



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة حسيبة بن بوعلي - الشلف -

Université Hassiba Ben Bouali Chlef

كلية العلوم

Faculté des Sciences

قسم البيولوجيا

Département de Biologie

Mémoire

Présenté en vue de l'obtention du diplôme de

MAGISTER

Spécialité : Ecologie et Environnement

Option: Ecopédologie, Eau et Environnement

Thème

Evolution géochimique des eaux souterraines et leurs impacts sur la qualité des sols irrigués de la plaine du Haut Chélif.

Présentée par:

Melle. NEFIDSA KELTOUM

Soutenue devant le jury

Mr. BOUTHIBA A.	Professeur, U.H.B.C (Chlef)	Président
Mr. DOUAOUI A.	Professeur, U.KH.M (El Khemis)	Promoteur
Mr. HARTANI T.	Professeur, E.N.S.A (Alger)	Examineur
Mr. ACHITE M.	Maître de conférences A, U.H.B.C (Chlef)	Examineur
Mr. NADJAI S.	Maître de conférences B, U.H.B.C (Chlef)	Examineur

Remerciements

Je remercie Dieu de m'avoir donné le courage et la volonté pour atteindre ce stade de savoir et de pouvoir présenter ce modeste travail.

J'ai l'immenses de remercier :

M^r DOUAOUI.A, mon promoteur, PROFESSEUR à Université de Kkemis Miliana, qui m'a guidé et de soutenir tout au long de la réalisation de mon mémoire, je lui adresse mes vifs remerciements, je lui exprime de tout cœur ma satisfaction la plus sincère pour l'intérêt qu'il a porté à mon travail par ses connaissances, ses conseils judicieux et ses suggestions.

M^r BOUTHIBA, maître de conférences A, pour m'avoir fait l'honneur de juger ce travail et son acceptation de présider le jury de soutenance.

M^r HARTANI, professeur, pour avoir bien voulu accepter de faire partie du jury.

M^r ACHITE, maître de conférences A, pour avoir bien voulu accepter de faire partie du jury.

M^r NAJDAI, maître de conférences B, pour avoir bien voulu accepter de faire partie du jury.

M^r SAIDI, M^r BRADAI pour son aide précieuse et ses remarques constructives.

M^r BELOUAZNI, M^r RATA, M^r YAHAOUI, M^r BEN ALI, M^r MOHAMED, M^r REDHWANE, M^{me} OUECHENE, M^r MEROUANE et L'ensemble des personnels de l'INSID (Rélizane) pour ses aides et ses encouragements.

Enfin je remercie vivement toutes personnes qui de près ou de loin, ont contribué à l'élaboration de ce mémoire.

KELTOUM

Résumé

La qualité de l'eau utilisée pour l'irrigation est un paramètre essentiel pour le rendement des cultures, le maintien de la productivité du sol et la protection de l'environnement. Ainsi, les propriétés physiques et chimiques du sol, telles que sa structure (stabilité des agrégats) et sa perméabilité, sont très sensibles au type d'ions potentiellement échangeables présents dans les eaux d'irrigation.

L'objectif de notre travail consiste à étudier l'impact de la qualité des eaux souterraines sur les sols de la plaine du Haut Chélif tout en tenant compte de la qualité géochimique de chaque type d'eau.

Les résultats auxquels on a abouti ont montré que les eaux souterraines de la plaine du Haut-Chélif présentent essentiellement un faciès chloruré calcique. Une moyenne de CE de 2,9 dS/m indique que les eaux sont fortement salées et sont déconseillées pour l'irrigation. D'un autre côté, une valeur du SAR moyenne de 2,9 montre qu'il n'y a pas de risque sur la dégradation physique des sols à cause de la sodicité y compris au niveau de la valeur maximale d'une valeur de 9,1 où le risque reste encore faible. Cependant, la présence des bicarbonates avec des valeurs non négligeables pourrait être un danger sur la dégradation physique des sols quand ils sont dominants par rapport au couple calcium-magnésium comme c'est le cas de certains points d'eau. Le diagramme de Riverside montre que c'est la classe C4S1 suivie par la classe C3S1 qui sont les plus dominantes.

L'étude de l'évolution géochimique des eaux d'irrigation s'est donc avérée nécessaire pour connaître et prédire l'impact de l'utilisation des eaux dans l'irrigation des sols. Cet impact n'a pas été clairement établi au vu des différences trouvées entre les indicateurs de la qualité des eaux souterraines et des sols.

Mots clés : Haut Cheliff, Eaux souterraines, irrigation, géochimie, salinisation, alcalinité.

Abstract

The quality of water used for irrigation is an essential parameter for crop yields; maintain soil productivity and environmental protection. Thus, the physical and chemical properties of soil, such as its structure (aggregate stability) and permeability, are very sensitive to the type of potentially exchangeable ions present in irrigation water.

The objective of our work is to study the impact of groundwater quality on soils of the plains of high Cheliff taking into account the quality of each geochemical type of water.

The results to which it has led have shown that the groundwater in the plain of high Cheliff presented essentially a calcium chloride facies. An average CE of 2.9 dS / m indicates that the waters are highly saline and are not recommended for irrigation. On the other hand, a SAR value of 2.9 shows that there is no risk of physical degradation due to soil sodicity including at the maximum value of a value of 9,1 one where the risk is still low. However, the presence of bicarbonates with non-negligible values could be a danger to the physical degradation of soils when they are dominant over the torque calcium-magnesium as is the case of some water points. The diagram of Riverside shows that it is the class C4S1 followed by the class C3S1 which are the most dominant.

The study of the geochemical evolution of irrigation water has therefore proved necessary to know and predict the impact of water use in irrigation soil. This impact has not been clearly established in light of the differences found between indicators of the quality of groundwater and soil.

Keywords: High Cheliff, Groundwater, Irrigation, geochemistry, salinity, alkalinity.

الملخص

نوعية المياه المستخدمة في الري هي عنصر أساسي من أجل الإنتاج الزراعي، في صون إنتاجية التربة وحماية البيئة. وكذا تعتبر ، الخواص الفيزيائية والكيميائية للتربة مثل البنية الهيكلية و النفاذية جد حساسة من الأيونات ذات التبادل الكموني الموجودة في مياه الري.

الهدف من عملنا هو دراسة تأثير المياه الجوفية على نوعية تربة سهل الشلف الأعلى مع الأخذ بعين الاعتبار الخاصية الجيوكيميائية لكل نوع من الماء.

أسفرت النتائج أن المياه الجوفية ب سهل الشلف الأعلى ذات جوهر كلوري كلسي. متوسط المقاومة الكهربائية قدره 2.9 ديسييمان / م يشير إلى أن المياه مالحة للغاية وغير مستحسنة للري. من ناحية أخرى القيم المتوسطة لمعدل الصوديوم القلوي (م.ص.ق) 2.9 تبين أنه لا يوجد خطر على تدهور الخصائص الفيزيائية للتربة بسبب الملوحة القاعدية بما في ذلك قيمة الحد الأقصى و التي تساوي 9.1 حيث المخاطر لا تزال منخفضة. في حين وجود قيم غير مهمة للبيكاربونات يمكنها أن تسبب تدهور الخصائص الفيزيائية للتربة عندما تكون مرتفعة بالنسبة للثنائي كالسيوم-مغنزيوم مثلما تشير إليه بعض عينات المياه. الرسم البياني لفرسايد يظهر أن الصنف C4S1 متبوع بالصنف C3S1 هم الأكثر غالبية.

إن دراسة التطور الجيوكيميائي لمياه الري من الدراسات اللازمة من أجل معرفة و التنبؤ بتأثير استعمال هذه المياه على التربة. هذا التأثير غير واضح في ظل الإختلافات الموجودة بين مؤشرات نوعية المياه الجوفية و التربة.

الكلمات المفتاحية : سهل الشلف الأعلى ، المياه الجوفية، الري، الجيوكيميا، الملوحة، الملوحة القاعدية.

Table des matières

Remerciements

Résumé

Table des matières

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

Introduction01

CHAP. I. Le milieu physique

1. Situation géographique.....	03
2. Le Climat.....	04
2.1. La pluviométrie.....	04
2.1.1. Les précipitations mensuelles moyennes.....	05
2.2. La température.....	06
2.2.1. Les températures moyennes mensuelles.....	06
2.3. L'humidité.....	08
3. Pédologie.....	09
3.1. Les sols des bordures des plaines.....	09
3.2. Les sols de la plaine proprement dite.....	09
4. Géologie.....	11
4.1. La lithologie du Haut Cheliff.....	13
4.2. Stratigraphie.....	13
5. Ressources en eau.....	17
5. 1. Les ressources en eaux superficielles.....	17
5.1.1. Les principaux oueds qui convergent vers la plaine d'El Khemis.....	18
5.2. Les ressources en eaux souterraines.....	19

CHAP. II. Aperçu bibliographique

1. Qualité des eaux souterraines utilisées dans l'irrigation.....	21
1.1. Les problèmes liés à la qualité des eaux d'irrigation.....	21

1.2. Les normes d'une eau d'irrigation.....	22
1.3. Classifications des eaux d'irrigation.....	24
1.3.1 La classification des eaux par l'USSL - Riverside (1954).....	24
1.3.2. Classification selon la FAO (1974).....	27
1.4. Le concept d'alcalinité résiduelle.....	27
1.4.1. Précipitation et dissolution de minéraux.....	27
1.4.2. L'alcalinité résiduelle.....	29
1.4.3. Les risques d'évolution chimique d'une eau d'irrigation.....	29
1.4.4. Signe d'alcalinité résiduelle et évolution géochimique des eaux.....	30

CHAP. III. Matériel et méthodes

1. Echantillonnage.....	33
2. Les analyses physicochimiques.....	33
3. Les méthodes d'analyse de données.....	34
3.1. Analyse en composantes principales.....	34
3.2. Analyse factorielle discriminante.....	35
3.3. La géostatistique.....	36
4. Représentation cartographique et SIG (Système d'Information Géographique).....	37

CHAP. IV. Résultats et discussions

1. Caractérisation générale des eaux souterraines de la plaine du Haut-Chélif.....	38
1.1. Evaluation de la qualité des eaux d'irrigation.....	38
1.1.1. Faciès Chimiques.....	38
1.1.2. Caractérisation de la qualité des eaux souterraines.....	39
1.1.3. Le diagramme de Riverside.....	40
2. Analyse multivariée de la qualité des eaux d'irrigation.....	42
2.1. Analyse en composantes principales.....	42
2.1.1. Matrice de corrélation linéaire.....	43
2.1.2. Résultats préliminaires de l'ACP.....	43
2.1.3. Etude des variables.....	44
2.1.4. Etude des individus (points d'eau ou forages).....	46

2.2. Analyse factorielle discriminante.....	46
2.2.1. Unités homogènes des eaux des trois groupes issus de l'AFD.....	48
3. Etude géochimique des eaux d'irrigation.....	49
3.1. Les voies d'évolution géochimique des eaux souterraines utilisées en irrigation.....	49
3.2. Caractérisation géochimique des eaux d'irrigation.....	53
3.3. Simulation des concentrations de deux types d'eau souterraines.....	56
4. Relation entre la qualité des eaux d'irrigation et la qualité des sols.....	59
4.1. Caractérisation des sols irrigués.....	59
5. Cartographie des indicateurs de la qualité des eaux et des sols.....	62
5.1. La salinité.....	63
5.1.1. Cartographie de la salinité des eaux.....	63
5.1.1.1. Statistiques descriptives de la salinité des eaux.....	63
5.1.1.2. La variographie.....	63
5.1.1.3. Etablissement de la carte de la salinité des eaux.....	64
5.1.2. Cartographie de la salinité des sols.....	64
5.1.2.1. Statistiques descriptives de la salinité des sols.....	64
5.1.2.2. La variographie.....	65
5.1.2.3. Etablissement de la carte de la salinité des sols.....	65
5.2. Le SAR.....	66
5.2.1. Cartographie du SAR des eaux.....	66
5.2.1.1. Statistiques descriptives du SAR des eaux.....	66
5.2.1.2. La variographie.....	67
5.2.1.3. Etablissement de la carte du SAR des eaux.....	67
5.2.2. Cartographie du SAR des sols.....	68
5.2.2.1. Statistiques descriptives du SAR des sols.....	68
5.2.2.2. La variographie.....	69
5.2.2.3. Etablissement de la carte du SAR des sols.....	69
5.3. Le RSC.....	70
5.3.1. Cartographie du RSC des eaux.....	70
5.3.1.1. Statistiques descriptives du RSC des eaux.....	70
5.3.1.2. La variographie.....	70
5.3.1.3. Etablissement de la carte du RSC des eaux.....	71

5.3.2. Cartographie du RSC des sols.....	71
5.3.2.1. Statistiques descriptives du RSC des sols.....	71
5.3.2.2. La variographie.....	72
5.3.2.3. Etablissement de la carte du RSC des sols.....	72
5.4. Cartographie de la stabilité structurale.....	73
5.4.1. Statistiques descriptives du MWD.....	74
5.4.2. La variographie.....	74
5.4.2. Etablissement de la carte de MWD.....	75
Conclusion.....	77
Références bibliographiques	

Liste des figures

Figure 01. Situation géographique de la zone d'étude.	03
Figure 02. Variation interannuelle des précipitations (1975-2007).	05
Figure 03. Variation interannuelle des précipitations (1975-2007).	06
Figure 04. Diagramme Ombrothermique de la station de Khemis Miliana (1975-2007).	08
Figure 05. Variation de l'humidité mensuelle moyenne de la station Khemis-Miliana (1975-2007).	08
Figure 06. Carte des sols (Boulaine, 1956).	10
Figure 07. la coupe interprétative transversale de la plaine du Haut Cheliff (carte hydrogéologique du Nord d'Algerie 1/200000)	12
Figure 08. Coupe géologique à travers le bassin du Haut Cheliff (M.Mattaouer et A.Perrodon)	12
Figure 09. Colonne lithostratigraphique synthétique et comportement hydrogéologique des différentes formations géologiques (Kirreche, 1993)	14
Figure 10. Qualité des eaux des barrages de Harraza, de Ghrib et de Deurdeur (Source : Agence des bassins hydrographiques, Chlef-Zahrez (ABH-CZ), juillet 2001)	18
Figure 11. Ressources en eaux souterraines (ABH_CZ, 2006).	20
Figure 12. : Processus de dégradation des sols suite à l'irrigation (Lahlou et al, 2002)	22
Figure 13. Classification de Riverside.	26
Figure 14. Risques de sodicité des eaux d'irrigation	27
Figure 15. Evolutions de la concentration des ions selon la loi du T (Vallès et al, 1989).	28
Figure 16. Évolution du SAR et la CE pendant une expérience d'évaporation à la casserole des trois eaux d'irrigation du Mexique, Tunisie et le Niger (Barbiéro et al, 2004).	31
Figure 17. Différentes voies d'évolutions d'une eau d'irrigation suite à la précipitation des minéraux (Appelo et Prostma, 1993 ; Marlet et Job, 2006)	32
Figure 18. Plan d'échantillonnage des points d'eau et du sol.	33
Figure 19. Diagramme de Piper des eaux d'irrigation.	38
Figure 20. Risque de salinisation dans les eaux d'irrigation (critères Riverside, 1954).	40
Figure 21. Risque d'alcalinisation dans les eaux d'irrigation (critères Riverside, 1954).	41
Figure 22. La projection des points sur Le diagramme de Riverside (1954)	41
Figure 23. Cercle de corrélation des variables dans le plan formé par l'axe 1 et l'axe 2.	45

Figure 24. Projection des individus sur le plan formé par les deux premiers axes.	46
Figure 25. Voies d'évolution géochimiques des eaux d'irrigation.	51
Figure 26. Fréquences des voies d'évolution géochimique des eaux d'irrigation.	52
Figure 27. Répartition spatiale des points d'eau dans la plaine du Haut Cheliff.	53
Figure 28. Simulation de l'évolution géochimique des ions en fonction des facteurs de concentration au cours de l'évaporation	54
Figure 29. Diagramme de l'évolution du SAR en fonction du facteur de concentration	55
Figure 30. Evolution de l'indice de saturation de la calcite, du gypse et de la halité au cours de la concentration	56
Figure31. Organigramme de la simulation de l'évaporation.	57
Figure 32. Simulation de la concentration par évaporation des deux points d'eau.	58
Figure 33. Variogramme moyen de la salinité des eaux.	63
Figure 34. La carte de la salinité des eaux.	64
Figure 35. Variogramme moyen de la salinité des sols.	65
Figure 36. La carte de la salinité des sols.	66
Figure 37. Variogramme moyen du SAR des eaux.	67
Figure 38. La carte du SAR des eaux.	68
Figure 39. Variogramme moyen du SAR de sol.	69
Figure 40. La carte du SAR des sols.	69
Figure 41. Variogramme moyen de la RSC de l'eau.	70
Figure 42. La carte du RSC des eaux.	71
Figure 43. Variogramme moyen du RSC des sols.	72
Figure 44. La carte du RSC des sols.	73
Figure 45. Variogramme moyen de MWD des sols.	75
Figure 46. La carte de MWD	76

Liste des tableaux

Tableau 01. Hauteurs pluviométriques annuelles (1975-2007).	05
Tableau 02. Précipitation mensuelles moyennes à la station de Khemis Miliana (1975-2007).	06
Tableau 03. Les températures moyennes mensuelles à la station de Khemis-Miliana (1975-2007).	06
Tableau 04. Moyennes mensuelles des températures et des précipitations à la station de Khemis Miliana (1975-2007).	07
Tableau 05. Humidité relative mensuelles moyenne à la station de Khemis Miliana (1975-2007).	08
Tableau 06. Les normes des eaux d'irrigation FAO (1996).	22
Tableau 07. Les directives pour l'interprétation d'une eau d'irrigation selon la FAO, (1988).	23
Tableau 08. Evaluation du danger de salinité selon plusieurs sources.	24
Tableau 09. Classe du danger d'alcalinisation du sol (SAR) (Durant, 1982).	25
Tableau 10. Tableau récapitulatif des mesures et des analyses aux laboratoires.	34
Tableau 11. Paramètres statistiques des eaux souterraines.	40
Tableau 12. . Matrice de corrélations linéaires entre les variables.	43
Tableau 13. Valeurs propres des axes principaux.	44
Tableau 14. Corrélations des variables actives et illustratives aux axes principaux.	44
Tableau 15. Résultats des fonctions discriminantes.	47
Tableau 16. Corrélation des variables aux fonctions discriminantes.	47
Tableau 17. Corrélation intragroupes des variables aux fonctions discriminantes.	48
Tableau 18. Distance de Mahalanobis entre les trois groupes.	48
Tableau 19. Paramètres statistiques des 11 variables de l'eau des trois groupes.	49
Tableau 20. Différentes voies géochimiques avec le SAR et la CE correspondant.	52
Tableau 21. Caractéristiques hydrochimiques des deux points d'eau sélectionnées pour la simulation.	56
Tableau 22. Statistiques sommaires des propriétés des sols irrigués.	59
Tableau 23. Matrice de corrélation entre les propriétés du sol.	60
Tableau 24. Corrélations linéaires de Pearson entre les propriétés du sol et celles des eaux d'irrigation.	61
Tableau 25. Corrélations linéaires de Spearman entre les propriétés du sol et celles des eaux d'irrigation.	62

Tableau 26. Paramètres statistiques de la salinité des eaux.	63
Tableau 27. Paramètres statistiques de la salinité des sols.	65
Tableau 28. Paramètres statistiques du SAR des eaux.	66
Tableau 29. Paramètres statistiques du SAR des sols.	68
Tableau 30. Paramètres statistiques du RSC des eaux.	70
Tableau 31. Paramètres statistiques du RSC des sols.	72
Tableau 32. Classes de stabilité, en fonctions du diamètre moyen pondéral (MWD).	73
Tableau 33. Paramètres statistiques de MWD.	74

Liste des abréviations

ABH-CZ : Agence du Bassin Hydrographique Chélif – ZAHREZ

ACP : Analyse en composantes principales

AFD : Analyse factorielle discriminante

ANRH : Agence Nationale des Ressources Hydraulique

AR : Alcalinité Résiduelle

°C: degré Celsius

CE : Conductivité Electrique

da : densité apparente

dS/m : DeciSiemens par mètre

FAO: Food and Agronomical Organisation

FC : Facteur de Concentration

ha : hectare

INSID : Institut Nationale des sols Irrigation et Drainage

Km/h: kilomètre par heure

K_s : donnée thermodynamique du minéral AB

m: mètre

mm: millimètre

MO : Matière organique

MWD: Mean Weight Diameter ou diamètre moyen pondéré

P : Précipitation

pH: Potentiel hydrogène

RSC : Residual Sodium Carbonates ou Carbonates de Sodium Résiduelle

SAR : Taux d'Absorption du Sodium ou Sodium Adsorption Ratio

SIG: Système d'information géographique

T: Température

USSL Staff: United States Salinity Laboratory Staff

%: pourcent

INTRODUCTION

Introduction

Les besoins en alimentation de la population mondiale ont poussé à l'introduction et le développement des systèmes irrigués qui ont permis la mise en valeur des terres arables des zones arides et semi-arides. C'est ainsi que depuis une centaine d'années, de grands périmètres ont été construits développant la filière agricole des pays concernés. Cependant, ces pratiques d'irrigation à grande échelle ont modifié le fonctionnement des sols conduisant parfois à la baisse de leur qualité en matière de fertilité, de productivité et de qualité environnementale mettant en jeu ainsi la durabilité de la ressource.

Le recours à l'utilisation des eaux souterraines pour l'irrigation est en croissance continue et progressive depuis les deux ou trois dernières décennies à cause de la demande croissante en eau, du déficit climatique et la non disponibilité permanente des eaux de surface.

Les eaux souterraines qui sont souvent chargées en sels peuvent être dangereuses dans certains cas sur la qualité des sols par un risque de dégradation physico-chimique. Parmi les risques de dégradation, le plus dangereux dans les zones arides et semi-arides est celui de la salinisation dont plus de 20 % des terres cultivées sur le globe seraient aujourd'hui affectées à des degrés de dégradation variables par la salinisation (Condom, 2000).

Dans certains pays de la méditerranée, le pourcentage des terres irriguées atteintes par le problème de la salinisation varie de 15 % pour l'Algérie et le Maroc jusqu'à 30 à 40 % pour l'Egypte (Cheverry et Robert, 1998). L'utilisation des eaux souterraines peut provoquer un autre problème de dégradation lié cette fois à la qualité physique des sols qui se traduit par une dégradation structurale à cause de la sodicité.

Pour indiquer la qualité des eaux destinées à l'irrigation prédire leurs impacts sur les sols, les chercheurs utilisent plusieurs paramètres entre autres la Conductivité Electrique (CE) et le Sodium Adsorption Ratio (SAR). Ces deux variables, bien qu'elles soient les plus utilisées, restent insuffisantes pour une bonne prédiction du danger de dégradation des sols car la qualité géochimique des eaux naturelles n'est pas stable et change en fonction du temps de leur exposition aux conditions atmosphériques (Tabet, 1999). C'est le cas des eaux souterraines qui sont sujettes à des profonds changements géochimiques lorsqu'elles arrivent à la surface sous les conditions climatiques particulièrement sévères de la plaine du Bas-

Chélif où l'évaporation atteint des valeurs trop élevées durant la période estivale qui coïncide justement avec la campagne d'irrigation (Douaoui et al., 2006).

C'est pour cette raison et pour une meilleure connaissance de l'évolution de la qualité des eaux d'irrigation que le concept d'alcalinité résiduelle a été développé (Eaton, 1950 ; Van Beek et Van Breemen, 1973, Valles et al., 1991).

Dans le cadre de ce travail, nous nous sommes intéressés à :

- La caractérisation de la qualité hydro-chimique des eaux souterraines du Haut Chélif ;
- L'étude de l'évolution géochimique de ces eaux lorsqu'elles sont utilisées en irrigation dans des situations d'intense évaporation et de salinisation en se basant sur le concept d'alcalinité résiduelle ;
- Confrontation des données expérimentales de la solution du sol et de celles de la qualité des eaux.

CHAPITRE .I

Milieu physique

CHAP. I. Le milieu physique

1. Situation géographique

La plaine alluviale du Haut Cheliff, appelée aussi la plaine de Khemis-Miliana appartient à la wilaya d'Ain Defla, située à 120 Km au sud-ouest d'Alger et 25 Km à l'Est du chef-lieu de la wilaya sur la route nationale n° 4 (Fig.1).

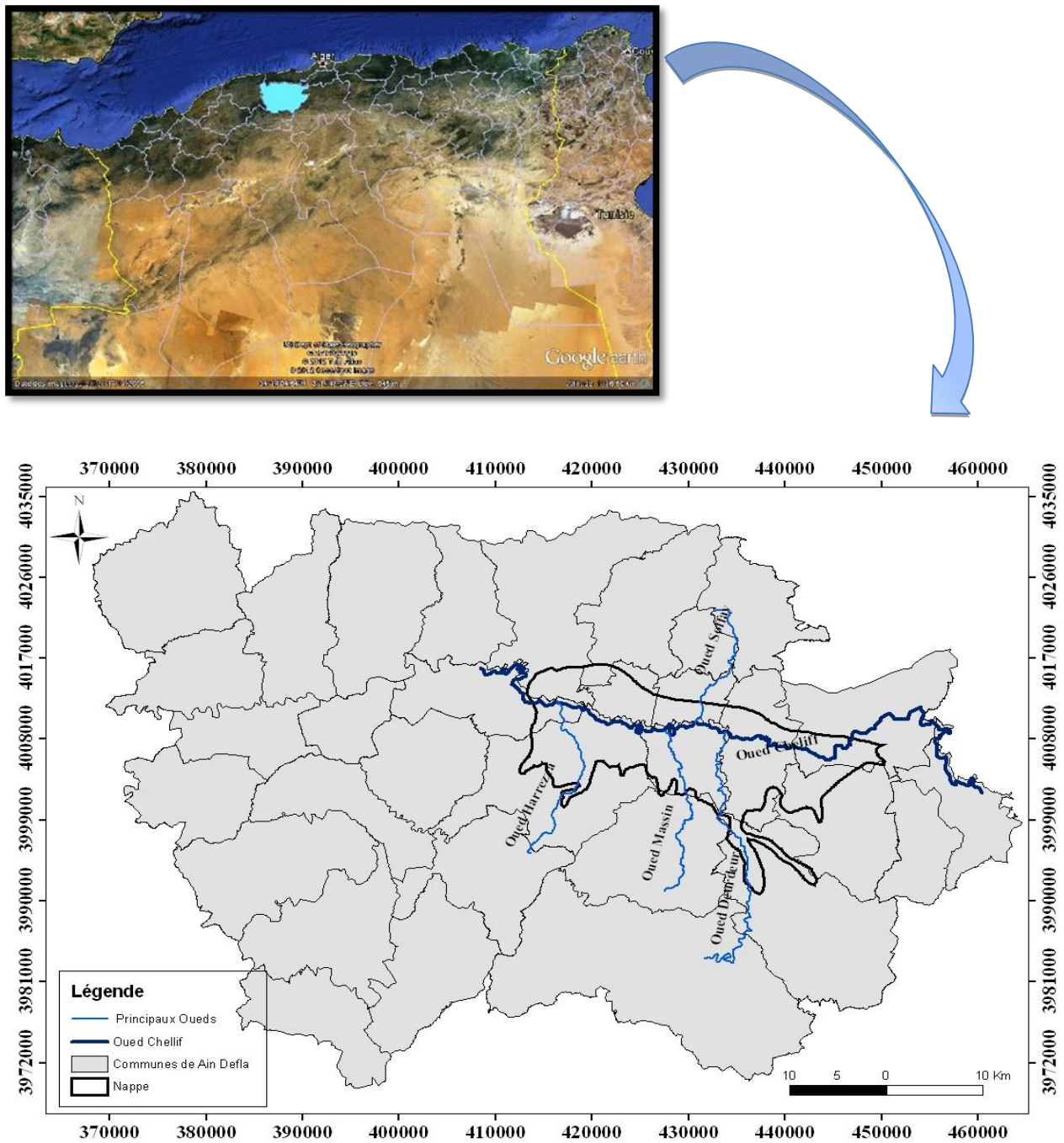


Figure 1. Situation géographique de la zone d'étude.

Appartenant au sous bassin versant du Haut Cheliff d'un périmètre de 1,025 Km et une superficie de 21,035 Km², cette plaine est limitée au nord par les monts du Zaccar, au sud par les contreforts de l'Ouarsenis, à l'Ouest par le massif de Doui et à l'Est par Djbal Gontas. La plaine est comprise entre les coordonnées suivantes :

- 36°12' et 36°17' de latitude Nord, c'est-à-dire entre les communes de Bir-Ouled-Khelifa et de Miliana ;
- 2°12' et 2°17' de longitude Est, soit entre djebels Doui et Gontas.

2. Le Climat

Les plaines du Cheliff malgré leur relative proximité de la mer (50Km environ), se caractérisent par un climat semi-aride. Généralement, on assiste à un été long, chaud et sec, à des hivers pluvieux et froids et des automnes et des printemps très courts. Cette classification du climat se base sur les données météorologiques de stations régionales de l'ANRH et de l'ONM sur plus de soixante années d'observations.

2.1. La pluviométrie

Dans la région de Khemis-Miliana, la pluie qui tombe est caractérisée par un régime irrégulier suivant les mois et les années, (ANRH- 2005).

La hauteur pluviométrique annuelle moyenne, calculé sur la période de (1975-2007) est de 395,5 mm.

Le tableau n°1 et la représentation graphique (fig. 2) montrent que les hauteurs pluviométriques annuelles variant entre 174 et 577 mm. Ceci dénote d'un régime interannuel très irrégulier.

L'année la plus pluvieuse, relative à la période d'observation considérée (1975-2007), est l'année 1979-1980 durant laquelle la hauteur pluviométrique a atteint 576,9 mm, tandis que la plus sèche a été 1993-1994 avec seulement 174,2 mm.

Tableau 1. Hauteurs pluviométriques annuelles (1975-2007).

