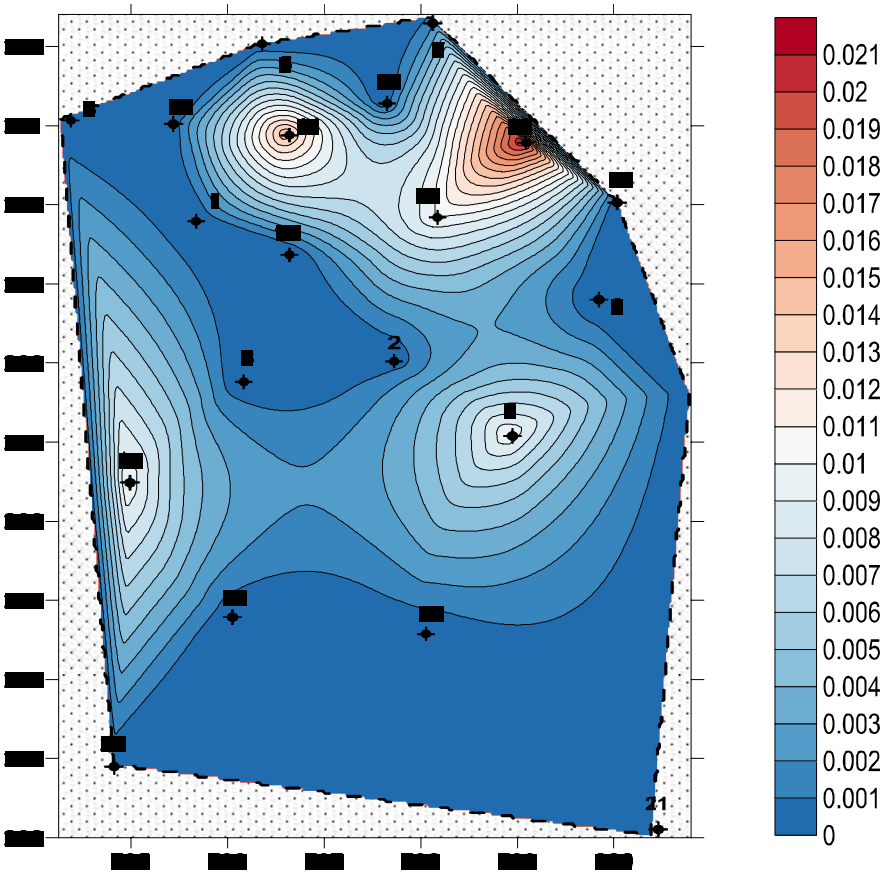

Figure 3.47: carte des nitrites (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Mai 2013)

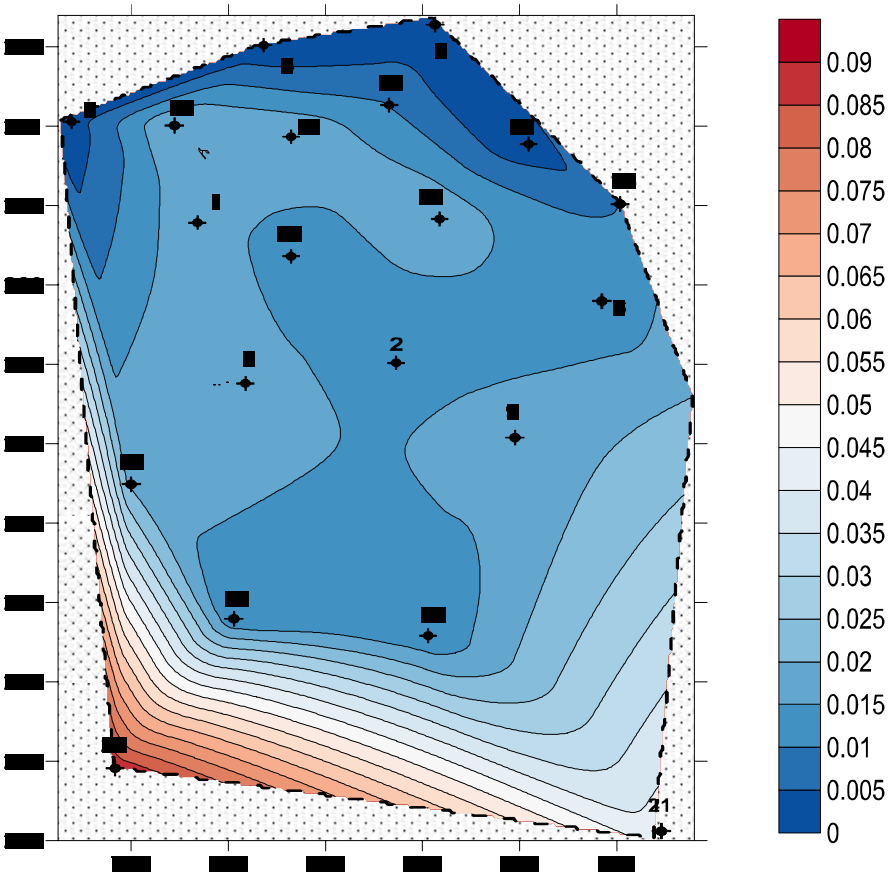

Figure 3.48 : carte des nitrites (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Octobre 2015)

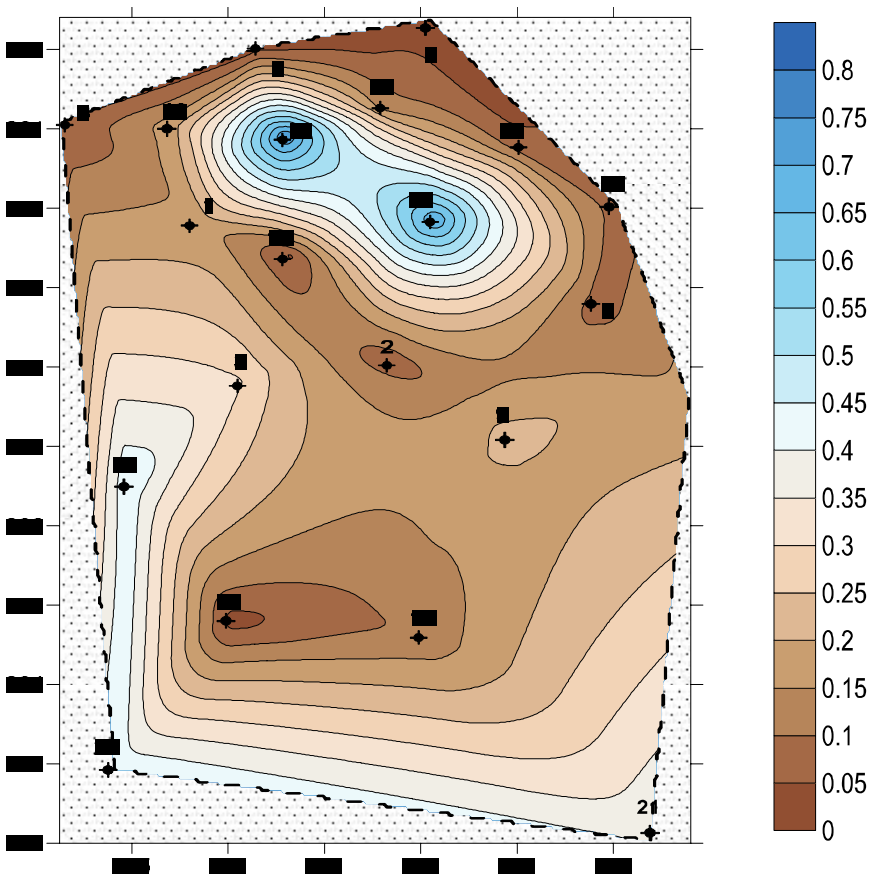

Figure 3.49: carte de NH_4^+(mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Mai 2013)

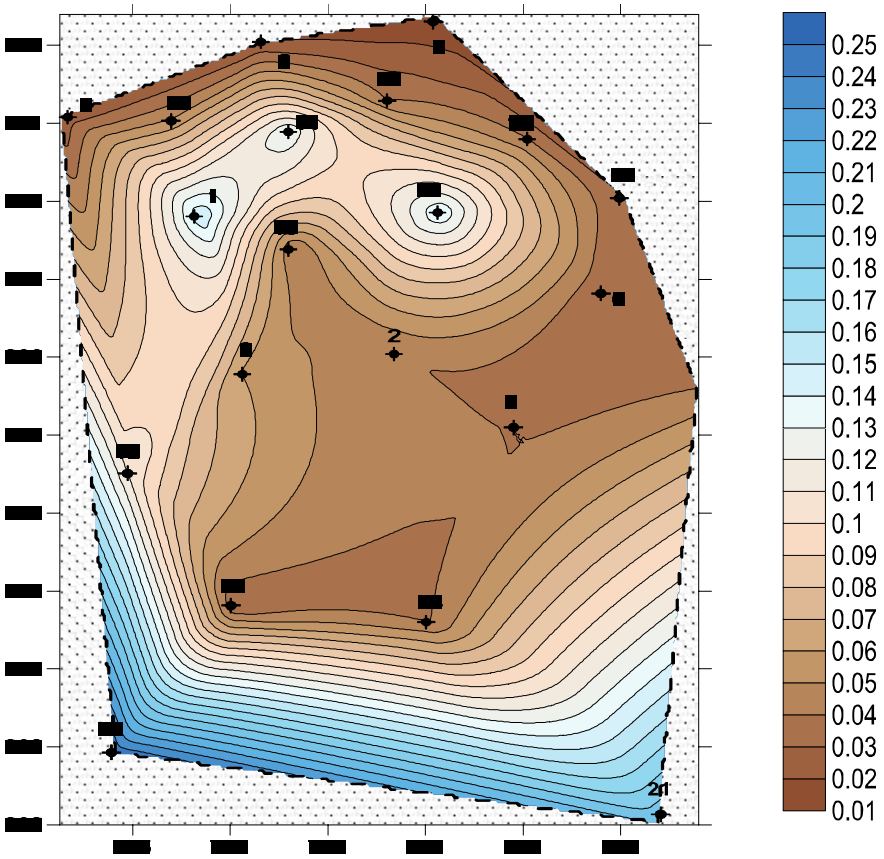

Figure 3.50: carte de NH_4^+(mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Octobre 2015)

II.3.1.1. Evolution des nitrates dans le temps

L'interprétation de la figure 3.51 montre que les ions nitrates évoluent de la même manière pendant toute la période d'observation. Cependant, on peut dire que lors des compagnes de hautes eaux, les teneurs enregistrées sont plus faibles que lors des basses eaux.

On signale que la compagne du mois d'octobre 2015 a connu l'enregistrement de teneures maximales, car elle coïncide avec le début de la saison agricole.

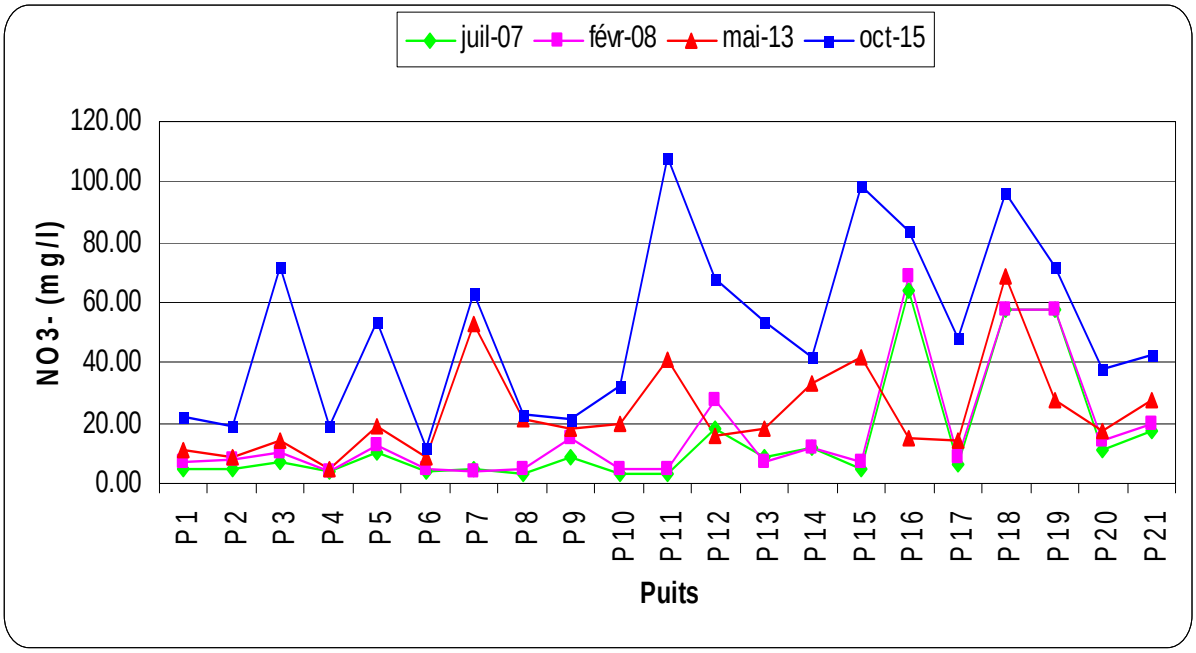

Figure 3.51 : Evolution des nitrates en fonction du temps dans la nappe de Ain Djasser

II.3.1.2. Suivis des éléments de pollution à l'aide de l'ACP (2015)

Les données chimiques ainsi synthétisées ont fait l'objet d'une analyse en composantes principales afin d'observer les corrélations existant entre les différents paramètres analysés. L'axe F1 et F2 représentent près de 70% de la variabilité totale des échantillons, ce qui est un bon pourcentage pour l'interprétation des corrélations. (Figure 3.52)

L'axe F1 est fortement lié positivement par O_{2diss}, NO_3^-, et PO_4^{3-}. Par contre il est lié négativement par CE, Cl^-, Pr (profondeur de la surface piézométrique) et le NH_4^+.

L'axe F2 est lié positivement par NO_2^- et négativement par CE et Cl^-.

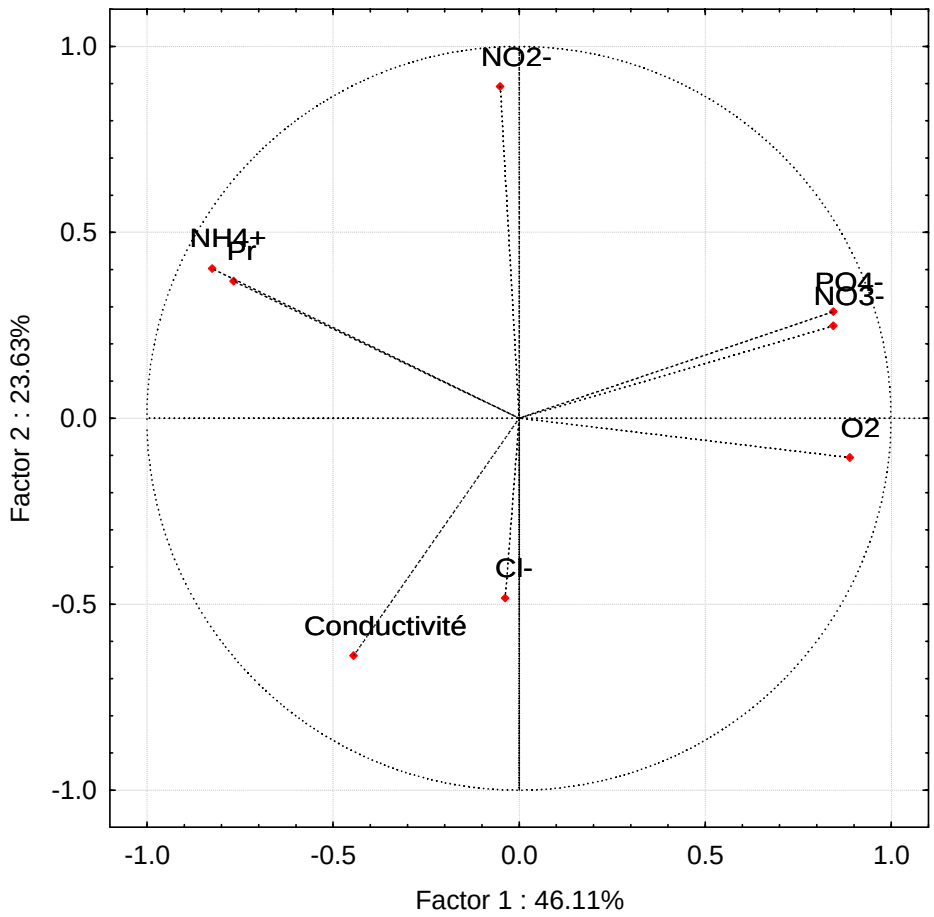

Figure 3.52: Projection des variables sur le plan factoriel F1-F2

Tableau 3.9: Corrélation variable-facteur

Variable	*F1*	*F2*
Conductivité	**-0.45**	**-0.64**
NO_3^-	**0.84**	0.25
NO_2^-	-0.05	**0.89**
NH_4^+	**-0.83**	0.40
O_{2dis}	**0.89**	-0.11
Cl^-	-0.04	**-0.48**
Pr	**-0.77**	0.37
PO_4^{3-}	**0.84**	0.29

L'analyse du tableau 3.10 des corrélations montre une opposition entre NO_3^-, NH_4^+, Cl^-, CE et Pr. Quand la profondeur de la surface piézométrique diminue, il s'en suit une augmentation des teneurs en NO_3^- et une diminution des teneurs en NH_4^+.

Tableau 3.10: Matrice de corrélation

	Conductivité	*NO_3^-*	*NO_2^-*	*NH_4^+*	*O_2*	*Cl^-*	*Pr*	*PO_4^-*
Conductivité	1.000							
NO_3^-	-0.413	1.000						
NO_2^-	-0.401	0.165	1.000					
NH_4^+	0.148	**-0.566**	**0.446**	1.000				
O_2	-0.298	**0.593**	-0.018	**-0.749**	1.000			
Cl^-	0.125	-0.067	-0.378	0.003	0.030	1.000		
Pr	0.036	-0.484	0.256	**0.719**	**-0.773**	0.023	1.000	
PO_4^{3-}	**-0.532**	**0.861**	0.135	**-0.515**	**0.647**	-0.016	**-0.408**	1.000

L'analyse de la projection des individus dans le plan factoriel F1-F2 montre qu'on peut subdiviser les points de mesure en quatre groupes (Figure 3.53) :

-**Premier groupe :** représenté par les points F6, F4, F2, F1, F20 et F21 caractérisé par :

- Une grande profondeur de la surface piézométrique ;
- Une faible teneur à moyenne en Cl^- et une faible teneur en NO_3^- ;
- Une forte teneur en NH_4^+ ;
- Une conductivité moyenne à très forte pour les points F1 et F21.

