

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE BATNA1-BATNA-
INSTITUT DES SCIENCES VETERINAIRES
ET DES SCIENCES AGRONOMIQUES



THESE

Pour l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCES

Filière

Sciences agronomiques

Option

Gestion des ressources naturelles et de l'environnement

Présentée Par.'

Khelif Safia

THEME

Impact de l'irrigation avec les eaux usées sur la qualité des sols agricoles et des eaux souterraines de la région de Fesdis. Région Nord de Batna.

	JURY	Grade	université
Président:	ABDESSELAM Salah	Maitre de conférences	Université Batna 1
Rapporteur:	BOUDOUKHA Abderrahmane	Professeur	Université Batna 2
Examineur:	KRIBAA Mohamed	Professeur	Université de Oum El Bouaghi
Examineur:	BENMESSAOUD Hassen	Professeur	Université Batna 1
Examineur:	TIRI Ammar	Maitre de conférences	Université Batna 2

ANNEE UNIVERSITAIRE : 2017-2018

Résumé

La présente étude a été réalisée dans le périmètre agricole de Fesdis (région Nord de Batna. Est Algérien), dans le but d'évaluer les effets de l'irrigation par les eaux usées de l'Oued El Gourzi sur les propriétés physicochimiques des sols agricoles et des eaux souterraines de la région. L'étude a été menée durant quatre saisons sur trois stations d'eaux résiduelles localisées sur le parcours de l'Oued El Gourzi, des eaux de la nappe (dix puits et quatre forages, couvrant l'ensemble de la zone d'étude), et sur 8 parcelles agricoles reconnues par l'utilisation des eaux usées dans leur irrigation. Une parcelle témoin a été également échantillonnée.

Les résultats obtenus montrent que les eaux usées de l'Oued El Gourzi contiennent des concentrations élevées en matière en suspension, CE, chlorures, sulfates, bicarbonates, sodium, DBO₅, DCO et en ETM. Les teneurs de ces paramètres dépassent les concentrations maximales admissibles recommandées par la norme Algérienne et celle de la FAO des eaux usées destinées à l'irrigation. Ces éléments constituent une source potentielle de pollution des sols et des eaux souterraines.

L'irrigation avec les eaux usées affecte significativement les propriétés du sol. Elle a entraîné une augmentation très significative du pH, de la CE, du pourcentage de sodium échangeable, de la MO, de trois éléments majeurs (NPK), de la CEC, des cations échangeables et des ETM, dans les sols des parcelles irriguées avec les eaux usées brutes comparés au témoin. Ces eaux contribuent aussi à l'amélioration des propriétés hydro physiques du sol par leur apport en matières organiques.

Les résultats des analyses physicochimiques des eaux souterraines montrent que la nappe étudiée présente des signes de dégradation de la qualité de l'eau. En effet la plupart des paramètres (CE, Chlorures, sulfates, nitrates, calcium, magnésium, sodium, bicarbonates et ETM) présentent des valeurs qui dépassent les normes Algériennes et celles de l'OMS préconisées pour l'eau potable. Ces teneurs élevées témoignent de la contamination de ces eaux par les rejets liquides urbains et industrielles de l'Oued El Gourzi qui subissent une percolation vers la nappe alluviale. Toutefois une influence lithologique ne peut être exclue. L'analyse en composantes principales montre que le processus d'acquisition du chimisme de l'eau est lié à l'interaction eau-roche et à la pollution par l'activité agricole et l'infiltration des eaux usées.

Mots clés : Fesdis, eau usée, Oued El Gourzi, sol agricole, eaux souterraines.

Summary

The present study was carried out in the agricultural area of Fesdis (north of Batna, eastern Algeria), in order to evaluate the effects of wastewater irrigation of Oued El Gourzi on the physicochemical properties of agricultural soils and groundwater of the region. The study was conducted during four seasons on three wastewater sites located on the route of the El Gurzi River, groundwater (ten wells and four boreholes, covering the entire study area), and on 8 agricultural parcels recognized by the use of wastewater in their irrigation. A control plot was also sampled.