Années	P annuelle (mm)	Années	P annuelle (mm)
1975-1976	582,2	1991-1992	476,3
1976-1977	487,1	1992-1993	281,8
1977-1978	443,2	1993-1994	174,2
1978-1979	497,9	1994-1995	448,9
1979-1980	576,9	1995-1996	517,5
1980-1981	447,2	1996-1997	301,6
1981-1982	300,8	1997-1998	389
1982-1983	379,5	1998-1999	372,9
1983-1984	372,3	1999-2000	246
1984-1985	461,7	2000-2001	420
1985-1986	445,5	2001-2002	347,1
1986-1987	520,7	2002-2003	394,3
1987-1988	299,3	2003-2004	399,9
1988-1989	397,1	2004-2005	398,1
1989-1990	278,8	2005-2006	452
1990-1991	427	2006-2007	390,8

(Source : station météorologique de Khemis-Miliana, 2008)

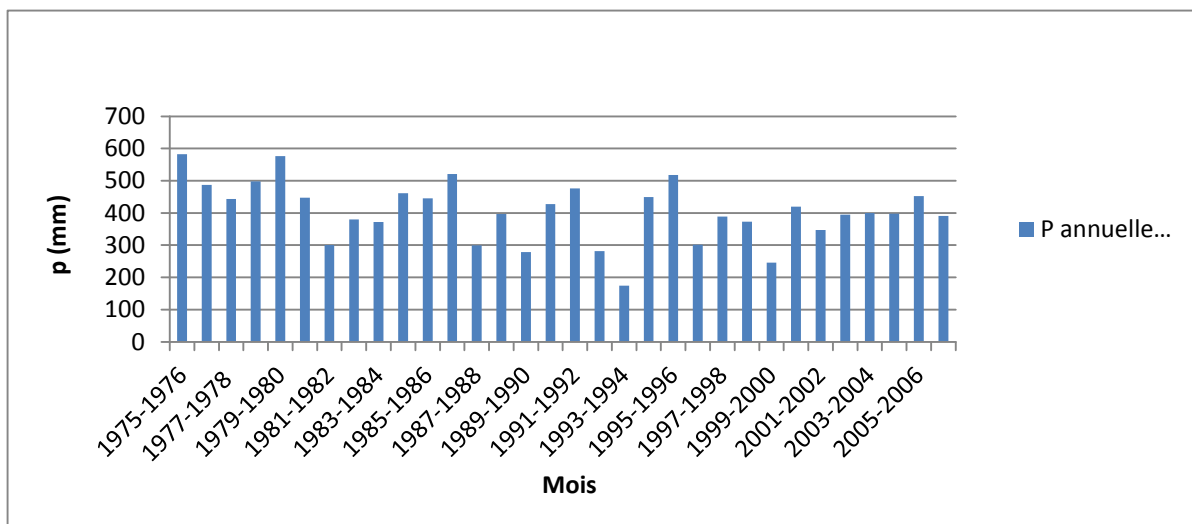


Figure 2. Variation interannuelle des précipitations (1975-2007).

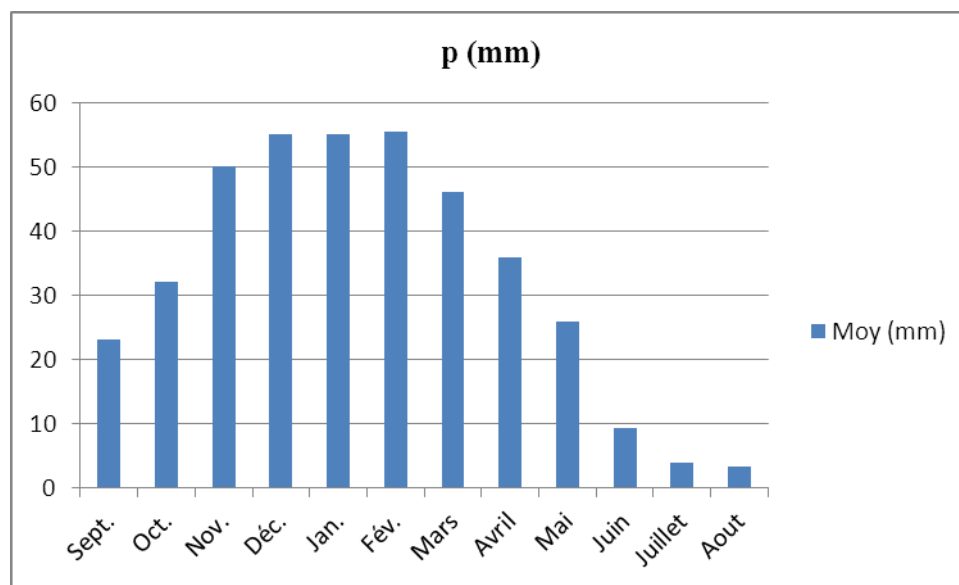
2.1.1. Les précipitations mensuelles moyennes

Le tableau n°2 porte les valeurs moyennes mensuelles (en mm) de la pluviométrie enregistrée à la station de Khemis Miliana durant la période allant de 1975 à 2007.

Tableau 2. Précipitation mensuelles moyennes à la station de Khemis Miliana (1975-2007).

Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout
Moy (mm)	23,03	32,02	50,07	55,17	55,15	55,56	46,05	35,96	25,92	9,23	3,96	3,37

(Source: station météorologique de Khemis-Miliana, 2008)

**Figure 3. Variation interannuelle des précipitations (1975-2007).**

L'analyse des précipitations mensuelles de station de Khemis-Miliana (tab 2.) et (fig. 3) montre que le mois de décembre, janvier et février sont les plus pluvieux (55,17 mm ; 55,15 mm et 55,56). La période estivale s'étalant entre juin et août, est la moins pluvieuse dans l'année. La faible pluviosité est enregistrée durant le mois d'Aout.

2.2. La température

2.2.1. Les températures moyennes mensuelles

Les températures moyennes mensuelles calculées à partir des mesures portant sur la période de 32 ans d'observation (1975-2007) sont représentées dans le tableau n°3.

Tableau 3. Les températures moyennes mensuelles à la station de Khemis-Miliana (1975-2007).

Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout
T°C	24,11	19,4	13,87	10,49	9,47	10,4	13,02	14,88	19,48	24,56	27,87	28,34

(Source: station météorologique de Khemis-Miliana, 2008)

Ce tableau nous indique que la zone d'étude a un climat doux et humide en hiver et chaud et sec en été. De telles caractéristiques correspondent à un climat de type méditerranéen. Les températures moyennes mensuelles les plus élevées sont observées pendant la période estivale (de Juin et Septembre) avec des valeurs moyennes variant entre 24 à 28,3°C). Par contre, les plus basses (de 9 à 13,02°C), sont observées pendant la saison hivernale (Décembre à Mars) avec un minimum pendant le mois de janvier (9,49°C).

Tableau 4. Moyennes mensuelles des températures et des précipitations à la station de Khemis Miliana (1975-2007).

Paramètres Mois	Moyenne des Précipitations mensuelles (mm)	Températures moyennes mensuelles (°C)
Septembre	23,03	24,11
Octobre	32,02	19,4
Novembre	50,07	13,87
Décembre	55,17	10,49
Janvier	55,15	9,47
Février	55,56	10,4
Mars	46,05	13,02
Avril	35,96	14,88
Mai	25,92	19,48
Juin	9,23	24,56
Juillet	3,96	27,87
Aout	3,37	28,34

Le diagramme ombrothermique de la station de Khemis Miliana (1975-2007). (fig.4) montre que la période de sécheresse est très longue, elle s'étale sur environ 7 mois, allant du début Mai à Novembre.

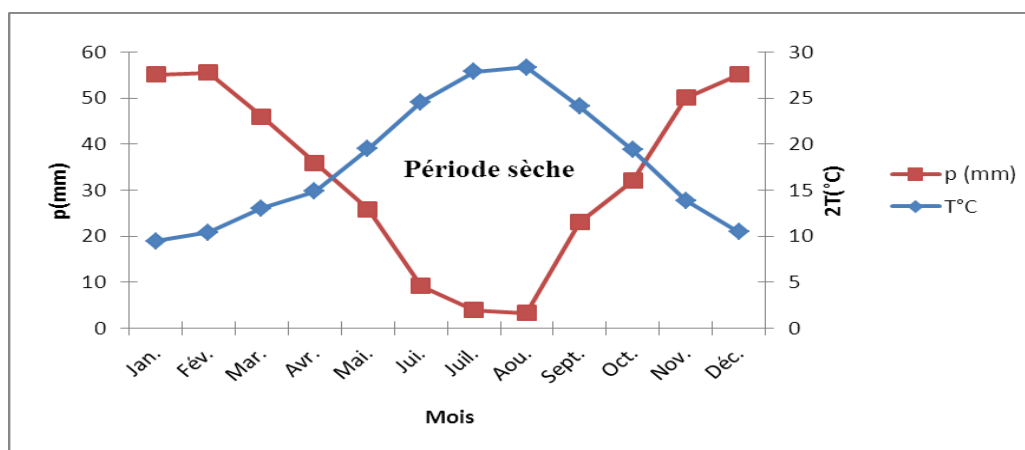


Figure 4. Diagramme Ombrothermique de la station de Khemis Miliana (1975-2007).

2.3. L'humidité

Dans la plaine de Khemis-Miliana, la plus grande valeur d'humidité relative de l'air est atteinte pendant la période hivernale, avec 78,85% au mois de Janvier, et la plus basse, pendant la période estivale avec 47,72% au mois de Juillet.

Le tableau n°5 regroupe les données disponibles sur l'humidité relative de l'atmosphère enregistrées à la station de Khemis-Miliana.

Tableau 5. Humidité relative mensuelles moyenne à la station de Khemis Miliana (1975-2007).

Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout
Humidité relative%	59,51	64,62	73,73	78,70	78,85	77,33	72,16	68,02	60,42	51,56	47,72	48,363

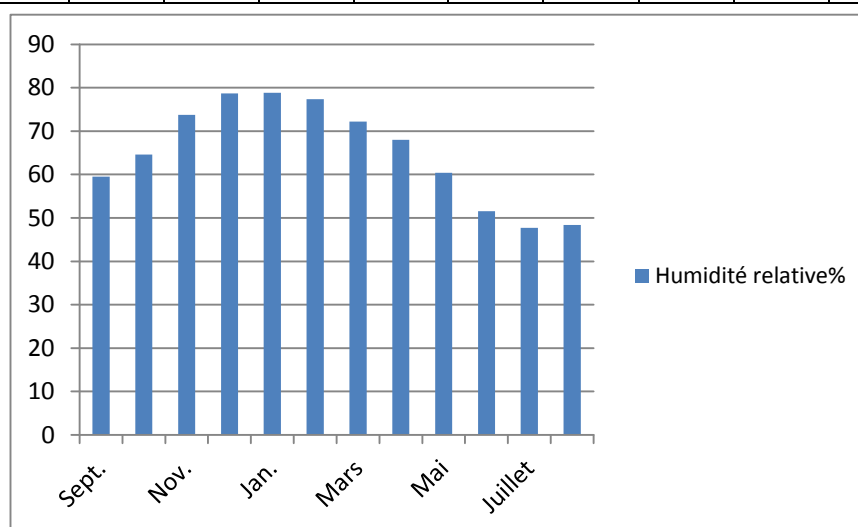


Figure 5. Variation de l'humidité mensuelle moyenne de la station Khemis-Miliana 1975-2007

3. Pédologie

Selon la carte des sols établie par Boulaine (1957) et celle établie par McDonald et BNEDER (Bureau National d'Etude pour le Développement Rural) (1990), deux grandes divisions des sols peuvent être distinguées:

3.1. Les sols des bordures des plaines

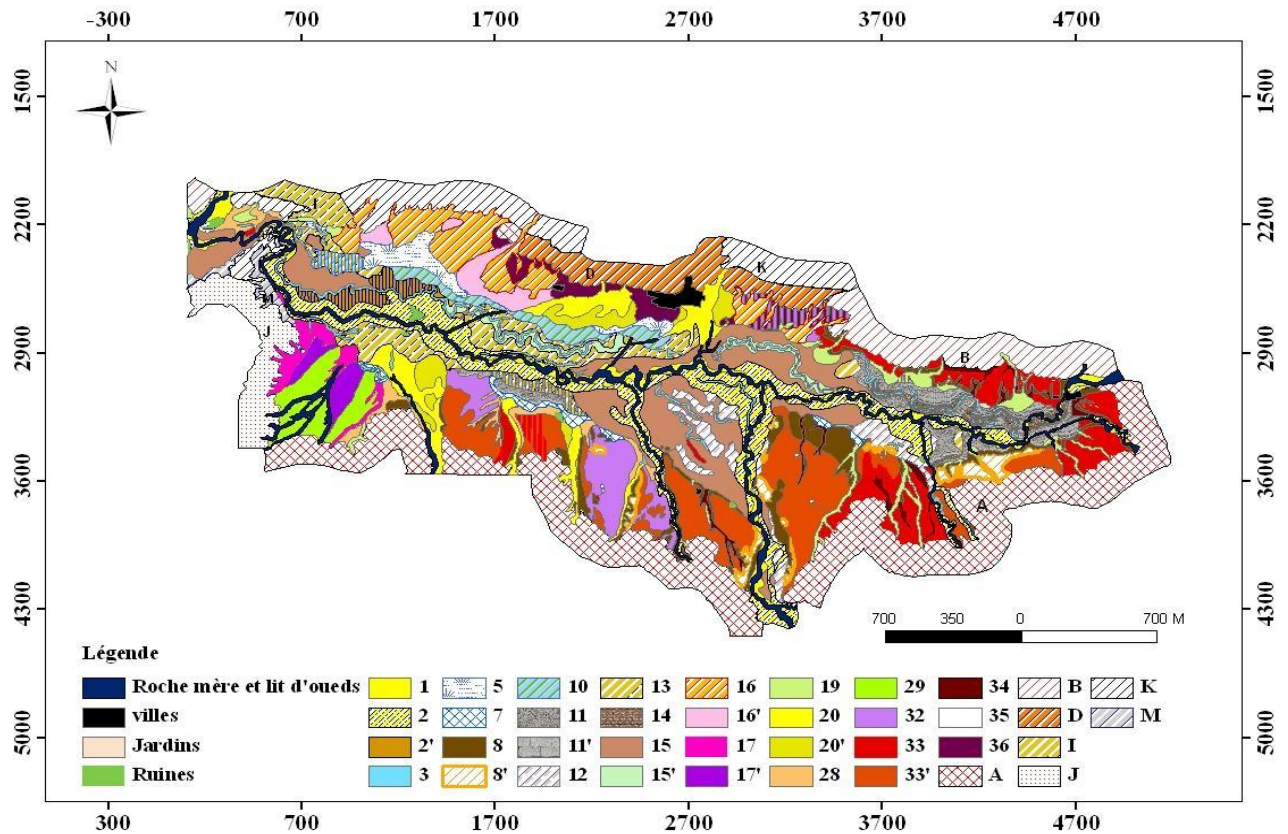
Ces sols sont formés par des associations suivantes :

- Association des sols à carapace calcaire,
- Association des sols décalcifiés et des sols jeunes formés sur les roches perméables et calcaire,
- Association des sols jeunes formés sur les grés et les marnes et de ces roches-mères,
- Association des sols formés sur les calcaires massifs et de ces roches –mères,
- Association des sols formés sur roches-mères siliceuses,
- Association des sols formés sur roches-mères schisteuses,
- Association des sols jeunes des glaciers d'accumulation récents,

3.2. Les sols de la plaine proprement dite

Huit classes ont été décrites :

Les sols formes sous l'action de l'homme, les sols alluviaux non évolués, les sols engorgés par l'eau (appelés aussi sols hydromorphes), les Sols calciques, les Sols alluviaux évolués, les Sols colluviaux et Sols alluviaux des affluents mineurs, les Sols très évolués (qui sont divisés en Sols partiellement décalcifiés et Sols décalcifiés lessivés) et Mélange de sols.



1-Sols alluviaux non évolués des dépôts sableux du lit majeur des oueds

2- Sols alluviaux non évolués des dépôts sableux du bourrelet des oueds.

2'- peu épais, recouvrant le sol figuré latéralement.

3- Sols engorgés par l'eau des réseaux d'écoulement des eaux superficielles des plaines

5- Sols engorgés par l'eau à couvert d'eau temporaire et à nappe phréatiques non salés.

7- Sols engorgés par l'eau à inondation temporaire hivernale.

8- Sols calciques formés sur carapaces calcaires.

8'- sols calciques humifères (sols rendziniformes).

10- Sols alluviaux tirsifiés ou sols alluviaux solnetxiques.

11- Sols alluviaux présentant un début de décalcification et une accumulation progressive du calcaire ;

11'- avec tendance à la tirsification.

12- Sols alluviaux en voie de décalcification.

13- Sols alluviaux complexes à horizons d'accumulation des sulfates.

14- Sols alluviaux présentant un début de décalcification et une accumulation brusque du calcaire.

15- Sols alluviaux complexe.

16- Sols colluviaux et alluviaux provenant des massifs schisteux.

16'- en voie d'évolution par lessivage.

17- Sols colluviaux et alluviaux provenant des massifs siliceux.

17'- en voie d'évolution par lessivage.

19- Sols colluviaux provenant des massifs gréseux et des formations quaternaires anciennes

20- Sols colluviaux et alluviaux provenant des massifs marneux et argileux.

20'- voie d'évolution par lessivage.

28- Sols partiellement décalcifiés avec accumulation progressive du calcaire.

29- Sols insaturés à accumulation progressive du calcaire.

32- Sols décalcifiés, rubéfiés et lessivés, à accumulation progressive du calcaire.

33- Sols décalcifiés, rubéfiés et lessivés, à accumulation brusque du calcaire.

33'-sur carapace calcaire.

34- Colluviaux des sols rouges lessivés.

35- Daya des zones à carapace calcaire.

36- Pseudo-solonetx rouges.

32+36- Association de sols.

A- Association des sols à carapace calcaire.

B- Association des sols décalcifiés et des sols jeunes formés sur les roches perméables et calcaire.

D- Association des sols jeunes formés sur les grés et les marnes et de ces roches-mères.

I- Association des sols formés sur les calcaires massifs et de ces roches -mères.

J- Association des sols formés sur roches-mères siliceuses.

K- Association des sols formés sur roches-mères schisteuses.

M-Association des sols jeunes des glacis d'accumulation récents.

Figure 6. Carte des sols (Boulaine, 1956).

4. Géologie

La zone d'étude située dans le Haut Cheliff (plaine de Khemis-Meliana) correspond à une dépression subsidiente constituée essentiellement par des alluvions quaternaires représentant les terrasses de l'oued Cheliff, entourée au Nord et au Sud par les massifs primaires et jurassiques de Zaccar et du Doui oriental. (fig.7)

Le Haut Cheliff, situé au Nord de l'Ouarsenis, est allongé grossièrement d'Est en Ouest sur plus de 60 Km de long et une moyenne de 25 Km de large (Benmeridja, 2004).

La plaine du Haut Cheliff, s'inscrit dans l'ensemble des terrains de l'Atlas Tellien, elle correspond à un synclinorium Néogène reposant sur le substratum Crétacé du sillon subsidient Tallien, entre le massif de Boumaad et les contreforts du Ouarsenis.

Cet ensemble est dû à la superposition de plusieurs phases de plissements et de déformations d'âge Primaire, Secondaire et Tertiaire.

Les terrains qui forment le cœur de synclinal sont du Miocène supérieur, ils constituent une couche gréseuse au sommet et passent vers le bas à des terrains plus argileux. Les principaux affleurements du Miocène, sont au niveau du Djebel Gantas et à l'Est d'Ain Sultan. (fig.8)

Les terrains Quaternaires qui occupent le centre de la plaine, sont essentiellement représentés par des dépôts alluvionnaires de l'Oued Cheliff, dont la partie supérieure est représentée par des limons très argileux d'une quinzaine de mètres d'épaisseur. Ces alluvions s'étendent sur des superficies de 241,2Km² dans la plaine du Haut Cheliff (Bouziane, 2005).

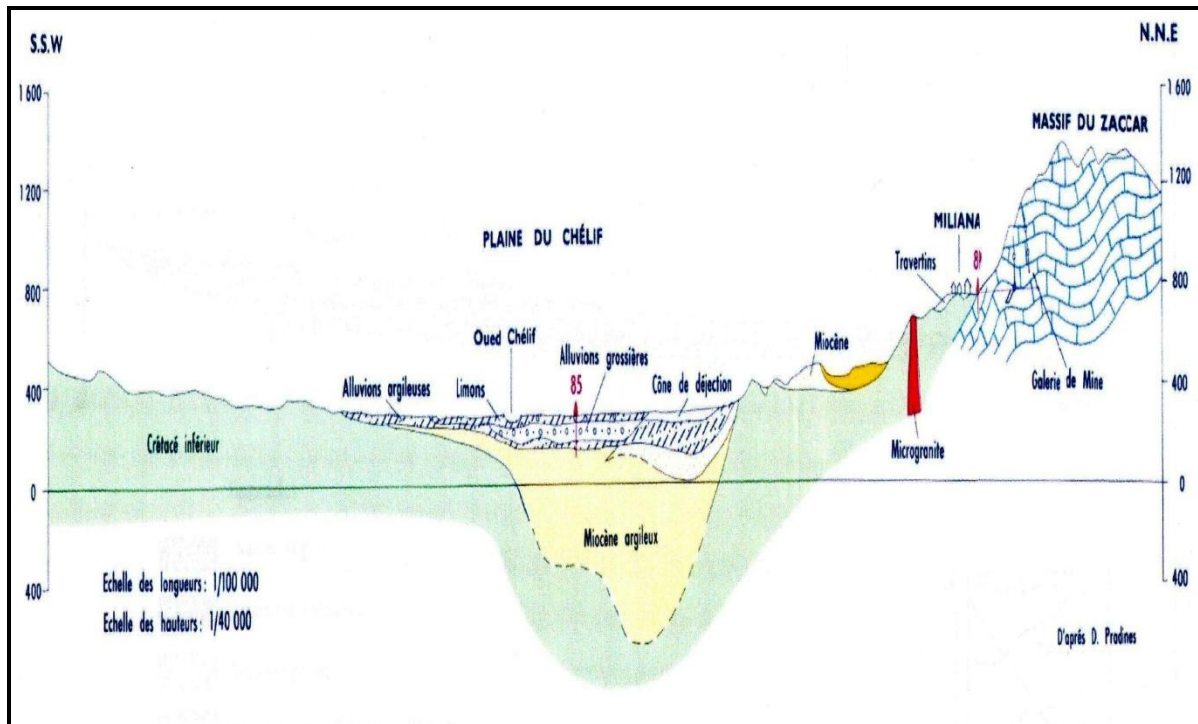


Figure 7. la coupe interprétative transversale de la plaine du Haut Cheliff.
(carte hydrogéologique du Nord d'Algerie 1/200000).(ANRH de Blida, 2005)

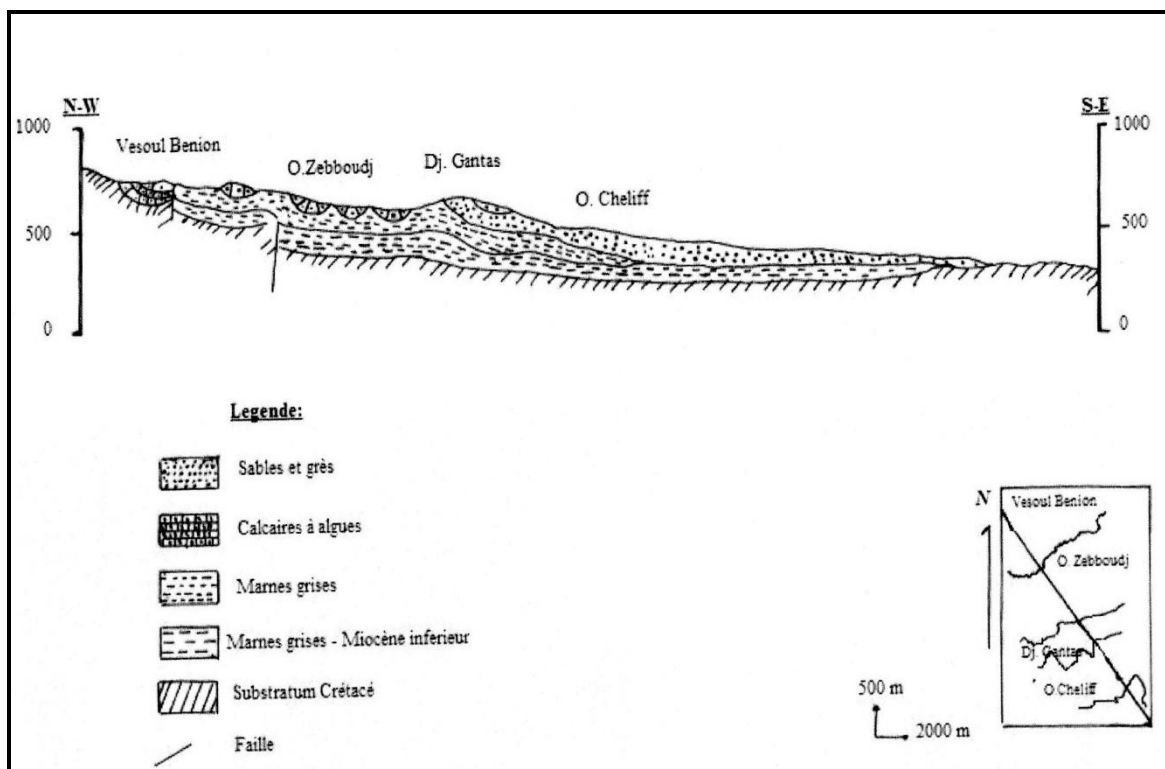


Figure 8. Coupe géologique à travers le bassin du Haut Cheliff.

D'après (M.MATTAUER et A.PERRODON 1957)

4.1. La lithologie du Haut Cheliff

Les coupes lithologiques transversales effectuées dans la plaine du Haut Cheliff (fig.7, fig.8), fait apparaître la dépression subsidier et l'allure en synclinal de différentes formations constituant le sous-sol, on peut observer de bas en haut :

- Le crétacé inférieur, imperméable et s'étalant sur toute la largeur de la plaine ; il a servi de fond étanche lors de la réalisation du barrage de Ghrib ;
- Surmonté par un Miocène, mais n'affleurant pas ou très peu en surface ;
- Les dépôts du Oued Cheliff ; en premier lieu, étant en contact avec la formation argileuse du Miocène, forment une couche d'alluvions argileuse, d'une épaisseur moyenne de 32 mètres ;
- Les dépôts alluvionnaires grossiers du Cheliff proprement dit, formant le plus important aquifère de la région ; leurs épaisseurs peuvent dépasser les 70 mètres ;
- Aux bordures de l'Oued Cheliff, le contact argile du Miocène et dépôts alluvionnaire, forment des lentilles d'alluvions argileuses ;
- Finalement, un recouvrement limoneux, surmonte le tout ; observé essentiellement au centre de la plaine, il rend l'aquifère captive dans quelques endroits.

L'étude géophysique établie par la compagnie générale de géophysique (C.G.G), et les forages effectués ont mis en évidence au voisinage du cours actuel du Cheliff un chenal à remplissage grossier (gros galets et graviers) qui constitue le principal réservoir aquifère de la plaine. Son épaisseur varie entre 100 à 150 mètres. Le reste du remplissage est constitué d'alluvions sablo argileuses, dont l'épaisseur diminue au fur à mesure que l'on se rapproche des bordures. L'ensemble est recouvert par des limons grisâtres de 10 à 20 mètres (Benmeridja, 2004).

4.2. Stratigraphie

Les séries stratigraphiques du Haut Cheliff s'étalent de Primaire au Quaternaire (fig.9),

Epaisseur (m)	Log	Lithologie	Age	Comportement Hydrogéologique
100		Limons Alluvions	Quaternaire	Perméable
100		Argiles	Pliocène	Imperméable
100		Grès et conglomérats		Perméable
200		Grès et poudingues	Miocène supérieur (Vindobonien)	Imperméable
?		Argiles		Perméable
300		Grès et poudingues Calcaires		Imperméable
1000		Marnes	Miocène inférieur (Burdigalien)	Imperméable
?		Grès et poudingues		Perméable
20		Calcaires	Eocène	Perméable
?		Grès quartzitiques Argiles et schistes		Imperméable
?		Marnes et calcaires marneux	Sénomien	Imperméable
60		Calcaires et marnes calcaires	Cénomanién	Imperméable
1000		Schistes et bancs de quartzites	Albien	Imperméable
900		Argiles schisteuses	Néocomien	Imperméable
1000		Calcaires	Jurassique	Perméable
?		Argiles gypseuses	Trias	Imperméable
300		Schistes et quartzites	Permo-Trias	Imperméable

CENOZOIQUE

MESOZOIQUE

Crétacé

Figure 9. Colonne lithostratigraphique synthétique et comportement hydrogéologique des différentes formations géologiques (Kirreche, 1993)

- **Le Primaire** : c'est constitué d'une alternance des schistes noirs graphiteux et des bancs de quartzites et d'argiles.
- **Le Trias** : est généralement constitué des dolomies et des calcaires dolomitiques, il affleure dans le massif de Doui et de Zaccar.
- **Le Jurassique** : il est constitué dans le massif du Zaccar par des calcaires massifs, compactés, fracturés et karstiques, surmontés par des schistes gréseux et des marno-calcaires. L'ensemble de la série atteint une épaisseur de 700 mètres environ.

Dans le Djebel Doui, le Jurassique est représenté essentiellement par des niveaux de calcaires dolomitiques d'épaisseur avoisinant à 80 mètres.

- **Le Crétacé** : le Crétacé affleure sur les bordures latérales de la plaine, il est représenté de la base au sommet par :
 - Des argiles schisteuses du Néocomien, d'une épaisseur de 800 mètres environ au Nord et à l'Ouest du Zaccar.
 - Des faciès flyschs de l'Albien qui se développent dans le massif Boumaad.
 - Des marnes avec des intercalations des bancs de calcaire d'âge Sénonien.
- **Le Miocène** : le Miocène peut atteindre 300 mètres d'épaisseur, il est constitué de la base au sommet par :
 - **Le Miocène inférieur (Burdigalien)** : repose sur des terrains plus Anciens Eocène et Crétacé, qui débutent par une formation conglomératique d'épaisseur environ 220 mètres. Cette formation est essentiellement par des conglomérats polygéniques à des éléments de taille très variable, mal triés, avec des niveaux sableux ou gréseux mal stratifiés parfois gypsifères.

Au sommet, les niveaux conglomératiques deviennent plus fins et passent progressivement à des marnes gréseuses rouge à brune verdâtre.

 - **Le Miocène supérieur (Vindobonien)** : est une série qui représente de base au sommet : des niveaux conglomératiques épais de 1 à 2 mètres, à ciment sablo-marneux, surmonté par un niveau marneux de couleur bleu, d'une épaisseur d'environ 50 mètres ; des marnes blanches alternant avec quelques bancs

siliceux couronnés par un dépôt de grés et de sable, d'une épaisseur de 100 mètres environ.

Une formation marneuse de couleur bleue, présentant un faciès argileux, parfois gypseux d'environ 90 mètres d'épaisseur.

- **Le Mio-Pliocène** : le Mio-Pliocène est constitué par des galets Quartzeux, des conglomérats, des grés et des argiles détritiques, ainsi que le Travertin ancien déposé au niveau des sources du Zaccar.
- **Le Pliocène** : on distingue un Pliocène continental et un Pliocène marin :
 - **Le Pliocène inférieur (Pliocène marin)**: est représenté par une série Marneuse qui débute par des niveaux détritiques gréseux ou sableux et parfois conglomératiques, ensuite on a un passage progressif dans la partie supérieur à des marnes sableuses et sables argileux, formant tous les termes de passage aux grés Astien. Les grés, avec une épaisseur d'une centaine de mètres, constituent une bande continue depuis l'Ouest d'Abadia vers le versant Sud du Dahra.
 - **Le Astien** : est représenté par une série marine finement sableuse ou Gréseuse de couleur jaune fauve. Les grés sont souvent à ciment calcaire, localement passer à des calcaires gréseux.
 - **Le Pliocène supérieur (Villafranchien)** : Le Pliocène continental est formé de conglomérats à éléments gréseux à grésocalcaires et des sables, non consolidés

Les dépôts sableux rouges à stratification entrecroisée qui succèdent aux conglomérats précédents appartiennent au Villafranchien. Ces dépôts reposent le plus souvent sur des limons grés. Parfois les conglomérats du Pliocène supérieur n'existent pas, et les formations rouges du Villafranchien se trouvent alors en contact avec des grés Astiens ; d'ailleurs, au Sud de Cheliff sur la bordure de l'Ouarsenis, le Pliocène disparaît complètement. A ce niveau, le Quaternaire recouvre directement les grés du Miocène.