-**Deuxième groupe :** représenté par les points F3, F9, F2, F1, F10, F16 et F17 caractérisé par :

- Une faible teneur en NO_3^- ;
- Une faible teneur en Cl^- ;
- Des teneurs moyennes en NH_4^+ ;
- Une forte conductivité électrique pour les points F9, F10 et F3.

-**Troisième groupe :** représenté par les points F5, F7, F8, F11, F12, F13, F14, F15, F19et F17 caractérisé par :

- Des teneurs en NO_3^- qui varie entre 8.5 et 33 mg/l ;
- Des teneurs moyennes en Cl^- à l'exception des points F5 et F8 où on a enregistré de fortes teneurs en Cl^-;
- Une forte conductivité électrique ;

-**Quatrième groupe :** représenté par le point F18 est caractérisé par :

- Une faible profondeur de la surface piézométrique ;
- Une très forte teneur en NO_3^- ;
- Une faible teneur en Cl^- ;
- Une forte teneur en PO_4^-

Cette succession suit une certaine logique en liaison avec le sens général de l'écoulement souterrain.

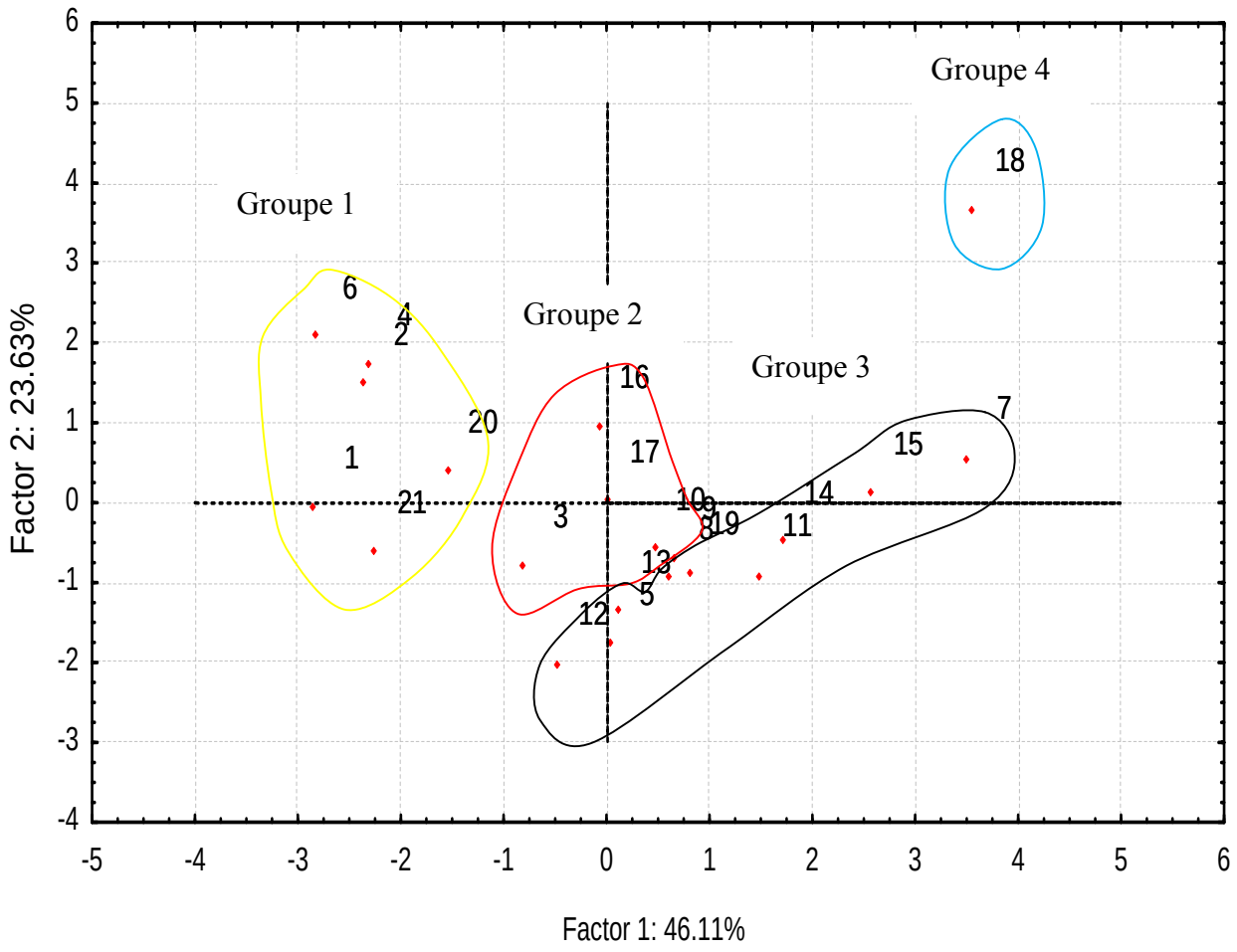

Figure 3.53 : Projection des individus sur le plan factoriel F1-F2

II.3.2. Evolution des nitrates en fonction des paramètres physicochimiques

II.3.2.1. Corrélation nitrate-calcium et nitrate-magnésium

La présence du calcium et du magnésium dans les eaux souterraines est souvent due à la décomposition des roches avec les pluies acides, et/ou l'agressivité des eaux vis-à-vis de celles-ci (GOUROUZA et al, 2009)

Les faibles coefficients de corrélation nitrate-calcium et nitrate magnésium montrent que l'excès de nitrate dans les eaux souterraines de la plaine de Ain Djasser ne provient pas essentiellement de la dégradation de roches contenant du calcium et du magnésium. Fig. 3.54 à 3.57.

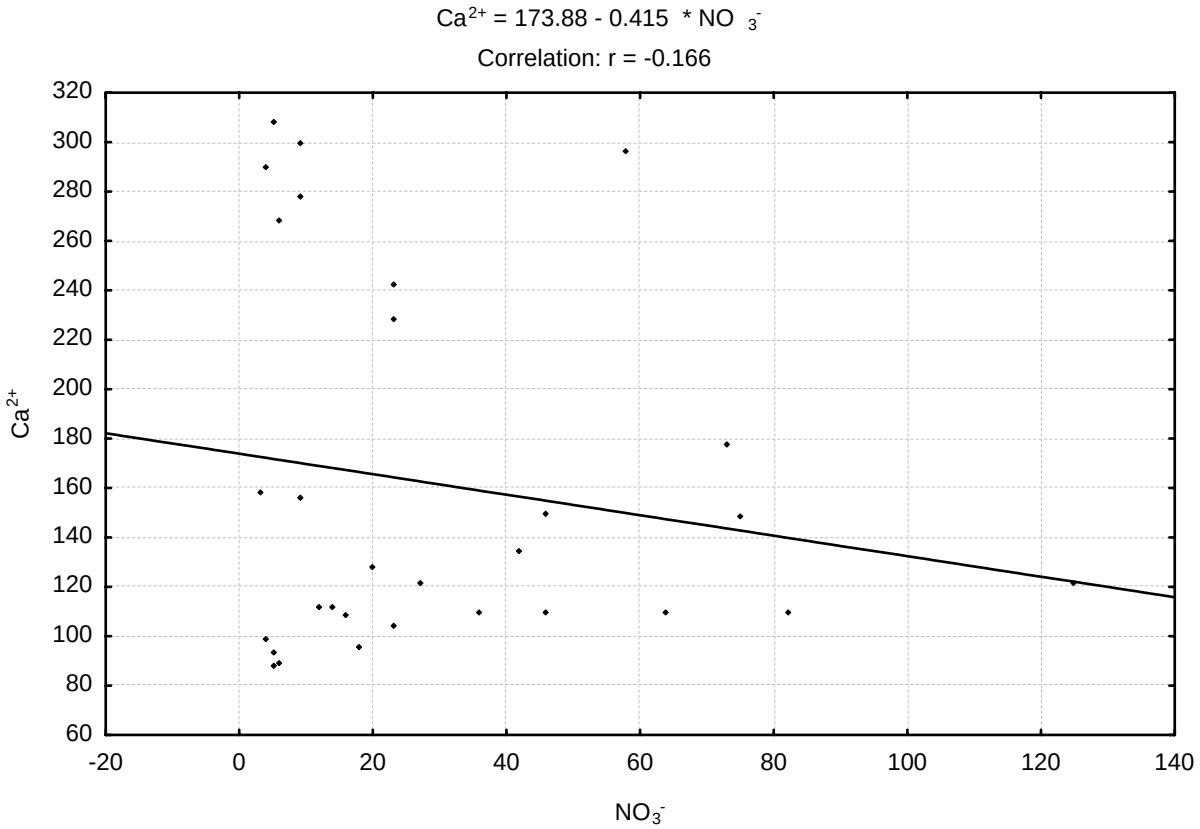

Figure 3.54 : Courbe de corrélation Nitrates-calcium (Juillet 2007)

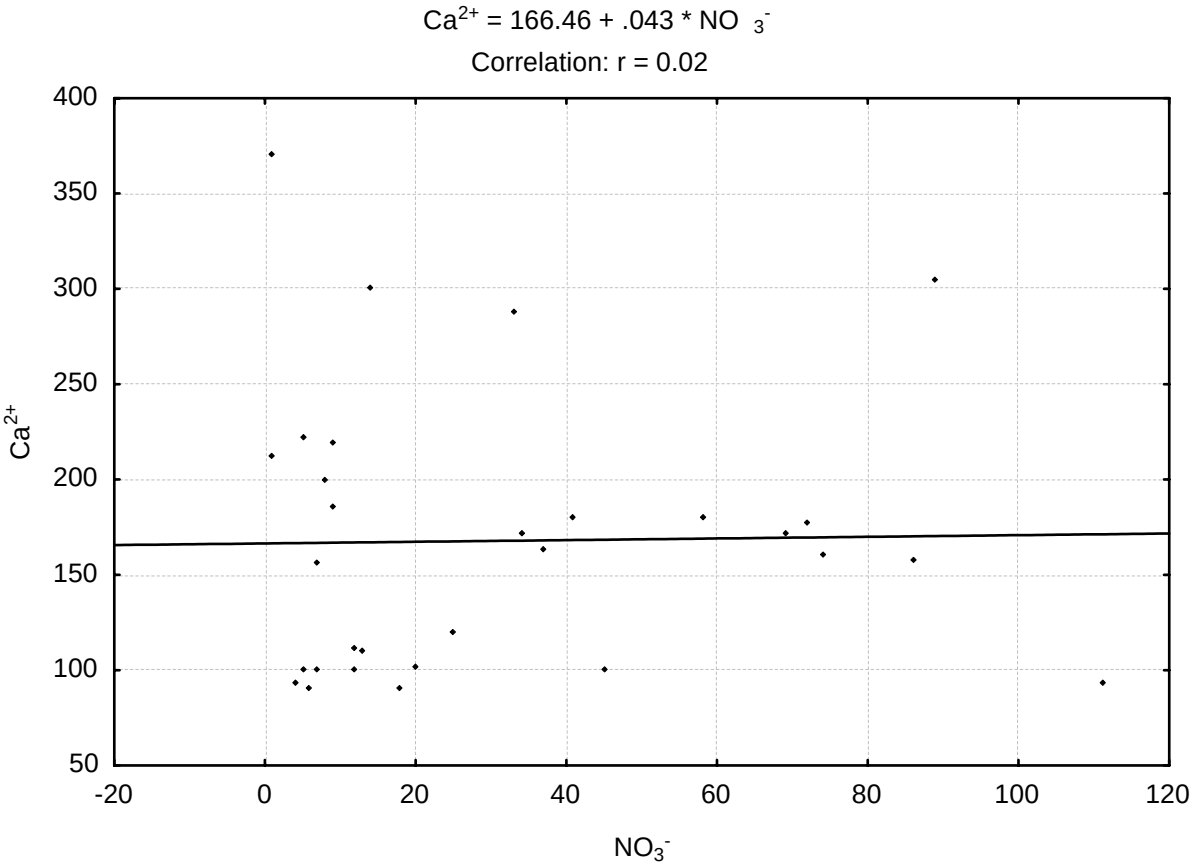

Figure 3.55 : Courbe de corrélation Nitrates-calcium (Février 2008)

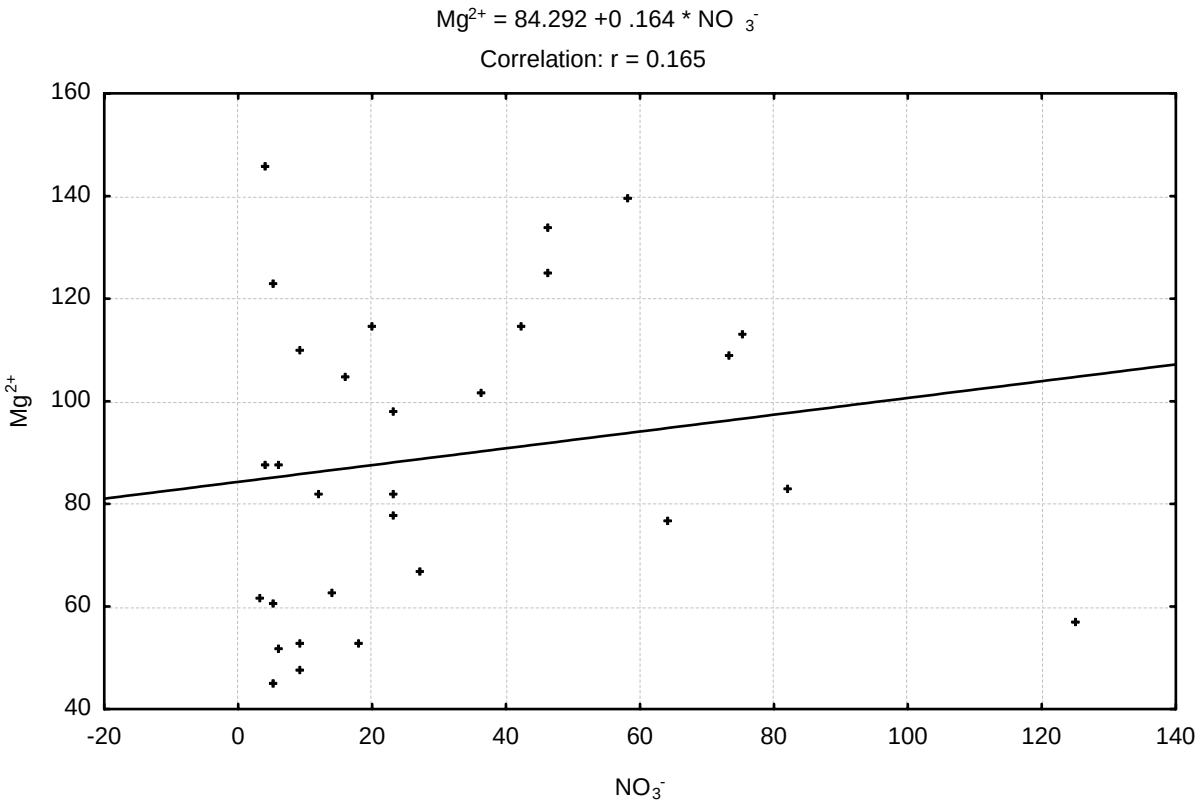

Figure 3.56 : Courbe de corrélation Nitrates-magnésium (Juillet 2007)

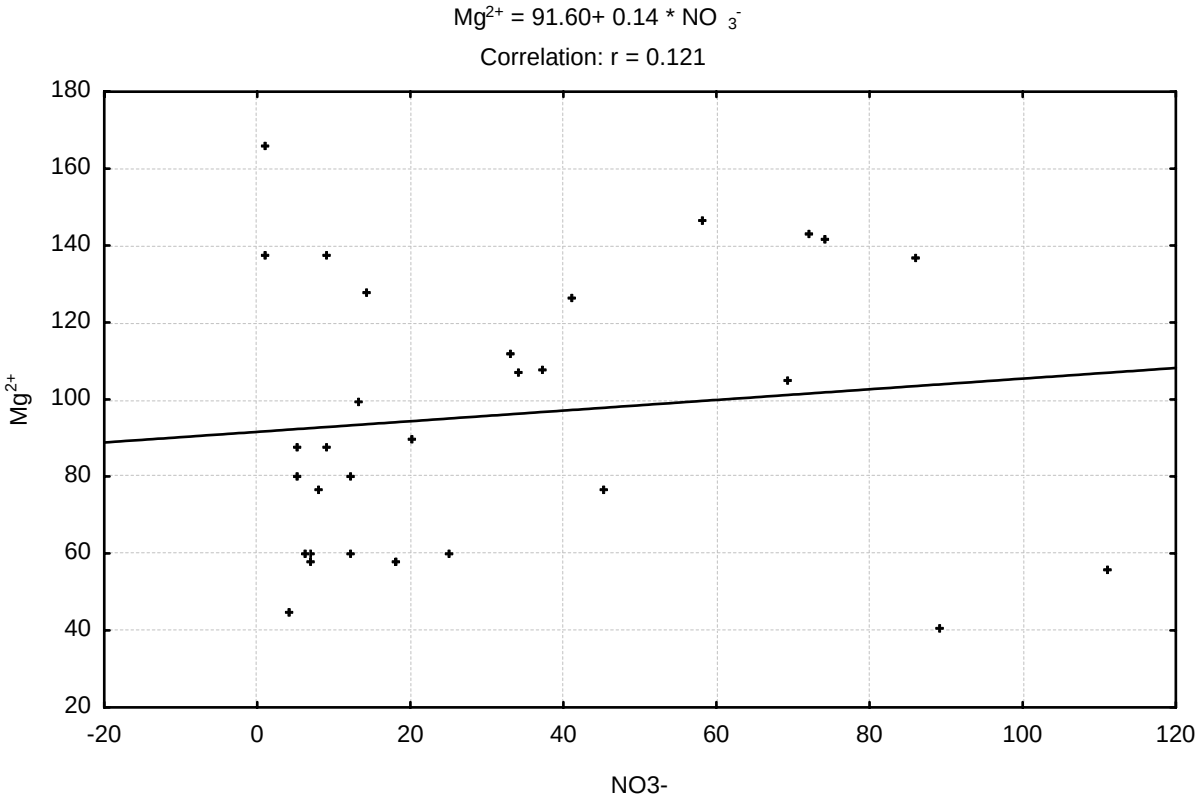

Figure 3.57 : Courbe de corrélation Nitrates-magnésium (Février 2008)

II.3.2.2. Corrélation nitrate-oxygène dissous

Les teneurs des nitrates évoluent dans le même sens que celle de l'oxygène dissous. Pour les faibles profondeurs où l'oxygène est abondant, on enregistre des teneurs importantes pour les deux ions, parce que l'azote garde sa forme oxydée. Au contraire pour les profondeurs importantes, on enregistre des concentrations faibles pour les nitrates et l'oxygène. Par manque de ce dernier, l'azote prend une forme réduite. Quelques points sont observés avec des teneurs considérables en oxygène accompagnées de faibles teneurs en nitrates (Fig. 3.58 et 3.59), il s'agit de puits qui se trouvent en dehors des zones agricoles.

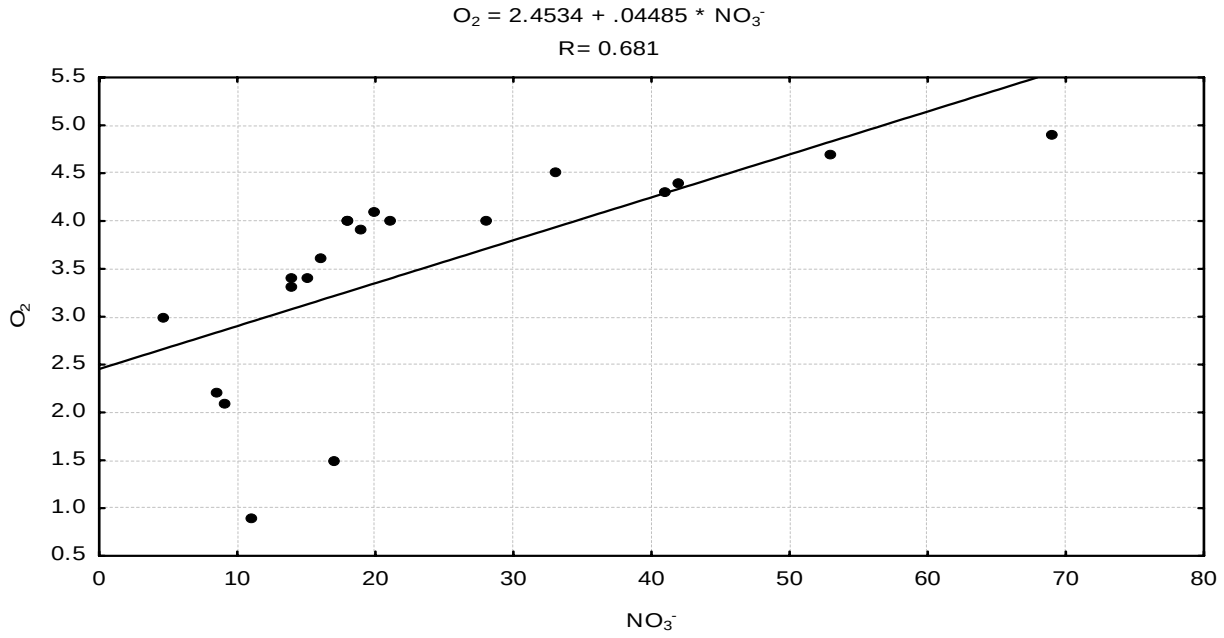

Figure 3.58 : Courbe de corrélation Nitrates-Oxygène dissous (Mai 2013)

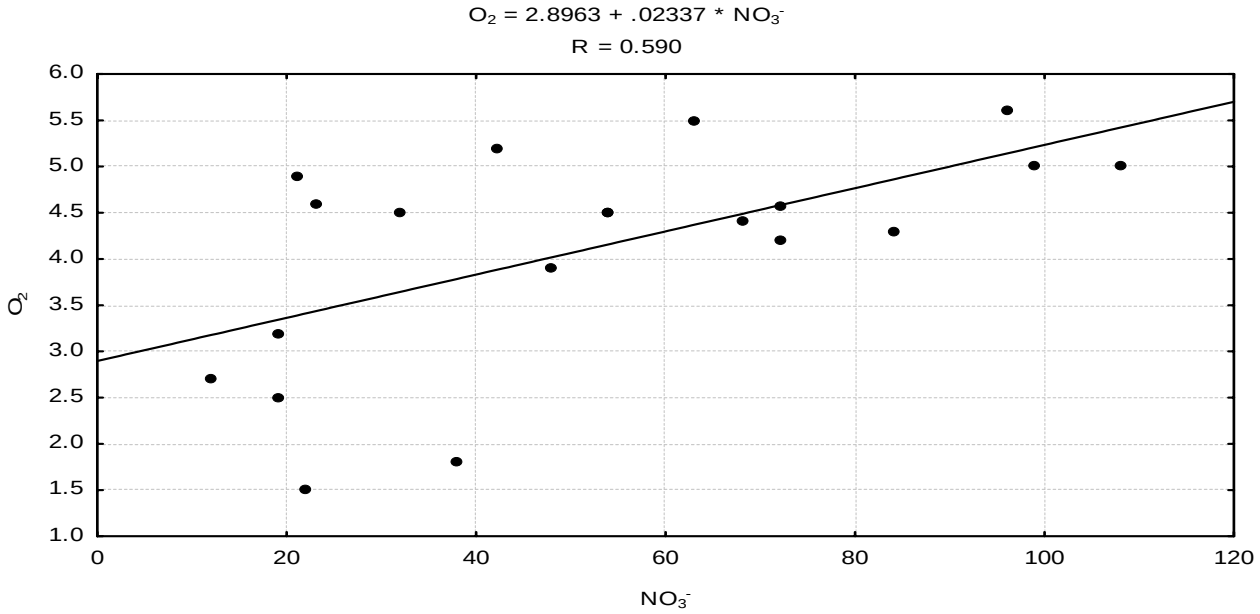

Figure 3.59 : Courbe de corrélation Nitrates-Oxygène dissous (Octobre 2015)

II.3.2.3. Relation nitrate-profondeur

La teneur des nitrates évoluent d'une manière inverse avec la profondeur du niveau statistique des puits. Ainsi, la teneur de l'oxygène dissous diminue avec la profondeur, ce qui entraine la réduction des nitrates en nitrites et ammonium (Fig. 3.60 et 3.61).

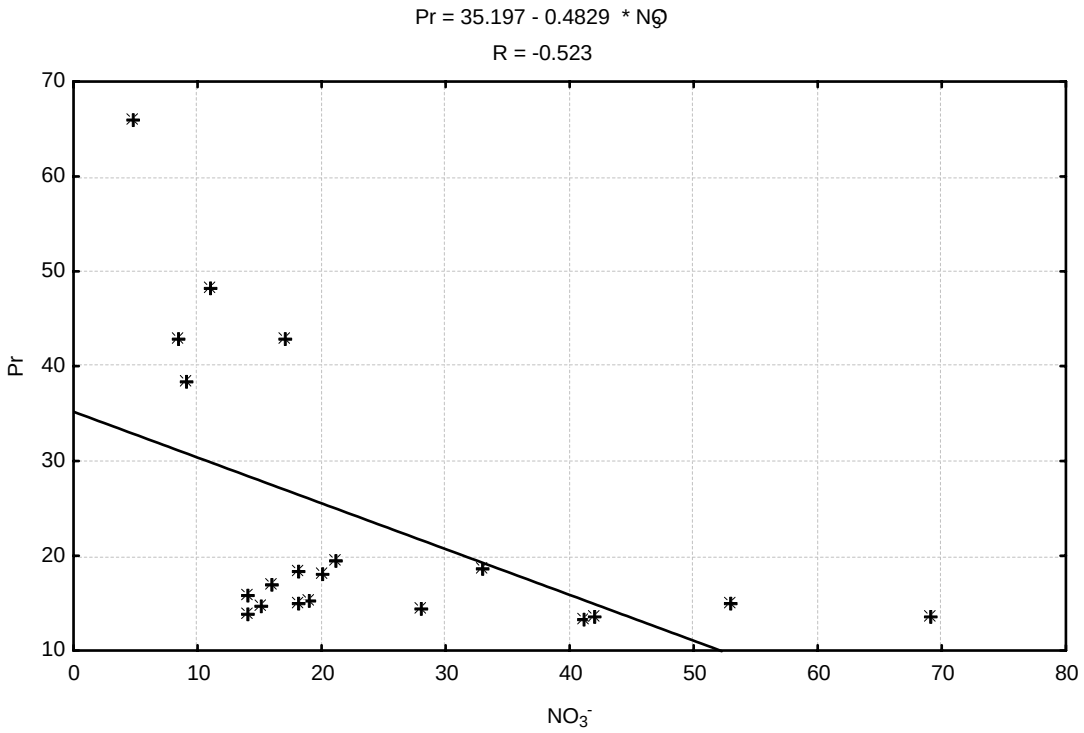

Figure 3.60 : Courbe de corrélation Nitrates-Profondeur du niveau statistique (Mai 2013)

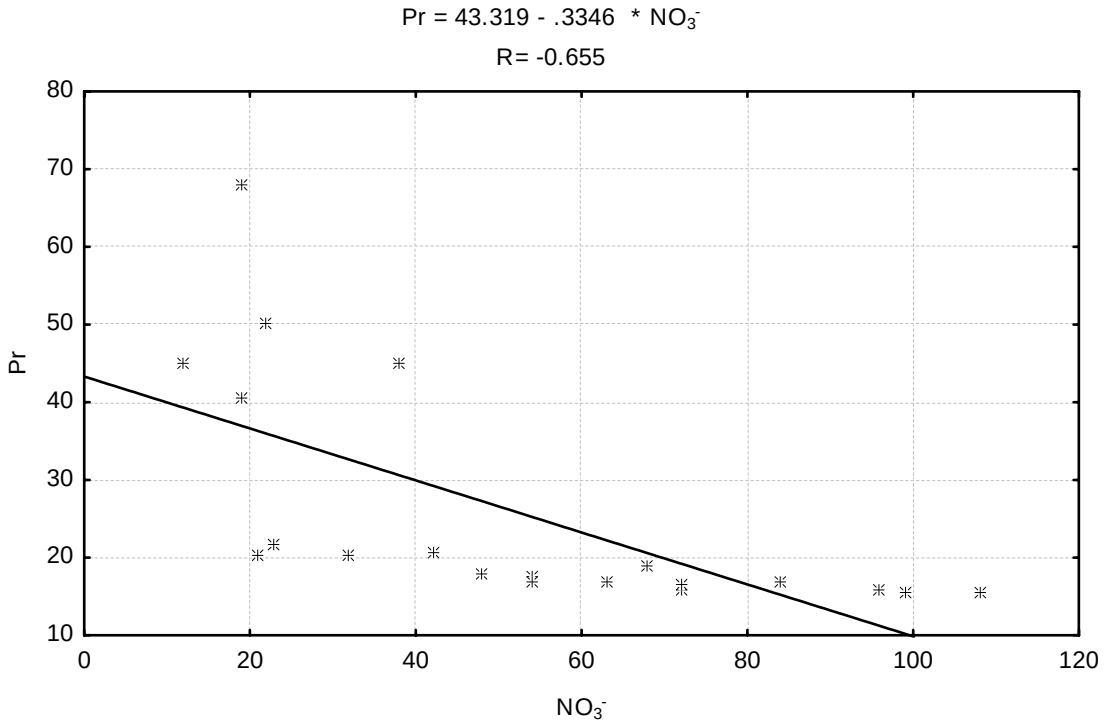

Figure 3.61 : Courbe de corrélation Nitrates-Profondeur du niveau statistique (Octobre 2015)

II.3.3. Origine des éléments de pollution anthropiques

Les nitrates, sulfates, chlorures et potassium font partie du cortège d'éléments permettent d'identifier une pollution anthropique d'origine agricole, urbaine ou encore industrielle (BELKACEM .2013).

Les engrais azotés sont très utilisés dans la céréaliculture qui occupe une grande partie des terres cultivées dans la région de Ain Djasser. L'utilisation du fumier est une pratique agricole courante en occurrence, elle constitue une source non négligeable de nitrates.

Les sulfates sont également des composés fréquemment utilisé dans l'arboriculture pour la protection ou en association avec les engrais tel que: les sulfates d'ammoniac $(NH_4)_2SO_4$ et les sulfates de potassium K_2SO_4.

On note l'utilisation du chlorure de potassium ou potasse KCl notamment pour la fertilisation des cultures maraîchères et plus particulièrement la pomme de terre.

Les nitrates étant le meilleur indicateur de la pollution anthropique des eaux souterraines, nous avons cherché à comparé les teneurs en sulfates, chlorures et potassium avec cet indicateur dans le but d'essayer d'en déduire leur origines.

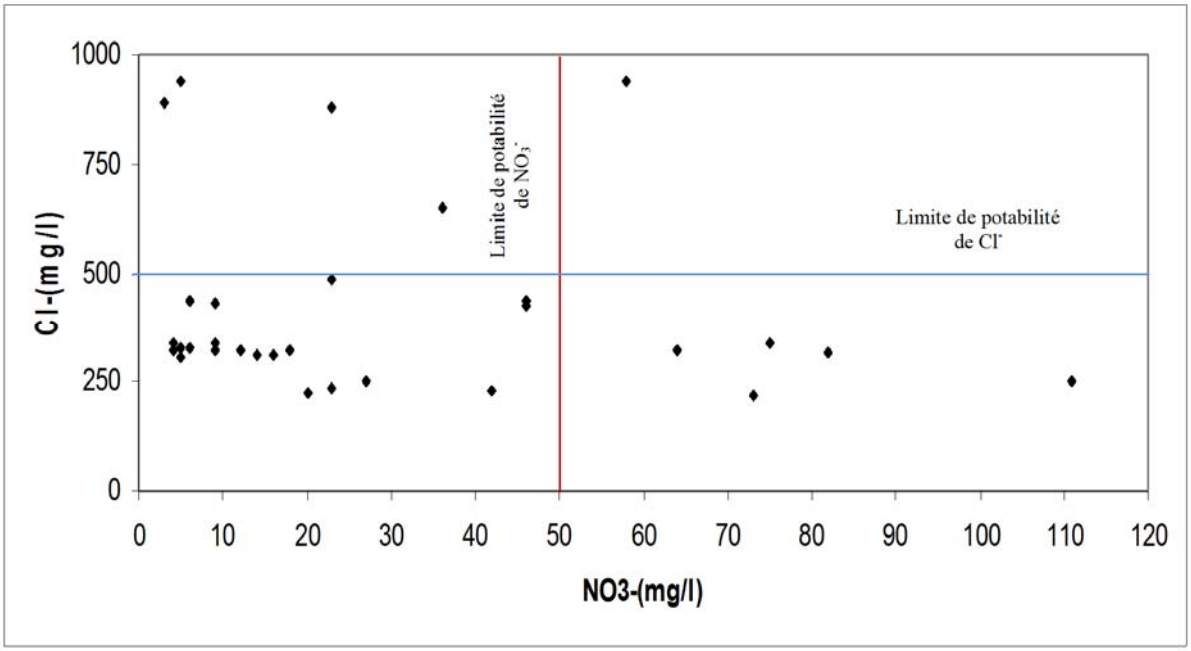

Figure 3.62 : Relation entre les teneurs en nitrates et chlorures (Juillet 2007)

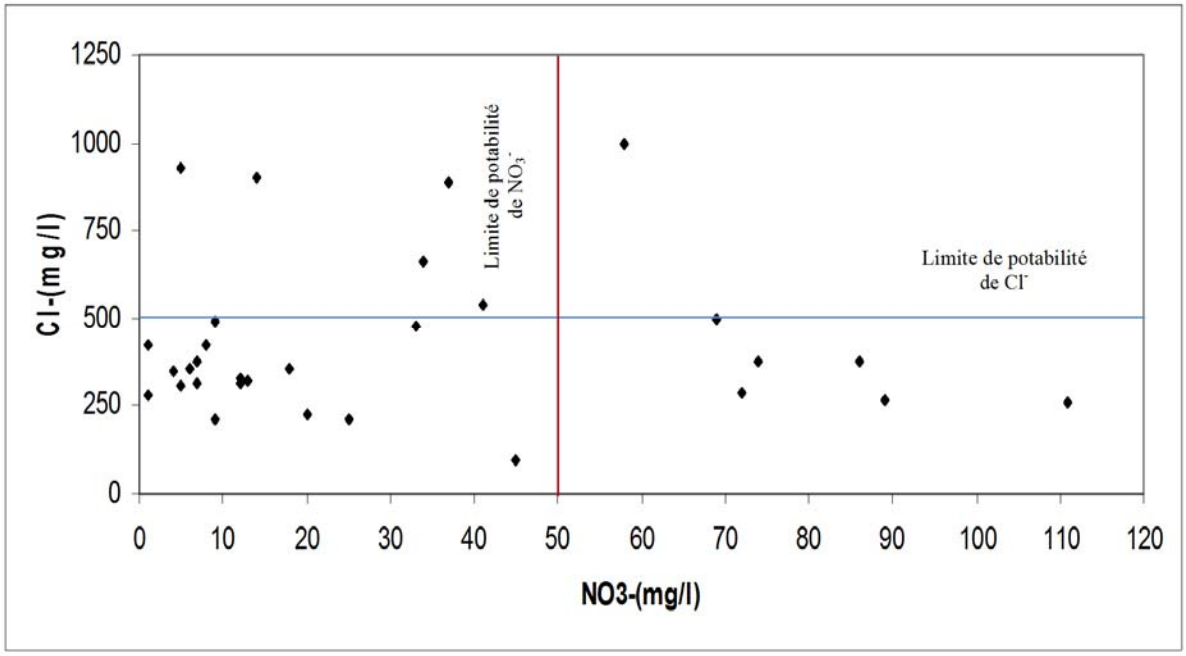

Figure 3.63 : Relation entre les teneurs en nitrates et chlorures (Février 2008)

La figure 3.62 et 3.63 indique que certains points d'eau analysés dépassent la norme de potabilité des eaux vis-à-vis des chlorures fixée à 250mg/l par l'organisation mondiale de la santé (OMS).