- **Le Quaternaire :** les dépôts quaternaires sont continentaux ; on distingue un Quaternaire ancien et un récent.
 - **Le Quaternaire ancien :** est représenté essentiellement par des alluvions conglomératiques : galets, graviers et sables. Les alluvions du Quaternaire ancien sont observées au pied du massif du Zaccar, et en particulier à l'Est de Sidi Lakhdar ; elles forment les vastes collines en bordure Sud de la plaine du Haut Cheliff.
 - **Le Quaternaire récent :** le Quaternaire récent est formé essentiellement de limon, dont l'épaisseur varie de 25 à 200 mètres, on distingue de haut en bas :
 - ✓ Des limons bruns à rouges, les niveaux les plus anciens sont discordants sur le Quaternaire ancien. Ces limons recouvrent la presque totalité de la dépression sous forme d'alternance sablo-gréseuse.
 - ✓ Des grés, visibles surtout sur les berges des oueds, forment des accumulations des niveaux très fins dont les épaisseurs peuvent atteindre les cinq mètres, ce sont d'anciens vases asséchés. Ces formations proviennent de l'érosion des reliefs avoisinants.
 - ✓ Des alluvions actuelles formées par des limons, des sables, des galets et des cailloutis au fond des talwegs et dans les zones de confluences des oueds et des méandres abandonnées (Kahila, Achour, 2008).

5. Ressources en eau

5. 1. Les ressources en eaux superficielles

L'Oued Cheliff, traverse d'Est en Ouest notre secteur d'étude, dénommé plaine du Haut Cheliff, depuis le seuil de Djendel jusqu'au seuil de Doui qui sépare cette plaine de celle du moyen Cheliff. Ce dernier seuil constitue d'ailleurs un barrage naturel relativement étanche entre ces deux cuvettes qui n'ont pour seule communication que le cours superficiel de l'oued Cheliff.

En été, l'écoulement de l'Oued Cheliff est quasi nul. Son alimentation est alors essentiellement assurée par les nappes ou par des retours d'irrigation, auxquels viennent s'ajouter quelques faibles débits provenant des lâchés du barrage Ghrib, du Deurdeur ou celui de Harreza.

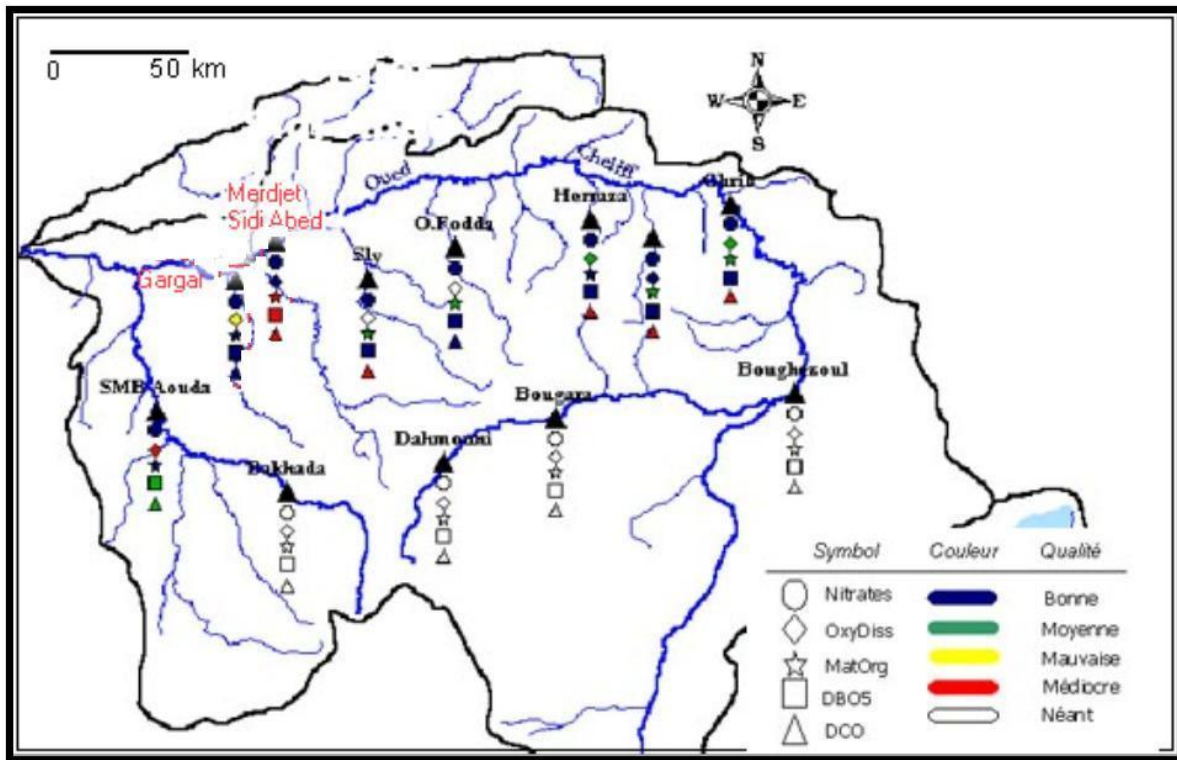


Figure 10. Qualité des eaux des barrages de Harraza, de Ghrib et de Deurdeur
(Source : Agence des bassins hydrographiques, Chlef-Zahrez (ABH-CZ), juillet 2001)

La plaine de Khemis-Miliana est une zone à vocation agricole, comprise entre les localités de Djendel à l'Est et d'Arif à l'Ouest. De forme allongée suivant la direction Est-Ouest, elle s'étend sur une longueur de 35Km et une largeur de 8Km environ. L'Oued Cheliff partage ce périmètre en deux rives : la rive droite couvre 11303 ha tandis que la gauche ne fait que 9730 ha.

5.1.1. Les principaux oueds qui convergent vers la plaine d'El Khemis

Oued Souffay qui draine le secteur Nord-Est des monts du Zaccar et reçoit les eaux usées de la ville d'El Khemis.

Oued Boutane qui collecte des eaux provenant du secteur Nord des amonts du Zaccar ainsi que les eaux usées de l'Ouest de la ville, puis traverse la plaine où il présente, par endroits,

des intercommunications avec la nappe alluviale, avant de rejoindre l'oued Cheliff à l'Ouest de la plaine.

Oued Deurdeur qui prend sa source dans les amonts d'Ouarsenis au sud du secteur d'étude. Il traverse la plaine sur plusieurs Km avant de confluer avec l'oued Cheliff.

Oued Harreza est également un oued du sud (Ouarsenis). Il est caractérisé par un débit élevé du fait de l'importance de sa surface d'impluvium. Dans sa partie avale, il s'écoule dans la plaine où il présente un inféroflux en relation avec la nappe alluviale et rejoint, plus en aval, l'oued Cheliff.

5.2. Les ressources en eaux souterraines

La synthèse géologique de la région, argumentée par une description lithologique et structurale et en s'appuyant sur l'examen de la série stratigraphique a permis de ressortir les niveaux aquifères suivants :

- **Les calcaires jurassiques** : Avec une épaisseur considérables (jusqu'à 400 mètres et plus), ils constituent un important réservoir karstique, caractérisé par une fissuration distinctive très importante qui favorise la libre circulation de l'eau souterraine. Leurs structures internes est mal connue, ce qui pose un grand problème lors de l'implantation des forages en raison des directions préférentielles que peuvent prendre les filets d'eau lorsqu'ils sont sollicité par un captage ; des assai de traçage et des études spéléologiques seront d'un grand intérêt hydrogéologique.
- **L'aquifère du Miocène** : ce sont des conglomérats plus ou moins argileux et sableux. Les calcaires du Miocène affleurent le long de la limite Sud de la vallée, ils sont très développés intérieurement en raison de la dissolution des carbonates et de la vitesse de circulation de l'eau souterraine dans les chenaux et les fissures.
- **L'aquifère du Pliocène** : ce sont essentiellement les grés sableux jaunaitres de l'Astien, qui vont voir leur sommet se transformer en sables à Hélix. L'épaisseur est très variable atteignant quelquefois les 100 mètres au centre de la plaine et quelques mètres aux affleurements.
- **Les aquifères alluvionnaires du Quaternaire** : Lors de l'examen des données de forages (cuttings et sondage électriques), on s'est aperçu de l'importante épaisseur des

formations quaternaires (sables, gravies ou grés), qui varie de quelques mètres à plus de 150 mètres, ce qui fait que cet aquifère est considéré comme étant le plus volumineux et le plus intéressant à étudier, vu l'importance socio-économique qu'il présente.

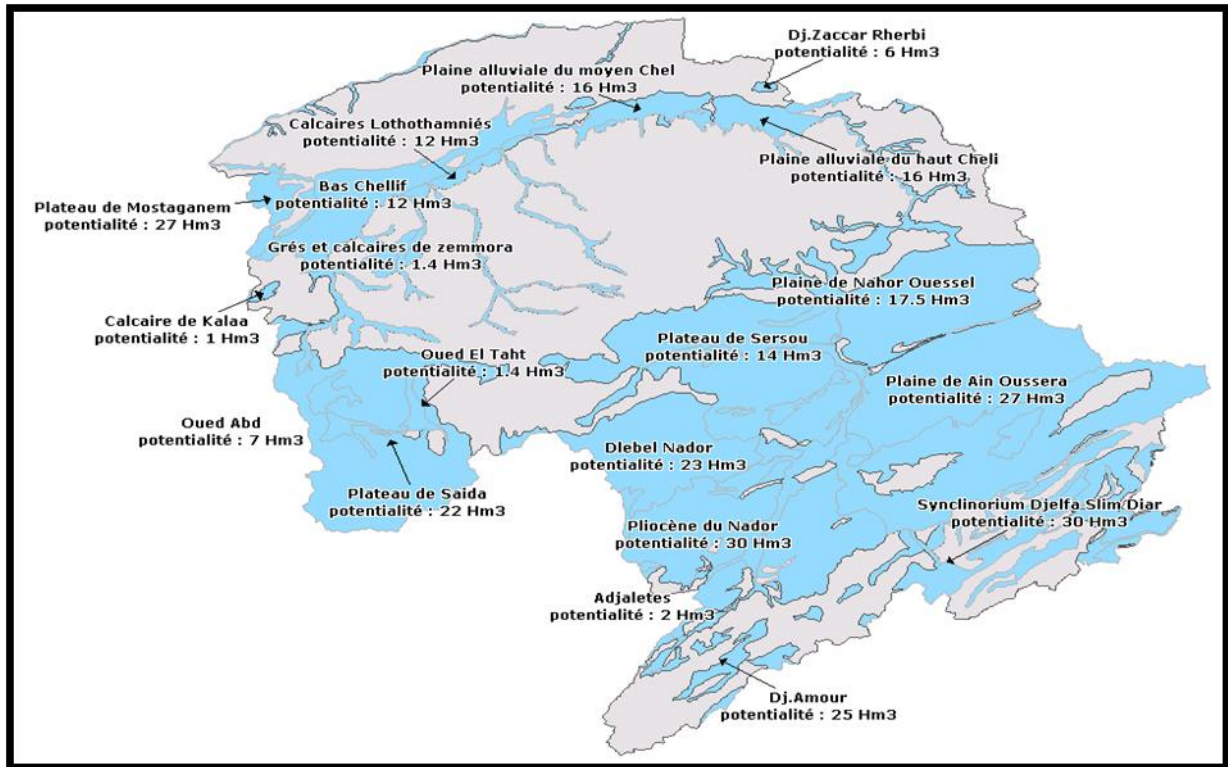


Figure 11. Ressources en eaux souterraines.
(Source : ABH_CZ, 2006).

CHAPITRE .II

Aperçu bibliographique

CHAP. II. Aperçu bibliographique

1. Qualité des eaux souterraines utilisées dans l'irrigation

Le développement de l'agriculture dans les zones semi-arides et arides repose sur une extension des zones irriguées. Cette extension devient de plus en plus difficile pour différentes raisons, dont la plus importante est la ressource en eau : l'eau est en quantité limitée et l'agriculture est en compétition avec les usages non-agricoles. Il en résulte que les agriculteurs utilisent de plus en plus des eaux de moins bonne qualité. Dans toutes les zones semi-arides à arides, l'eau de qualité inférieure est utilisée à des degrés divers pour compléter l'irrigation quand l'eau de bonne qualité vient à manquer. Les agriculteurs sont appelés à produire davantage, avec moins d'eau et une eau de moins bonne qualité, tout en restant compétitifs et assurant la durabilité du système de production.

La qualité d'eau d'irrigation est donc un des facteurs limitant de la production agricole. Le choix d'une source d'eau pour irriguer doit dépendre du type et de la concentration des substances qui y sont dissoutes ou en suspension (Ollier et Poirée, 1986). Il dépend aussi des caractéristiques physiques et chimiques du sol (Durand, 1982). Bien que certaines sources d'eau soient pures, d'autres par contre contiennent des taux élevés de sels, de microorganismes et d'autres résidus.

1.1. Les problèmes liés à la qualité des eaux d'irrigation

L'irrigation non contrôlée engendre des dégradations importantes de la qualité des sols. En effet, aussi bien la quantité d'eau disponible que sa qualité affectent fondamentalement le sol et les cultures qui y sont cultivées. La présence des sels solubles dans l'eau d'irrigation et le pouvoir évaporateur de l'air dans les zones irriguées conduisent souvent à la salinisation des sols irrigués et particulièrement en zones arides et semi-arides (Lahlou et *al*, 2002). Comme le montre la figure 12, la salinisation secondaire est un processus de dégradation de la qualité des sols qui s'auto-entretient lorsque les eaux de drainage ou de nappe phréatique sont recyclées. La salinisation secondaire est la forme de dégradation la plus rapide dans les périmètres irrigués (Umali, 1993 ; Robert, 1996 ; Badraoui et *al*, 1998 ; Lahlou et *al*, 2002).

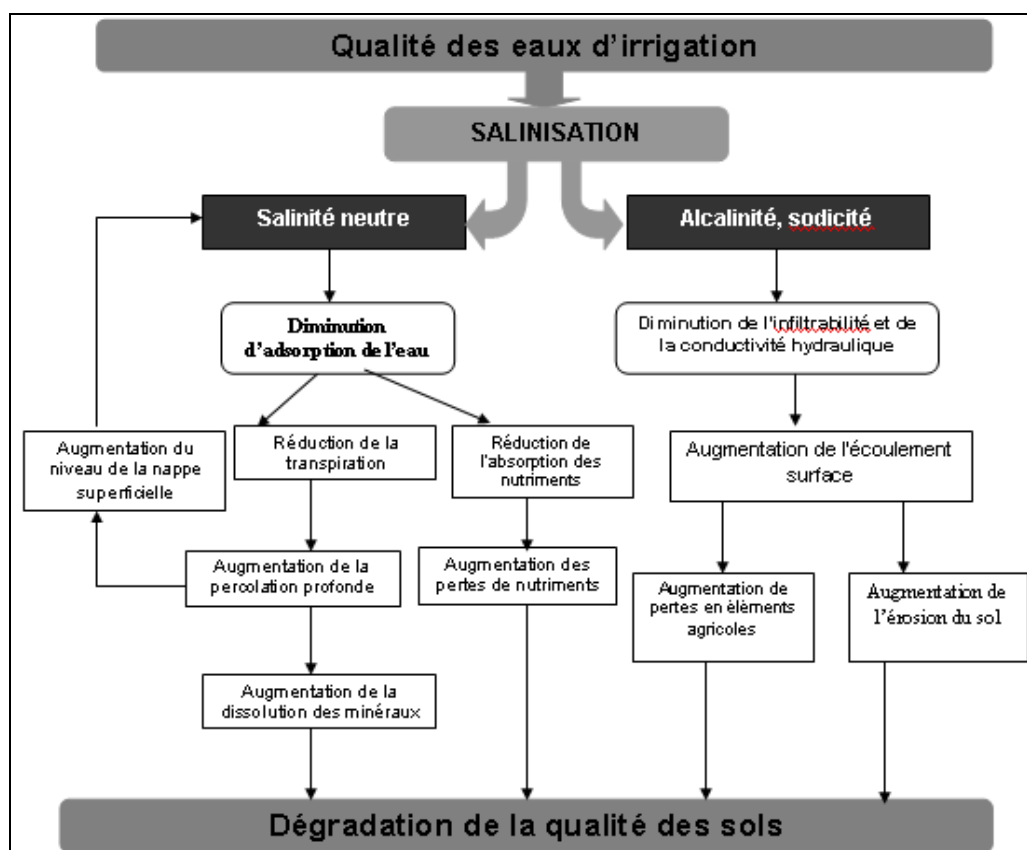


Figure 12 : Processus de dégradation des sols suite à l'irrigation

(Source : Lahlou et al, 2002)

1.2. Les normes d'une eau d'irrigation

Le tableau n°6 montre les normes fixées par la FAO (1996) pour l'utilisation des eaux d'irrigation.

Tableau 6. Les normes des eaux d'irrigation

Paramètre de l'eau	Symbole	Unité	Valeur maximale admissible
Conductivité électrique	CE	dS/m	3
Total des sels dissous	TDS	mg/l	2000
Calcium	Ca ⁺⁺	mg/l	400
Magnésium	Mg ⁺⁺	mg/l	60,75
Sodium	Na ⁺	mg/l	920
Carbonates	CO ₃ ⁻	mg/l	3
Bicarbonates	HCO ₃ ⁻	mg/l	610
Chlore	Cl	mg/l	1065
Sulfates	SO ₄ ⁻	mg/l	960
Nitrates	NO ₃ ⁻	mg/l	10
Ammonium	NH ₄ ⁺	mg/l	5
Phosphate	PO ₄ ⁻	mg/l	2
Potassium	K	mg/l	2
Acidité	pH		6 – 8,5
Coefficient d'absorption du sodium	SAR		15
Bor	B	mg/l	2

(Source : FAO, 1996)

Le tableau n°7 est un complément avec plus de détail que le tableau A pour les paramètres les plus utilisés dans l'évaluation de la qualité des eaux souterraine. C'est également une source de la FAO qui a été synthétisée par Ayers et Westcot (1988).

Tableau 7. Les directives pour l'interprétation d'une eau d'irrigation selon la FAO, (1988).

Nature du problème	Unité	Restriction pour l'irrigation		
		Aucune	Légère à modérée	Forte
Salinité (influe sur l'eau disponible pour la plante)				
CEi	dS/m	<0.7	0.7-3.0	>3.0
TDS	mg/l	<450	450-2000	>2000
Infiltration (influe sur la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol : utiliser à la fois CEi et SAR)				
SAR = 0-3 et CEi =		>0.7	0.7-0.2	<0.2
SAR = 3-6 et CEi =		>1.2	1.3-0.3	<0.3
SAR = 6-12 et CEi =		>1.9	1.9-0.5	<0.5
SAR = 12-20 et CEi =		>2.9	2.9-1.3	<1.3
SAR = 20-40 et CEi =		>5.0	5.0-2.9	<2.9
Toxicité de certains ions (affectent les cultures sensibles)				
Sodium :				
Irrigation de surface	SAR	<3	3-9	>9
Irrigation par aspersion	még/l	<3	>3	□
Chlore :				
Irrigation de surface	még/l	<4	4-10	>10
Irrigation par aspersion	még/l	<3	>3	
Bore	mg/l	<0.7	0.7-3.0	>3.0
Eléments traces:	Concentration maximale d'éléments à l'état de traces recommandées pour les eaux d'irrigation			
Effets divers (affecte les cultures sensibles)				
Azote (NO3-N)	mg/l	<5	5-30	>30
Bicarbonate (HCO3) (pour aspersion sur frondaison)	még/l	<1.5	1.5-8.5	>8.5
pH		Zone normale : 6.5 - 8.4		

(Source : Ayers et Westcot ,1988)

1.3. Classifications des eaux d'irrigation

Plusieurs classifications ont été proposées pour classer les eaux par rapport à leur qualité pour l'irrigation. La plupart de ces classifications se basent sur le calcul de deux facteurs essentiels, à savoir la salinité présentée par la conductivité électrique (CE) en dS/m et le SAR (Sodium Absorption ratio) est calculé par la formule de Gapon (1933) comme suit :

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

"La concentration de Na^+ , Ca^{++} et Mg^{++} est exprimée en milliéquivalent par litre."

Des exemples typiques de classifications de la salinité suggérées par différents auteurs sont présentés dans le tableau n°8,

Tableau 8. Evaluation du danger de salinité selon plusieurs sources

Classe de salinité	US Salinity Laboratory de Riverside (1954)	Thorn and Peterson (1954)	Carter (1969)	Ayers and Westcot (1976)
	CE (dS/m)	CE (dS/m)	CE (dS/m)	CE (dS/m)
C1	0.1-0.25	<0.25	<0.4	<0.75
C2	0.25-0.75	0.25-0.75	0.4-1.2	0.75-1
C3	0.75-2.25	0.75-2.25	1.2-2.25	1.5-3.0
C4	>2.25	2.5-4.0	2.25-4.0	>3.0
C5		4.0-6.0		

C1: satisfaisante pour toutes les cultures exceptées les cultures très sensibles.

C2: Généralement satisfaisante bien que quelques cultures sensibles seront affectées.

C3: Satisfaisante pour la plupart des grandes cultures, mais des conditions de salinité vont se développer si le lessivage et le drainage ne sont pas adéquats.

C4: Normalement non recommandée sauf si des cultures tolérantes sont cultivées. Le lessivage et le drainage sont impératifs.

1.3.1 La classification des eaux par l'USSS - Riverside (1954)

Cette classification se base sur les effets directs des eaux d'irrigation par apport aux sels et au sodium. L'impact de ce dernier est exprimé par le SAR. La classification de l'USSS préconise des domaines de qualité des eaux pour prédire les effets de ces eaux d'irrigation. Le tableau n°9 montre les différentes classes représentant les risques croissants de l'alcalinité des eaux d'irrigation en fonction du SAR.

Tableau 9. Classe du danger d'alcalinisation du sol (SAR)

Nomination	Classe	Interprétation
Classe1 (S1)	$0 < SAR \leq 10$ Bas taux de sodium	Eaux utilisables pour l'irrigation de presque tous les sols. Danger d'alcalinisation réduit, bien que certaines cultures sensibles au sodium puissent être gênées.
Classe 2 (S2)	$10 < SAR \leq 18$ Taux moyen de sodium	Le danger d'alcalinisation des sols est appréciable dans les sols à textures fine et à forte capacité d'échange, surtout dans la condition de faible lessivage. Eau utilisable sur les sols de texture grossière, ou sur les sols organiques ayant une bonne perméabilité.
Classe 3 (S3)	$18 < SAR \leq 26$ Taux élevé de sodium	Eaux pouvant provoquer l'apparition d'une alcalinité dangereuse dans la plupart des sols, à l'exception des sols pauvres en argile. Emploi exigeant la mise en œuvre d'un aménagement spécial assurant un bon drainage et fort lessivage. L'addition de matière organique, d'amendements chimiques est souvent nécessaire.
Classe 4 (S4)	$SAR > 26$ Taux très élevé de sodium	Eaux souvent inutilisables pour l'irrigation, présentant un fort danger d'alcalinisation. Ces eaux sont utilisées pour l'irrigation, seulement si leur salinité permet l'addition de calcium ou si le sol en contient suffisamment.

(Source : Durant, (1982))

La classification de Riverside combine entre les valeurs de la CE et celles du SAR pour évaluer la qualité des eaux d'irrigation comme le montre le diagramme de la figure n°13.

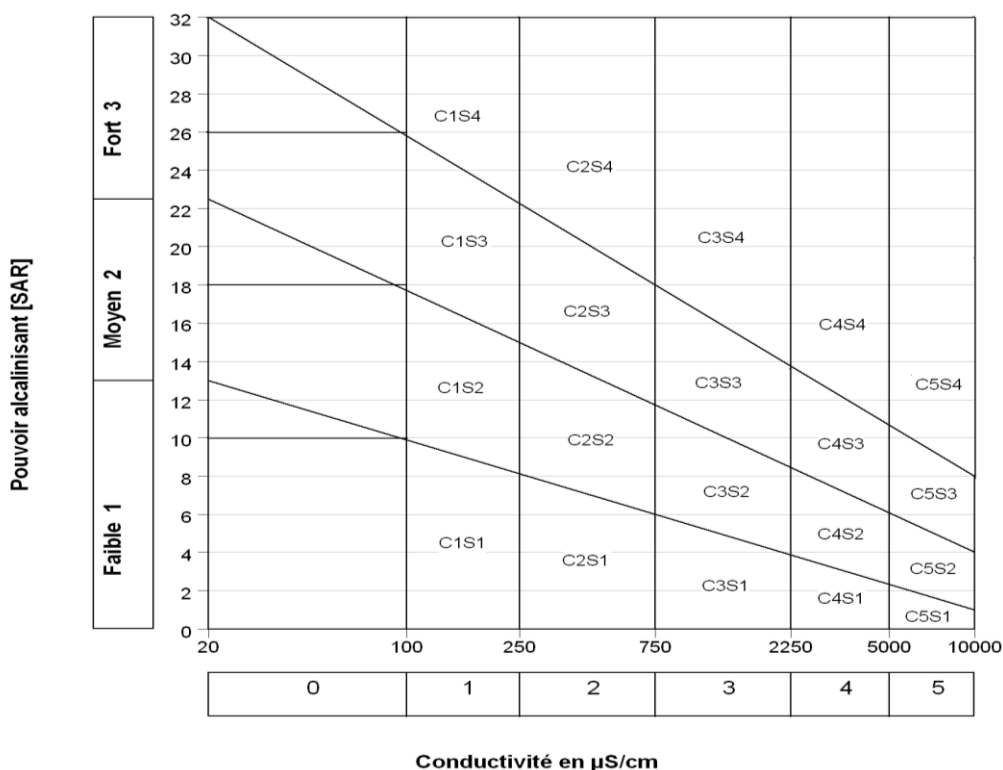


Figure 13. Classification de Riverside.

Les classes du graphique (fig.13) qui sont issues de la projection des classes de la CE en abscisses et les classes du SAR en ordonnées, permettent de déterminer la qualité de l'eau.

Plusieurs auteurs ont interprété les classes issues du diagramme de Riverside (fig.13). Selon Durant (1982), ces classes sont qualifiées de la façon suivante :

Classe	Interprétation
C1S1	Eau présentant une bonne qualité pour l'irrigation, utilisable avec précautions pour les plantes sensibles.
C1S2, C2S1	Eau de qualité bonne à moyenne a utilisé avec précaution pour les sols mal drainés et pour les plantes sensibles
C1S3, C2S2 et C3S1	Qualité moyenne à médiocre a utilisé avec précaution ; nécessite un drainage avec des doses de lessivage et/ou apport de gypse.
C1S4, C2S3, C3S2 et C4S1	Eau de qualité médiocre à mauvaise, utilisée avec précaution pour les sols lourds et les plantes sensibles, l'emploi pour les sols légers et bien drainés nécessite une dose de lessivage et/ou apport de gypse.
C2S4, C4S2 et C3S3	Eau de qualité très mauvaise utilisée que pour les sols légers et bien drainés et pour les plantes résistantes avec nécessité de doses de lessivages et/ou apport de gypse.
C3S4, C4S3	Qualité très mauvaise a n'utilisé que pour les circonstances exceptionnelles.
C4S4, C5S3 et C5S4	Eau déconseillée pour l'irrigation.

1.3.2. Classification selon la FAO (1974)

La FAO a établi également une classification des risques de salinisation et d'alcalinisation des sols par les eaux d'irrigation. Cette classification utilise également la conductivité électrique comme indicateur de salinité et le SAR comme indicateur de la sodicité. D'après cette classification (fig.14), une eau d'irrigation ne représente aucun risque si sa CE est inférieure à 0,7 dS/m alors qu'une eau dont la CE est, supérieure à 3 dS/m empêche le bon développement des plantes (Ayers et Westcot, 1988). Pour évaluer les risques de sodicité, le SAR de l'eau a été ajusté afin de prendre en compte le phénomène de précipitation des carbonates au contact du sol.

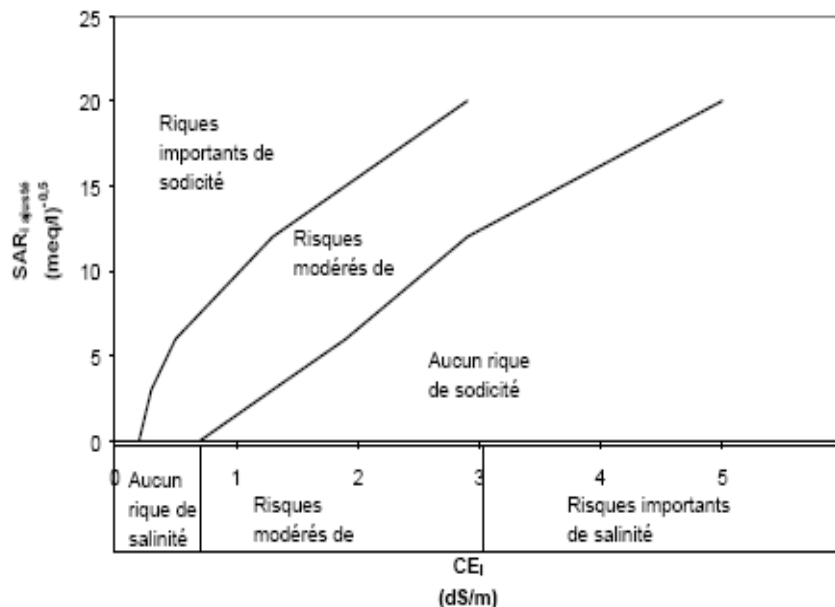


Figure 14. Risques de sodicité des eaux d'irrigation (FAO, 1974).

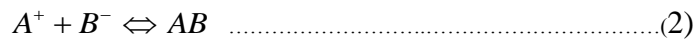
1.4. Le concept d'alcalinité résiduelle

1.4.1. Précipitation et dissolution de minéraux

C'est le processus de concentration de la solution du sol irrigué qui est à l'origine de la salinisation (Vallès, 1989). Ce processus graduel s'accompagne de la précipitation successive des minéraux, du moins soluble au plus soluble. En théorie, une solution où deux ions A^+ et B^- sont susceptibles de se combiner pour former un minéral AB , il faut envisager deux phases distinctes au cours du processus de concentration :

- en deçà de la saturation de la solution vis à vis du minéral, la paire d'ions se concentre à la même vitesse que l'ensemble de la solution;

- à l'équilibre, les ions précipitent comme suit



Les conditions de l'équilibre sont régies par :

$$K_s = \frac{(A^+)(B^-)}{(AB)} \dots\dots\dots(3)$$

Avec : (A^+) activité ionique de A ; (B^-) activité ionique de B

K_s , désigne une donnée thermodynamique du minéral AB, constante à une pression et à une température données.