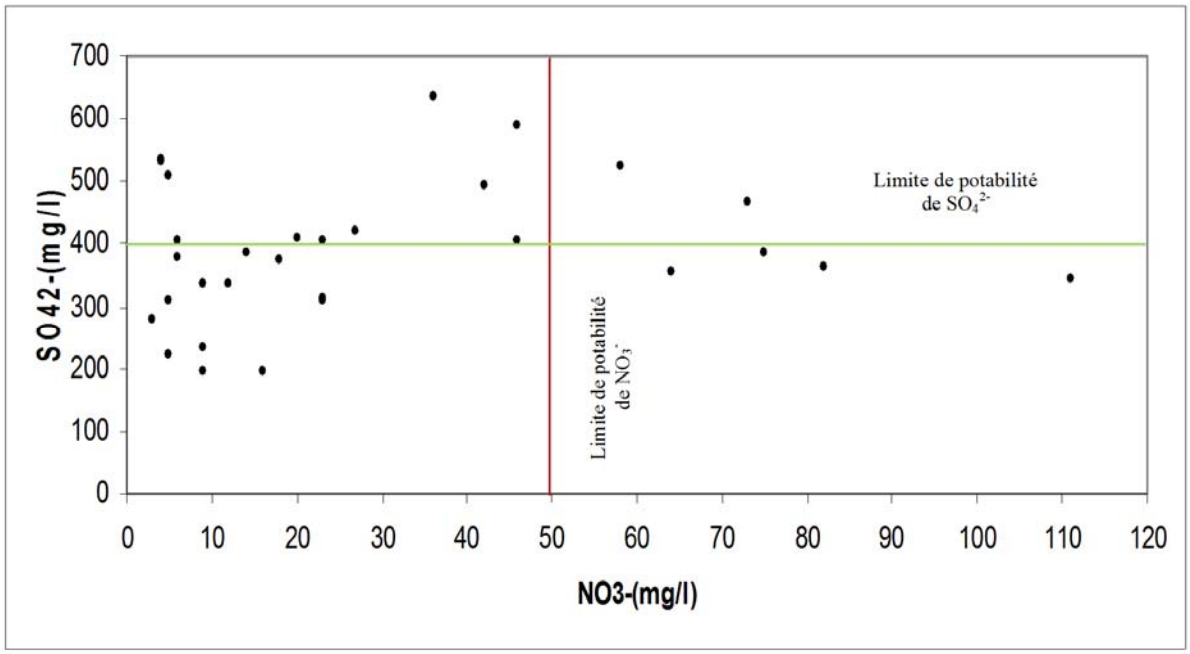

Figure 3.64 : Relation entre les teneurs en nitrates et sulfates (Juillet 2007)

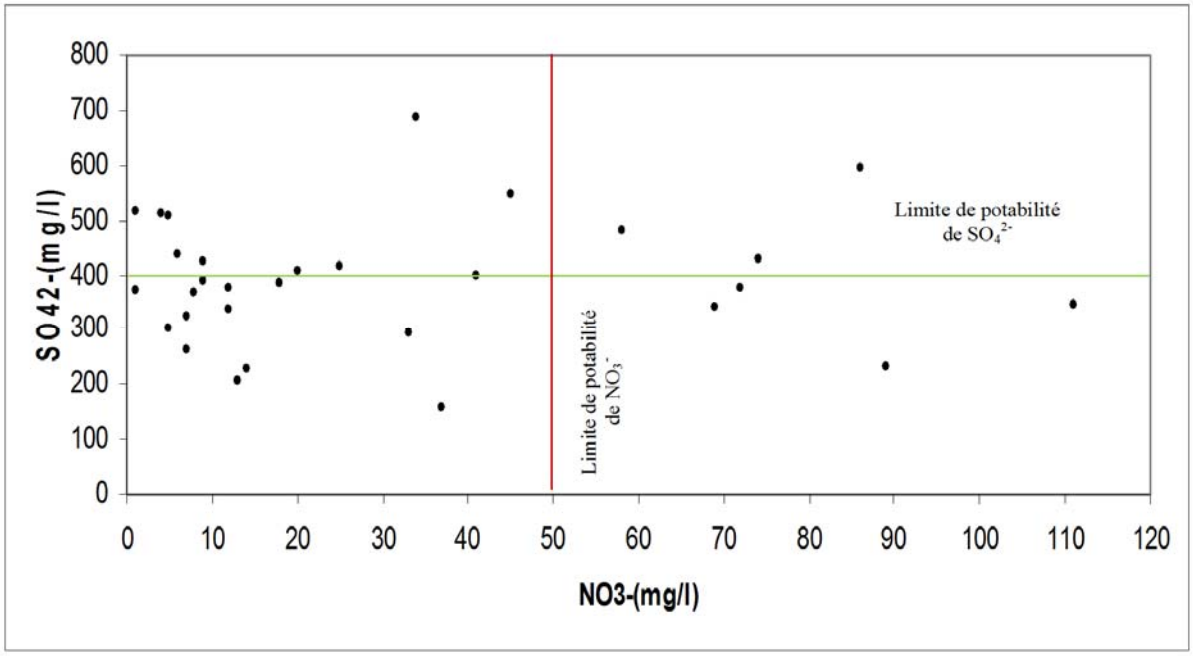

Figure 3.65 : Relation entre les teneurs en nitrates et sulfates (Février 2008)

Quelques points dans lesquels les concentrations en chlorures et sulfates sont fortes se distinguent. C'est le cas des points d'eau pour lesquels une origine anthropique est probable, mais dont les valeurs en chlorures ne s'accompagnent pas de valeurs élevées en nitrates. Ces derniers disparaissent peut être par dénitrification. Des points d'eau sont enrichis en nitrate et en chlorures sans être contaminés par les sulfates ou le potassium (Fig 3.64 à 3.67). Ce dernier cas présente les caractéristiques d'une pollution urbaine (rejet des réseaux d'assainissement).

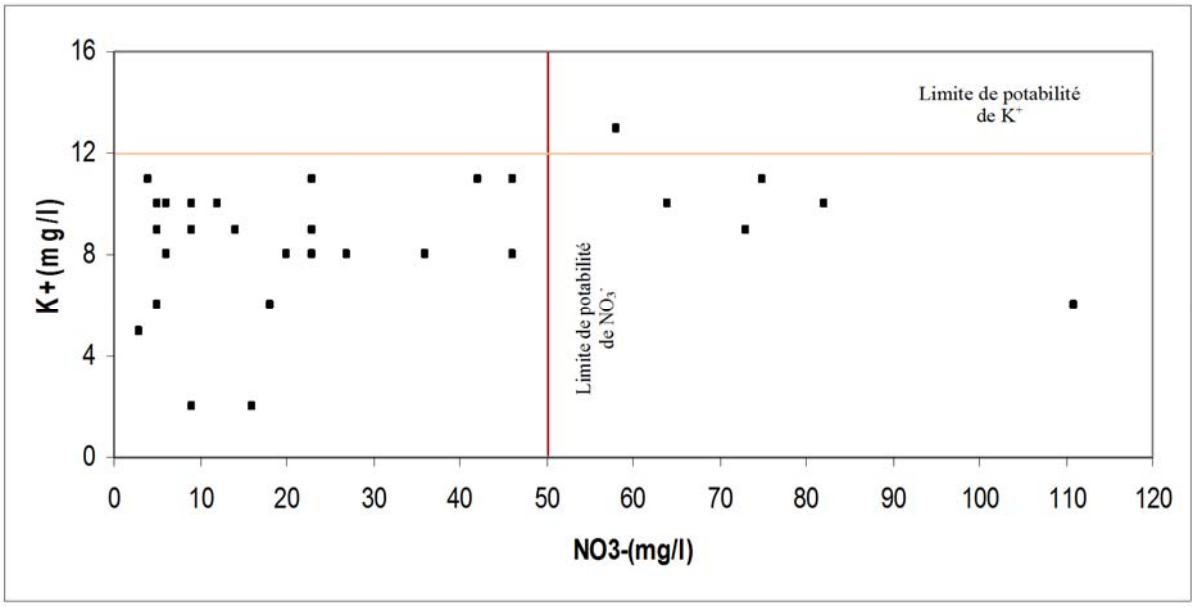

Figure 3.66 : Relation entre les teneurs en nitrates et potassium (Juillet 2007)

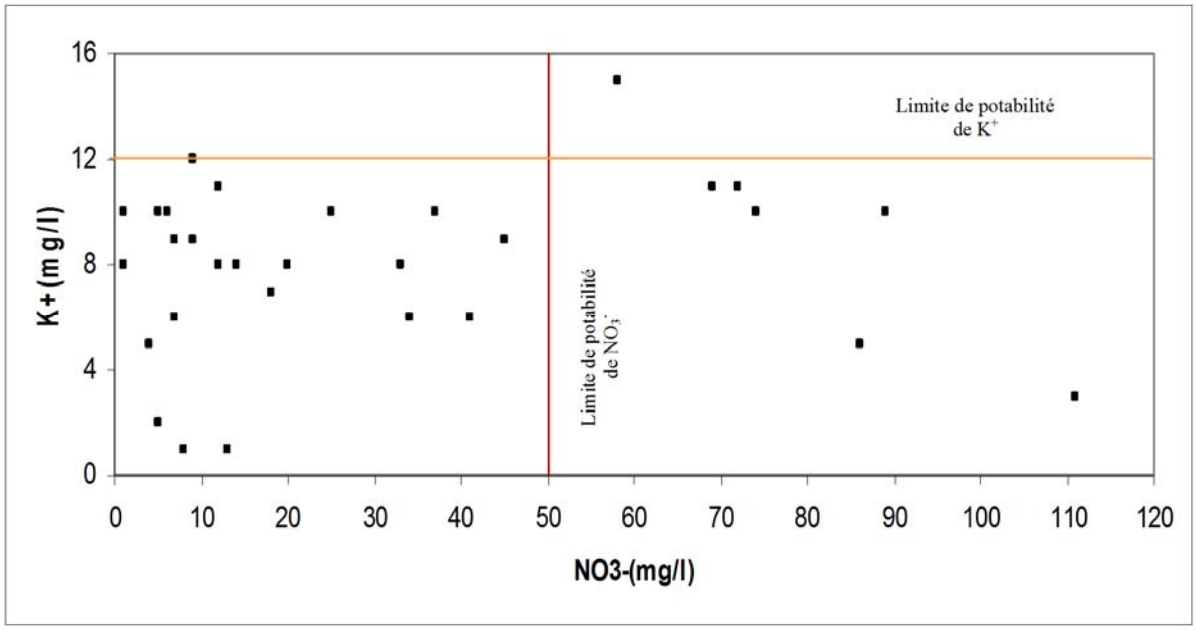

Figure 3.67 : Relation entre les teneurs en nitrates et potassium (Février 2008)

Des points d'eau sont contaminés simultanément par les chlorures, les sulfates et le potassium sans qu'ils soient pour autant contaminés par les nitrates. Les sulfates proviennent de la dissolution des évaporites (gypse). Cependant, les chlorures et le potassium sont dus à une pollution d'origines agricoles (engrais potassique) ou/et urbaine.

Les point d'eau contaminés par les chlorures et le potassium est un indice d'une utilisation intensive de la potasse (KCl) dans les activités agricoles dans la région de Ain Djasser.

II.3.4. Origine de la contamination par les nitrates

Le comportement chimique des chlorures dans les eaux naturelles est conservatif car il n'est pas sujet aux processus physiques, chimiques ou biologiques. C'est pourquoi le rapport NO_3^-/Cl^- peut être utilisé pour mettre en évidence des phénomènes de mélange ou de processus biologiques responsables de la distribution des concentrations en NO_3^- dans le bassin versant.

Les engrais chimiques sont généralement caractérisés par des teneurs élevées en azote et faible teneurs en chlorures. Les effluents domestiques et les ceux des animaux présentent, au contraire, des concentrations en Cl^- élevées et des rapports NO_3^-/Cl^- faibles. Il faut noter également que le rapport NO_3^-/Cl^- diminue en cas de dénitrification ou de consommation des nutriments par les plantes sans que cela ne modifie les concentrations en Cl^- (BRIAND, 2014)

Les figures 3.68 et 3.69 présentent les variations du rapport molaire NO_3^-/Cl^- en fonction des concentrations molaire en Cl^- des eaux souterraines de la plaine de Ain Djasser et des différents pôles et vecteurs potentiels de nitrates.

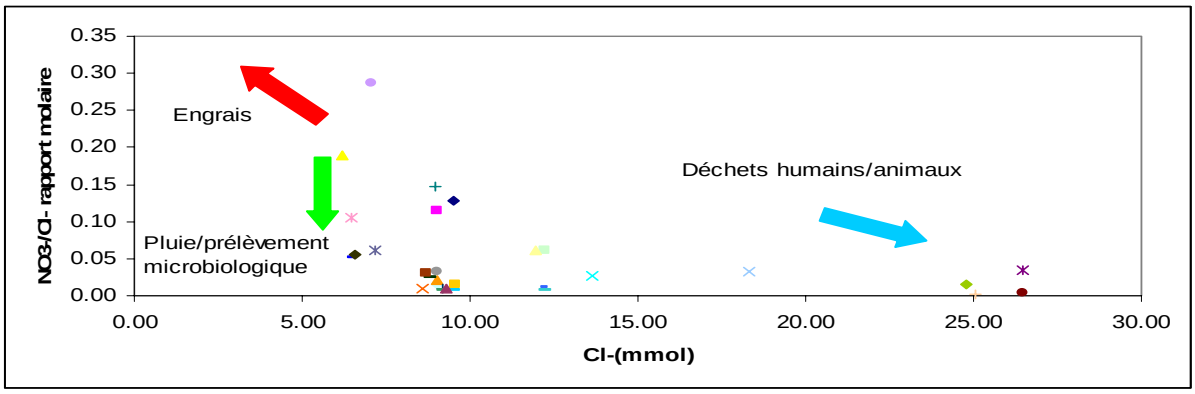

Figure 3.68 : Relation NO_3^-/Cl^- - Cl^- des eaux de Ain Djasser (Juillet 2007)

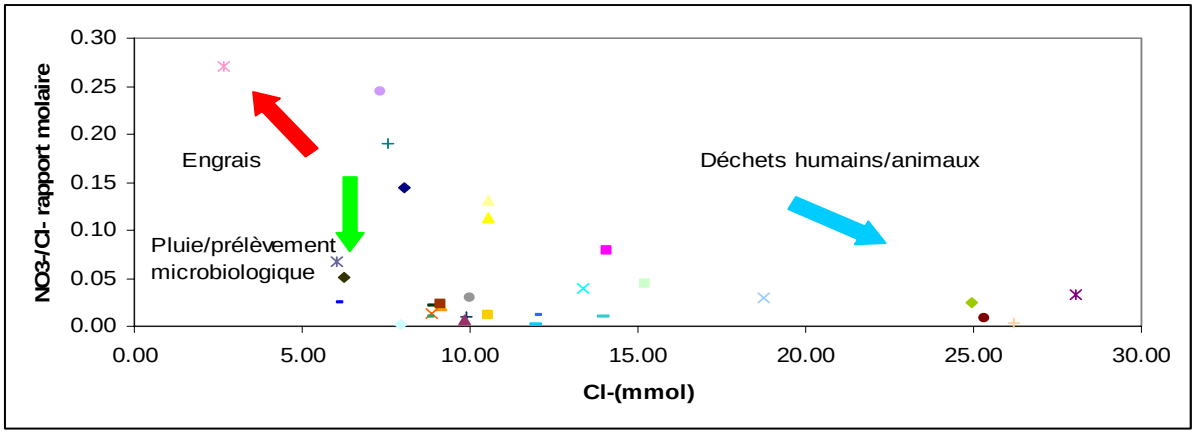

Figure 3.69 : Relation NO_3^-/Cl^- - Cl^- des eaux de Ain Djasser (Février 2008)

II.3.5. Les phosphates

Le phosphore est nécessaire à la croissance des plantes, il est présent dans le sol sous la forme de phosphates : soit dissous dans l'eau, soit fixé sur les particules du sol, soit dans les minéraux ou encore sous la forme organique. Au fur et à mesure que les racines prélèvent les phosphates dissous dans l'eau, les molécules fixées sont progressivement libérées (GOUAIUDIA.2008). Les agriculteurs utilisent les engrais d'une manière aléatoire avec une dose de 15 à 25 kg/ha, sans respecter les recommandations de l'institut national de la vulgarisation agricole (INVA) et de l'institut technique des grandes cultures (ITGC). Les engrais utilisés sont fabriqués à partir des roches phosphatées. Le phosphore présent dans ces roches n'est pas assimilable directement par les plantes, surtout dans les sols basiques.

La production industrielle de ces derniers se fait selon le processus suivant (GOUAIUDIA.2008):

$$Ca_{10}F_2\,(PO_4)_6+10H_2SO_4+20H_2O \rightarrow 10CaSO_4 2H_2O+2HF+6H_3PO_4$$

↓	↓	↓	↓	↓	↓
Roche Phosphate	acide sulfurique	eau	gypse	fluorure d'hydrogène	acide phosphorique

L'acide phosphorique constitue la base de fabrication de tous les types d'engrais phosphatés. En ce qui nous concerne, nous avons procédé à deux compagnes d'analyses de cet élément (2013 et 2015). Une relation entre phosphates et nitrates est perceptible (r=0.538-0.885) avec une augmentation simultanée ce qui semble confirmer leur origine commune (activité agricole et rejet domestiques) (figure 3.70 et 3.71)

Les teneurs en phosphates enregistrées varient de 0.25mg/l à 0.5mg/l, elles sont inférieures à la norme de potabilité. Fig. 3.72 à 3.73.

A signaler que les teneurs élevées en phosphate sont enregistré dans Les parties Nord-est de la région caractérisée par des points d'eau qui se situ à proximité de l'oued Boughezel, la partie Nord de la région caractérisée par l'utilisation des fosses septiques et la partie Nord-ouest de la région caractérisée par une activité agricole importante.

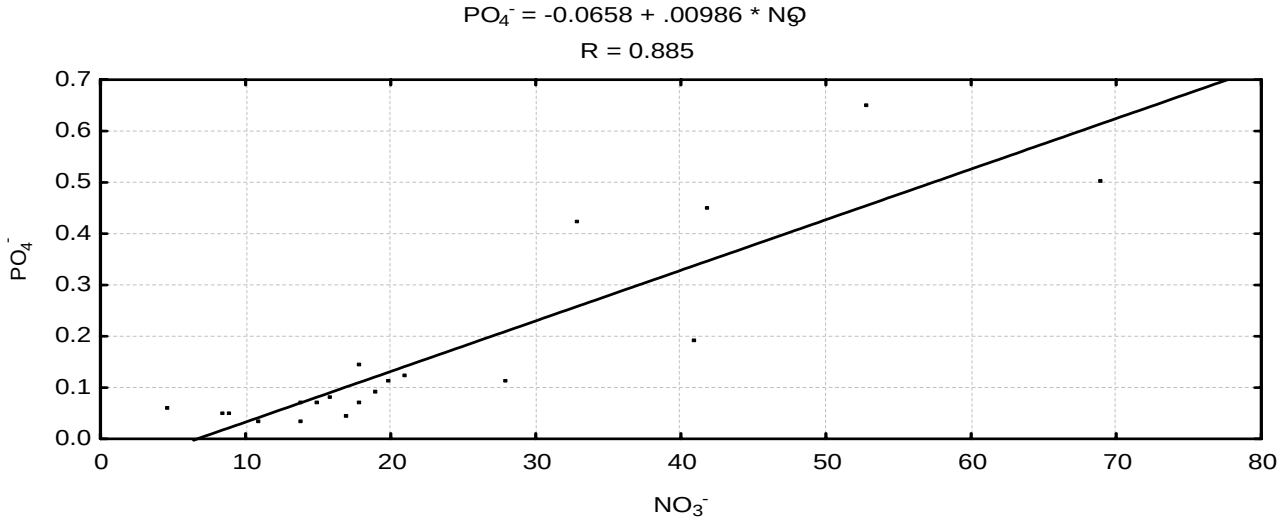

Figure 3.70 : Courbe de corrélation Nitrates-Phosphate (Mai 2013)

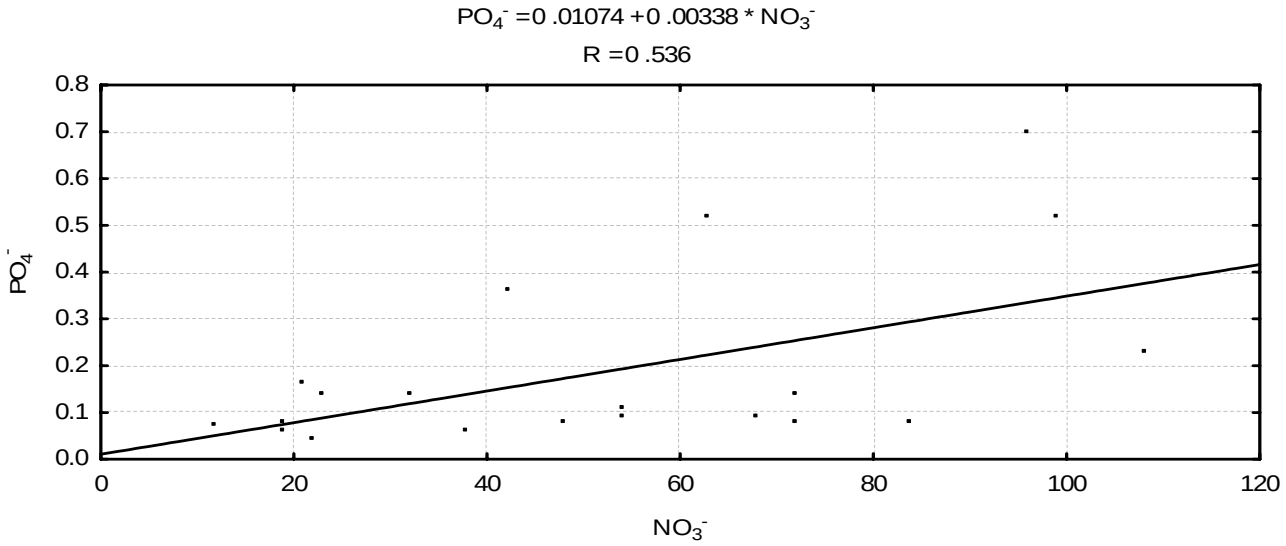

Figure 3.71 : Courbe de corrélation Nitrates-Phosphate (Octobre 2015)

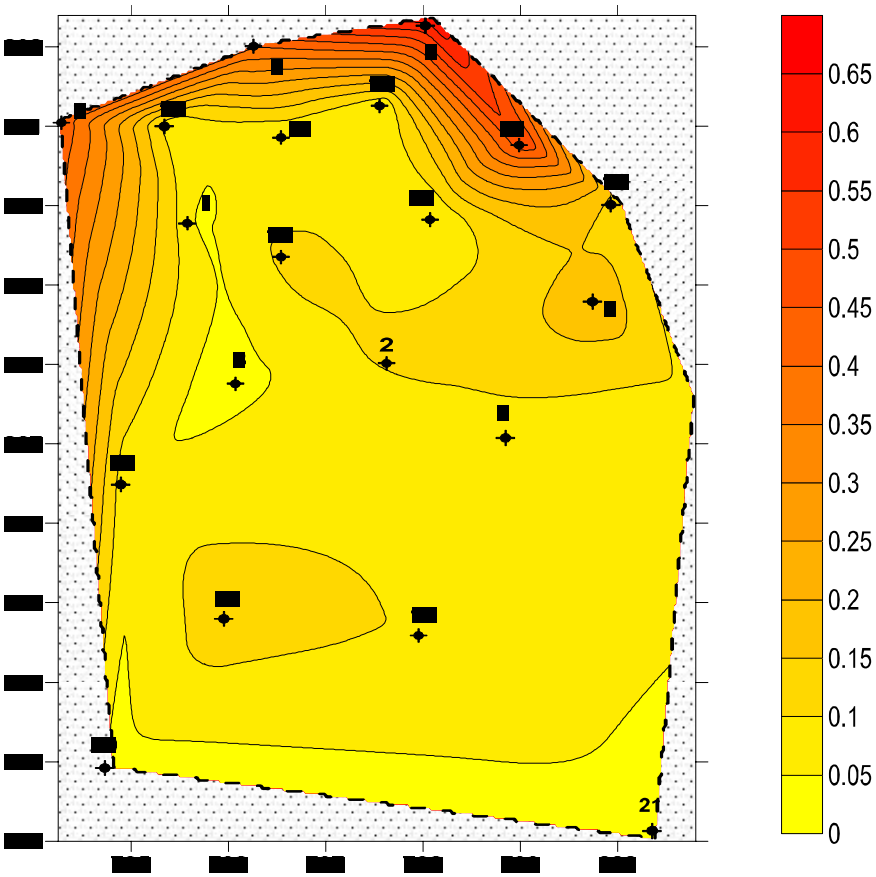

Figure 3.72: carte des phosphates (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Mai2013)

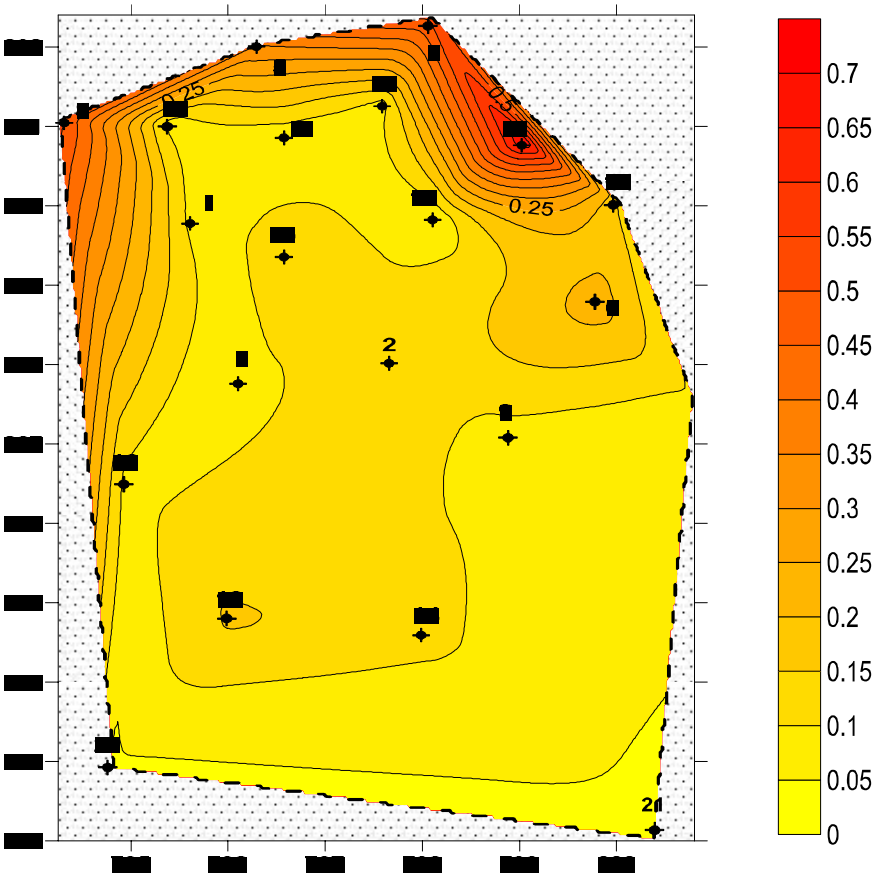

Figure 3.73: carte des phosphates (mg/l) dans la nappe de Ain Djasser (Octobre 2015)

II.4. Vulnérabilité de la nappe de Ain Djasser

II.4.1. Introduction

La pollution de l'eau est une altération physique et chimique d'une eau. C'est à la fois l'action et les processus de dégradation des qualités de l'eau. La pollution des eaux souterraines entraîne le risque permanent de limitation de cette ressource dans un proche avenir. Elle résulte essentiellement de l'activité humaine indépendamment de la détérioration naturelle liée aux facteurs géologiques (BOUCENNA, 2009).

Pour montré l'état de contamination de la nappe de Ain Djasser, il est nécessaire de cartographier les zones vulnérables à la pollution. Cette cartographie pourrait aider les gestionnaires du secteur de l'hydraulique pour mieux gérer cette ressource en eau en la protégeant contre la pollution et également les aider à implanter les ouvrages de captage en dehors des zones contaminées.

L'objectif visé par l'établissement de la cartographie de la vulnérabilité est de faire apparaitre la possibilité de pénétration et de circulation des polluants dans la nappe. On peut aussi évaluer la sensibilité des ouvrages de captage au risque de la pollution et par conséquent le limiter.

II.4.2. Mécanisme de la pollution des eaux souterraines

Le transport des polluants et leur évolution dans le sol et le sous-sol, sont déterminés par les trois comportements de l'aquifère : hydrodynamique, hydrochimique et hydrobiologique. Leur connaissance est essentielle pout la compréhension de la propagation et l'évolution des polluants, de la surface du sol aux lieux d'utilisation (BOUCENNA, 2009). Le cheminement des polluants dans les eaux s'effectue en quatre étapes (figure 3.74):

II.4.2.1. Introduction du polluant dans le sol

L'introduction des polluants crée des foyers de pollution par épandage à la surface du sol ou enfouissement à des profondeurs plus au moins grandes dans le sous-sol. L'intensité de la pollution dépend du type de sol, de la dose de polluant et de la condition climatique (précipitation en particulier) (BOUCENNA, 2009).

II.4.2.2. Migration et évolution du polluant en zone non saturée

Le polluant, ayant franchi la surface du sol, se déplace selon une direction subverticale jusqu'à la surface piézométrique. Il traverse la zone non saturée, caractérisée par la présence d'air (oxygène), de minéraux argileux, de matière organique, d'acides humiques, etc. cette

zone non saturé joue un rôle primordial par son pouvoir d'autoépuration naturel (BOUCENNA, 2009).

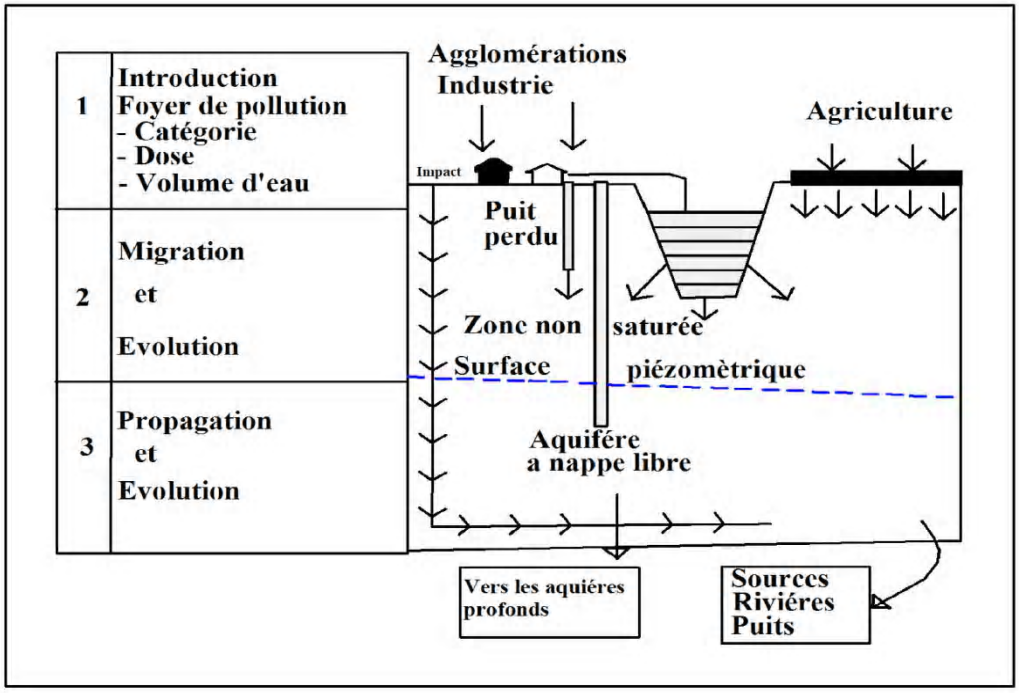

Figure 3.74: Origine, transport et évolution du polluant (BOUCENNA, 2009)

II.4.2.3. Propagation de la pollution

Les mécanismes de transport du polluant dans l'aquifère sont complexes, conséquences de l'hétérogénéité du réservoir. La direction à une composante latérale prédominante. Des études sur modèles physiques et sur terrains, ont mis en évidence une dispersion à la verticale du foyer de contamination, puis un étalement latéral dans le sens de l'écoulement d'eau souterraine. Dans l'aquifère, en raison de l'absence d'oxygène, de matière organique et de micro-organisme, le rôle épurateur est très réduit. Pratiquement seul la dilution agit. Celle-ci est d'autant plus importante que le débit de la nappe est élevé. Donc l'importance du renouvellement est favorable à l'élimination de la pollution (BOUCENNA, 2009).

II.4.3. Etablissement de la carte de vulnérabilité de la nappe de Ain Djasser

La méthode de définition de la vulnérabilité proposée pour la nappe du Mio-Plio-Quaternaire de la plaine de Ain Djasser est la méthode à index avec pondération des critères de type DRASTIC.

II.4.3.1 Profondeur de la nappe

La profondeur de la nappe est un paramètre important qui constitue un facteur déterminant de la vulnérabilité. Plus cette profondeur est élevée, plus le contaminant met de temps à atteindre la surface piézométrique. Pour la nappe de la plaine de Ain Djasser, ce paramètre a été déterminé pendant les relevés piézométriques. Le calcul des indices pour ce paramètre a été fait selon le tableau 3.11

Tableau 3.11: Notation et pondération du paramètre de la profondeur

Intervalle	Dn	Dp	Dn*Dp
9-15	5	5	25
15-22	3	5	15
>30	1	5	5

Ces indices ont permis d'établir la carte thématique du paramètre profondeur (Figure 3.75). L'observation de la dite carte montre que les plus faible indice sont répartis au centre de la plaine et au Sud dans Leurs valeurs varies entre 5 et 15, alors que les plus importants indice se situent dans les zones Ouest, avec des valeurs de 25.

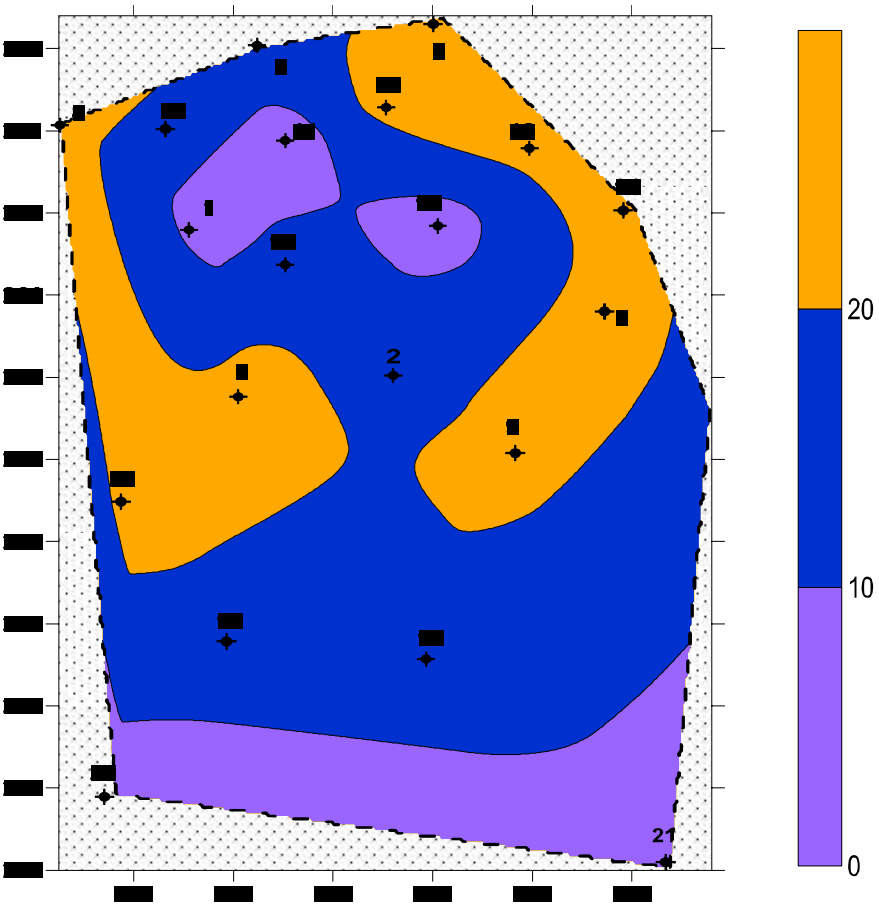

Figure 3.75 : Carte des indices de la profondeur de la nappe de Ain Djasser

II.4.3.2. La recharge efficace

Elle concerne la quantité d'eau qui franchit la surface du sol pour les réserves d'eau souterraines et entretenir le débit de l'écoulement souterrain, après circulation dans l'aquifère. Les résultats du bilan hydrologique montrent que la valeur de ce paramètre est estimée à 0 mm sur l'ensemble du bassin. Tableau 3.12 et fig. 3.76.