Pour un minéral AB, $(AB) = 1$ par convention (condom, 2000), de sorte que lorsque le minéral et la solution sont en équilibre, on obtient :

$$K_s = (A^+)(B^-) \dots\dots\dots(4)$$

$$- pK_s = \log(A^+) + \log(B^-) \dots\dots\dots (5)$$

Où : pK_s : produit de solubilité du minéral AB

Les activités des ions A et B ne peuvent croître simultanément : le produit de solubilité étant constant, la concentration simultanée des deux espèces chimiques présentes ne peut se faire. En fonction de leur rapport de concentration dans la solution, la concentration de l'espèce majoritaire va s'accroître tandis que celle de l'espèce associée va diminuer jusqu'à s'annuler (Vallès et al, 1989). Cette propriété connue sous le nom de « Loi du T » (fig.15) (Vallès et al, 1989 ; Tabet, 1999 ; Condom, 2000 ; Barbério et al, 2004) constitue aujourd'hui ce qu'on appelle la loi de l'alcalinité résiduelle. Elle permet de prévoir quel est l'ion dont l'activité croît lors de la concentration (Samba, 1998 ; Barbério et al, 2004).

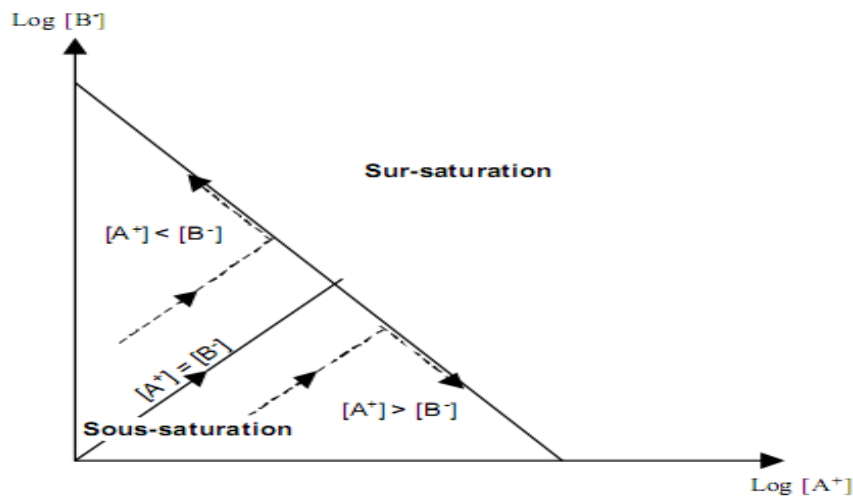


Figure 15. Evolutions de la concentration des ions selon la loi du T (Vallès et al, 1989).

1.4.2. L'alcalinité résiduelle

L'alcalinité résiduelle n'est qu'autre que le concept proposé par Eaton, (1950), et Richards, (1954), nommée « Residuel Sodium Carbonates (RSC) », elle est définie comme étant la part de l'alcalinité qui n'est pas neutralisée par les cations divalents (Al Droubi, 1976). Elle est souvent considérée à la précipitation de la calcite et de la sépiolite (Condom, 2000 ; Marlet et Job, 2006).

$$RSC = (HCO_3 + CO_3) - (Ca + Mg) \dots \dots \dots (mmol_c.L^{-1}) \quad (1)$$

Cependant, dans les milieux où on assiste qu'à la précipitation de la calcite, Hardie et Eugster, (1970), puis Van Beek et Van Breemen, (1973), définissent la notion d'alcalinité résiduelle calcite ($AR_{calcite}$), elle est calculée :

$$AR_{calcite} = (HCO_3 + CO_3) - Ca \dots \dots \dots (mmol_c.L^{-1}) \quad (2)$$

La généralisation de l'alcalinité résiduelle (ARG) est relative à la précipitation de plusieurs minéraux successive (Droubi et *al.*, 1980) . Aussi, l'ARG est particulièrement efficace pour prévoir le sens d'évolution des concentrations de différents éléments dissous et en conséquence la voie du faciès chimique. Historiquement, ce fut sa première application.

1.4.3. Les risques d'évolution chimique d'une eau d'irrigation

Le danger que peut représenter l'eau d'irrigation a été souvent apprécié à l'aide du taux d'adsorption en sodium (*SAR ou Sodium Adsorption Ratio*) mais cela pose des problèmes

Si cette dernière présente un signe d'alcalinité résiduelle positive (Samba, 1998). Selon Barbiéro et *al.*, (2004), le concept de SAR présente deux problèmes principaux :

1. L'évaluation du risque de sodicité par le SAR a été établie empiriquement par des données rassemblées principalement en Amérique du Nord (Richards, 1954) qui évoluent en voie saline neutre sous l'influence de l'évaporation (Cheverry, 1974). En général, les eaux utilisées présentent une alcalinité résiduelle de calcite négative ($RA_{calcite} < 0$), et le risque de sodicité est pratiquement inexistant dans ce cas. D'autre part, le risque de sodicité est présent dans les endroits où les eaux d'irrigation ont une alcalinité résiduelle de calcite positive ($RA_{calcite} > 0$) tels que ceux du Niger (Cheverry, 1974). Par conséquent, dans le dernier cas, l'utilisation du concept du SAR mène à une sous-estimation du risque de sodicité, comme il a

été observé pour l'eau d'irrigation utilisée dans la vallée du Niger au Mali (Valles *et al.*, 1989) ou au Niger (Barbiéro *et al.*, 1995).

2. L'évaluation du risque de sodicité du SAR est une vue statique du problème et ne tient pas compte des changements de la chimie de l'eau due à la concentration après évaporation. Ceci est illustré dans figure. 3, où l'évolution du SAR et la conductivité électrique (CE) de trois types d'eau pendant une expérience d'évaporation à la casserole sont tracées. Les données ont été prises par Valles, (1987), en Tunisie, Gonzalez- Barrios, (1992), au Mexique et Barbiéro, (1995), au Niger. Les trois eaux d'irrigation présentent le même risque de sodisation au sol mais évoluent par trois manières différentes. Par conséquent, l'expérience soulève la limitation du concept de SAR comme critère d'évaluation du risque de sodicité des sols.

1.4.4. Signe d'alcalinité résiduelle et évolution géochimique des eaux

Le concept de l'alcalinité résiduelle (RA) est souvent employé pour analyser les changements et les prévisions de la composition des eaux en fonction des taux de concentration initiale d'une eau d'irrigation. Comparé à la méthode classique du SAR, l'alcalinité résiduelle tient compte des processus géochimiques qui modifient la composition de l'eau d'irrigation qui, potentiellement, va augmenter le risque d'adsorption du sodium du sol irrigué (Al Droubi, 1976 ; Marlet et Job, 2006).

Donc, pour prédire l'évolution de la composition chimique d'une eau d'irrigation, le concept d'alcalinité résiduelle est utilisé. Ce concept a été généralisé à la précipitation successive de plusieurs minéraux (Van Beek, *et al.* 1973 ; Barbiero et Valles, 1992). Selon Vallès, (1989) puis Barrios-Gonzales, (1992), arrivé à Barbiéro *et al.*, 2004 et Marlet et Job, (2006), préconisent tous qu'il est indispensable d'introduire l'alcalinité résiduelle comme critère d'évaluation de la qualité des eaux d'irrigation.

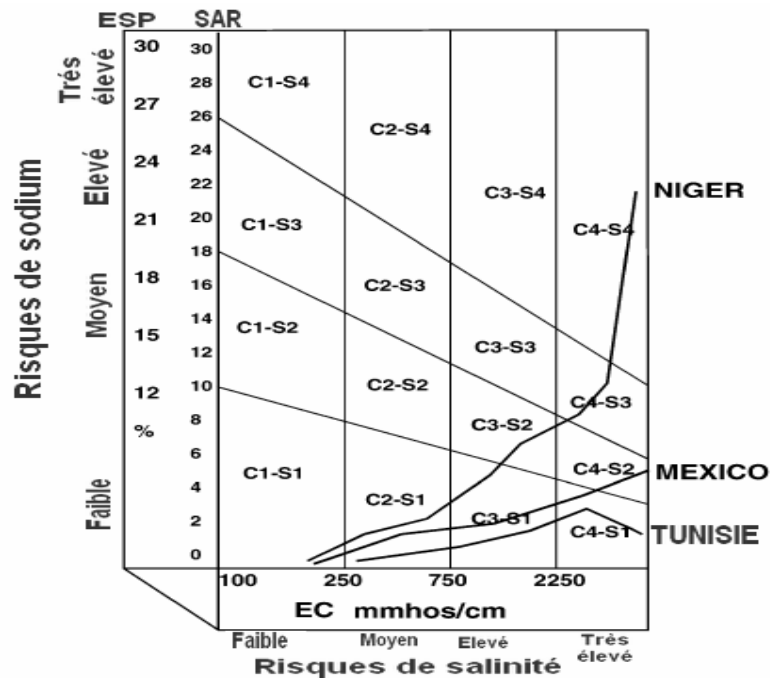


Figure 16. Évolution du SAR et la CE pendant une expérience d'évaporation à la casserole des trois eaux d'irrigation du Mexique, Tunisie et le Niger (Source : Barbiéro et al, 2004)

Le principe de l'alcalinité résiduelle est généralisé à la précipitation de tous les minéraux et permet d'évaluer la composition chimique de l'eau d'irrigation lorsqu'elle atteint une concentration supérieure au seuil de précipitation du minéral pris en considération. Ainsi, la différence entre la concentration équivalente en bicarbonates et carbonates et celles des cations divalents Ca et Mg si elle est positive (>0), a été introduite pour évaluer la précipitation de la calcite et de la sépiolite qui à leurs tours vont influencer la valeur du SAR qui voit sa valeur augmentée dans la solution (Tabet, 1999 ; Condomn, 2000)

$$RSC = \text{Alcalinité carbonatée} - Ca - Mg > 0 \dots\dots\dots \text{mmol}_c.L^{-1} \quad (3)$$

De même, l'alcalinité résiduelle calcite/sépiolite/gypse se réfère à la précipitation de la calcite, de la sépiolite et du gypse et elle se définit par :

$$AR-CSG = \text{Alcalinité carbonatée} - (Ca - Mg) + SO_4 > 0 \dots\dots\dots \text{mmol}_c.L^{-1} \quad (4)$$

Si le RSC est positif, c'est la voie alcaline relative à la précipitation de calcite/sépiolite. Pour ces eaux de type 01 (alcalinité résiduelle positive), il existe un risque majeur d'alcalinisation et de dégradation des propriétés physiques des sols par sodisation dont ne rend pas compte le SAR des eaux d'irrigation initiale. Le risque de salinisation est secondaire, voire négligeable dans la mesure où ces eaux sont généralement peu salées.

Si le signe du RSC est négatif ($RSC < 0$), deux cas peuvent se présenter en fonction du signe de l'alcalinité résiduelle appliquée à la précipitation de calcite de sépiolite et de gypse (AR-CSG) (Marlet et Job, 2006)

- AR-CSG > 0 : L'alcalinité résiduelle devient positive suite à l'addition des sulfates relatifs à la précipitation du gypse, c'est la voie saline neutre à dominances sulfatées ; le risque principal est celui de la dégradation des propriétés physiques des sols suite à une sodisation rapide que le SAR ne caractérise qu'imparfaitement. On pourra secondairement relever un risque de salinisation en fonction de la conductivité électrique des eaux d'irrigation

- AR-CSG < 0 : L'alcalinité résiduelle devient négative même par addition des sulfates, on parle alors de la voie saline neutre à dominance chlorurée. Le risque principal est celui d'une salinisation des sols et le critère déterminant est leur conductivité électrique. La sodisation accompagne généralement cette salinisation en fonction du déséquilibre entre Na et (Ca +Mg), bien représentée par le SAR ; mais le risque de dégradation des sols est faible dans la mesure où la sodisation est progressive et la salinité alors suffisamment élevée pour assurer la stabilité structurale des sols (Samner, 1993 ; Douaoui *et al.* 2004 ; Marlet et Job, 2006).

Les différentes voies de salinisation et d'évolution géochimique des eaux ont été schématisées par Appelo et Prosta, (1993) puis Marlet et Job, (2006).

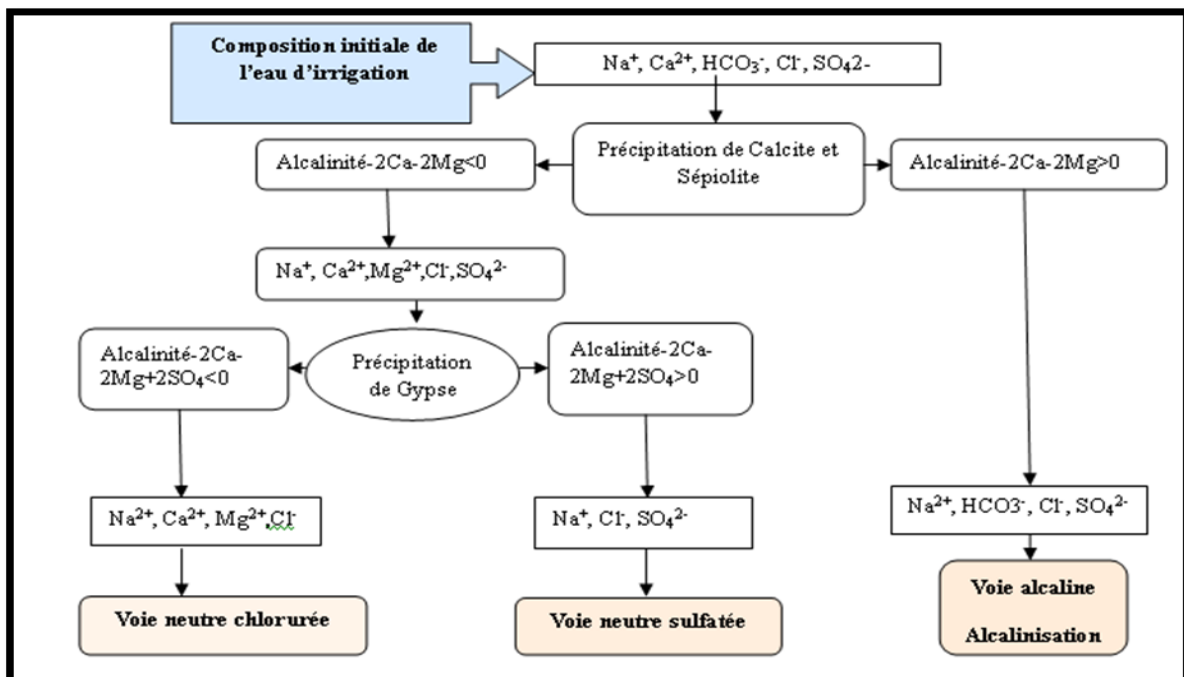


Figure 17. Différentes voies d'évolutions d'une eau d'irrigation suite à la précipitation des minéraux (Appelo et Prosta, 1993 ; Marlet et Job, 2006)

CHAPITRE .III

Matériel et méthodes

CHAP. III. Matériel et méthodes

1. Echantillonnage

Notre campagne d'échantillonnage a été menée durant la saison estivale de l'année 2011, période où la pluie est très rare et les agriculteurs ont recours donc aux eaux souterraines pour irriguer leurs parcelles cultivées. L'échantillonnage a porté sur les points d'eau représentés par des forages et des échantillons de sol prélevés à partir des parcelles irrigués par ces mêmes forages (fig.18)

Au total, le nombre de forages fonctionnels durant cette période été de 30 réparties de façon aléatoire sur notre zone d'étude.

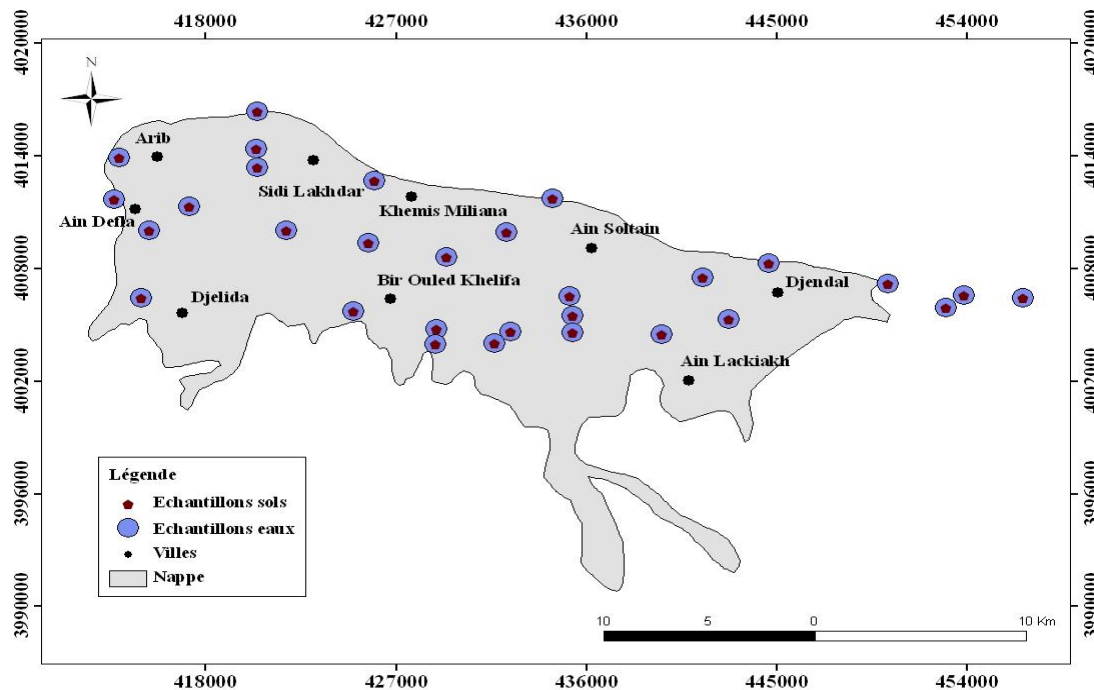


Figure 18. Plan d'échantillonnage des points d'eau et du sol.

2. Les analyses physicochimiques

Le tableau (10) montre les différentes mesures et analyses effectuées sur le terrain et au laboratoire.

Tableau 10. Tableau récapitulatif des mesures et des analyses aux laboratoires.

Paramètres mesurés		Méthodes de mesure (ou analyses au laboratoire)	
		SOL	EAU
Physiques	Conductivité Electrique (CE), conductimètre	Extrait dilué (1/5)	(in situ)
	Potentiel d'Hydrogène (pH), pH-mètre	Extrait dilué (1/2,5)	(in situ)
Chimiques	Cations: Ca ⁺⁺ , Na ⁺ , Mg ⁺⁺	Spectromètre à absorption atomique (Laboratoire INSID)	Spectromètre à absorption atomique (Laboratoire INSID)
	Anions: CO ₃ ⁻ , HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , SO ₄ ⁻	Titrage : CO ₃ ⁻ , HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ Spectrophotomètre : SO ₄ ⁻ (Laboratoire de Pédologie de l'UHBC)	Titrage : CO ₃ ⁻ , HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ Spectrophotomètre : SO ₄ ⁻ (Laboratoire de Pédologie de l'UHBC)

3. Les méthodes d'analyse de données

3.1. Analyse en composantes principales

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) consiste à exprimer un ensemble de variables en un ensemble de combinaisons linéaires de facteurs non corrélés entre eux (Tomassone, 1974), ces facteurs rendent compte d'une fraction de plus en plus faible de la variabilité des données. Cette méthode permet de représenter les données originelles (individus et variables) dans un espace de dimension inférieure à l'espace originel, tout en limitant au maximum la perte d'information. La représentation des données dans des espaces de faible dimension (2 dimensions) en facilite considérablement l'analyse. Le premier axe factoriel est celui qui explique le plus grand pourcentage de la variance totale, le second explique ensuite le plus grand pourcentage de variance résiduelle et ainsi de suite.

L'interprétation des résultats des variables se fait sur le cercle de corrélation. Les variables qui se situent près 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 (Philippeau, 1986).

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 de regrouper les individus qui présentent des ressemblances de comportement.

3.2. Analyse factorielle discriminante

L'analyse factorielle discriminante (A.F.D) est une méthode statistique issue de l'analyse des données (Tomassone, 1988). Son but est de discriminer les groupes d'individus définis à partir d'une classification à priori, à l'aide d'un ensemble de P variables quantitatives, différentes de celles ayant déjà servi à la classification (Voltz, 1986).

L'A.F.D a été utilisée par les cartographes pédologues dans le but de tester une classification préalablement effectuée ou pour une distribution des profils à des classes pédologiques prédéterminées (Douaoui, 2001).

L'A.F.D est une extension de l'analyse de la variance. Dans cette dernière, on dispose d'une seule variable avec deux niveaux différents de variabilités :

- l'un est dû à la variabilité à l'intérieur de chaque groupe ; cette variabilité est caractérisée par une variance résiduelle (on dit aussi variance d'erreur) ;
- l'autre est dû à la variabilité que l'on attribue aux différences entre les groupes.

Tout consiste à savoir si, compte tenu de la première variabilité, la seconde est suffisamment grande pour être jugée significative. Le test qui en découle est un test de Fischer-Snedecor.

Dans le cas d'une A.F.D, nous disposons de plusieurs variables (x_i) avec les mêmes niveaux de variabilités que celles de l'analyse de la variance. On cherche une combinaison linéaire de ces variables de départ tel que le rapport des deux variabilités soit au maximum. On a la combinaison linéaire suivante :

$$Z = a_1 x_1 + a_2 x_2 + \dots + a_i x_i$$

et il s'agit de déterminer les coefficients a_i .

On démontre que Z est le vecteur propre associé à la plus grande valeur de

$$W^{-1} B$$

Avec :

W : est la matrice des variances intra-groupes dont la traduction géométrique est le nuage moyen des points d'un groupe d'individus.

B : est la matrice des variances intergroupes. Celle-ci fait intervenir géométriquement les seuls points moyens des groupes avec un poids proportionnel au nombre d'individus de chacun des groupes.

On va trouver un nombre de vecteurs propres égal au plus petit des deux nombres p et $k-1$ où p est égal au nombre de variables et k au nombre de groupes. Ces vecteurs propres correspondent aux axes factoriels discriminants qui ont, comme en analyse des composantes principales, la propriété d'être non corrélés entre eux.

Les différents axes factoriels discriminants permettent de différencier les groupes d'individus par rapport à leur centre de gravité correspondant, en affectant chaque individu mal classé, de son groupe d'origine vers le groupe d'affectation. Le critère de différenciation étant la distance qui sépare chaque individu au centre de gravité du groupe le plus proche (distance de Mahalanobis).

3.3. La géostatistique

Etymologiquement, le terme géostatistique désigne l'étude des phénomènes naturels (Journel, 1977). La géostatistique est née au début des années 60 (Matheron, 1965), avec comme unique objet initial l'estimation minière. Il s'agissait d'évaluer le tonnage de métal en place, dans un gisement reconnu par sondage, en fonction des teneurs observées sur les échantillons.

Mais Delhomme (1976) est le premier à introduire et à utiliser la géostatistique en hydrologie de surface et souterraine, et à montrer que bon nombre de champs de variables hydrologiques possèdent une structure spatiale et relèvent donc des méthodes géostatistiques (Charges, transmissivité, épaisseur de couches aquifères, lame d'eau précipitée etc.).

La géostatistique présente deux phases :

1- la première est l'analyse spatiale de la variable étudiée grâce au variogramme (variographie)

En étudiant l'évolution du variogramme $\gamma(h)$ en fonction de la distance " h " séparant des couples d'observation, on va analyser la façon dont se détériore l'information acquise en un point au fur et à mesure que l'on s'éloigne de ce point (Douaoui, 2005). Un variogramme est calculé sur une distance inférieure à la moitié de la distance existante entre les deux points les plus éloignés.

2- la seconde emploie une technique de prédiction spatiale utilisant comme outil le krigeage

La méthode utilisée dans la cartographie est le krigeage ordinaire à variogramme global. C'est la forme la plus simple et la plus employée de cette technique.

L'estimation de $Z^*(x_0)$ faite en un point x_0 par ce type de krigeage s'écrit :

$$Z^*(x_0) = \sum_{I=1}^n \lambda_i Z(x_i)$$

Où : n : est le nombre de points expérimentaux pris en compte dans l'estimation

λ_i : est le poids affecté au point expérimental x_i

4. Représentation cartographique et SIG (Système d'Information Géographique)

Le SIG est un outil informatique qui permet la saisie, le traitement et l'analyse d'informations spatialement référencées. Les utilisations d'un SIG sont diverses ; elles se situent à différents niveaux de complexité et vont de la simple consultation de l'information caractérisant les objets spatiaux à la modélisation d'interactions spatiales des phénomènes.

Dans notre cas, c'est le logiciel ArcGis 9.1 qui a été utilisé pour les différentes représentations spatiales de ce mémoire. C'est également ce même logiciel qui a été utilisé dans la cartographie par krigeage.

CHAPITRE .IV

Résultats et discussions

CHAP. IV. Résultats et discussion

1. Caractérisation générale des eaux souterraines de la plaine du Haut-Chélif

1.1. Evaluation de la qualité des eaux d'irrigation

Sous un climat semi-aride à fort déficit hydrique durant une longue période de l'année, l'utilisation des eaux souterraines pour l'irrigation est une pratique courante pour combler les besoins en eaux des cultures. Le recours de plus en plus croissant à ce type d'eau au cours de ces deux dernières décennies nécessite une meilleure connaissance de la qualité de ces eaux.

1.1.1. Faciès Chimiques

Le diagramme de Piper a été utilisé pour déterminer les faciès chimiques des eaux d'irrigation (fig.19). Il apparaît que : du point de vue anionique, les chlorures sont dominants, du point de vue cationique, il y a un équilibre entre les eaux à dominance calcique et les eaux n'ayant pas de cations dominants avec toutefois quelques échantillons magnésiques et sodiques. La position relative globale des points d'eau selon les cations et les anions et tout en tenant compte des deux faciès ioniques précédents montre que le faciès dominant est représenté par les eaux chlorurées calciques (fig.19).

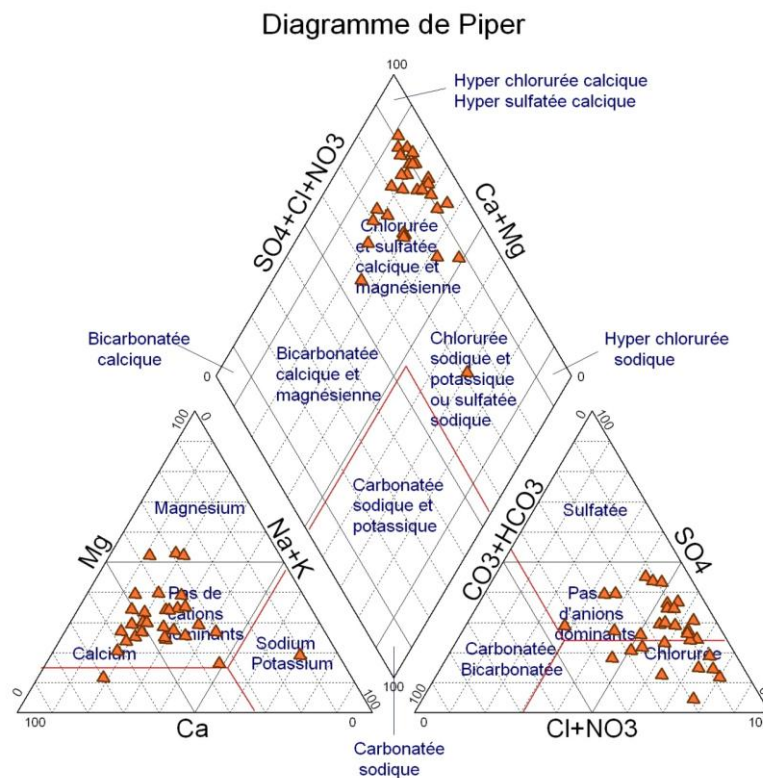


Figure 19. Diagramme de Piper des eaux d'irrigation.

1.1.2. Caractérisation de la qualité des eaux souterraines

Dans la région d'étude et au vu de son climat, la salinité de l'eau d'irrigation est la première caractéristique dont il faut tenir compte. L'accumulation de sels totaux dans le sol qui s'exprime en conductivité électrique (CE) est directement liée à la salinité des eaux d'irrigation. Une moyenne de CE de 2,9 dS/m indique que les eaux sont fortement salées et sont déconseillées pour l'irrigation (Durand, 1982 ; FAO, 1996) (tab.11).

Le SAR qui tient compte de la concentration du sodium par rapport aux calcium et magnésium exprime le risque de la sodicité que peuvent engendrer ces eaux sur le sol à une valeur moyenne de 2,9. Cette valeur ne montre qu'il n'y a pas de risque sur la dégradation physique des sols à cause de la sodicité qui ne présente aucun danger y compris au niveau de la valeur maximale d'une valeur de 9,1 où le risque reste faible.

Le pH des eaux avec une valeur moyenne de 7,6 est encore loin des valeurs seuil, toutefois la valeur maximale de 9,1 dépasse le seuil supérieur de la norme, ce qui signifie que certains points peuvent présenter une menace pour les sols et les cultures en place (tab.11).

Le risque de toxicité par les chlorures est important avec une valeur moyenne dépassant les 15 mmolc/l qui est de loin supérieure à la valeur de 10 mmolc/l au-delà de laquelle la toxicité se pose comme un grave problème (Ayers et Westcot, 1984).

Les bicarbonates qui peuvent constituer un autre danger sur la dégradation physique des sols quand ils sont dominants par rapport au couple calcium-magnésium se trouve en moyenne dans l'intervalle de la classe pouvant conduire à des problèmes selon Ayers et Westcot (1984).

Le magnésium dont la valeur moyenne est égale 8,8 mmolc/l est parmi les ions pouvant réellement provoquer des problèmes de toxicité pour les plantes et éventuellement des risques de dégradation (Douaoui, 2005 ; FAO, 1996).

Tableau 11. Paramètres statistiques des eaux souterraines.

variable	Moyenne mmolc/l	Ecart type mmolc/l	minimum mmolc/l	maximum mmolc/l
Ca	10,3	4,31	1,6	18,4
Mg	8,8	7,28	0,8	30,9
Na	6,1	3,69	1,2	14,1
K	0,2	0,18	0,0	0,6
Cl	15,1	10,30	1,4	42,1
SO4	7,8	6,08	1,1	29,0
HCO3	3,5	0,87	1,7	5,8
NO3	1,4	0,84	0,0	2,7
Ph	7,6	0,33	7,2	9,1
CE dS/m	2,9	1,47	0,6	6,2
SAR	2,9	2,11	0,3	9,1

1.1.3. Le diagramme de Riverside

Le diagramme de Riverside qui est établi en fonction de la CE et du SAR tient compte de l'équilibre entre ces deux variables dont l'une influe sur l'autre. Le risque de la sodicité due au SAR est atténué en présence d'une salinité élevée (Richards et al., 1954).

Le danger de la salinisation des sols est élevé dans ces eaux d'irrigation où la classe C4 avec un risque élevée contient 50 % des points d'eau et la classe C5 à risque très élevé en contient plus de 13% (fig. 20).

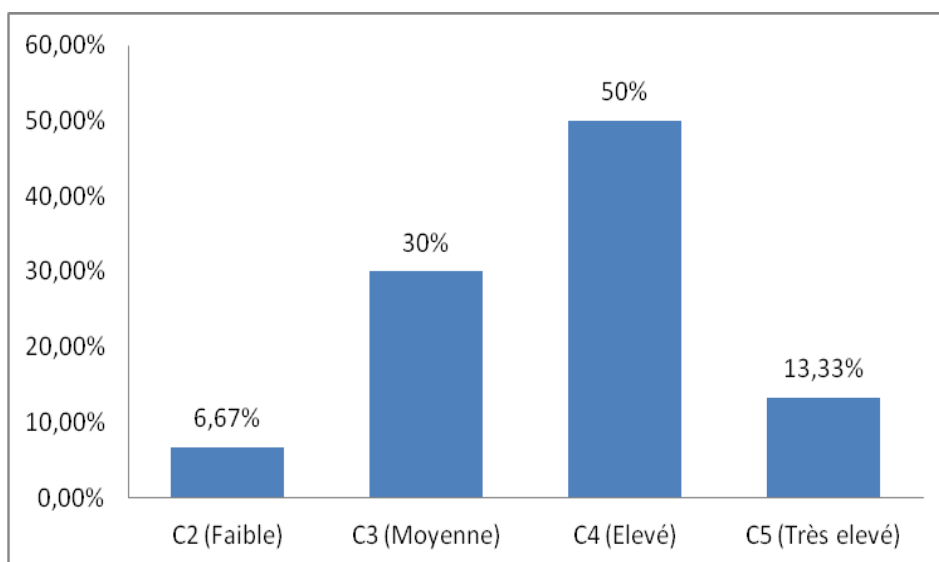


Figure 20. Risque de salinisation dans les eaux d'irrigation (critères Riverside, 1954).

Contrairement à la CE, le SAR ne montre pas de valeurs à risque élevé ou très élevé. Les points d'eau se rassemblent dans les classes S1 et S2 avec respectivement 80 % et 20 % (fig. 21).

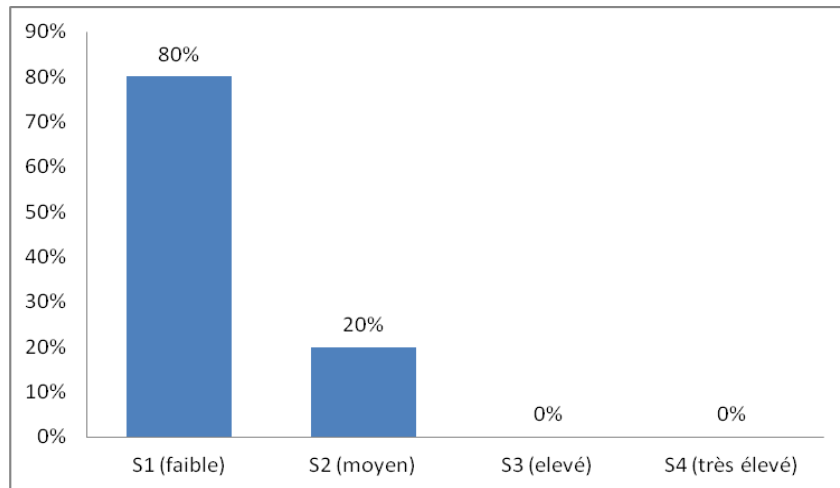


Figure 21. Risque d’alcalinisation dans les eaux d’irrigation (critères Riverside, 1954).

Le diagramme de Riverside montre que c’est la classe C4S1 suivie par la classe C3S1 qui sont les plus dominantes parmi tous les points d’eau. Cette classe présente un fort danger de salinité et un danger d’alcalinité faible. Les autres points d’eau se répartissent à des proportions variables entre les classes : C2S1, C3S2, C4S2 et C5S2.

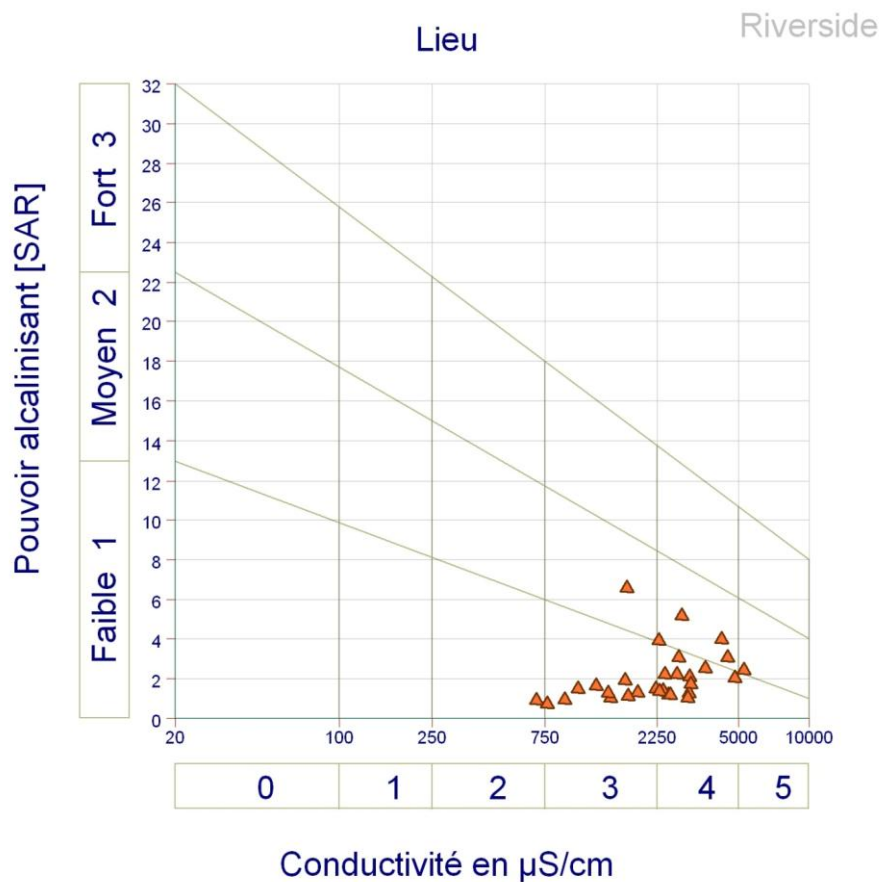


Figure 22. La projection des points sur Le diagramme de Riverside (1954).

En s'appuyant sur les interprétations des classes d'eau issues du diagramme de Riverside, il en ressort qu'il y a un danger réel de salinisation avec un risque faible de sodicité des sols de ces eaux d'irrigation. L'interprétation de ces différentes classes et la suivante :

Classe : C2S1: Eau de qualité bonne à moyenne a utilisé avec précaution pour les sols mal drainés et pour les plantes sensibles.

Classe : C3S1 : Qualité moyenne à médiocre a utilisé avec précaution ; nécessite un drainage avec des doses de lessivage et/ou apport de gypse.

Classe : C3S2, C4S1: Eau de qualité médiocre à mauvaise, utilisée avec précaution pour les sols lourds et les plantes sensibles, l'emploi pour les sols légers et bien drainés nécessite une dose de lessivage et/ou apport de gypse.

Classe C4S2: Eau de qualité très mauvaise utilisée que pour les sols légers et bien drainés et pour les plantes résistantes avec nécessité de doses de lessivages et/ou apport de gypse.

C5S2 : Eau déconseillée pour l'irrigation.

2. Analyse multivariée de la qualité des eaux d'irrigation

Comme une eau est composée de plusieurs paramètres qui interagissent entre eux et agissent souvent simultanément sur les sols, la qualité d'une eau ne peut donc se faire en fonction d'un ou de deux paramètres seulement. Les méthodes multidimensionnelles telles que l'analyse en composantes principales (ACP) et l'analyse factorielle discriminante (AFD) apportent souvent des informations complémentaires nécessaires pour mieux comprendre et interpréter la qualité d'une eau.

2.1. Analyse en composantes principales

L'ACP a été faite sur des variables actives et des variables illustratives (passives). Les variables actives sont : Ca, Mg, Na, K, Cl, SO₄, HCO₃, NO₃ ; les variables illustratives sont le pH et le SAR. Ces deux dernières variables ne participent pas directement dans le calcul des inerties. Ce choix est justifié par le fait que : le SAR est lui-même calculé par des variables (Na, Ca, Mg) faisant partie des variables actives, ce qui conduit à des redondances dans les calculs s'il est pris en compte ; le pH dont la variabilité est très faible entre les échantillons n'aurait eu aucun effet sur la variance globale et n'apporterait pas d'informations supplémentaire intéressantes.

2.1.1. Matrice de corrélation linéaire

C'est toujours intéressant de commencer avec une analyse bivariée en calculant les corrélations linéaires entre les variables des eaux d'irrigation (tab.12). La corrélation la plus élevée est obtenue entre la CE et les chlorures, ce qui montre la part importante qui revient à cette dernière dans la salinité des eaux.

Tableau 12. Matrice de corrélations linéaires entre les variables.

	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	HCO3	NO3
Ca	1,00							
Mg	0,72	1,00						
Na	0,37	0,47	1,00					
K	-0,11	0,17	0,18	1,00				
Cl	0,74	0,81	0,70	0,03	1,00			
SO4	0,55	0,69	0,56	0,40	0,54	1,00		
HCO3	0,24	0,42	0,49	0,35	0,34	0,44	1,00	
NO3	0,45	0,06	0,01	-0,12	0,06	0,18	-0,09	1,00
CE	0,71	0,81	0,68	0,12	0,85	0,76	0,42	0,18

En gras, les corrélations significatives au seuil de 5%

2.1.2. Résultats préliminaires de l'ACP

Le premier axe occupe plus de 51 % de la variance totale et contient donc le maximum d'informations. L'axe 2 qui n'est pas négligeable est à 17 % totalisant ainsi 70 % de l'information avec l'axe 1. L'axe 3 qui pourrait être pris en compte dans l'analyse des données se rapproche des 11 %. Les autres axes sont trop dispersés et contiennent de faibles variances pour être pris en compte dans l'interprétation.

Tableau 13. Valeurs propres des axes principaux

Numéro	Valeur propre	Pourcentage	Pourcentage cumulé
1	4,6774	51,97	51,97
2	1,5385	17,09	69,07
3	0,9680	10,76	79,82
4	0,6314	7,02	86,84
5	0,5346	5,94	92,78
6	0,3203	3,56	96,34
7	0,1617	1,80	98,13
8	0,1168	1,30	99,43
9	0,0513	0,57	100,00

2.1.3. Etude des variables

La contribution de chaque variable dans la formation d'un axe est donnée par le coefficient de corrélation entre la variable et l'axe considéré qui est d'autant plus importante que son coefficient est élevé (tab.14).

Les variables actives les plus corrélées à l'axe 1 sont par ordre décroissant : CE, Cl, Mg, SO₄, Ca, Na, HCO₃. Le SAR est bien corrélé à cet axe. Ce premier axe représente donc celui de la minéralisation dont les éléments chimique proviendraient essentiellement de l'aquifère des nappes d'eau.

Les variables actives les plus corrélées à l'axe 2 sont par ordre décroissant : K, NO₃, HCO₃. C'est le pH qui est cette fois mieux corrélé à cet axe en tant que variable illustrative. Le deuxième axe représente celui de la pollution dont l'origine est agricole pour le potassium et les nitrates et serait urbain pour les bicarbonates.

L'axe 3 fournit la même information qualitative que l'axe 2 et doit concerner d'autres points d'eau que ceux pris en compte par l'axe 2.

Tableau 14. Corrélations des variables actives et illustratives aux axes principaux.

	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4	Axe 5
Ca	0,78	-0,49	-0,06	0,07	0,20
Mg	0,88	-0,03	0,10	0,31	0,22
Na	0,75	0,21	0,20	-0,39	-0,43
K	0,23	0,73	-0,52	0,25	-0,12
Cl	0,89	-0,14	0,31	0,07	-0,10
SO₄	0,82	0,16	-0,30	0,14	-0,09
HCO₃	0,56	0,50	-0,05	-0,47	0,46
NO₃	0,19	-0,64	-0,67	-0,27	-0,07
CE	0,94	-0,08	0,07	0,04	-0,09
pH	-0,25	0,64	0,12	-0,22	-0,29
SAR	0,88	0,00	0,17	0,20	0,11

Le cercle de corrélation formé par les axes 1 et 2 va dans le même sens que l'interprétation faite pour les axes pris individuellement et montre que la CE qui représente la minéralisation des eaux est influencée le plus par les chlorures pour les anions et par le Mg pour les cations (fig. 23). Le Na et les sulfates ont également une grande influence sur la CE. Il peut être déduit de ce comportement l'existence de plusieurs types de sels avec une dominance des sels chlorurés magnésiques en premier lieu et chlorurés sodiques, sulfato-sodiques et calciques et chlorurés calciques en second lieu.

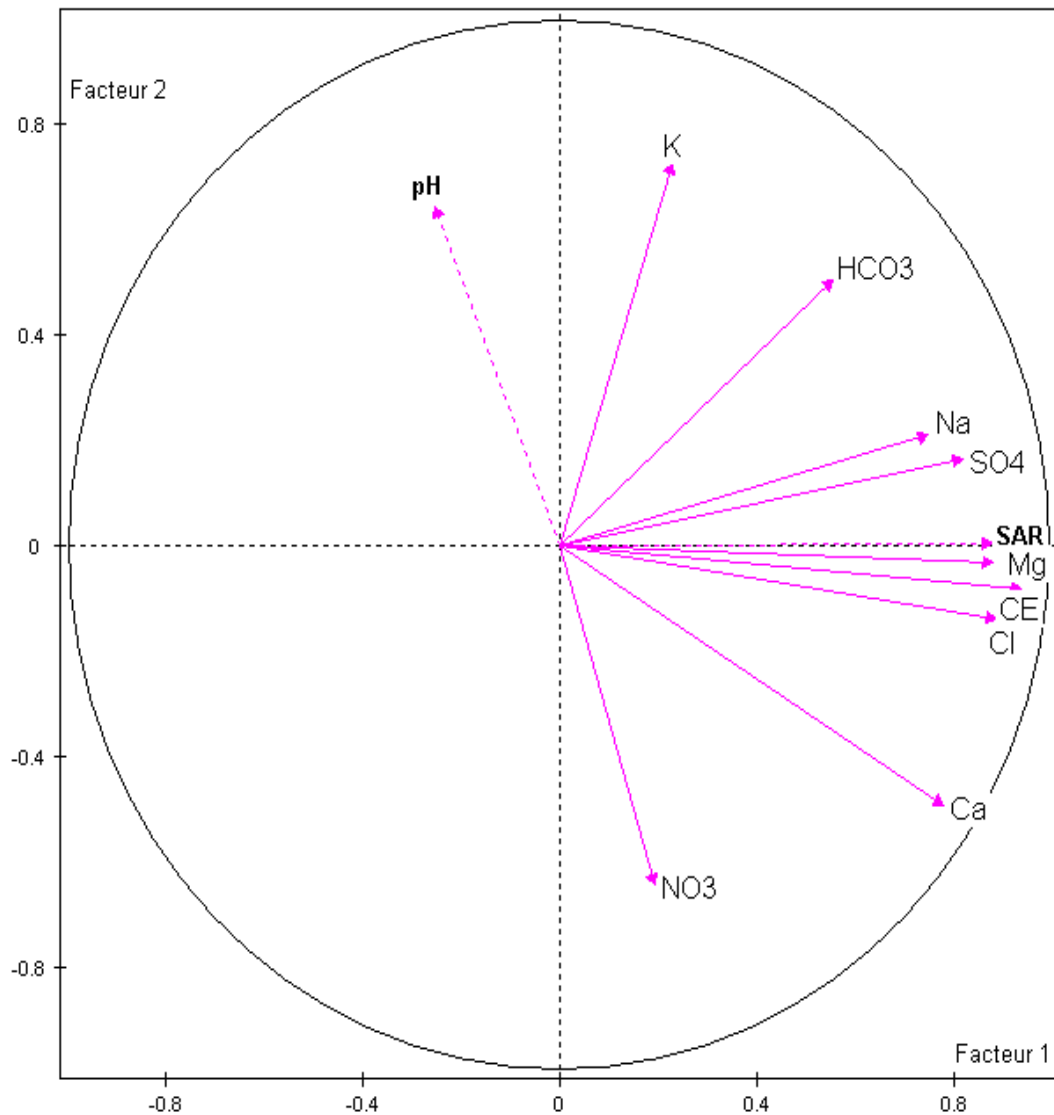


Figure 23. Cercle de corrélation des variables dans le plan formé par l'axe 1 et l'axe 2.

2.1.4. Etude des individus (points d'eau ou forages)

La projection des 30 individus (points d'eau) sur le plan formé par les deux premiers axes (fig.24) montre l'existence de trois groupes d'eau dont la distribution se fait essentiellement selon l'axe 1. C'est d'ailleurs en tenant compte de la part qui revient à cet axe que nous avons tracé les limites entre les groupes. Le point PZ1 est particulièrement influencé par l'axe 2 et ne sera donc pas pris dans la typologie des groupes comme c'est d'ailleurs aussi le cas pour le point 27 qui s'écarte relativement par rapport à l'ensemble des autres points d'eau.

Comme cette classification est purement descriptive et reste relative au premier axe essentiellement, on a complété ces résultats par l'analyse factorielle discriminante (AFD).

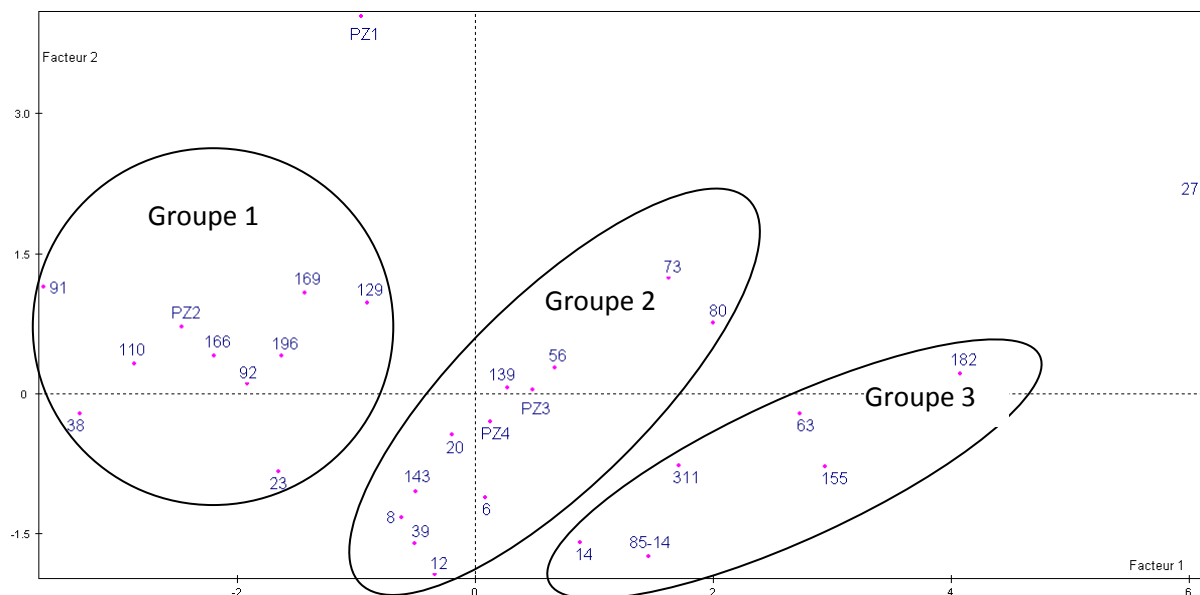


Figure 24. Projection des individus sur le plan formé par les deux premiers axes.

2.2. Analyse factorielle discriminante

L'AFD est une méthode complémentaire de l'ACP ; elle permet d'une part de déterminer les variables qui ont contribué le plus à la discrimination entre les groupe et d'autre part, fournit une classification définitive en tenant compte des groupes déterminés par l'ACP.

Lorsque la statistique Lambda de Wilks globale est plus proche de la valeur zéro que celle de 1, ceci indique l'existence significative d'une discrimination entre les trois groupes

proposés par l'ACP et retenus par l'AFD. C'est le cas dans cette discrimination où Lambda de Wilks globale est égale à 0,05. Ce résultat justifie donc l'application de l'AFD.

La synthèse des résultats de l'AFD effectuée avec un test descendant des fonctions canoniques est représentée dans le tableau n° 15. La première ligne de ce tableau contient le test de significativité de toutes les fonctions combinées. La seconde ligne comporte la significativité des racines restantes, après suppression de la première racine, et ainsi de suite, ce qui permet d'évaluer le nombre de fonctions significatives à interpréter.

Il apparaît donc que c'est uniquement le premier axe qui est significativement discriminant entre les groupes au seuil de 5 %. Ceci confirme l'hypothèse de la prépondérance du premier axe retenue par l'ACP. Cet axe, appelé également fonction, représente 93 % de la variance pour ne laisser qu'une faible part à l'axe 2 qui a fait de lui une fonction non significativement discriminante comme on peut le voir au niveau de valeurs propres, les statistiques partielles de Lambda de Wilks et leurs niveaux de probabilité. (tab.15).

Tableau 15. Résultats des fonctions discriminantes

	Valeur Propre	Lambda de Wilks	Niveau de probabilité
Global	10	0,05	0,0000
Axe 1	0,68	0,59	0,20

En tenant compte de l'axe 1 qui est le seul à être significativement discriminant, il apparaît que les principales variables (ions) qui ont contribué le plus à cette discrimination sont : les nitrates et le magnésium en premier lieu et les sulfates et les chlorures en second lieu (tab. 16).

Tableau 16. Corrélation des variables aux fonctions discriminantes

	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	HCO3	NO3	CE
Fonction 1	0,00	-0,77	-0,33	0,01	-0,45	-0,58	0,11	-0,85	-0,10
Fonction 2	-0,46	0,68	-0,39	0,37	-0,02	0,19	0,19	-0,38	-0,07

Par ailleurs, la position de ces variables à l'intérieur des groupes indiquant un bon classement a été meilleure dans le cas du premier axe pour la CE, le magnésium, le calcium et

les chlorures. Dans le cas du second axe, le magnésium et les nitrates ont été les mieux classés (tab.17).

Tableau 17. Corrélation intragroupes des variables aux fonctions discriminantes

	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	HCO3	NO3	CE
Fonction 1	-0,46	-0,48	-0,27	-0,04	-0,43	-0,32	-0,09	-0,15	-0,51
Fonction 2	-0,34	0,57	-0,25	0,35	0,06	0,11	0,11	-0,51	0,04

La distance de Mahalanobis calculée entre les trois groupes (tab.18) montre que la différence la plus importante se trouve entre le groupe 1 et le groupe 3, ce qui est normal au vu de leurs positions par rapport à l'axe 1 de l'ACP et que la distance est presque équivalente entre les trois groupes avec un léger rapprochement de la qualité entre les groupes 2 et 3.

Tableau 18. Distance de Mahalanobis entre les trois groupes

	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3
Groupe 1	0,00	19,3	63,56
Groupe 2	19,3	0,00	18,4

Enfin, la classification selon les trois groupes par l'AFD donne un pourcentage des individus bien classés égal à 100 %, ce qui est en conformité parfaite avec celle déduite de l'ACP.

2.2.1. Unités homogènes des eaux des trois groupes issus de l'AFD

La moyenne et les écarts types sont utilisés pour évaluer les teneurs et les taux de variabilité des ions dans chacun des groupes d'eaux. Les points d'eau PZ1 et le N°27 sont donnés à titre indicatif (tab.19).

Le groupe 1 est caractérisé par des teneurs moyennes les plus faibles des ions, du SAR et de la CE. L'opposition à ce groupe est représentée par le groupe 3 qui possède les concentrations ioniques les plus élevées ainsi que les valeurs du SAR et de groupe 2 occupe une position centrale mais dissymétrique de tendance vers le groupe 3 (tab.19). C'est donc le groupe 1 qui contient les points d'eau ayant la meilleure qualité des eaux d'irrigation. Le groupe 2 et particulièrement le groupe 3 constituent un risque réel sur la dégradation chimique

des sols par salinisation. Le risque de sodisation reste faible pour les trois groupes. Le point d'eau N°27 a la particularité de posséder à la fois un risque de salinisation des sols très élevé et un risque de sodicité, donc de dégradation physique, à ne pas négliger. Le point d'eau PZ1 contient une faible teneur en calcium et magnésium et une valeur de pH exceptionnellement élevée par rapport aux autres échantillons.

Tableau 19. Paramètres statistiques des 11 variables de l'eau des trois groupes

Variables	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	HCO3	NO3	pH	SAR	CE
Moyenne											
Groupe 1	6,37	3,53	2,79	0,13	5,49	3,58	3,19	0,85	7,66	1,31	1,45
Groupe 2	11,66	6,74	6,77	0,07	15,22	7,19	3,32	1,85	7,59	2,55	2,87
Groupe 3	14,23	15,93	8,39	0,18	25,63	11,88	3,71	1,62	7,51	4,81	4,33
N° 27	15,83	30,98	11,74	0,523	30,96	28,99	5,8	1,13	7,44	9,08	6,15
PZ1	1,6	2,84	9,74	0,63	8,64	3,55	4,9	0	9,06	1,23	2,1
Ecart Types											
Groupe 1	2,33	1,49	1,03	0,17	3,03	1,76	0,80	0,53	0,24	0,52	0,52
Groupe 2	2,16	1,44	3,43	0,04	2,19	3,56	0,67	0,81	0,23	1,00	0,32
Groupe 3	2,40	5,94	3,37	0,21	11,00	4,61	0,70	0,82	0,13	1,71	

3. Etude géochimique des eaux d'irrigation

3.1. Les voies d'évolution géochimique des eaux souterraines utilisées en irrigation

Il existe au total cinq voies d'évolution géochimique d'une eau qui est soumise à une évaporation entraînant ainsi une concentration ionique de ces eaux (fig.25) :

- 1- La voie saline neutre calcique ;
- 2- La voie saline neutre chlorurée ;
- 3- La voie saline neutre sulfatée ;
- 4- La voie alcaline carbonatée ;
- 5- La voie alcaline sulfatée.

- Le principal problème posé par la voie saline neutre calcique est celui de la salinisation dont le critère déterminant est la conductivité électrique (CE). Le risque d'une sodicité est écarté dans ce cas à cause de la persistance du Ca et Mg dans la solution du sol qui garde un certain équilibre avec le Na en maintenant un faible SAR au cours de la concentration de la solution du sol. Dans une telle situation, le SAR est un bon indicateur du risque de la sodicité des eaux d'irrigation.

- L'augmentation de la CE est également le problème essentiel de la voie saline neutre chlorurée. Dans ce cas, le risque d'une sodicité n'est pas à écarter à cause de l'éventualité d'une augmentation du pourcentage de sodium échangeable du complexe adsorbant du sol suite à l'augmentation de la concentration du Na dans la solution du sol. Toutefois, ce risque reste dépendant de l'équilibre avec la conductivité électrique qui a pour effet de réduire le risque de la sodicité par la concentration élevée en électrolyte qui a pour effet de diminuer l'épaisseur de la double couche des argiles, ce qui agit favorablement sur les forces d'attraction et par conséquent sur la stabilité structurale des sols.

- Pour les eaux à alcalinité résiduelle positive qui est induite par la précipitation de gypse et de la sepiolite, le risque principal est celui de la dégradation des propriétés physiques des sols suite à une éventuelle sodisation que le SAR ne caractérise qu'imparfaitement. Dans le contexte particulier des eaux souterraines de la plaine du Haut-Chélif, la salinisation des sols est également un problème.

- Les deux dernières voies de l'évolution géochimique de ces eaux, en l'occurrence la voie alcaline sulfatée et la voie alcaline carbonatée peuvent provoquer une augmentation du pH rapide et une sévère dégradation des propriétés physiques des sols. Entre les deux voies d'évolutions géochimiques, la voie carbonatée est la plus dangereuse.

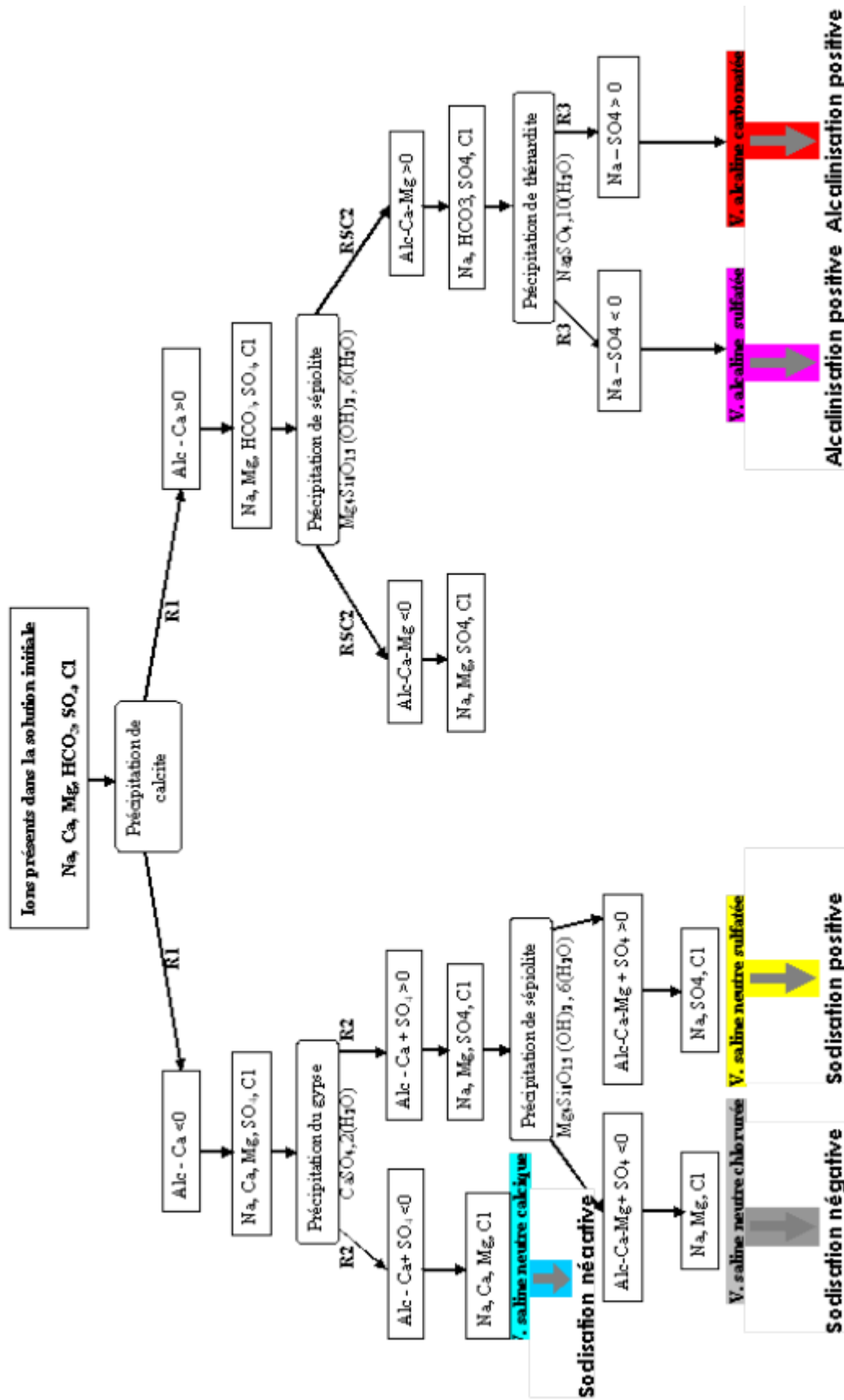


Figure 25. Voies d'évolution géochimiques des eaux d'irrigation

La détermination des différentes voies géochimiques obtenues suite à l'application du concept d'Alcalinité Résiduelle Généralisée sur nos 30 échantillons sont montrés l'existence de quatre voies différentes : saline neutre calcique avec 43 %, saline neutre chlorurée avec 47 %, saline neutre sulfatée avec 7 % et alcaline carbonatée avec seulement 3 % soit un seul échantillon qui est d'ailleurs l'un des deux points d'eau n'ayant pas pu être classés parmi les trois groupes d'eau à savoir l'échantillon PZ1. On note ici l'absence de la voie alcaline sulfatée (fig.26).