Tableau 3.12: Notation et pondération du paramètre de la recharge

Intervalle	Rn	Rp	Rn*Rp
0-5	1	4	4

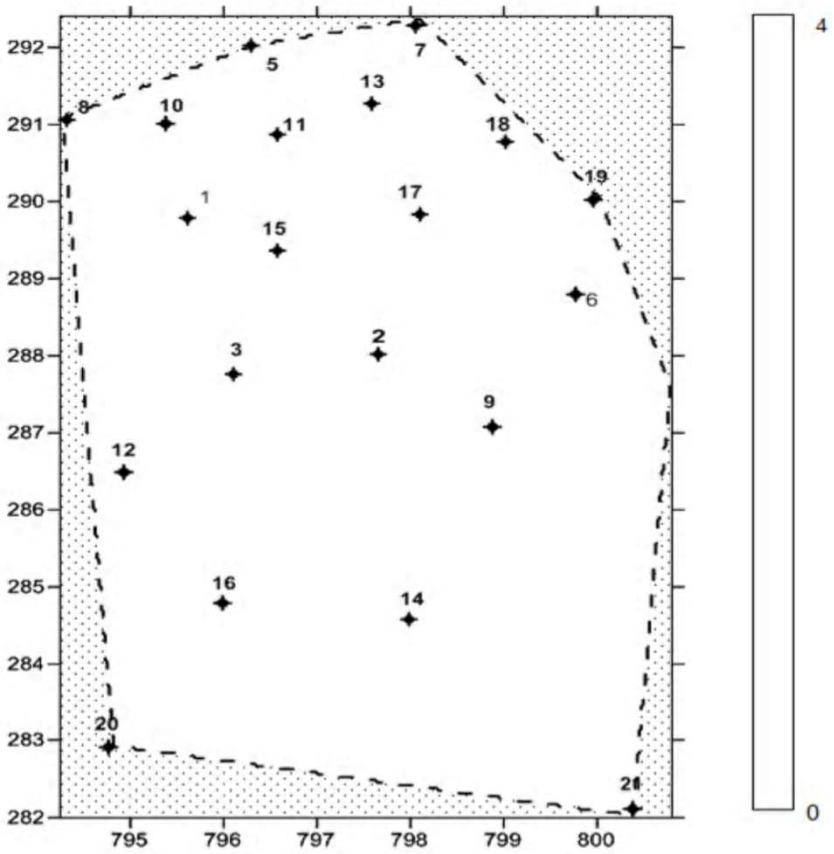

Figure 3.76 : Carte de la recharge efficace de la nappe de Ain Djasser

II.4.3.3 Nature de la zone saturée

Ce paramètre désigne la lithologie de l'aquifère. Son identification a été basée sur l'étude géologique de la région et la description stratigraphique des les logs des forages et des puits creusés pour le captage de la nappe. Ces documents montrent que le matériau aquifère de la nappe de la plaine de Ain Djasser est constitué essentiellement des sables argileux. Les indices correspondant à ce paramètre ont été estimés selon la notation illustrée dan le tableau 3.13. Fig. 3.77. L'examen de la carte des matériaux de la zone saturée montre que les indices

les plus faibles se situent dans la partie sud de la zone d'étude et les plus importants à l'a partie Ouest de la zone.

Tableau 3.13: Notation et pondération du matériau aquifère

Classes	An	Ap	An*Ap
Calcaires	10	3	30
Sables et argiles	8	3	24

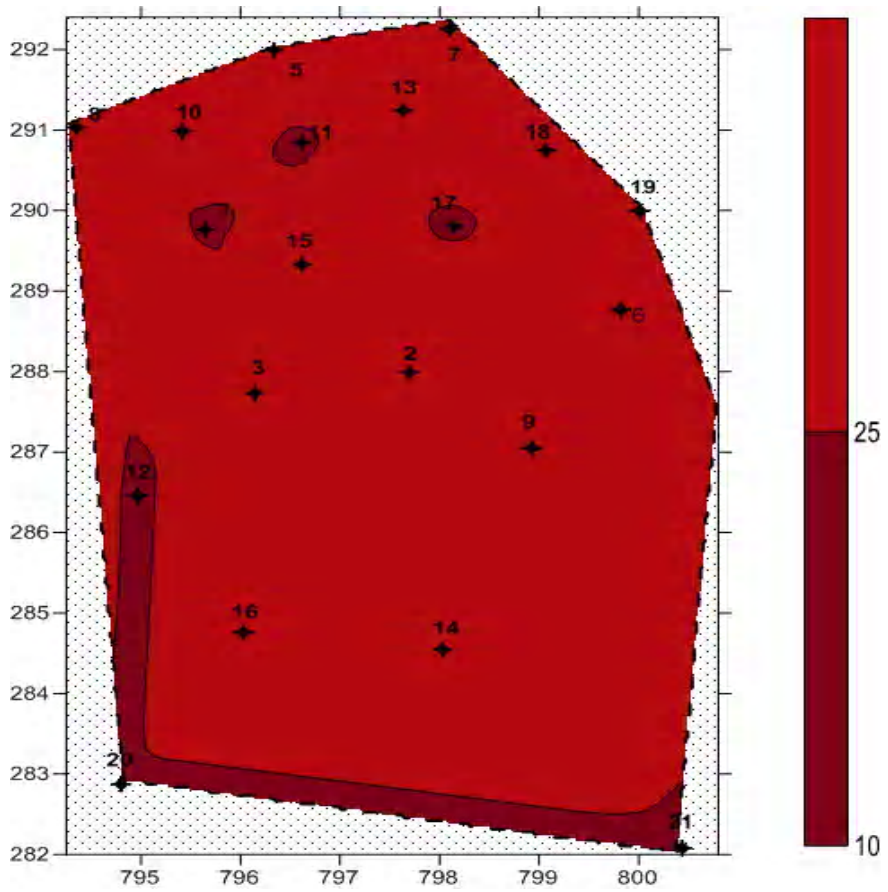

Figure 3.77 : Carte des matériaux de l'aquifère de Ain Djasser

II.4.3.4 La nature du sol

La nature de la surface du sol influe sur la pénétration des polluant vers l'aquifère. Plus le sol est riches en argile, pus l'absorption des polluants est importante, et plus la protection des eaux souterraines est grande. Ce paramètre joue un rôle important dans la détermination des zones polluées. Les couches dominantes de la nature du sol dans la région sont pratiquement les limons et les argiles. Les valeurs indiciaires ont été déterminées selon les classes signalées dans le tableau 3.14.

Tableau 3.14: Notation et pondération de la nature du sol

Classes	Sn	Sp	Sn*Sp
limons	4	2	8
Argiles	1	2	2

L'examen de la carte des indices relatifs à la nature du sol montre que le sol argileux se répand sur la majorité de la surface de la plaine. Fig. 3.78.

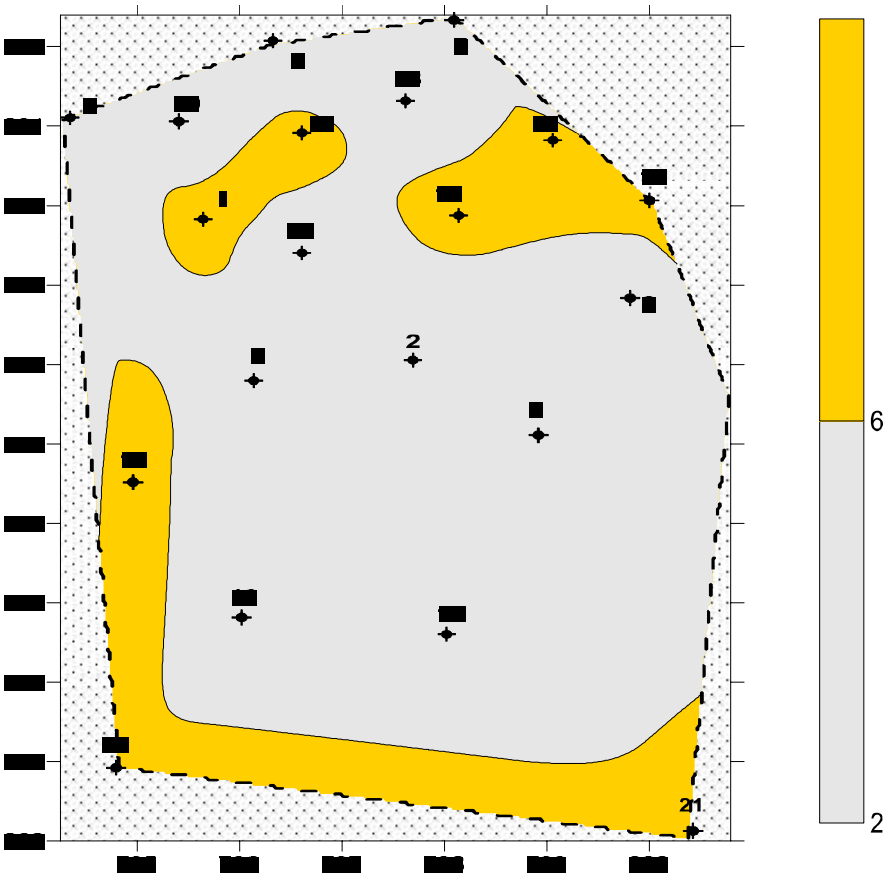

Figure 3.78 : Carte des types de sol de la nappe de Ain Djasser

II.4.3.5. La topographie (pente)

Plus la pente des terrains est grande, plus le ruissèlement des eaux est important et par conséquent la contamination des eaux souterraines est faible. Les valeurs de pentes ont été estimées en se référant aux cartes topographiques au 1/50000 de Ain Djasser. Les indices correspondant à ce paramètre ont été estimés selon la notation illustrée dan le tableau 3.15.

Tableau 3.15: Notation et pondération de la nature du sol

Classes	Tn	Tp	Tn*Tp
0 à 2%	10	1	10

L'observation de la carte montre que la zone d''étude est pratiquement plate avec une plage de pente qui varie entre 0 et 2% (figure 3.79).

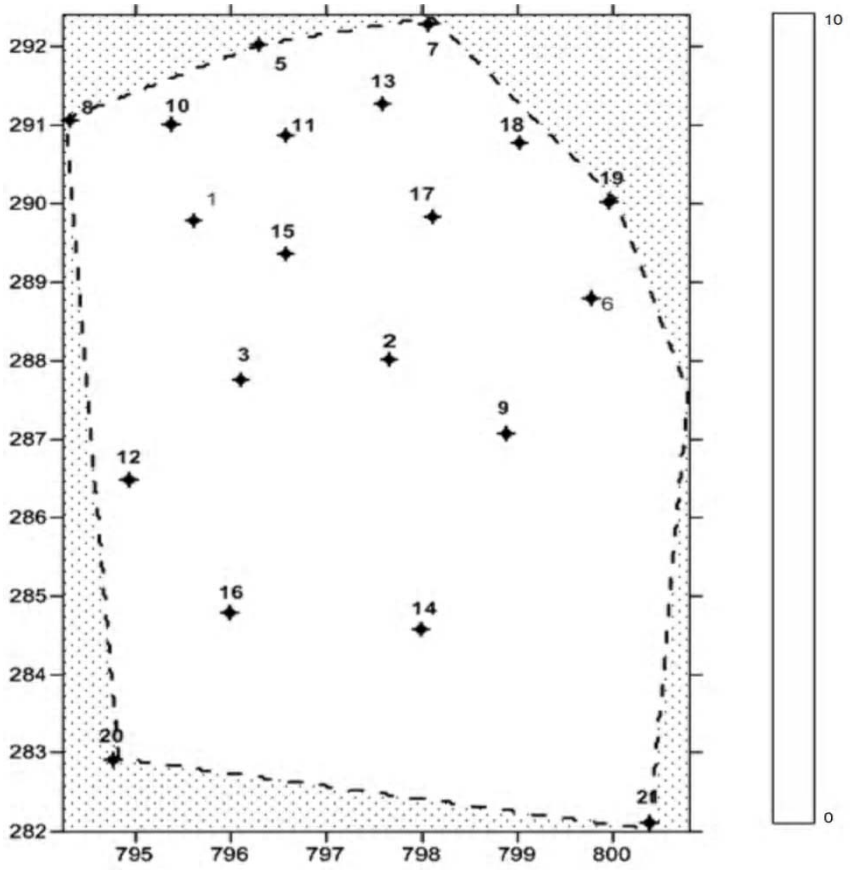

Figure 3.79 : Carte des pentes topographiques de la nappe de Ain Djasser

II.4.3.6. Nature de la zone non saturée (vadose)

La nature de la zone non saturée constitue un paramètre important dans l'estimation de la vulnérabilité, car elle influe sur la vitesse de propagation des polluants. Son impact est déterminé à partir de la lithologie des terrains qui la constituent. La percolation des contaminants jusqu'à la surface piézométrique est d'autant plus grande que cette lithologie est favorable. La détermination des classes de ce facteur a été faite en se basant sur l'étude géologique de la zone d'étude. Tableau 3.16.

Tableau 3.16: Notation et pondération de la couche vadose

Classes	In	Ip	In*Ip
Calcaire	6	5	30
Argiles	1	5	5

La carte des indices correspondant à la nature de la couche vadose montre que la zone vulnérable selon ce paramètre est la partie ouest de la région (figure 3.80).

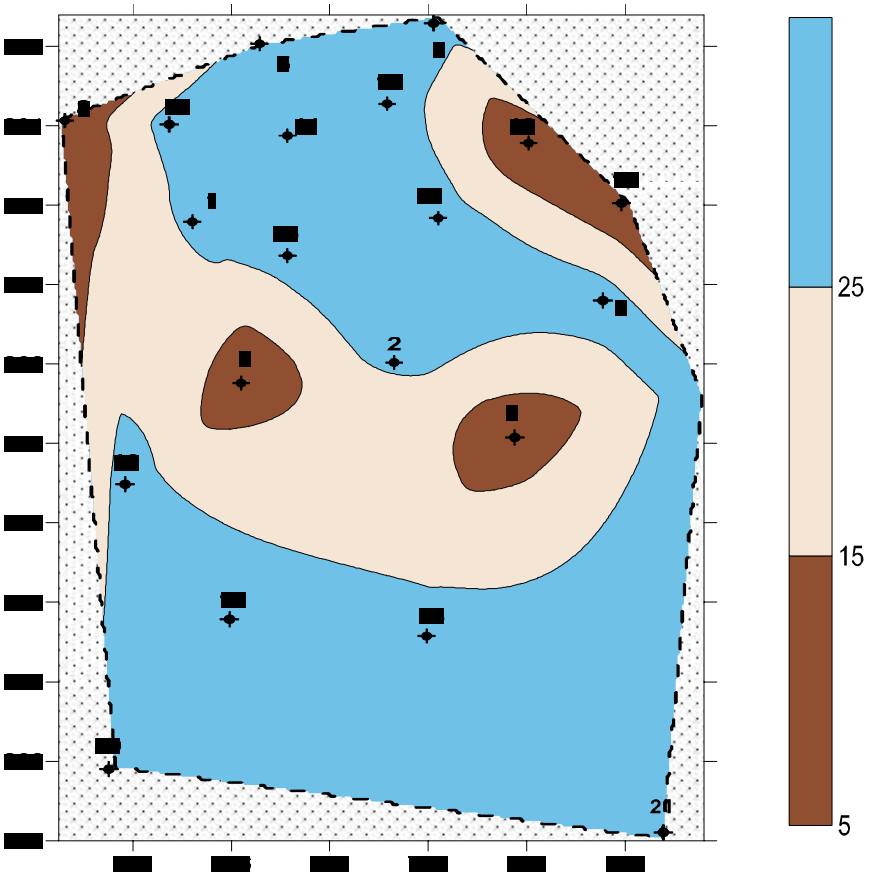

Figure 3.80 : Carte de l'impact de la couche vadose de la nappe de Ain Djasser

II.4.3.7.La perméabilité

La perméabilité de la couche aquifère nous renseigne sur la vitesse de propagation des polluants dans la nappe. Plus ce paramètre est important, plus le transfert des polluants est rapide. L'estimation des indices de ce paramètre a été faite selon les classes présentées dans le tableau 3.17.

Tableau 3.17: Classe et notation retenues pour la perméabilité

Perméabilité en (10-4 m/s)	**Cn**	**Cp**	**Cn*Cp**
0.35 à 0.65	5	3	15
0.05 à 0.35	3	3	9

La carte des perméabilités montre que les plus importantes valeurs (0.65 à 0.75*10^{-4}m/s) se situent au centre de la plaine. Des valeurs moins importantes (0.35à 0.65*10^{-4}m/s) se rencontrent au nord et au sud de la plaine. Des perméabilités moyennes (0.05 à 0.35*10^{-4}m/s)

se trouvent sur la majorité de la plaine, alors que les plus faibles perméabilités se localisent sur une zone limitée à l'Est de la plaine (figure 3.81).

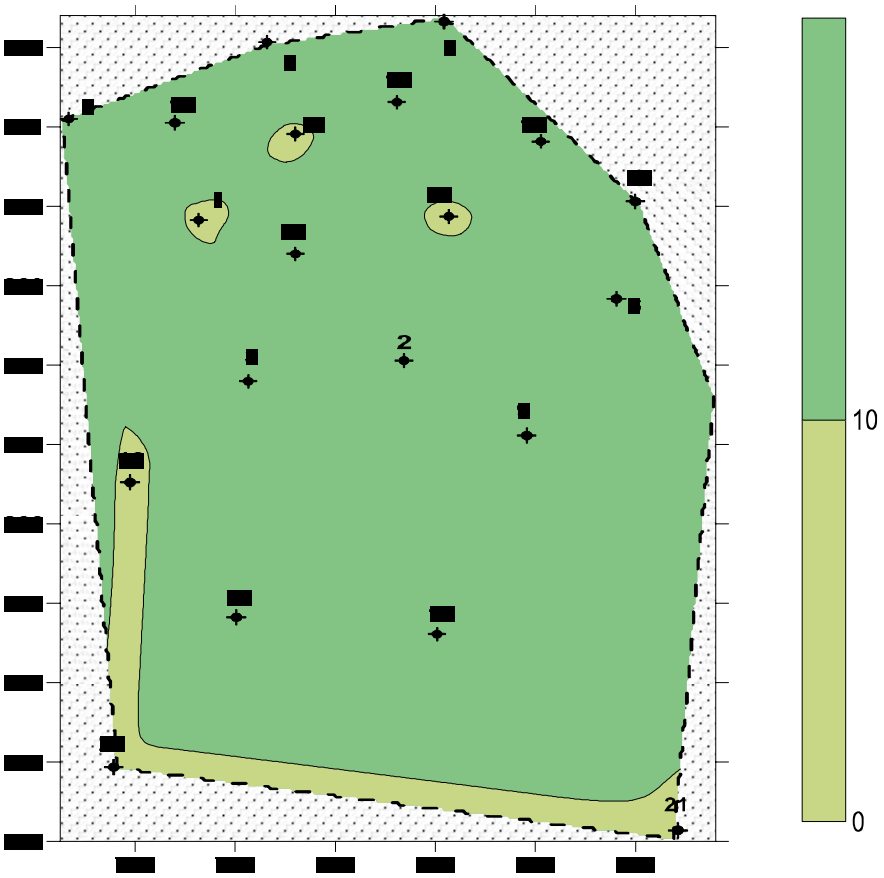

Figure 3.81 : Carte des indices de perméabilités de la nappe de Ain Djasser

II.4.3.8.Carte de synthèse

Selon la classification adoptée par le ministère de l'environnement du Québec cité par KHEDIDJA, (2016), trois classes de degré de vulnérabilité différentes peuvent être distingués :

- I > 150: vulnérabilité forte;
-100< I< 150: Vulnérabilité moyenne;
- I< 100: vulnérabilité faible.