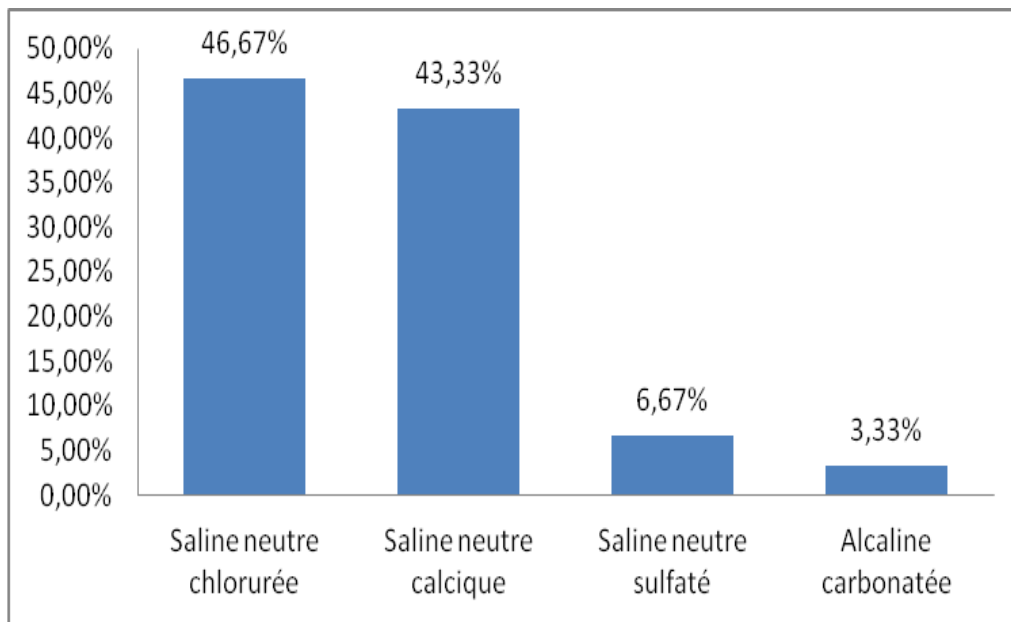


Figure 26. Fréquences des voies d'évolution géochimique des eaux d'irrigation.

Il apparaît que l'ensemble des quatre voies géochimiques obtenues montrent un risque de salinisation élevé. C'est la voie neutre chlorurée qui montre le risque de salinisation le plus élevé avec une CE = 3,49 dS/m ; elle est suivie par la voie neutre calcique d'une CE = 2,41 dS/m et la voie alcaline avec une CE = 2,10 dS/m. La plus faible salinité est observée au niveau de la voie neutre sulfatée avec une CE = 1,83. Les faibles valeurs moyennes du SAR obtenues pour les quatre voies ne montrent pas de risque de sodicité.

Tableau 20. Différentes voies géochimiques avec le SAR et la CE correspondant

	Saline neutre chlorurée	Saline neutre calcique	Saline neutre sulfaté	Alcaline carbonatée
FRE %	46,67%	43,33%	6,67%	3,33%
CE (dS/m)	3,49	2,41	1,83	2,10
SAR	3,55	2,51	1,93	1,23

La répartition géographique des points d'eau montre que les échantillons à voie saline neutre chlorurée se propagent sur toute la plaine et se concentrant essentiellement au centre de la plaine autour de la localité Bir Ouled Khelifa, à l'ouest de la plaine et à son extrême est. On retrouve la même répartition pour les points d'eau à voie saline neutre calcique avec une localisation pour certains échantillons dans la partie nord-ouest de la plaine où on retrouve également les deux échantillons à voie saline neutre sulfatée. Le point d'eau à voie saline neutre sulfatée se trouve dans la partie nord-est de la plaine (fig.27).

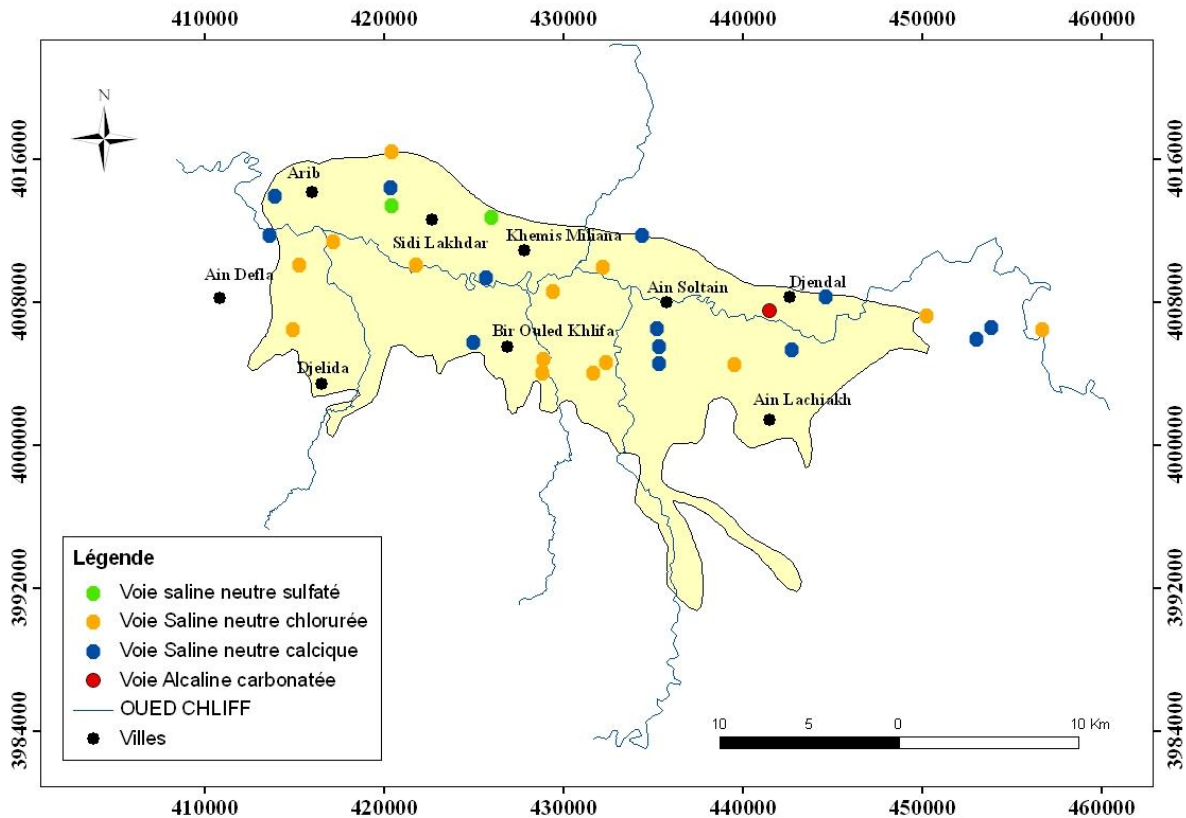


Figure 27. Répartition spatiale des points d'eau dans la plaine du Haut Cheliff.

3.2. Caractérisation géochimique des eaux d'irrigation

Les analyses chimiques obtenues sont ordonnées suivant leur teneur en ion chlorure qui est un bon indicateur de l'état de concentration d'une eau, puisque cet ion ne précipite qu'à des forces ioniques très élevées. Par la suite, on peut calculer un facteur de concentration (FC) des eaux en divisant la molalité des chlorures par la molalité de l'eau la plus diluée dans les eaux souterraines (Cl^*). Il s'agit en fait d'utiliser les chlorures comme étant des traceurs chimiques et des facteurs de concentration des eaux.

Les concentrations des ions sont placées dans des diagrammes présentant en ordonnée le logarithme de la molalité et en abscisse le logarithme du facteur de concentration (FC). Dans ces diagrammes, les molalités des ions chlorures apparaissent alignées suivant une droite de pente égale à 1. Des courbes polynomiales d'ordre 4 ont été tracées pour mieux voir l'évolution des éléments lors de la concentration des eaux.

Les résultats montrent que comparativement par rapport à la tendance générale des courbes des ions, la molalité de l'alcalinité (représentée par HCO_3) tend à décroître vers des fortes valeurs de FC, ce qui n'est pas le cas pour les sulfates par exemple. A priori, il y aurait précipitation du gypse pour de fortes valeurs de FC, ce qui est conforté par la diminution parallèle de la molalité de Ca aux fortes valeurs de FC (fig.28). Dans ce cas de figure, la molalité de Ca diminue en se précipitant sous forme de gypse ($\text{CaSO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$), alors que la molalité de Na augmente dans les eaux, ce qui provoquerait une augmentation du SAR.

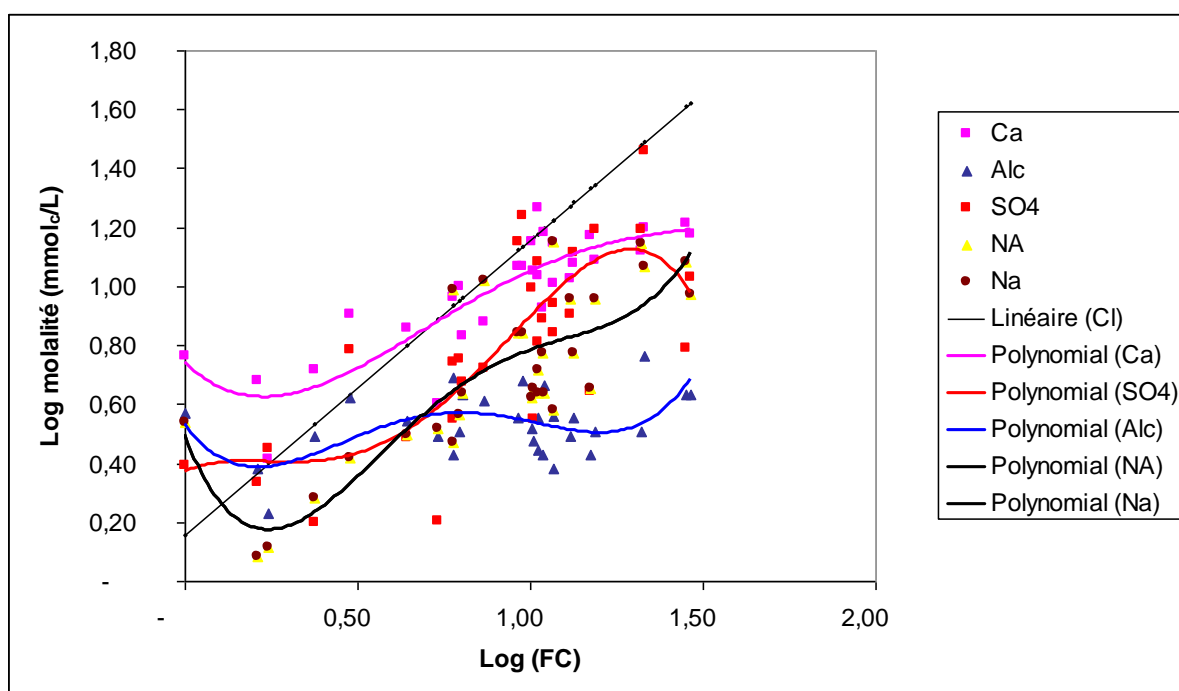


Figure 28. Simulation de l'évolution géochimique des ions en fonction des facteurs de concentration au cours de l'évaporation

La prédiction de l'augmentation du SAR en fonction de l'évolution géochimique des eaux d'irrigation au cours de leur concentration par évaporation devient encore plus crédible lorsqu'on voit que l'augmentation du SAR est proportionnelle au facteur de concentration

comme le montre le digramme de cette relation où le coefficient de détermination $r^2 = 0,64$ (fig.29).

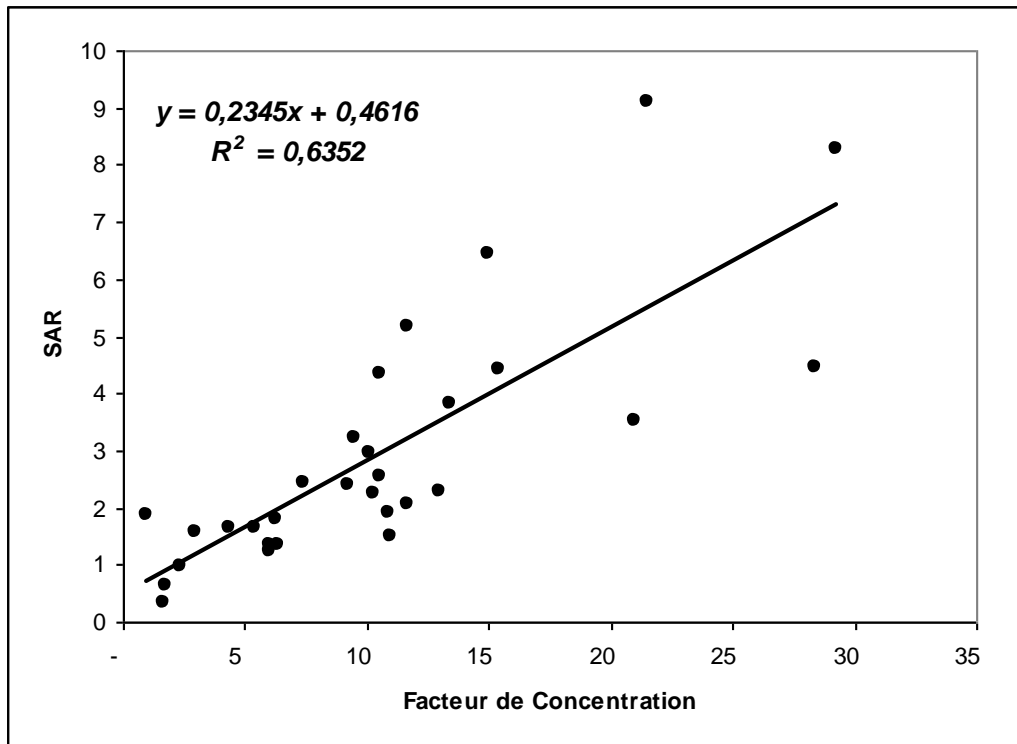


Figure 29. Diagramme de l'évolution du SAR en fonction du facteur de concentration

Les indices de saturation calculés par PHREEQC2 en utilisant la base de données Phreeqc.dat explique mieux cette situation. On constate, en effet, que les eaux sont sursaturées en calcite (CaCO_3) avec un léger abaissement au niveau des fortes concentrations, ce qui est tout à fait différent avec le gypse où l'indice devient de plus en plus important en se rapprochant à l'équilibre avec la solution (fortes valeurs de FC). Pour la halite (NaCl), l'indice augmente certes au cours de l'évaporation mais elle reste toujours sous saturée dans les eaux (fig.30).

A la lumière de ces résultats, on peut dire que les eaux du Haut-Chéiff ont tendance à précipiter sous forme de calcite- gypse ($\text{Alc} + \text{SO}_4 > \text{Ca}$) ce qui affecte en particulier l'ion Ca et provoquerait dans ceci une augmentation du SAR. Un tel comportement conduirait à une augmentation du SAR mais progressivement avec en parallèle, comme c'est souvent le cas dans la zone d'étude, une augmentation de la salinité.

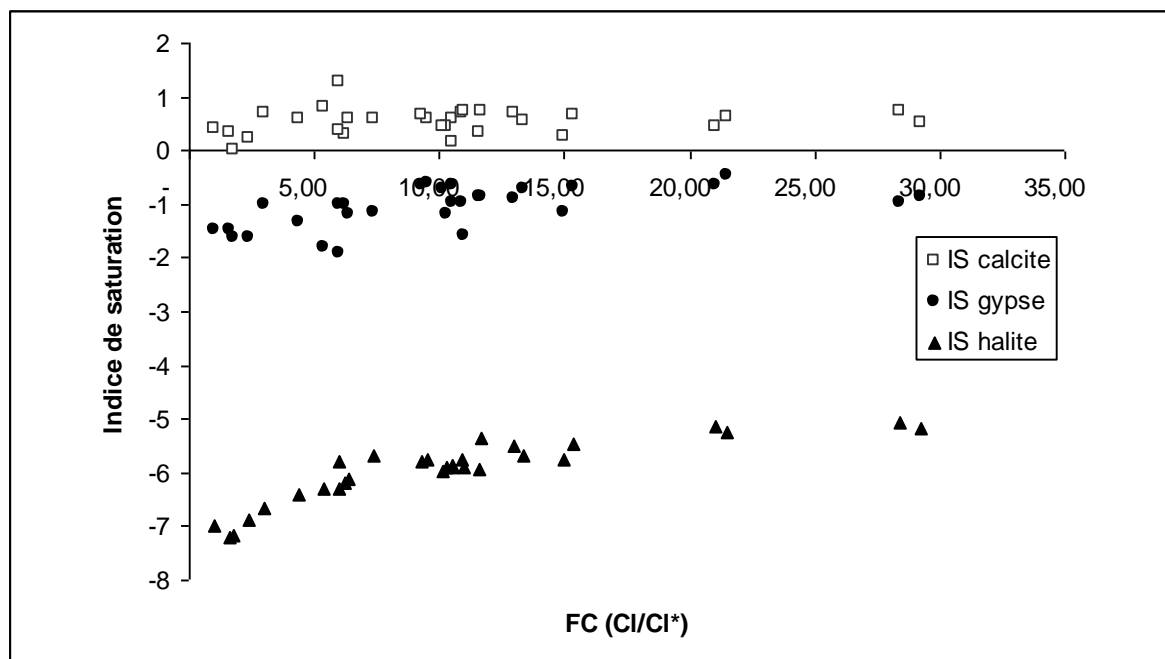


Figure 30. Evolution de l'indice de saturation de la calcite, du gypse et de la halite au cours de la concentration

3.3. Simulation des concentrations de deux types d'eau souterraines

L'évolution géochimique des eaux d'irrigation par une concentration suite à une évaporation simulée a été appliquée sur deux points d'eau (E1, E2) qui montrent une qualité hydrochimique semblable au départ avec des CE et des SAR équivalents (tab.21).

Tableau 21. Caractéristiques hydrochimiques des deux points d'eau sélectionnées pour la simulation

	CE dS/m	pH	Ca mmolc/l	Mg mmolc/l	Na mmolc/l	K mmolc/l	Cl mmolc/l	SO4 mmolc/l	HCO3 mmolc/l	NO3 mmolc/l
E1	1934	7,65	6,81	3,65	4,35	0,04	9,18	4,75	4,30	0,15
E2	1887	7,5	9,22	3,85	2,96	0,05	8,64	5,50	2,70	1,61

La principale différence entre ces deux types d'eau se situe au niveau de l'alcalinité résiduelle calcite gypse :

$$E1 : Alc. - Ca + SO4 > 0$$

$$E2 : Alc. - Ca + SO4 < 0$$

La simulation par évaporation des eaux E1 et E2 a été faite par le logiciel PHREEQC 2 de US Geography en utilisant la base de données standards « phreeqc.dat » suivant la procédure suivante :

Si on admet qu'un litre d'eau pèse 1 kg (Soit 1000g), sachant qu'une molécule d'eau (H₂O) a une masse molaire de 18 g, le litre d'eau contient donc 55,56 moles d'eau. La procédure de la simulation a été faite par des facteurs de concentration constante obtenue par la soustraction d'une quantité d'eau constante à chaque pas de calcul. Cette quantité est évaluée en poids d'eau enlevé. Une masse d'eau équivalente à 5 % a été soustraite à chaque pas de calcul soit $55,56 * 5\% = 2,778$ mole d'eau à enlever à chaque pas. Pour ce faire, l'évaporation a été simulée en 20 facteurs de concentration ; d'une autre manière l'évaporation simulée a concerné 95 % de l'eau en question (fig.31).

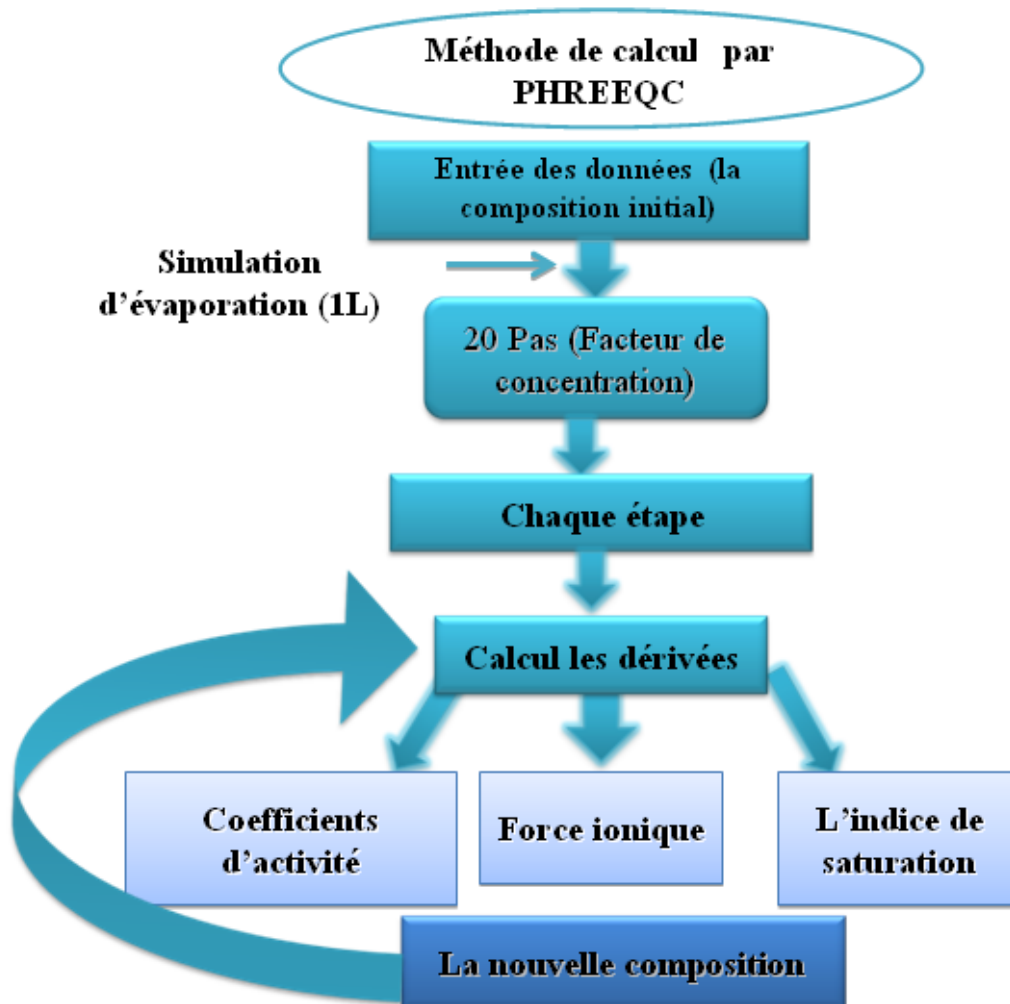


Figure 31. Organigramme de la simulation de l'évaporation

Les résultats de la simulation par évaporation des deux types d'eau sont projetés sur le diagramme de RIVERSIDE (fig.32). On constate que E1 et E2 n'évoluent pas de la même manière ; alors que E2 évolue vers la voie saline, E1 évolue vers une voie plus alcaline. Un pareil résultat montre l'importance de l'étude géochimique des eaux d'irrigation qui ne se contente pas uniquement d'une étude statique ne prenant en compte que la CE et le SAR à un instant donné sans tenir compte des changements géochimiques qui se produisent au cours de l'irrigation. La plaine du Haut Chélif qui se trouve sous un climat semi-aride avec un été très chaud est particulièrement sujette à ce type d'évolution géochimique pouvant entraîner une dégradation structurale des sols et une perte de fertilité à la fois chimique, physique et biologique.

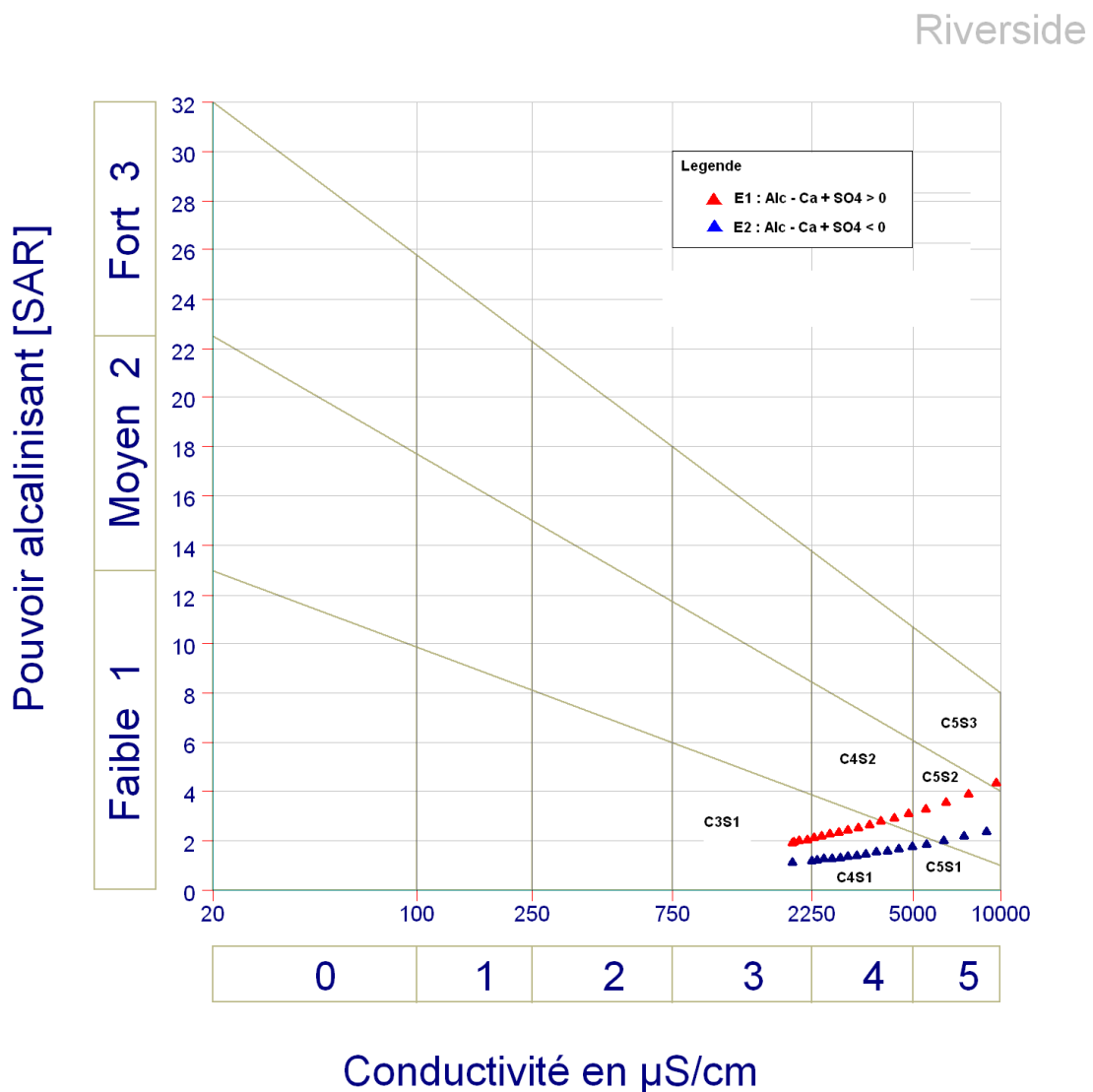


Figure 32. Simulation de la concentration par évaporation des deux points d'eau.

4. Relation entre la qualité des eaux d'irrigation et la qualité des sols

4.1. Caractérisation des sols irrigués

Le bilan ionique de la solution du sol n'est pas très différent de celui des eaux d'irrigation (tab.22). Les quantités du calcium, du magnésium et du sodium sont très proches et montrent les mêmes ordres de grandeur respectif ; la seule différence se trouve pour le potassium dont la teneur de la solution du sol est plus élevée que celle de l'eau d'irrigation. Ce n'est pas le cas pour les anions où se sont les sulfates qui sont dominants pour la solution du sol alors que c'était les chlorures pour l'eau d'irrigation.

La présence plus élevée du potassium dans le sol pourrait être expliquée par l'apport des engrais potassiques et celle des sulfates par la présence du gypse dans les sols.

Le pH et le SAR sont équivalents entre les deux milieux alors que la CE qui devrait être logiquement plus élevée dans le sol que dans les eaux d'irrigation à cause de l'accumulation des sels dans les horizons suite au couple évaporation-précipitation. Cette diminution est expliquée par la lixiviation des sels par les eaux de pluie et par l'irrigation dans la majorité des cas par les eaux des barrages durant la période estivale.

La densité apparente, les teneurs en MO et la stabilité structurale montrent que les sols sont de bonne qualité physique.

Tableau 22. Statistiques sommaires des propriétés des sols irrigués

Variables	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum	CV
Ca mmolc/l	10,99	6,34	4,01	38,08	0,58
Mg mmolc/l	6,54	4,78	2,03	24,3	0,73
Na mmolc/l	4,03	2,3	1	9,96	0,57
K mmolc/l	1,46	1,79	0,05	6,85	1,23
Cl mmolc/l	4,5	3,55	1,8	16,2	0,79
SO4 mmolc/l	6,54	5,94	0,24	22,8	0,91
HCO3 mmolc/l	0,25	0,3	0,01	1,42	1,20
CE dS/m	1,43	1,36	0,48	6,88	0,95
Ph	7,69	0,26	6,94	8,15	0,03
SAR	1,4	0,74	0,41	3,12	0,53
Da	1,43	0,23	0,74	1,92	0,16
M.O %	3,01	0,83	1,27	4,79	0,28
CaCO3 %	3,18	2,64	0,21	8,92	0,83
MWD mm	1,95	0,49	0,75	2,67	0,25

Les corrélations les plus significatives sont obtenues par la CE, ce qui est tout à fait logique au vu de la participation des ions dans constitution même de la salinité. Le problème reste posé pour les sulfates qui ne montrent pas de corrélations avec la CE qui est inversement proportionnelle au SAR et au pH ce qui montre la nature neutre des sels de la solution du sol. Dans le même sens, on peut voir que la salinité est proportionnelle à la stabilité, ce qui peut être expliqué par le rôle positif des électrolytes sur le rétrécissement de la double couche des argiles qui augmente les forces de cohésion. La MO agit positivement sur la stabilité alors que les bicarbonates jouent le rôle inverse. La corrélation la plus élevée est obtenue entre le sodium et le SAR (0,92), ce qui agit négativement sur la densité apparente.