L'examen de la carte de vulnérabilité de l'aquifère de plaine de Ain Djasser (Figure 3.82), nous a permis d'identifier un indice DRASTIC qui varie entre 90 et 116, ce qui met en évidence une nappe à vulnérabilité moyenne à faible à la pollution.

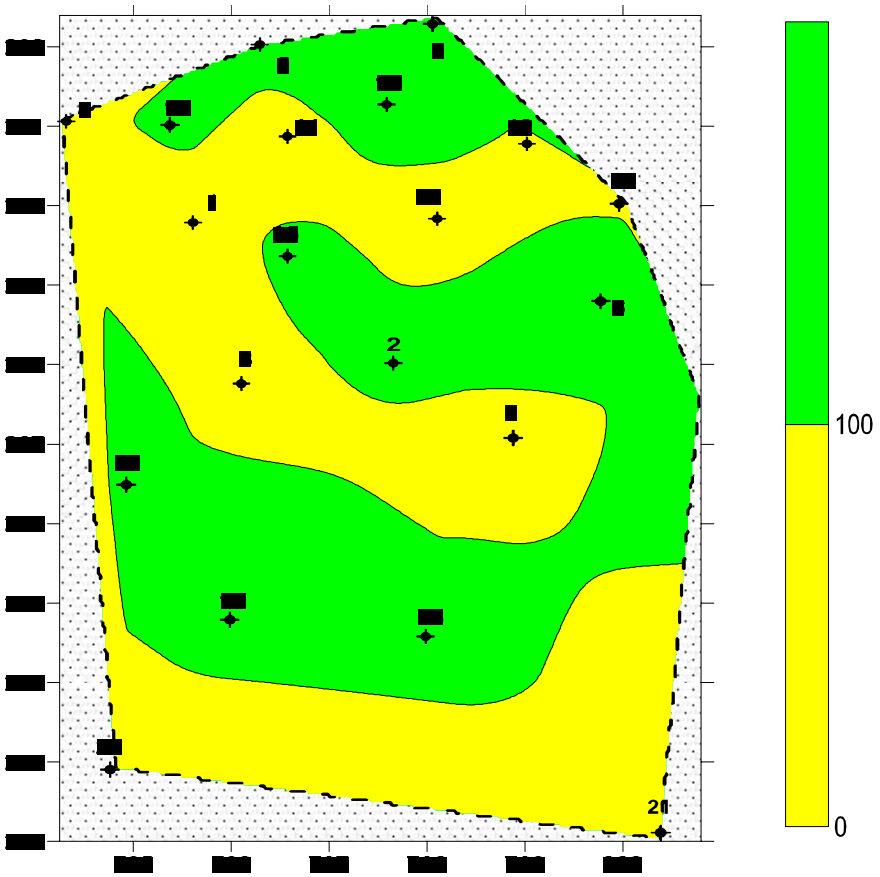

Figure 3.82: Carte de vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines de la nappe de Ain Djasser

- La zone de vulnérabilité moyenne, occupe la partie Nord-ouest de la zone d'étude dont l'indice de vulnérabilité varie de 106 à 116 qui est due essentiellement à la faible profondeur de la surface piézométrique et à la nature de la couche vadose. Elle est caractérisée par les points d'eaux situées dans les zones influencées par les activités agricoles, les points d'eau situées à proximité des rejets urbains et les points d'eau situées dans les zones dépourvus de réseau d'assainissement (Chouf Ghrab)
- La zone à faible vulnérabilité, se localise dans la partie centrale et le reste de la zone d'étude. Son indice de vulnérabilité varie de 90 à n97.

II.5. Conclusion

Les différents points abordés de cette partie ont fait état de la pollution de la nappe souterraine de la plaine de Ain Djasser. L'étude a permis de préciser l'importance de ce problème et préciser sont origine. Ainsi, la nappe superficielle du Moi-Plio-Quaternaire semble être fortement contaminée par des nutriments d'origine agricole, suite à l'utilisation de fertilisants plus que nécessaire pour les plantes. D'autre part, les rejets urbains, déverses sans

aucun traitement préalable dans le réseau hydrographique, sont une source importante de pollution.

L'examen de l'évolution des formes de l'azote en fonction de la lithologie et de l'hydrodynamique des eaux souterraines a permis d'aboutir aux conclusion suivantes:

1-La contamination de la nappe est accentuée surtout là où le niveau piézométrique est relativement faible. Le pompage intensif et régulier des eaux de la nappe dans les zones profondes pourrait augmenter significativement la circulation des eaux souterraines, par appel d'eau, et accélérer la contamination des eaux de la nappe à partir de la surface;

2-Les faibles coefficients de corrélation nitrate-calcium et nitrate-magnésium montre que l'excès de nitrate dans les eaux souterraines de la plaine ne provient pas essentiellement de la dégradation des roches contenant du calcium et du magnésium ;

3-La faible corrélation nitrate-potassium montre que la présence du potassium dans les eaux n'est pas fortement liée à celle des nitrates ;

4-les faibles coefficients de corrélation nitrate-chlorures montre que l'excès de nitrate dans les eaux souterraines de la plaine de Ain Djasser ne provient pas essentiellement des excréments humains, animaux et des urines ;

5-Aucune relation significative a été observé entre les chlorures et les sulfates à l'exception de quelques points d'eau dont les concentrations en chlorures et sulfates sont fortes mais dont les concentrations en nitrate ne sont pas élevée c'est le cas des points d'eau pour lequel une origine anthropique est probable.

6-Une relation entre les phosphates et nitrates est perceptible avec une augmentation simultanée ce qui semble confirmer leur origine commune (activité agricoles et rejets domestiques).

7-L'étude de corrélation entre les nitrates et les chlorures trouvées dans les eaux de la nappe montre un faible coefficient de corrélation dû au fait que les ions Cl^- ont une origine essentiellement organique. Cependant il a été observé dans tous les points d'eau fortement pollués par les nitrates, des teneurs en chlorures élevées. Ceci permet de confirmer l'origine organique de la pollution azotée car les ions Cl^- accompagnent les ions nitrates dans le cas d'une pollution par les effluents domestiques et les rapports des animaux (l'usage des fosses septiques et l'élevage intensif) ;

8-La nature lithologique de la couche vadose et celle de la couche aquifère ont favorisé la contamination de cette dernière et influencé la répartition des nitrates dans l'espace;

9-On note l'effet de la contamination naturelle, marquée par le taux de salinité élevé avec de forte concentrations en Na^+, Cl^-, SO_4^{2-} et Ca^{2+}.

10-L'établissement de la carte de vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines de la plaine de Ain Djasser à montré le champ de vision à l'ensemble de la plaine et ne se limite pas seulement aux endroits où la pollution a déjà contaminé les eaux souterraines. Elle permet ainsi la prise de mesures de protection, notamment dans la partie couvrant le champ de captage.

Conclusion générale

Conclusion générale

L'étude que nous avons entreprise dans la région de Ain Djasser, nous a permis d'approfondir la connaissance des différents paramètres hydrogéologiques concernant les eaux souterraines de la nappe superficielle et les principales sources de pollution dans la région.

A travers cette contribution, on retiendra essentiellement:

1-La région de Ain Djasser est une région relativement plane à très faible pente, appartenant au sous bassin 07-02 du bassin versant 07 des hautes plaines constantinoises, elle est soumise à un climat semi aride influencé par les courants humides de la méditerrané en hiver et chauds du Sahara en été. Cette semi aridité favorise une agressivité climatique qui se traduit par une insuffisance en eau due essentiellement à l'irrégularité des précipitations et provoque une absence de couverture végétale, ce qui expose la région à une augmentation des températures, de l'évaporation et à une érosion plus ou moins intense.

2-La zone d'étude fait partie de l'ensemble sud sétifien formé de roches sédimentaires où on distingue:

- ✓ Des formations du Moi-Plio-Quaternaire constituées essentiellement de conglomérats et d'alluvions, ces formations dont l'épaisseur moyenne (80m), constituent une structure favorable au développement de la nappe superficielle.
- ✓ Des formations Carbonatées du Crétacé et du Jurassique qui entourent la plaine sont favorables à l'existence d'une nappe profonde de grande capacité.
- ✓ Des formations Triasiques d'argiles et de marnes gypsifères affleurant au Nord à Bled Tachema et au Sud à Bled El Mardja

3-l'examen des cartes de résistivités et les coupes géoélectriques ont permis de bien cerner la géométrie et l'extension des différents nappes. Ceci a permis de mettre en évidence la superposition de deux aquifères:

- ✓ Aquifère superficiel objet de l'étude contenu dans les formations du Mio-Plio-Quaternaire.
- ✓ Aquifère profond des calcaires fissurés.

Du point de vue hydrogéologique, l'étude de la nappe superficielle montre une très faible alimentation de surface directe par infiltration lors des précipitations et une alimentation importante latérale provenant des massifs calcaires entourant la plaine de Ain Djasser. Les caractéristiques de cet aquifère du point de vue profondeur de la nappe et l'accessibilité facile

à l'exploitation par rapport à l'aquifère profond l'expose à une surexploitation qui provoque une abaisse des niveaux et une dégradation de la qualité des eaux.

La surface piézométrique garde la même morphologie suivant la topographie avec une fluctuation en liaison avec les saisons et de la pluviométrie.

Le sens d'écoulement préférentiel se fait vers la localité de Ain Djasser axe du Sud vers le Nord.

La nappe a enregistré un abaissement de 3.6 à 9.30m entre la compagne de 2013 et celle de 2015, cet abaissement est dû à la recharge faible de la nappe (faible précipitations et fortes évapotranspiration) ce qui conduit à la surexploitation de la nappe.

4-L'analyse de groupement a permet de classer les eaux de la nappe en trois groupes : groupe1, grouoe2 et groupe 3. Selon le sens d'écoulement, les eaux du groupe 1 correspondent à des eaux de recharge, localisées dans la partie haute de la plaine. Celles du groupe 2, comme des eaux de transition et celles du groupe 3 comme des eaux de décharge, localisées au centre de la plaine et en basse altitude.

L'étude de la qualité globale des eaux a permis de quantifier les eaux de la nappe comme moyenne pour 40% à 54% des échantillons et 40% à 60% de ces eaux comme mauvaise qualité à très mauvaise au vu de leur forte minéralisation et leur forte teneur en nitrates.

La forte minéralisation enregistrée dans cette zone est liée avec une forte conductivité traduisant une salinité élevée qui doit être prise en considération et que l'eau doit être utilisée avec beaucoup de précaution en agriculture.

5-L'étude des éléments polluants dans les eaux de la plaine de Ain Djasser a fait apparaitre une forte contamination de celle-ci par des nutriments d'origine agricole et par les rejets urbains, qui sont déversés sans aucun traitement préalable, ce qui contribue à la dégradation de la qualité des eaux.

6-L'interprétation de l'évolution des formes de l'azote en fonction de la lithologie et de l'hydrodynamique des eaux souterraines a montré que :

-la contamination de la nappe est très accentuée à de faibles profondeurs et l'éventualité de la contamination des eaux profondes est envisageable sérieusement, surtout avec l'exploitation systématique actuelle de cette nappe.

-la nature lithologique de la couche vadose et celle de la couche aquifère a favorisé la contamination de cette dernière et a joué un rôle sur la répartition des nitrates dans la plaine.

-l'étude de corrélation entre les nitrates et les chlorures dans les eaux de la nappe montre un faible coefficient de corrélation dû au fait que les ions Cl^- ont une origine essentiellement organique. Cependant il a été observé dans tous les points d'eau fortement pollués par les

nitrates des teneurs en chlorures élevées. Ce qui permet de confirmer l'origine organique de la pollution azotée car les ions Cl^- accompagnent les ions nitrates dans le cas d'une pollution par les effluents domestiques et les apports des animaux.

7- L'examen de la carte de vulnérabilité de l'aquifère de plaine de Ain Djasser nous a permis d'identifier un indice DRASTIC qui varie entre 90 et 116, ce qui met en évidence une nappe à vulnérabilité moyenne à faible à la pollution.

Au vu de ce qui a été cité précédemment, il est préférable pour le bon suivi et la bonne exploitation des eaux souterraines de cette région de prendre les dispositions suivantes :

- ✓ Faire un bon suivi des deux stations existantes à l'intérieur du sous bassin de la plaine de Ain Djasser (ANRH et ONM).
- ✓ Prévoir des piézomètres de contrôle loin des zones d'influences pour avoir des données fiables.
- ✓ Veiller à une meilleure gestion des eaux en évitant l'exploitation anarchique des eaux souterraines par les nombreux sondages existants.
- ✓ les forages et les puits doivent être conformes à des exigences techniques concernant l'implantation, la réalisation et l'exploitation.
- ✓ Faire les analyses chimiques nécessaires pour déterminer la destination de l'eau afin de connaitre s'il y a risque d'utilisation tout en ayant à disposition l'étude du sol pour une agriculture programmée (les dosages d'engrais en eau d'irrigation apportée aux cultures devraient être calculés).

Enfin l'instauration d'un système d'observation et de contrôle périodique permettra de :

- ✓ Connaitre les conditions et les limites d'exploitation ainsi que la qualité des eaux et leur destination.
- ✓ Prévoir en s'appuyant sur une banque de données un programme d'exploitation rationnelle des différents horizons aquifères.
- ✓ Encourager les agriculteurs à améliore leurs pratiques agricoles, puisque un lien significatif a été établi entre la présence de nitrates dans l'eau des puits et la zone d'agriculture intensive.
- ✓ Maitriser le stockage et l'utilisation des matières organiques résultant de l'élevage animal.
- ✓ Projeter une station d'épuration en réalisant un traitement préalable des effluents des rejets urbains avant qu'ils atteignent les oueds.

Tous ces résultats montrent l'acuité du problème et la nécessité d'en limiter les effets.

Réfferences bibliographiques

Références bibliographiques

ALOUANE.H, (2012). Evaluation des teneurs en nitrates dans les sols et dans les eaux captées et émergentes en zones à vocation agricole : impact des nitrates sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaines. Mémoire de magistère. Univ Constantine, 78p

AMROUN. A, (2008). Hydrogéologie et qualité des eaux souterraines de la plaine de Msila. Algerie. Mémoire de magistère. Univ. Batna. 133p

AMROUNE.A, BOUDOUKHA.A, BOUMAZBEUR.A, BENAABIDATE.L, GUASTALD.E, (2017). Groundwater geochemistry and environmental isotopes of the Hodna area, Southeastern Algeria. Desalination and Water Treatment. 73 (2017) 225–236. doi:10.5004/dwt.2017.20642

ATHAMENA. M, (2006). Etude des ressources thermales de l'ensemble Sud sétifien. Algerie. Mémoire de Magistère. Univ Batna. 131p

BELKHIRI.L, BOUDOUKHA.A, MOUNI.M, BAOUZ.T, (2010). Application of multivariate statistical methods and inverse geochemical modling for characterisation of ground water- A case study : Ain Azel plain (Algeria), Geoderma 159 (2010) 390-398.

BELGHITI.M.L, CHAHLAOUI.A, BENGOUMI.D, ELMOUQTAINE.R, (2013). Etude de la quantité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plio-Quaternaire dans la région de Meknès (Maroc). Larrhyss jornal, n° 14, Juin 2013, pp.21-36.

BELKACEM.B, HERVE.J, CHRISTELLE.B.G, MOUHAMED.M, ABDELKADER.K, HABIB.A (2013). Origine de la salinité et des principaux éléments majeurs des eaux de la nappe phréatique dde la plaine de Ghriss, Nord-Ouest Algérien. Hydrogéological Science Journal, 58 :5, 1111-1127, DOI : 10.1080/02626667.2013.800639.

BELKHIRI.L, MOUNI.L, BOUDOUKHA.A, (2012). Geochemical evolution of groundwater in an alluvial aquifer: Case of El Eulma. aquifer, East Algeria. Journal of African Earth Sciences 66–67 (2012) 46–55. http://dx.doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2012.03.001

BELKHIRI.L, BOUDOUKHA. A, (2013). Hydrogéochimie des eaux souterraines (French Edition). Éditions Universitaires Européenes. 136 p.

BENCER.S, (2005). Etat actuel des ressources hydriques de la plaine de Ain Djasser et estimation de la qualité chimique des eaux souterraines .Batna-Algerie. Mémoire de. Magistère. Univ. Batna.

BEN ABBOU, F. FADIL, M. EL HAJI, M. ZEMZAMI, (2014). Impact anthropique sur la qualité des eaux souterraines du bassin versant de l'oued Taza (maroc) anthropogenic impact

on groundwater quality in the watershed of oued Taza (MOROCCO), European Scientific Journal.

BEN AAKAME, (2015). Caractéristiques hydrochimiques, toxicologiques et évaluation des risques sanitaires des eaux souterraines de la région de Sidi Kacem (Maroc).Thèse de doctorat. Univ Mohammed V, 223p.

BENCER.S, BOUDOUKHA.A, MOUNI.L, (2016). Multivariate statistical analysis of the groundwater of Ain Djacer area (Eastern of Algeria). Arab J Geosci (2016) 9:248 DOI 10.1007/s12517-015-2277-6

BOUCENNA.F, (2009).Cartographie par les différentes méthodes de vulnérabilité à la pollution d'une nappe côtière : cas de la plaine alluviale de l'oued Djendjen (Jijel, Nord-est Algérien).Mémoire de magistère. Univ Annaba, 115p

BOUDERKA.N, SOUID.A.K, LAKHILI.F, LAHRACH.A, BENABDELHADI.M, (2016). Evaluation de l'impact de la pollution agricole sur la qualité des eaux souterraines de la nappe du Gharb. E.S.J, 2016. V12 n°11 P 509

BOUDOUKHA.A, (1988). Hydrogeological study and modling of the aquifer systeml of El Eulma- Ain Lahdjar (Eastern region of Setif. Algeria). PHD thesis, Lab.Structural Geology. Univ Franche comté , Besancon, 1988.