Tableau 23. Matrice de corrélation entre les propriétés du sol

	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	HCO3	CE	pH	SAR	da	MO	CaCO3
Mg	0,56	1,00											
Na	0,35	0,24	1,00										
K	0,60	0,37	0,25	1,00									
Cl	0,49	0,41	0,16	0,70	1,00								
SO4	-0,29	-0,18	0,02	0,17	0,02	1,00							
HCO3	-0,03	-0,02	-0,28	-0,24	-0,26	-0,25	1,00						
CE	0,76	0,50	0,54	0,87	0,64	0,08	-0,29	1,00					
pH	-0,36	-0,19	-0,21	-0,45	-0,28	0,07	0,02	-0,43	1,00				
SAR	0,00	-0,04	0,92	-0,01	-0,04	0,10	-0,24	0,26	-0,10	1,00			
da	-0,30	-0,22	-0,35	-0,41	-0,12	-0,08	0,03	-0,35	0,48	-0,24	1,00		
MO	0,37	0,15	0,40	0,60	0,42	-0,12	-0,39	0,55	-0,50	0,31	-0,53	1,00	
CaCO3	0,07	0,21	0,51	-0,11	0,14	-0,04	-0,19	0,04	0,11	0,47	-0,09	-0,06	1,00
MWD	0,31	0,03	0,23	0,40	0,27	-0,10	-0,43	0,37	-0,52	0,18	-0,30	0,78	-0,19

En gras, les corrélations significatives au seuil de 5 %

Les corrélations significatives entre les variables de la solution du sol et celles des eaux d'irrigation ne sont pas nombreuses (tab.23). Toutefois, certaines de ces corrélations sont intéressantes et sont indicatrices de l'existence de relations entre la qualité des eaux d'irrigation et la qualité des sols.

On peut remarquer en premier lieu que pour les variables liées aux bilans ioniques des deux milieux, quelque fois, ce sont celles de l'eau d'irrigation qui sont les plus corrélées à celles de la solution du sol comme on peut le voir pour les sulfates, les bicarbonates et la CE et inversement comme on peut le voir pour le Mg et le SAR.

Pour les autres propriétés du sol, la densité apparente est inversement proportionnelle avec la CE et l'ensemble des autres ions de l'eau d'irrigation, et elle est proportionnelle au SAR de

cette eau. La stabilité structurale semble être négativement influencée par les bicarbonates et le pH de l'eau.

Les variables de même nature appartenant aux deux milieux et possédant des corrélations significatives entre elles sont le Na, la CE et le SAR, ce qui témoigne de l'existence d'une influence de la qualité des eaux au vu de l'importance de ces trois propriétés qui les plus utilisées en tant qu'indicateurs de la dégradation des sols.

Tableau 24. Corrélations linéaires de Pearson entre les propriétés du sol et celles des eaux d'irrigation

	Cae	Mge	Nae	Ke	Cle	SO4e	HCO3e	NO3e	pHe	SARe	CEe
Ca	0,15	0,08	0,45	-0,03	0,26	0,28	0,08	-0,09	0,05	0,13	0,34
Mg	0,16	0,21	0,46	0,52	0,26	0,53	0,4	0,09	0,1	0,24	0,4
Na	0,43	0,55	0,42	0,01	0,46	0,55	0,18	0,21	-0,1	0,57	0,7
K	0,16	0,08	0,19	-0,08	0,23	0,17	-0,11	0,13	-0,22	0,06	0,37
Cl	0,1	0,19	0,27	-0,04	0,29	0,18	-0,04	0,05	-0,08	0,19	0,27
SO4	-0,1	-0,13	-0,15	-0,02	-0,21	-0,1	-0,11	0,21	0,03	-0,15	-0,03
HCO3	-0,13	-0,14	-0,21	-0,02	-0,19	-0,15	0,13	-0,18	-0,03	-0,14	-0,22
CE	0,19	0,19	0,34	-0,04	0,32	0,32	-0,04	0,07	-0,06	0,18	0,51
pH	-0,02	0	-0,16	-0,08	0,02	-0,09	0,09	-0,12	0,24	-0,02	-0,09
SAR	0,41	0,5	0,24	-0,06	0,36	0,39	0,06	0,31	-0,13	0,5	0,54
da	-0,43	-0,26	-0,4	-0,05	-0,35	-0,39	-0,04	-0,35	0,21	-0,3	-0,55
MO	0,27	0,14	0,32	-0,07	0,26	0,29	-0,21	0,36	-0,3	0,17	0,33
CaCO3	0,3	0,38	0,43	0,02	0,34	0,41	0,23	0,03	0,05	0,45	0,41
MWD	0,19	0,14	0,03	-0,16	0,05	0,14	-0,35	0,37	-0,45	0,14	0,08

En gras, les corrélations significatives au seuil de 5 %

La faiblesse de ces corrélations entre la solution du sol et la qualité des eaux nous a amené à calculer un autre type de corrélation non paramétrique connu sous le nom de corrélation de Spearman qui se calcule de la façon suivante :

Coefficient de corrélation de Spearman : $r = (6 / (n^3 - n))$ somme (d_i^2) avec $d_i = (R_i - Q_i)$ où

R_i et Q_i sont les deux séries

Le coefficient de corrélation de Spearman montre des corrélations plus significatives que la corrélation de Pearson et ce en nombre et en valeurs. Les variables de même nature ayant entre elles des corrélations significatives sont : Mg, Na, CE et SAR. L'influence de la qualité de l'eau d'irrigation sur la qualité des sols est également ici mise en évidence par ces

corrélations entre ces propriétés. Les bicarbonates de l'eau montrent également ici une corrélation significative avec la stabilité structurale.

Tableau 25. Corrélations linéaires de Spearman entre les propriétés du sol et celles des eaux d'irrigation.

	Cae	Mge	Nae	Ke	Cle	SO4e	HCO3e	NO3e	pHe	SARe	CEe
Ca	0,23	0,35	0,58	0,11	0,36	0,53	0,33	-0,06	0,10	0,42	0,50
Mg	0,26	0,35	0,60	0,44	0,40	0,62	0,46	0,07	0,07	0,35	0,55
Na	0,48	0,56	0,59	0,17	0,62	0,61	0,11	0,26	-0,05	0,57	0,69
K	0,29	0,38	0,23	0,03	0,35	0,30	0,00	0,16	-0,33	0,34	0,36
Cl	0,03	0,23	0,43	0,25	0,28	0,40	0,04	0,09	0,13	0,31	0,30
SO4	-0,11	-0,10	-0,14	-0,32	-0,17	-0,17	-0,09	0,31	0,06	-0,14	-0,15
HCO3	-0,07	-0,15	-0,19	0,01	-0,23	-0,28	0,05	-0,06	-0,16	-0,10	-0,20
CE	0,38	0,57	0,47	0,07	0,53	0,62	-0,03	0,39	-0,21	0,57	0,59
pH	0,02	-0,03	-0,02	0,32	-0,01	-0,11	0,11	-0,12	0,24	-0,07	-0,02
SAR	0,42	0,46	0,38	0,04	0,51	0,43	-0,04	0,24	-0,10	0,46	0,53
da	-0,41	-0,42	-0,40	0,13	-0,43	-0,44	-0,17	-0,37	0,39	-0,44	-0,48
MO	0,34	0,46	0,22	0,07	0,39	0,46	-0,29	0,51	-0,24	0,36	0,37
CaCO3	0,35	0,43	0,52	0,18	0,39	0,56	0,15	0,15	-0,01	0,50	0,47
MWD	0,07	0,17	0,00	-0,18	0,05	0,11	-0,37	0,33	-0,15	0,15	0,04

En gras, les corrélations significatives au seuil de 5 %

5. Cartographie des indicateurs de la qualité des eaux et des sols

Les indicateurs de la qualité des eaux souterraines sont les principales caractéristiques qui sont utilisées pour évaluer la qualité des eaux d'irrigation et utilisées par les différentes classifications citées en bibliographie à savoir la CE, le SAR et le RSC.

Les indicateurs de la qualité des sols sont diverses et peuvent varier selon les régions et les types d'utilisation du sol. Dans notre cas, on retiendra ceux qui sont liés aux sols irrigués où on retrouve les mêmes paramètres que celle de l'eau en plus de la stabilité structurale qui est une caractéristique physique induite par l'interaction des variables physiques (structure, texture...) et chimique (salinité, sodicité...).

5.1. La salinité

5.1.1. Cartographie de la salinité des eaux

5.1.1.1. Statistiques descriptives de la salinité des eaux

Le tableau n° 26 présente les différents paramètres statistiques de la conductivité électrique des 30 échantillons. Selon la classification USSL Staff (1954), la valeur moyenne de la CE égale 2,87 dS/m représentent des eaux salées. La présence d'une valeur maximale égale à 6,15 dS/m et un écart type avec une valeur égale 1,47 dS/m montrent aussi l'existence des eaux fortement salines.

Tableau 26. Paramètres statistiques de la salinité des eaux.

Paramètres statistiques	CE (dS/m)
Nombre de points	30
Moyenne	2,87
Max	6,15
Min	0,55
Ecar type	1,47

5.1.1.2. La variographie

Le variogramme de la CE montre une continuité dans la structure spatiale de la salinité à l'échelle de la zone d'étude par une fonction linéaire marquant l'absence d'un palier à l'échelle d'étude, ce qui montre une variance continue et progressive en fonction de la distance entre les couples. Toutefois, la valeur élevée de 1,9 (dS/m)² de l'effet de pépité montre relative cette continuité aux faibles distances indiquant une variabilité élevée aux faibles distances (fig. 33).

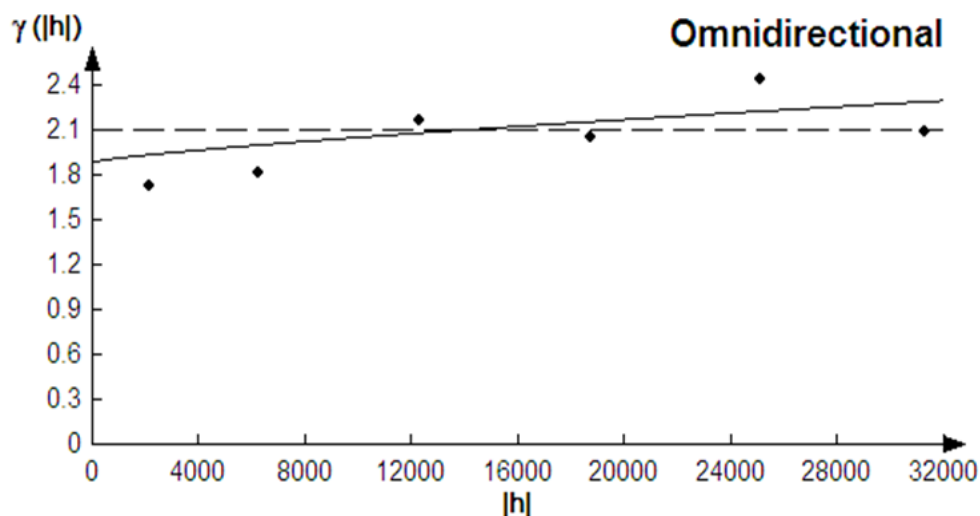


Figure 33. Variogramme moyen de la salinité des eaux.

5.1.1.3. Etablissement de la carte de la salinité des eaux

D'après la carte de la CE de l'eau souterraine utilisée dans l'irrigation (fig.34), on constate que les fortes concentrations se localisent dans les périmètres irrigués de Bir ouled khelifa et Djelida où domine la classe 4 (CE >2,25 dS/m). Les eaux sont de meilleure qualité vers les extrémités de la plaine comme on peut le voir à l'est et surtout au nord-ouest du côté de Arib (fig. 34).

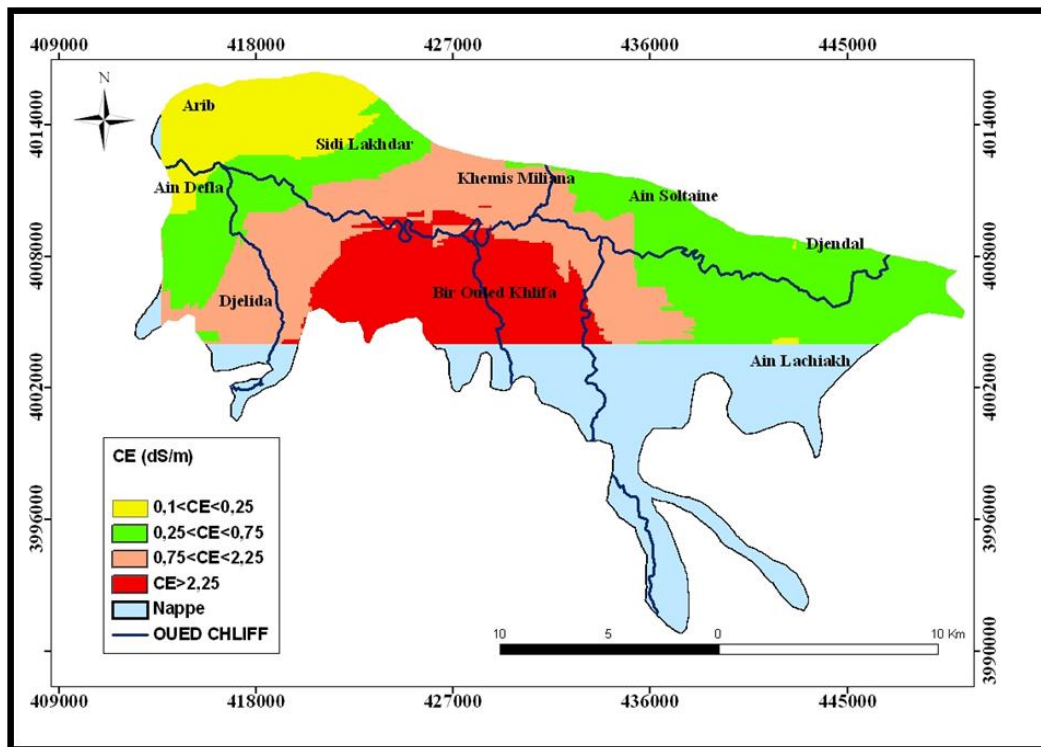


Figure 34. La carte de la salinité des eaux.

5.1.2. Cartographie de la salinité des sols

5.1.2.1. Statistiques descriptives de la salinité des sols

La moyenne de la CE est de l'ordre de 1,43 dS/m indiquant l'absence d'un effet cumulatif de sels à la surface des sols de façon générale. On retrouve toutefois des valeurs de CE élevée qui peut atteindre la valeur maximale proche de 7 indiquant que certains sols sont vulnérables à au phénomène de salinisation (tab. 27).

Tableau 27. Paramètres statistiques de la salinité des sols

Paramètres statistiques	CE (dS/m)
Nombre de points	30
Moyenne	1,43
Maxi	6,88
Min	0,48
Ecart type	1,39

5.1.2.2. La variographie

Le variogramme moyen expérimental est ajusté par un modèle sphérique avec un effet de pépite de $1,7 \text{ (dS/m)}^2$, un palier de $2,4 \text{ (dS/m)}^2$ et une portée de 4100 m (fig.35). Dans ce cas aussi, l'effet de pépite élevé indique un certain comportement très variable aux faibles distances.

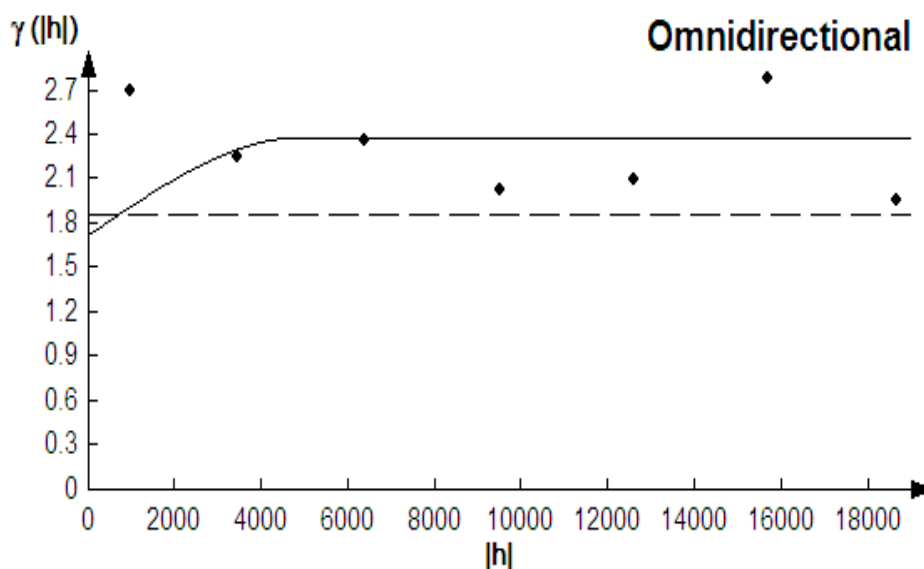


Figure 35. Variogramme moyen de la salinité des sols.

5.1.2.3. Etablissement de la carte de la salinité des sols

La carte de la salinité (fig.36) montre une dominance des sols non salés dont la CE reste inférieure à 2 dS/m. Cette classe couvre la majeure partie des sols de surface de la zone étudiée. Elle est suivie par la classe de salinité légèrement salée ($2 \text{ dS/m} < \text{CE} < 4 \text{ dS/m}$). La classe de salinité moyenne ($4 \text{ dS/m} < \text{CE} < 8 \text{ dS/m}$) se localise essentiellement dans la partie Ouest et Sud-ouest de plaine du Haut Cheliff. Il apparaît clairement l'existence d'un gradient de salinité dans le sens nord-est sud-ouest.

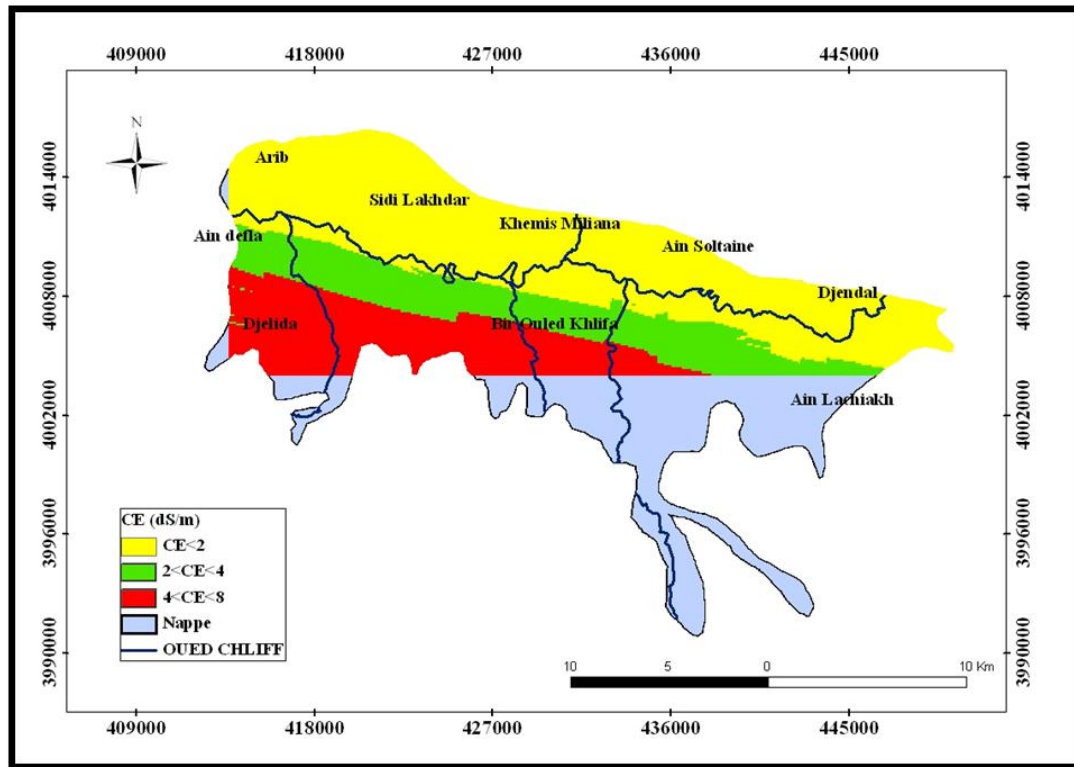


Figure 36. La carte de la salinité des sols.

La cartographie de la salinité des eaux souterraines et celles des couches superficielles des sols montre une indépendance dans la répartition spatiale de la CE. Il apparait donc que l'utilisation de ces eaux dans l'irrigation de ces parcelles n'a pas encore eu un impact sur la qualité de ces sols.

5.2. Le SAR

5.2.1. Cartographie du SAR des eaux

5.2.1.1. Statistiques descriptives du SAR des eaux

Les résultats sont représentés dans le tableau n° 28. La valeur moyenne est dans la classe de faible risque ($S1 < 10$). Il en est de même pour la valeur maximale qui reste inférieure à la valeur seuil de 10.

Tableau 28. Paramètres statistiques du SAR des eaux

Paramètres statistiques	SAR
Nombre de points	30
Moyenne	2,91
Max	9,08
Min	0,32
Ecar type	2,11

5.2.1.2. La variographie

Le variogramme du SAR de l'eau montre une continuité dans la structure spatiale du SAR à l'échelle de la zone d'étude par la structure linéaire qu'il affiche avec un effet de pépite égal à 2,6

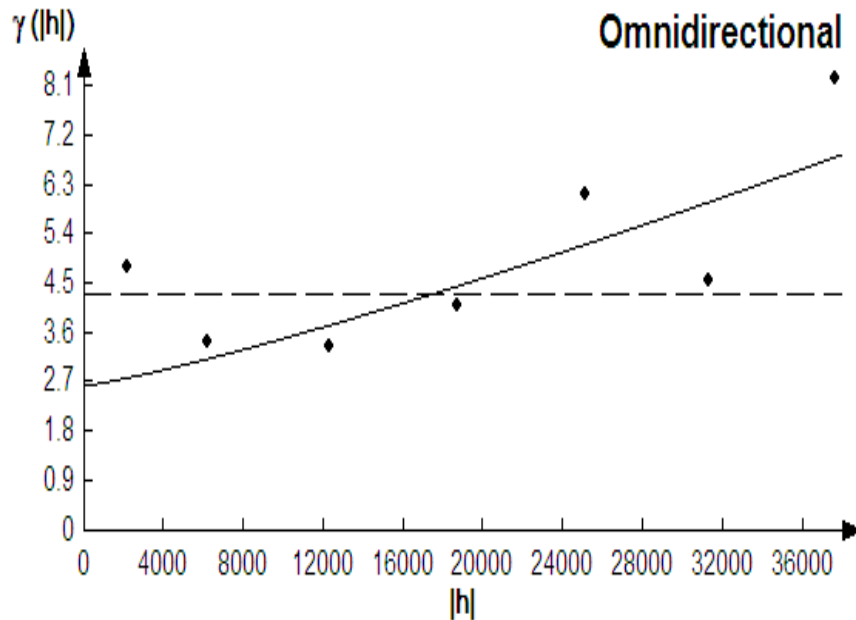


Figure 37. Variogramme moyen du SAR des eaux.

5.2.1.3. Etablissement de la carte du SAR des eaux

La carte représentant le SAR (fig.38) montre une distribution spatiale équivalente à celle de la CE des eaux avec des faibles valeurs de SAR aux extrémités est et ouest de la zone et valeurs plus élevées au centre à tendance progressive vers le sud.

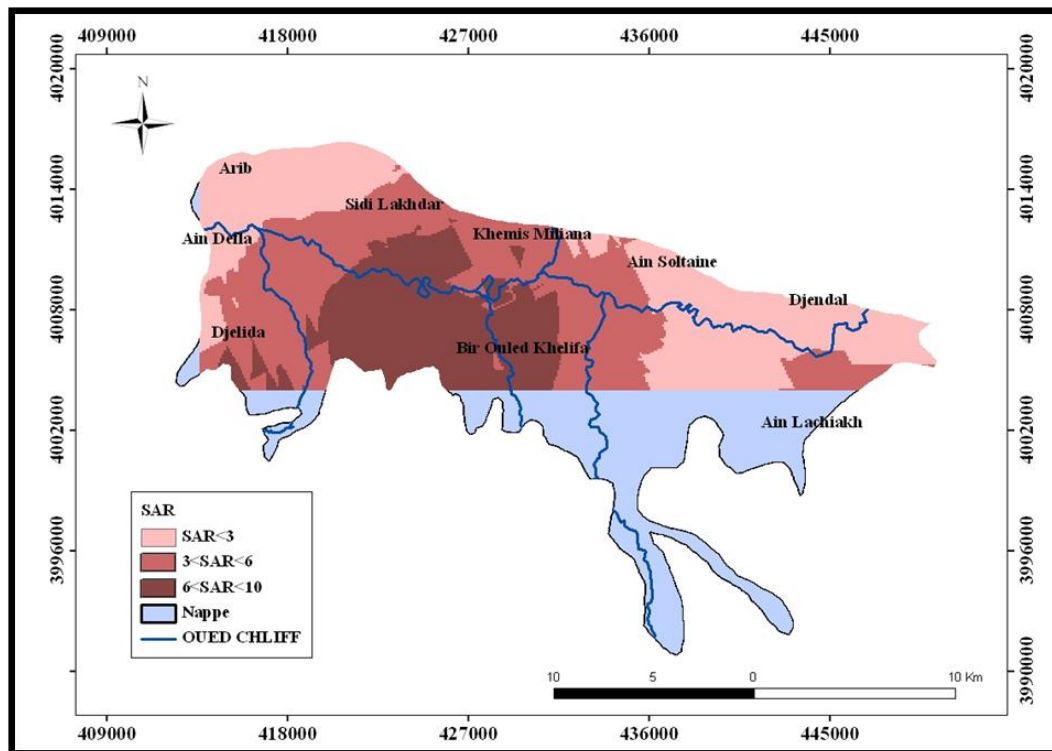


Figure 38. La carte du SAR des eaux.

5.2.2. Cartographie du SAR des sols

5.2.2.1. Statistiques descriptives du SAR des sols

Les valeurs du SAR des sols sont encore plus faibles que celles du SAR des eaux souterraines. La valeur moyenne est inférieure à 2 et la valeur maximale dépasse à peine la valeur de 3. D’après ce SAR, il n’y a aucune trace d’un risque quelconque de sodicité et ceci pour tous les échantillons. Un résultat pareil apparaît logique au vu des faibles valeurs du SAR des eaux souterraines qui sont utilisées dans l’irrigation.

Tableau 29. Paramètres statistiques du SAR des sols

Paramètres statistiques	SAR
Nombre de points	30
Moyenne	1,40
Maxi	3,12
Min	0,41
Ecart type	0,75

5.2.2.2. La variographie

Le variogramme expérimental moyen (Fig.39) a été calculé sur une distance de 18000 m. Ce variogramme a été ajusté par un modèle linéaire de 0,47d'effet de pépite.

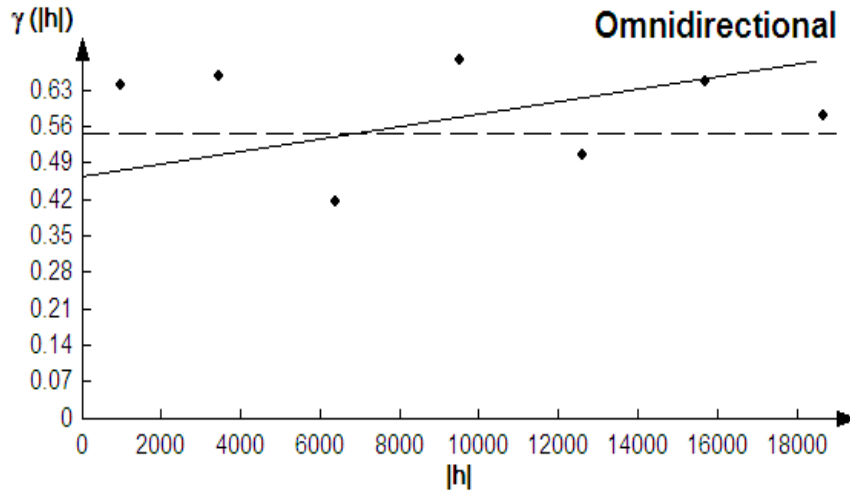


Figure 39. Variogramme moyen du SAR de sol.

5.2.2.3. Etablissement de la carte du SAR des sols

La carte représentant le SAR (fig.40) montre que toute la plaine étudiée possède des valeurs de SAR < 3 avec une absence totale de risque de sodicité.

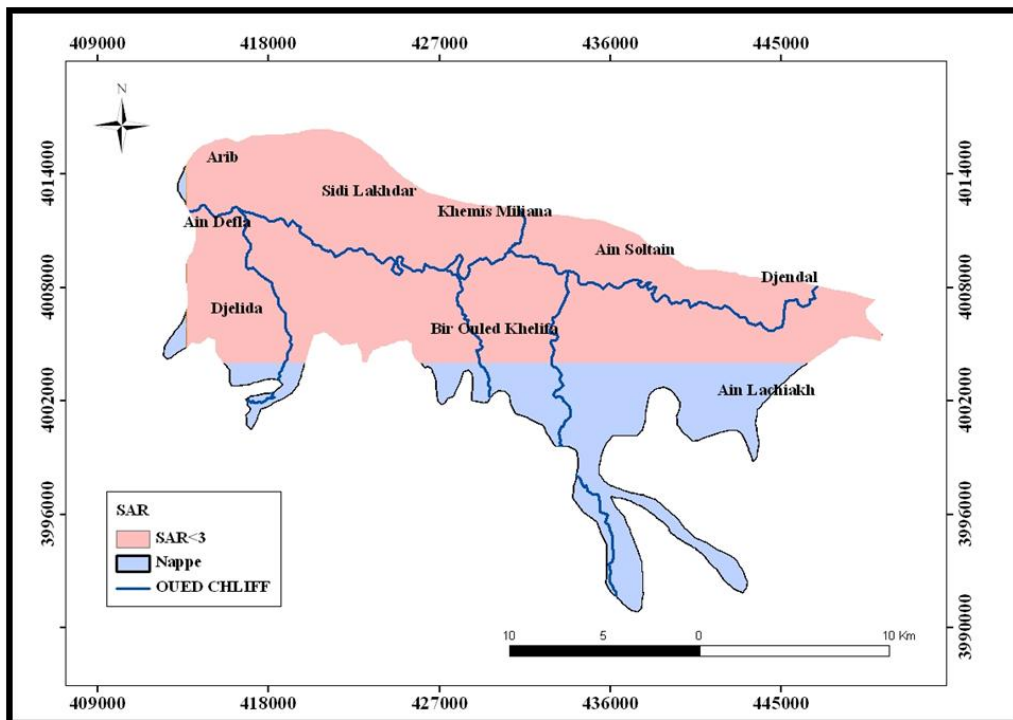


Figure40. La carte du SAR des sols.

La cartographie des SAR des eaux souterraines et des couches superficielles des sols ne montre pas une dépendance entre ces eaux et la solution du sol. Il apparaît donc que l'utilisation de ces eaux dans l'irrigation de ces parcelles n'a pas encore eu un impact sur la qualité de ces sols.

5.3. Le RSC

5.3.1. Cartographie du RSC des eaux

5.3.1.1. Statistiques descriptives du RSC des eaux

Selon le tableau n° 30, la moyenne qui atteint la valeur de 1,06 mmolc/l est dans la classe de faible risque où le RSC < 1,25. La valeur maximale très élevée de 18,96 mmolc/l montre, contrairement à ce qui a été montré par le SAR, que les risques de sodicité et d'alcalinité des sols sont réellement présents.

Tableau 30. Paramètres statistiques du RSC des eaux

Paramètres statistiques	RSC
Nombre de points	30
Moyenne	1,06
Max	18,96
Min	-9,55
Ecart type	5,53

5.3.1.2. La variographie

L'ajustement du variogramme moyen du RSC des eaux est fait par une fonction exponentielle avec un effet de pépite = 16 (mmolc/l)², un palier = 31 (mmolc/l)² et une portée = 16000 m (fig.41).

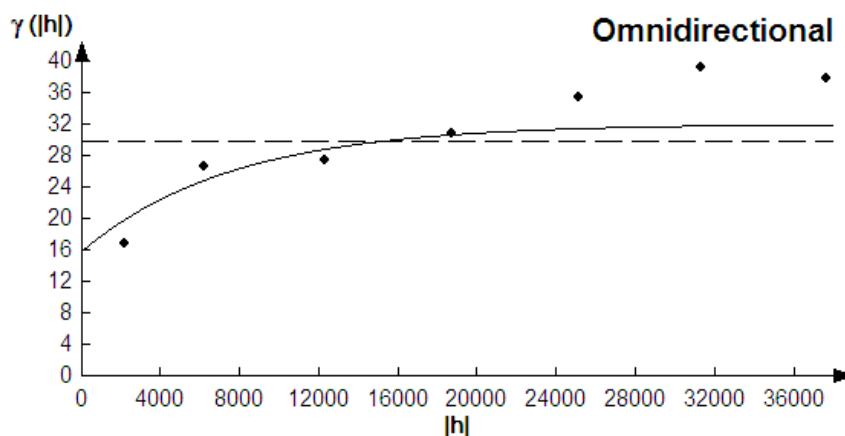


Figure 41. Variogramme moyen de la RSC des l'eaux.

5.3.1.3. Etablissement de la carte du RSC des eaux

La figure n°42 montre que les points d'eau qui ont une RSC $\geq 2,5$ mmolc/m marquant un risque élevé de sodisation et d'alcalinisation des sols se trouvent dans la région de Sidi Lakhdar, Khemis Miliana et au nord de Bir Ouled Khelifa. A l'inverse le périmètre de Ain Soltane ne montre pas de risque avec des valeurs $< 1,25$ mmolc/m. l'Est de Djendal et la zone ouest, Sud-ouest de la plaine ont les eaux souterraines ayant une RSC moyenne $1,25 < RSC < 2,5$.

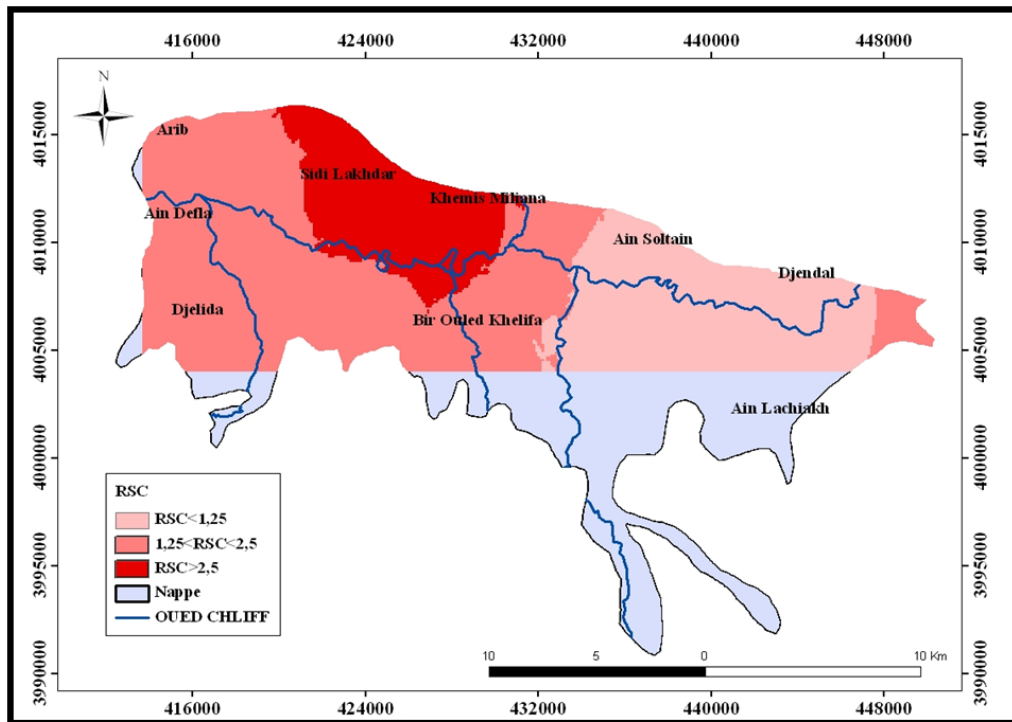


Figure 42. La carte du RSC des eaux.

5.3.2. Cartographie du RSC des sols

5.3.2.1. Statistiques descriptives du RSC des sols

Les valeurs du RSC des sols sont nettement inférieures à celles des eaux souterraines. La valeur moyenne de la RSC est négative (-4,21). La valeur maximale très élevée avec 16,82 mmolc/l montre que cette valeur moyenne ne représente pas la totalité des sols dont certains peuvent être très vulnérable à la sodicité et à l'alcalinité et par conséquent à une dégradation structurale.

Tableau 31. Paramètres statistiques du RSC des sols

Paramètres statistiques	RSC
Nombre de points	30
Moyenne	-4,21
maxi	16,82
min	-36,36
Ecart type	10,01

5.3.2.2. La variographie

Le variogramme expérimental moyen (Fig.43) a été calculé sur une distance de 18000 m. Ce variogramme a été ajusté par un modèle linéaire à effet de pépité égal à 80 (mmolc/l)².

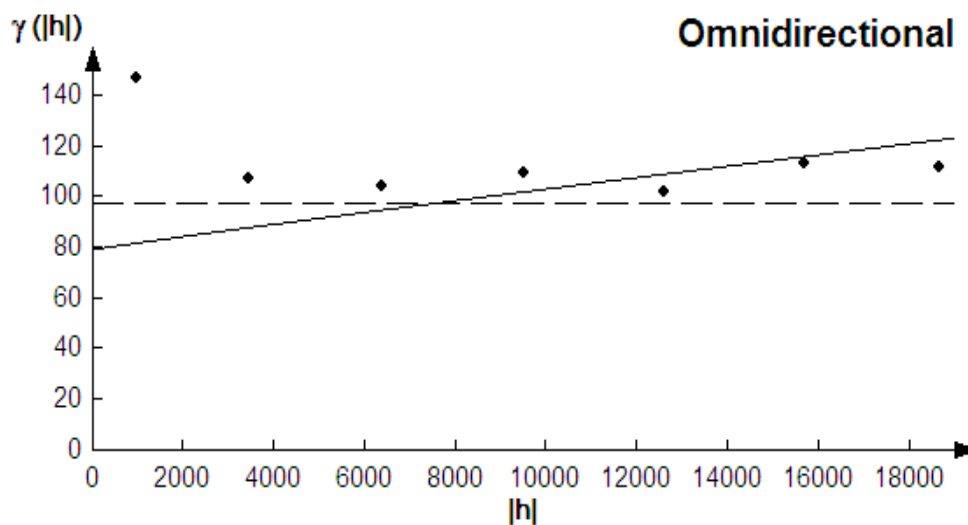


Figure 43. Variogramme moyen du RSC des sols.

5.3.2.3. Etablissement de la carte de RSC des sols

La distribution des classes du RSC du sol montre une répartition spatiale différente de celle du RSC des eaux souterraines, ce qui montre une indépendance entre les deux types de RSC. Le RSC du sol montre une dominance du RSC moyen ($1,25 < \text{RSC} < 2,5$). Les valeurs élevées du RSC se localisent au niveau des extrémités est, nord-ouest et sud-ouest de la plaine.

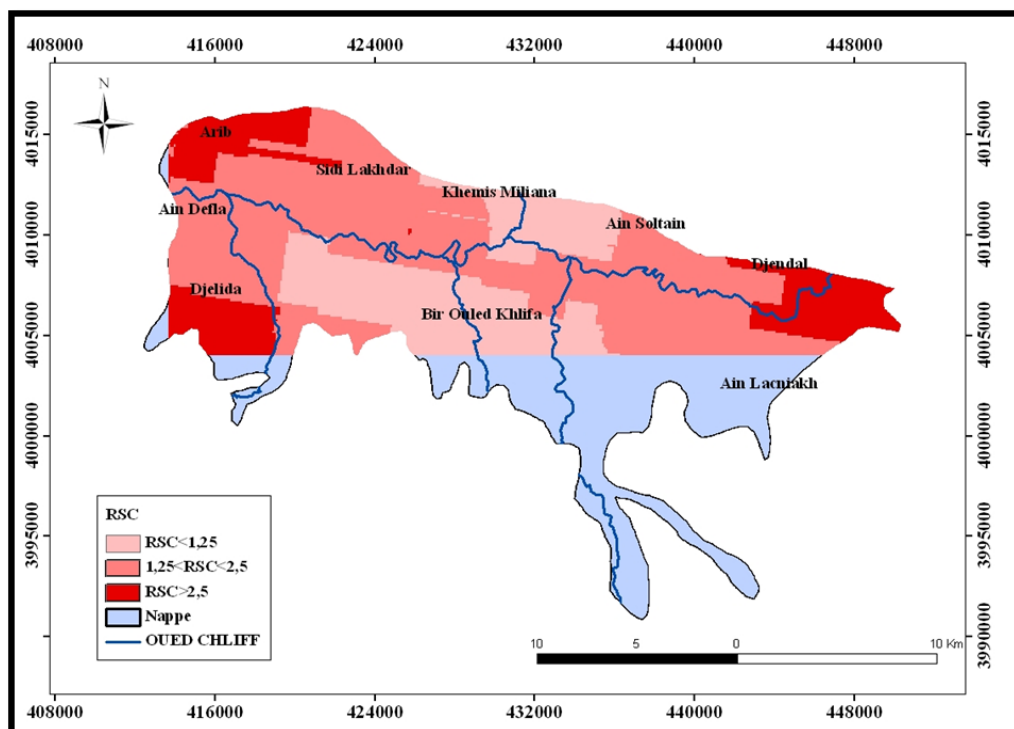


Figure 44. La carte du RSC des sols.

Le même constat fait pour la CE et le SAR des eaux et des sols peut être fait pour le RSC qui ne montre aucun lien entre leurs répartitions spatiales.

5.4. Cartographie de la stabilité structurale

La stabilité structurale a été mesurée à partir de deux des tests proposés par Le Bissonais (1996). Ces deux tests ont été réalisés sur des agrégats calibrés entre 3 et 5 mm ; l'un porte sur l'humectation rapide (MWD1) et l'autre sur une agitation mécanique après prétraitement à l'alcool pour réduire l'éclatement (MWD2). Ces deux tests identifient la sensibilité des sols respectivement aux processus d'éclatement et aux processus de désagrégation mécanique. Le troisième test, test à humectation lente, peu significatif des conditions de terrain (Saidi et al., 1999), n'a pas été pris en compte.

Tableau 32. Classes de stabilité, en fonctions du diamètre moyen pondéral (MWD).

MWD (mm)	Stabilité
< 0.4 mm	Très instable
0.4 - 0.8 mm	Instable
0.8 – 1.3 mm	Moyennement stable
1.3 – 2.0 mm	Stable
> 2 mm	Très stable

5.4.1. Statistiques descriptives du MWD

La valeur moyenne de la stabilité structurale (MWD) est de 2 mm, ce qui traduit l'existence des sols stables selon l'échelle de Bissonais et al, 1995. La valeur minimale de 0.8 mm montre qu'il existe des sols instables. La valeur maximale de 2,7 mm montre, par contre, qu'il existe aussi des sols très stables.

Tableau 33. Paramètres statistiques de MWD.

Paramètres statistiques	MWD
Nombre de points	30
Moyenne	2,0
Max	2,7
Min	0,8
Ecart type	0,5

La valeur moyenne de la stabilité structurale (MWD) est de 2 mm, cette dernière traduit il existe des sols stables selon l'échelle de Bissonais et al, 1995. La valeur minimale de 0.8 mm montre qu'il existe des sols instables. La valeur maximale de 2,7 mm montre par contre qu'il existe aussi des sols Très stables.

5.4.2. La variographie

L'ajustement du variogramme moyen du MWD montre une fonction sphérique avec un effet de pépite = $0,15 \text{ (mm)}^2$, un palier = $0,25 \text{ (mm)}^2$ et une portée = 6000 m (fig.45).

L'effet de pépite de ce variogramme qui n'est pas aussi faible reste bien plus petit que la palier, ce qui veut dire que la variabilité à l'échelle de la parcelle n'affecte pas de beaucoup la structure spatiale globale de la Stabilité exprimant ainsi l'existence d'une bonne continuité de la variabilité de la stabilité à l'échelle de la plaine.

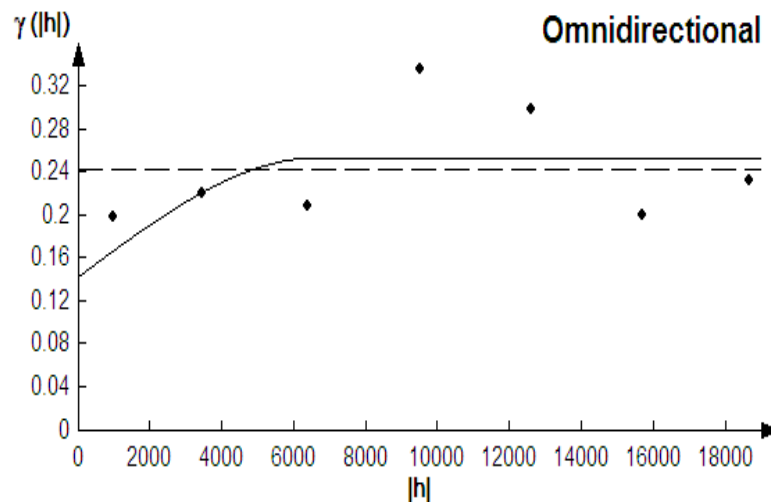


Figure 45. Variogramme moyen de MWD des sols.

5.4.3. Etablissement de la carte de MWD

La figure 46 représente la carte de MWD des couches superficielles des sols du Haut Cheliff. Cette carte fait ressortir quatre classes de MWD à savoir :

- La classe des sols instables dont le MWD est compris entre 0.4-0.8 mm. Ces sols se trouvent dans la partie est et la partie sud-ouest.
- La classe des sols moyennement stables dont le MWD compris entre 0.8-1.3 mm qui est le prolongement de la classe précédente et couvre une superficie équivalente.
- La classe des sols stables avec un MWD moyen compris entre 1.3 et 2 mm. Cette classe se trouve au centre et au nord-ouest de la plaine.
- La classe des sols stables (MWD > 2 mm) se localisent au centre avec une tendance vers le sud de la plaine.

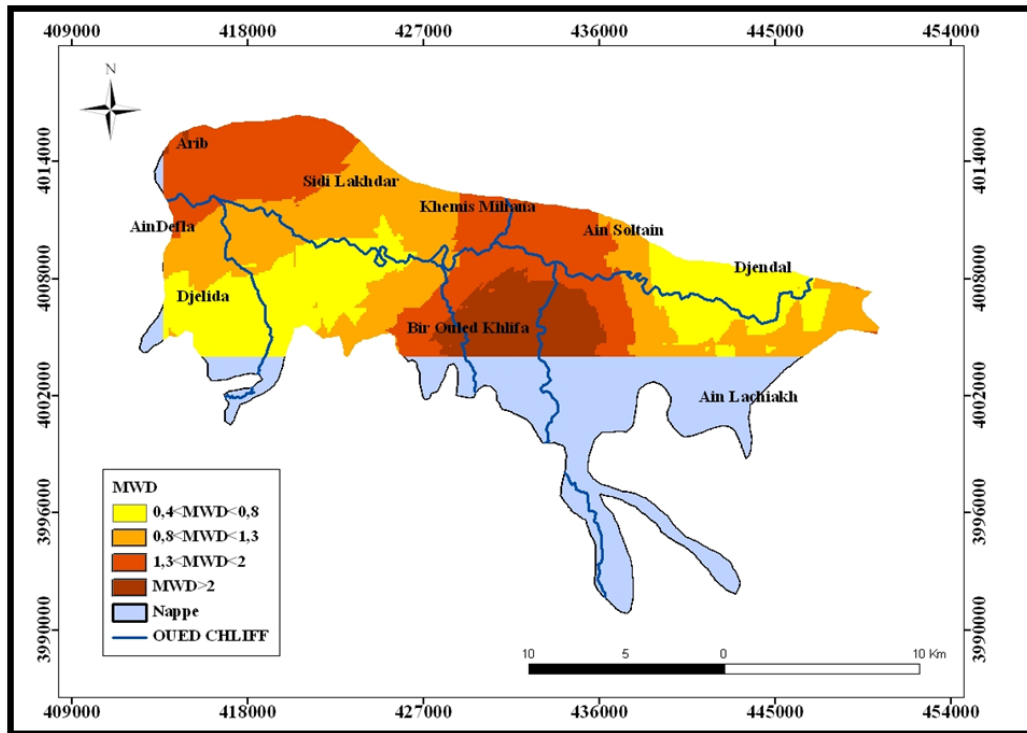


Figure 46. La carte de MWD

L'absence d'impact de la qualité des eaux d'irrigation sur les sols est montrée une autre fois par la carte de la stabilité structurale dont la répartition spatiale des classes du MWD n'a aucun lien avec celles de la CE, du SAR et du RSC des eaux souterraines.

L'absence de cet impact à l'échelle spatiale (cartographique) qui se fait selon des classes n'exclut pas l'existence d'une certaine dépendance à l'échelle parcellaire comme cela a été montré par le traitement statistique multiparamétrique et son interprétation. La faiblesse de cette dépendance est expliquée par l'utilisation des eaux superficielles et les apports non négligeables de la pluviométrie qui relativisent l'action des eaux souterraines sur la qualité des sols.

CONCLUSION

Conclusion

Au terme de ce travail, nous avons essayé d'évaluer le risque de l'utilisation des eaux souterraines d'irrigation sur la dégradation des sols de la plaine du Haut-Chélif. Le recours à cette ressource est venu suite aux problèmes que vit la région comme la sécheresse au cours de ces deux dernières décennies et l'insuffisance dans la disponibilité des eaux superficielles. Pour cela nous avons procédé à l'étude de la qualité hydro-chimique de ces eaux, prédire leurs évolutions géochimiques pour évaluer le risque de leur utilisation sur la dégradation des sols. Enfin, à titre de validation, une confrontation entre les données expérimentales de l'eau d'irrigation et la solution du sol.

Les résultats auxquels on a abouti ont montré que les eaux souterraines de la plaine du Haut-Chélif présentent essentiellement un faciès chloruré calcique. Une moyenne de CE de 2,9 dS/m indique que les eaux sont fortement salées et sont déconseillées pour l'irrigation. D'un autre côté, une valeur moyenne de 2,9 du SAR montre qu'il n'y a pas de risque sur la dégradation physique des sols à cause de la sodicité y compris au niveau de la valeur maximale d'une valeur de 9,1 où le risque reste encore faible. Cependant, la présence des bicarbonates avec des valeurs non négligeables pourrait influencer sur la dégradation physique des sols quand ils sont dominants par rapport au couple calcium-magnésium comme c'est le cas de certains points d'eau. Le diagramme de Riverside montre que c'est la classe C4S1 suivie par la classe C3S1 qui sont les plus dominantes.

Comme la qualité des eaux dépend de l'interaction entre les éléments chimiques qui la composent, nous avons opté pour une analyse statistique multiparamétrique par application de l'ACP et l'AFD.

Les résultats obtenus par l'ACP ont montré deux origines différentes de la qualité hydro-chimique des eaux dont le premier type est celui de la minéralisation provenant essentiellement de la minéralogie de l'aquifère et le second type est celui de la pollution agricole représenté par les nitrates et le potassium.

Les résultats de l'AFD qui est complémentaire à l'ACP confirme l'existence de trois groupes de qualité des eaux d'irrigation. La discrimination entre ces trois groupes revient uniquement au premier axe qui représente 93 % de la variance totale où il apparaît que les principales variables (ions) qui ont contribué le plus à cette discrimination sont : les nitrates et le magnésium en premier lieu et les sulfates et les chlorures en second lieu

La prédiction de l'évolution géochimique des eaux d'irrigation a montré quatre voies, en l'occurrence la voie saline neutre calcique et la voie saline neutre chlorurée qui sont les plus dominantes et les voies saline neutre sulfatée et alcaline carbonatée.

Les eaux du Haut-Chélif ont tendance à précipiter sous forme de calcite- gypse ($\text{Alc} + \text{SO}_4 > \text{Ca}$) ce qui affecte en particulier l'ion Ca et provoquerait une augmentation du SAR. L'action des eaux souterraines utilisée dans l'irrigation sur la qualité des sols devient donc plus apparente quand le raisonnement se fait par rapport l'alcalinité résiduelle plutôt que le SAR qui ne montre aucun risque de sodicité. L'étude de l'évolution géochimique des eaux d'irrigation s'est donc avérée nécessaire pour connaître et prédire l'impact de l'utilisation des eaux dans l'irrigation des sols.

La confrontation des données de la solution du sol et celles des eaux d'irrigation ont montré qu'il y a une relation de dépendance entre eux qui n'est pas très marquante à cause de l'effet de la pluviométrie et de l'irrigation avec les eaux de surface.

Enfin et comme perspectives, il est envisagé de poursuivre ce travail par une comparaison plus poussée entre l'eau d'irrigation, la solution du sol en tenant compte de plusieurs paramètres indicateurs tels que l'infiltrabilité, complexe adsorbant etc.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- ABH–CZ. 2001.** Bulletin de la qualité des eaux souterraines des nappes du Chélif Zahez. Ministère des ressources en eau. 19P.
- ABH–CZ., 2006.** Bulletin de la qualité des eaux souterraines des nappes du Chélif Zahez. Ministère des ressources en eau, 25P.
- ANRH.2005.** Annuaire hydrogéologique de la nappe alluviale du Haut et Moyen Cheliff; Messelmi H., Benmessaoud A, 14P.
- Appelo CAJ, Postma D., (1993).** Geochemistry, Groundwater and Pollution. A.A. Balkema: Rotterdam, Netherlands.
- Ayers R.S., Westcot D.W., (1988).** La qualité de l'eau en agriculture. Bulletin FAO D'irrigation et de drainage. 29 Rév. 1, 165 p.
- Badraoui M., Soudi B., Merzouk A., Farhat A., M'hamdi A. (1998).** Changes of soil qualities under pivot irrigation in the Bahira region of Morocco: Salinization. *Advences in GeoEcology*, 31:503-508.
- Barbiero L. et Valles V., (1992).** Aspects géochimiques de l'alcalinisation des sols dans la vallée du Dallo1 Bosso (République du Niger). *Cah. Orstom, sér. Pédol.*, vol. XXVII, no 2, 1992 : 143-152.
- Barbiéro L., (1995).** Les sols alcalinisés sur socle dans la vallée du fleuve Niger. Origine de l'alcalinisation et évolution des sols sous irrigation. *Travaux et Documents Microfichés Orstom* 138, 209 pp.
- Barbiero L., Vallès V. et Cheverry C., (2004).** Reply to J.W. Van Hoorn "Some observations with respect to sodicity hazard of irrigation waters". *Letter to the Editor / Agricultural Water Management* 68 : 177–184.
- Benmeridja A., (2004).** Base de donnée, système d'information géographique et Modélisation tridimensionnelle de la géologie de l'hydrodynamisme et de la pollution des eaux souterraines à l'échelle locale, approche intégrée appliquée à la région du Haut Cheliff, plaine de Khemis Miliana. Mémoire DEUA Centre Universitaire de Khemis Miliana.
- Boulaine J., 1956.** Carte des sols des plaines du Cheliff au 1/50.000e, feuilles 1 à 5.
- Boulaine J., 1957.** Etude des sols des plaines du Cheliff. Thèse d'état de l'Université d'Alger, 582 p.

- Bouziane A., (2006).** Vulnérabilité à la pollution de la nappe alluviale du Haut Cheliff (Application de la méthode « DRASTIC » assistée par le système d'information géographique « SIG »). Mémoire de magistère, Centre Universitaire de Khemis Miliana.
- Cheverry C., (1974).** Contribution à l'étude pédologique des polders du lac Tchad. Dynamique des sels en milieu continental subaride dans les sédiments argileux et organiques. Thèse. Science, U.L.P. Strasbourg, 257 p.
- Cheverry Y., Robert T., 1998.** La dégradation des sols irrigués et de la ressource en eau : une menace pour l'avenir de l'agriculture et pour l'environnement des pays au sud de la Méditerranée ? *Etude et Gestion des Sols*, 5, 4, 217-225.
- Condom N., (2000).** Analyse et modélisation couplée des processus hydrogéochimiques de la salinisation des sols. Application aux sols rizicoles irrigués de l'Office du Niger (Mali). Thèse Doctorat Ecole National Supérieur d'Agronomie de Montpellier. 240p.
- Delhomme J.P., (1976).** Application de la théorie de la variable régionalisée dans la science de l'eau. *Thèse Doc. Ing.. ENSM de Paris*. 130p.
- Douaoui A., Walter CH., Gaouar A., Hammoudi S., 2001.** Assessment of the topsoil structural degradation of the Lower Cheliff Valley (Algeria) -Application of multivariate Analysis. 4th conference of the Working Group on Pedometrics (WG-PM), Ghent, 19-21 september.
- Douaoui A., (2005).** Variabilité spatiale de la salinité en relation avec certaines caractéristiques des sols de la plaine du Bas-Chéiff. Apport de la géostatistique et de la télédétection. Thèse Doct. d'état, INA – Alger. 225p.
- Douaoui A., Hartani T., Lakehal M., 2006.** La salinisation dans la plaine du bas Cheliff : acquis et perspectives.
- DURAND J. H., 1982.** Les sols irrigables. Ed. P.U.F – Paris. 340p.
- McDonald et BNEDER, 1990.** Etude de l'avant-projet détaillé des extensions de Guerouaou et de Sebket Benziane et du réaménagement du Bas-Chéiff.
- Droubi A., (1976).** Géochimie des sels et des solutions concentrées par évaporation - Modèle thermodynamique de simulation - Application aux sols salés du Tchad. *Mémoire des Sciences Géologiques*, 46, 177 p.
- Droubi, A. Al, Fritz, B., Gac, J. Y. et Tadrdy, Y.,(1980).** Generalized residual alkalinity concept; Application to prediction of the chemical evolution of natural waters by evaporation, *Amer.J.,Sci.*, 280, p. 560-572.
- Eaton F. (1950).** Significance of carbonates in irrigation waters, *Soil Sci.*, 69, 123-133.

- FAO, 1996.** La qualité d'eau dans l'irrigation, Bulletin n°29 de l'Organisation Mondiale pour l'Alimentation et l'Agriculture.
- Gapon E.N., 1933.** On the theory of exchange adsorption in soils. J. Gen. Chem. USSR (Eng. Trasl.) 3: 144-163
- Gonzalez-Barrios J.L.,(1992).** Eaux d'irrigation et salinité des sols en zone aride mexicain. Thèse Doctorat Univ. Montpellier II Fr. 316 p.
- Journel A. G., 1977.** Géostatistique minière. Centre de géostatistique. Ecole des mines, Fontainebleau, Tome 1 et 2, 737 p.
- Kireche O., 1993.** Evolution géodynamique de la marge tellienne maghrébines
d'après l'étude du domaine Parautochtone Shistose ; Chp : Massif du Chéouiff
Oranaie. *Thèse Doc.Es-Science USTHB Alger*. PP 39-54.
- Kahila A., Achour K., (2008).** Contribution à l'étude de la qualité des eaux
souterraines de la plaine du Haut Cheliff. (Rapport du projet de synthèse de licence
en système (L.M.D)- Centre universitaire de Khemis Miliana.
- Lahlou M., Badraoui M., Souidi B. Goumari A. et Tessier D., 2002.** Modélisation de
l'impact de l'irrigation sur le devenir salin et sodique des sols. Actes de l'atelier du
PCSI, 28-29 mai 2002, Montpellier, France. CEMAGREF, CIRAD, IRD.
- Le Bissonnais Y. et Le Souder Ch., (1995).** Mesure de la stabilité structurale des sols
pour évaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion. *Etude et Gestion des Sols*,
2, 1, Pp 43 – 55.
- Le Bissonnais, Y., (1996).** Aggregate stability and assessment of soil crustability and
erodibility: 1. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*,
- Marlet S., et Job J.O., (2006).** Processus et gestion de la salinité des sols. In : Tiercelin, J.R.
- Matheron G., 1965.** Les valeurs régionalisées et leur estimation. Masson, Paris 305 p
- Ollier, C., Poirée, M., (1986).** Irrigation. Les réseaux d'irrigation: théories, techniques et
économie des arrosages. Eyrolles, Paris, 503 p.
- Philippeau G., 1986.** Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes
principales ? , (ITCF) institut technique des céréales et des Fourrages. 60p.
- Richards, L.A., (1954).** Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. USDA
Agricultural Handbook 60, Washington, 160 p.
- Samba R., (1998).** Riziculture et dégradation des sols en vallée du fleuve Sénégal: analyse
comparée des fonctionnements hydro-salins des sols du delta et de la moyenne
vallée en simple et double riziculture. Thèse Doc. Ing., Uni. Cheikh Anta Diop de
Dakar (Sénégal). 175p.

- Saidi D., Douaoui A., Le Bissonnais Y., Walter Ch., 1999.** Sensibilité de la surface des sols des plaines du Chélif à la dégradation structurale. *Revue EGS (France)*, Vol 6, n°1, 1999.
- Sumner M.E., (1993).** Sodic Soils - New perspectives. *Aust. J. of Soil Res.*, 31, 683-750.
- Tabet, D. H., (1999).** Intérêt d'une approche spatiale pour le suivi de la salinité des sols dans les systèmes irrigués. Cas de la subdivision de Christian dans le Punjab (Pakistan).
- Tomassone R., 1974.** Présentation générale des méthodes d'analyse multi-dimensionnelle (aspects pragmatique et heuristique), Laboratoire de Biométrie du C.N.R.Z.
- Tomassone R., (1988).** Comment interpréter les résultats d'une analyse factorielle discriminante? *ITCF, Paris*, 56p.
- Umali D.L. (1993).** Irrigation-induced salinity. A growing problem for development and the environment. *World Bank technical paper* 215, p.78.
- USSL, 1954.** Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. United State Salinity Laboratory Staff, US Department of Agriculture, Handbook n°60, U. S. Gov. Print. Office, Washington DCngton DCshington DC.
- Vallès, V., (1987).** Étude et modélisation des transferts d'eau et de sel dans un sol argileux. Application au calcul de doses d'irrigation, *Sci. Géol. Mém.*, 148 p.
- Vallés, V. N'Diaye M.K., Bernadac A. ET Tardy Y., (1989).** Mali. Al, Si and Mg in water concentrated by evaporation: development of a model. *Arid Soil Res. Rehabil.*3, pp 21-39.
- Vallés V., Pachepsky Y.A., Ponizovsky A.A., (1991).** Invariant criteria for irrigation quality assessment in arid and semiarid regions. *ISSS A Subcom. Moscow* 330-333p.
- Van Beek (C.G.E.M.) et Van Breemen (N.), (1973).** Thealkalinity of alkali soils. *Journal of Soil Science*, vol. 24, no 1: 129-136.Cah.
- Voltz M., 1986.** Variabilité spatiale des propriétés physique en milieu alluvial : essai de cartographie quantitative des paramètres hydrodynamiques. Thèse Doc. Ing ENSAM. 198P.