BOUDOUKHA.A, BOULAARAK.M, (2013). Pollution des eaux du barrage de Hammam Grouz par les nutriments (Est algérien). Bull. Serv. Géol. Nat. 24 (2). 139-149.

BOUDOUKHA.A, MESSAID.B, (2014). Caractérisation électrique des formations aquifères de l'Est algérien. Courrier du Savoir. 18, 77-82.

BOUDOUKHA.A, ZIANI.D, (2015). Multivariate statistical of groundwater in the Agmerouel-Roknia area, Easter Algeria. International Journal for Environment & Global Climate Change. 3(5), 80-95.

BOUGHERARA.H, (2008) La dénitrification par l'utilisation d'une culture mixte. Thèse de doctorat. Univ constantine, 148p

BOUTELLI.M.H, (2012). Salinité des eaux et des sols au niveau de la Sebkha de Bamendil, caractérisation et conséquences sur l'environnement. Mémoire de magistère. Univ Ouargla, 113 p.

BRIAND.C, (2014). Approche multi-traceurs pour la détermination de l'origine des nitrates dans les eaux souterraines: exemple d'une source karstique dans les landes. Thèse de doctorat en science de l'environnement. Univ Pièrre et Marie curie, 297p

BRINIS.N, BOUDOUKHA.A, (2013). Qualité des eaux souterraines dans l'Atlas saharien: Cas du bassin néogène d'El-Outaya (Sud algérien). Algerian journal of arid environment.3 (1), 89-97.

BRINIS.N, BOUDOUKHA.A, DJAIZ. F, (2014). Etude de la salinité des eaux souterraines dans les zones arides. Cas de l'aquifère d'El-Outaya. Région Nord-ouest de Biskra. ALGERIE. International Journal of Environment & Water. 3 (1) : 44-51.

BRINIS.N, BOUDOUKHA.A, AHMED.H.A, (2015). Analyse statistique et géochimique de la dynamique des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines du synclinal de Gharissa. Algérie orientale. Larhyss Journal, 22,123-137.

BRGM, (2000). Les phosphates dans les eaux souterraines en France.

BRGM, (2007). Suivi de la qualité des eaux souterraines de Martinique, compagne de saison des pluies 2006 : Résultats et interprétation.

CASTANY.G, (1982). Principes et méthodes de l'hydrogéologie. Edition Dunod , Paris

CASTANY.G, (1967). Traité pratique des eaux souterraines. Edition Dunod France

CHABOUR. N, (1993). Contribution à l'étude hydrodynamique des aquifères karstique de la région de Ain Djasser. Batna. Algérie. Mémoire de Magistère. Univ. Constantine.

CHAOUI.W, (2007). Impact de la pollution organique et chimique des eaux de oued Seybouse et oued Mellah sur la nappe alluviale de Bouchegouf. Mémoire de magistere. Univ Annaba.104p

C.G.G, (1972). Etude géophysique de la plaine de Bourehzel. Direction des études du milieu et de la recherche hydraulique. Ministère des ressources en eau. Algérie.

DALTON.M.G, UPCHURCH.S.B, (1978). Interpretation of hydrochemical facies by factor analysis, Ground water 16(1978) 228-233

DEBIECHE T.H, (2002). Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Application à la basse plaine de la Seybouse. Nord-Est Algérien. Thèse de doctorat.Univ.Franche Comte. France.

(DEMDOUM.S, 2010). Etude hydrogéologique et impact de la pollution sur les eaux de la région d'El Eulma. Thèse de doctorat. Univ constantine, 215p.

DJENBA.S, BOUDOUKHA.A, BENCER.S, (2015). Approche hydrochimique de l'aquifère superficiel de Ain Djacer. Est Algérien. Larhyss Journal, 24, 281-299.

DERWICH.E, BENAABIDAT.L, ZIAN.A, (2010). Caractérisation physico-chimiques des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec Oued Fès. Larhyss journal, n°08, Juin 2013, pp.101-112.

ELMORHIT.M, (2009).Hydrochimie, éléments traces métalliques et incidences écotoxicologiques sur les différentes composantes d'un écosysthème estuarien (Bas loukkos). Thèse de doctorat. Univ Mouhammed V. Agdal, Rabat, 232p.

FEHDI.C, BOUDOUKHA.A, ROUABHIA.A, (2011). Use of hydrogeochemistry and environmental isotopes for groundwater characterisation in Morsott-El Aouinet basin, Northeastern Algeria. Geochemical Journal, 45 (2), 87-96, 2011

FREEZE.R.A, CHERRY.J.A, (1979). Ground water, prentice hall inc, Englwood cliffs, New Jersey, NJ, 1979.

GHAZALI.D, ZAID.A, (2013). Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la source de Ain Salama-Jerri (région de Meknès-Maroc). Larrhyss journal, n°12, janvier 2013, pp.25-36.

GHODHBANE.M, BOUDOUKHA.A, BENAABIDATE.L, (2016). Hydrochimical and statistical characterization of ground water in the Chemora area, Northeastern Algeria. Desalination and Water Treatment, 57(32) 14858-14868.

GOUADIA.L, (2008).Influence de la lithologie et des conditions climatiques sur la variation des paramètres physico-chimiques d'une nappe en zone semi aride, cas de la nappe de Meskiana Nord-Est Algérien. Thèse de doctorat. Univ Annaba, 130p

GOUAIDIA.L, GUEFAIFIA.O, BOUDOUKHA.A, HEMILA.M.L, MARTIN.C, (2012). Evaluation de la salinité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols : exemple de la plaine de Meskiana (Nord-Est algérien). Physio-Géo - Géographie Physique et Environnement, 6, 141-160.

GOUAIDIA.L, GUEFAIFIA.O, BOUDOUKHA.A, HEMILA.M.L, (2013). Evaluation de la salinité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols : Exemple de la plaine de Meskiana, nord-est algérien. Geo-Eco-Trop., 37(1) 81-92

GUILLAUME.J, (2008). Influence des activités agricoles sur la pollution des systèmes de grande culture sur les fuites de nitrate dans les plaines alluviales. Thèse de doctorat univ Toulouse, 212p

GROUPE CSIENTIFIQUE SUR L'EAU, (2003). Nitrate/Nitrites, dans fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine, Institue national de santé publique du Québec, 12p

HAYZOUN.H, (2014). Caractérisation et quantification de la charge polluante anthropique et industrielle dans le bassin de Sebou. Thèse de doctorat. Ecole doctorale Mer et sciences. Toulon, 175p

JOSHI. D.M, BHANDARI N.S, KUMAR .A, AGRAWAL. N, (2009). Statistical analysis of physicochemical parameters of water of river Ganga in Haridwar district, Rasayan J.Chem. 2(2009) 579-587

KADRI.S, (2009). Qualité des eaux de la vallée de la Seybouse dans sa partie aval : impacts des néo-facteurs de pollution. Mémoire de magistère. Univ Annaba, 134p.

KAISER.H.F, (1970). A second generation little Jiffy, Psychome. Trika 35 (1970) 401-415

KERBOUB.D, CHAMEKH. K, FEHDI.C., BOUDOUKHA. A, (2016). Apport des S.I.G dans la cartographie de la pollution, cas de la plaine d'el- Kantara, Sud est Algérien. Larhyss Journal, 27 (2016), 175-185

KHEDIDJA.A, BOUDOUKHA.A, (2013). Risk assessment of agricultural pollution on groundwater quality in the high valley of Tadjenanet: Chelghoum Laid (Eastern Algeria) Desalination and Water Treatment. 51 (1-3) 292–301

KHEDIDJA.A , BOUDOUKHA.A, (2014). Risk assessment of agricultural pollution on groundwater quality in the high valley of Tadjenanet-Chelghoum Laid (Eastern Algeria). Desalination and Water Treatment. 52(22-24), 4174-4182

KHEDIDJA.A, BOUDOUKHA.A, (2015). Characterization of the salinity of the alluvial aquifer in the upper valley of Wadi Rhumel (eastern Algeria). Desalination and Water Treatment 56(3), 629-637.

KHEDIDJA.A, (2016). Caractérisation des paramètres hydrodynamiques de l'aquifère de Tadjnant-Chalghoum Laid et impact de la pollution des eaux de surface sur les eaux souterraines. Thèse de doctorat. Univ Batna2, 162p

LAAKSOHARJU.M, GURBAN.I, SKARMAN.C, SKARMAN.E, (1999). Multivariate mixing and mass balance (M3) calculation, a new tool for decoding hydrogeochemical information, Appl. Geochem. 14 (1999) 861-871.

LOSPIED.C, (2003). Evaluation des capacités et des conditions d'enlèvement du phosphat dissous par les scoriers d'aciçrie. Thèse de doctorat. Univ Montéal, 211p

MAROU.G, GARBA.Z, KARIFA.B, (2009). Les phénomènes de nitratation des eaux souterraines dans la region de Tilabéry (Niger). J.Soc. Ouest-Afr. Chim (2009) 027 ;83-92

MARTIN.C, (2003). Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versant agricoles: approche expérimentale et modélisation, thèse de doctorat. Univ Rennes 1, 268p.

MCKAGNE.K, REID.K, SIMPSON.H, (2005). Répercussion environnementales de l'utilisation d'azote en agriculture, fiche technique, Ministère de l'agriculture, de l'alimentation et des affaires rurales, Ontario.

METAHRI.M.S, (2012). Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes. Cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou. Thèse de doctorat. Univ TiziOuzou, 148p

NOUAYTI.N, KHATTACH.D, HILALI.M, (2015). Evaluation de la qualité physic-chimique des eaux souterraines des nappes du Jurassiques du haut bassin de Ziz (haut Atlas central, Maroc), J.Mater.Environ. Sci 6(4) (2015) 1068-1081.

OUANDAOGO.S, (2008). Ressources en eau souterraine du centre urbain de Ouagadougou au Bourkin faso, Qualité et vulnérabilité. Thèse de doctorat en sciences. Univ d'Avignon et des pays de vaucluse, 246p

PLUMMER, L. N, TRUESDELL, A. H. & JONES, B. F, (1976) .WATEQF, a Fortran IV version of WATEQ, a computer program for calculation chemical equilibrium of waters. *US Geol. Survey Report WRI, 76-13.*

POMERLEAU.S, (2013). La gestion du phosphore dans les terres saturées. Essai représenté au centre universitaire de formation en environnement et développement durable en vue de l'obtention du grade de maître en environnement. Univ Sherbrooke-Québec, 78p

OLIVE.P, (1976). The system CO2/H2O*CaCo3 and sulfate-sulfide system, pratical handbook, C.R.G. thonon les bains, 1976.

RAO.N.S, DEVADAS.D.J, RAO.K.V.S, (2006). Interpretation of ground water quality using principal component analysis from a nantapur district, Andhra Pradesh, India Environ. Geosci. 13 (2006) 239-259

RODIER .J, (1996). L'analyse de l'eau Ed. Dunod. Paris.

RODIER .J, LEGUBE.B, MERET.N, COLL, (2009). L'analyse de l'eau, eau naturelles, eaux résiduaires, eau de mère. 9ème édition Dunod, paris, France

S.A.A.RACHID, M.B.GASIM, M.E.TORIMAN, H.JUAHIR, M.K.A.KAMARUDIN, A.AZIZ, N.A.ABD AZIZ, (2013). Water quality deterioration of Jinjang river, Kuala lumpur : urban risk case water pollution. Arab world Geogr, 16 (2013) 349-362.

SCHOLLER.H, (1975). Ground water pollution symposium. Pollution des eaux souterraines (procedings of the Moscou symposium, August 1997, Actes du colloque Mouscou, Aout 1971: IAHS-AISH pub. N^{0}103.

SEDRATI, (2011). Origine et caractéristiques physico-chimiques des eaux de la wilaya de Biskra-Sud Est Algérien. Thèse de doctorat. Univ Annaba, 252p.

SEGHIR.K, (2008). Vulnérabilité à la pollution, protection des resources en eau et gestion active du sous système aquifer de Tebessa Hammamet (Est Algrien). Thèse de doctorat.. Univ Annaba, 151p

TANDI.A.A, E.S.DIOP, C.B.GAYE, (1999). Pollution par les nitrates des nappes phréatiques sous environnement semi-urbain non assaini: exemple de la nappe de Yeumbeul. Sénégal. Département de Géologie. Faculté des sciences. Univ. Cheikh Anta Diop. Dakar-Fann. Sénégal.

TRUESDELL, A. H. & JONES, B. F, (1974) .WATEQ, a computer program for calculating chemical equilibria of natural waters. *J. Research USGS* **2**(2), 233–239.

VILA.J.M, (1980). La chine alpine d'Algérie orientale et les confins Algéros-tunisiens. Thèse de doctorat.. Univ.Pierre et Marie Curie. Paris.

YIDANAA. S.M, OPHORIA.D, BANOENG-YAKUBOB. B, (2008). A multivariate statistical analysis of surface water chemistry data – The Ankobra Basin, Ghana. J. Environ. Manage. 88, 697–707.

ZENATI. N, (1999). Relation nappe-lac : cas de la nappe superficielle de la plaine d'El Hadjar. Mémoire de magistère. Univ. Annaba. Algérie.

ZERKI.N, (2013). Apport de la chimiométrée pour l'analyse et l'interprétation de quelques paramètres physico-chimiques influençant la répartition des métaux lourds, des éléments nutritifs et des anions dans les eaux de l'oued BOUREGEG.Thèse de doctorat. Univ de Rabat, 160p.

ZIANI.D, (2010). Impact de la pollution agricole et urbaine sur la qualité des eaux souterraines de l'aquifère de Ain Djasser.Est Algérien. Mémoire de Magistère. Univ batna, 133p

ZIANI.D, BOUDOUKHA.A, BOUMAZBAR.A, BENAABIDATE.L, FEHDI.C, (2017). Investigation of groundwater hydrochemical characteristics using the multivariate statistical analysis in Ain Djacer area, Eastern Algeria. *Desalination and Water Treatment.* 57 (2016) 26993–27002 doi: 10.1080/19443994.2016.1180474

ZIANI.D, BOUDOUKHA.A, BOUMAZBAR.A, BENAABIDATE.L , (2017). Water Quality Assessment for Drinking and Irrigation using Major Ions Chemistry in the Semiarid Region: Case of Djacer Spring, Algeria. Asian Journal of Earthsciences.10(1) :9-21.DOI:10.3923/ajes.2017.9.21 **URL:** http://scialert.net/abstract/?doi=ajes.2017.9.21

Ministère de la défense national, Institut National de Cartographie, Carte topographique de Bourhzel au 1/50000;

Ministère de la défense national, Institut National de Cartographie, Carte topographique de Batna au 1/200000;

Ministère de l'énergie et des mines, SONATRACH, Carte géologique de Bourhzel au 1/50000.

PRODUCTION SCIENTIFIQUE REALISEE LORS DE LA THESE

Publications Internationales :

BOUDOUKHA.A, ZIANI.D, (2015). Multivariate statistical of groundwater in the Agmerouel-Roknia area, Easter Algeria. International Journal for Environment & Global Climate Change. 3(5), 80-95.

ZIANI.D, BOUDOUKHA.A, BOUMAZBAR.A, BENAABIDATE.L, FEHDI.C, (2016). Investigation of groundwater hydrochemical characteristics using the multivariate statistical analysis in Ain Djacer area, Eastern Algeria. *Desalination and Water Treatment.* 57 (2016) 26993–27002 doi: 10.1080/19443994.2016.1180474

ZIANI.D, BOUDOUKHA.A, BOUMAZBAR.A, BENAABIDATE.L, FEHDI.C, (2017). Water quality assessment for drinking and irrigation using major ions chemistry in the semiarid region : case of Djacer spring, Algeria. Asian. J.Earth Sci.,10:9-21.

Communications Internationales

ZIANI D., ATHAMNA A., BOUDOUKHA. A, (2010). La nature géologique de l'aquifère et leur impact sur la qualité des eaux souterraines de l'aquifère de Ain Djasser-Est Algérien. 10-12 novembre 2010. The first congress on the Magreb géology. Univ Abou Bekr Belkaîd-Telemcen.

ZIANI D., ATHAMNA A., BOUDOUKHA. A, (2013). Contribution de la prospection géophysique a l'identification et la caractérisation des aquifères : cas de la plaine de Ain Djasser (Est Algérien). Colloque international sur les applications géophysiques sub-surface. 26-27 Oct. 2013. Univ. Constantine.

ZIANI D., ATHAMNA A., BOUDOUKHA. A, (2014). Pollution par les nitrates des eaux souterraines de la zone de Ain Djasser -Est Algérien. 3ème colloque international eau-climat 2014 ; ressources en eau et changement climatique en région méditerranéenne.21-23 octobre 2014. Hammamet. Tunisie.

ZIANI D., ATHAMNA A., BOUDOUKHA A, (2015). Aptitude des eaux souterraines de la plaine de Ain Djasser à l'irrigation- Est Algérien-The international conference on integrated land and water ressources management in the dray areas under climate change. 11-13 may 2015. Djerba. Tunisie.

ZIANI D., ATHAMNA A., BOUDOUKHA. A, (2015). Influence des activités agricoles sur la pollution des eaux souterraines de la zone de Ain Djasser –Est Algérien- The international conference on integrated land and water ressources management in the dray areas under climate change. 11-13 may 2015. Djerba. Tunisie.

ZIANI D., BOUDOUKHA A., BOUMAZBER A. (2015). Multivariate statistical analysis of groundwater in the Ain Djacer area, Algeria. Desalination for Clean Water and Energy Cooperation among Mediterranean Countries of Europe and the MENA Region 10–14 May 2015, Palermo, Italy. European Desalination Society and Universita Degli Studi di Palermo.Résumé 1p (183).

BOUDOUKHA. A, ZIANI D, (2015). The hydrogeochemical characterization of ain djacer aquifer, northe astern algeria. iveme colloque international : « eau et climat : regard croises nord-sud » constantine, 24-25 novembre 2015 ; 33-34.

BOUDOUKHA. A, ZIANI D, BOUMAZBEUR. A, (2016). Variations in groundwater chemistry in the Ain Djacer area, Eastern Algeria using Geostatistical method and geochemical models. Desalination for the Environment: Clean Water and Energy. 22–26 May 2016. Rome, Italy