The results obtained show that Oued El Gourzi wastewater contains high concentrations of suspended matter, EC, chlorides, sulphates, bicarbonates, sodium, BOD5, COD and ETM. The levels of these parameters exceed the maximum permissible concentrations recommended by the Algerian standard and that of the FAO for wastewater intended for irrigation. These elements are a potential source of soil and groundwater pollution.

Irrigation with wastewater significantly affects soil properties. It caused a very significant increase in pH, EC, percentage of exchangeable sodium, OM, three major elements (NPK), CEC, exchangeable cations and metallic trace elements, in soils of plots irrigated with raw sewage compared to the control plot. These waters also contribute to the improvement of the hydro-physical properties of the soil by their contribution of organic matter.

The results of the physicochemical analyzes of the groundwater show that the studied aquifer shows signs of degradation of the quality of the water. Indeed, most parameters (EC, chloride, sulphate, nitrate, calcium, magnesium, sodium, bicarbonates and metallic trace elements) have values that exceed the Algerian standards and those of the WHO recommended for drinking water. These high levels testify to the contamination of these waters by urban and industrial liquid discharges from Oued El Gourzi, which percolate to the alluvial aquifer. However, a lithological influence can not be excluded. Principal component analysis shows that the process of acquiring water chemistry is related to water-rock interaction and pollution by agricultural activity and sewage seepage.

Key words: Fesdis, waste water, Oued El Gourzi, agricultural soil, groundwater.

ملخص:

أجريت الدراسة الحالية في المحيط الفلاحي فسديس (المنطقة الشمالية لباتنة، الشرق الجزائري) لهدف تقييم تأثيرات السقي بمياه الصرف الصحي لواد القرزي على الخصائص الفيزيائية و الكيميائية للتربة الزراعية و المياه الجوفية في المنطقة.

هذه الدراسة أديرت مدة أربع فصول على ثلاث محطات لمياه الصرف الصحي على طول مجرى واد القرزي، المياه الجوفية (10 أبار و أربعة أبار إرتوازية التي تغطي معظم المنطقة) و على ثمانية مساحات زراعية معروفة باستعمال مياه الصرف الصحي في سقيها و مساحة زراعية كشاهد.

أظهرت النتائج المتحصل عليها أن مياه الصرف الصحي لواد القرزي تحوي تركيزات عالية من المواد العالقة، الناقلية الكهربائية، الكلوريدات، الكبريتات، البيكارونات، الصوديوم، الطلب البيوكيميائي للأكسجين، الطلب الكيميائي للأوكسجين و المعادن الثقيلة. قيم هذه العناصر تجاوزت الحد الأقصى للتركيزات المسموح بها، الموصى بها من قبل المعايير المحددة من طرف الجزائر و منظمة الأمم المتحدة للأغذية و الزراعة لمياه الصرف الصحي المستعملة للسقي الزراعي. هذه المواد تمثل مصدر محتمل لتلوث التربة و المياه الجوفية.

السقي بمياه الصرف الصحي أثر بشكل واضح على خصائص التربة. مما أدى إلى ارتفاع واضح لقيم pH، الناقلية الكهربائية، نسبة الصوديوم المتبادل، المادة العضوية، العناصر الثلاثة الأساسية (الأزوت، الفوسفور، البوتاسيوم)، قدرة التبادل الكاتيوني، الكاتيونات المتبادلة و المعادن الثقيلة في المساحات الزراعية المسقية بمياه الصرف الصحي مقارنة بالمساحة الزراعية الشاهد. هذه المياه ساهمت أيضا في تحسين الخصائص الهيدروفيزيائية للتربة بإضافتها للمادة العضوية.

نتائج التحاليل الفيزيائية و الكيميائية للمياه الجوفية بينت أن هذه الأخيرة تدهوت نوعيتها. معظم العناصر (الناقلية الكهربائية، الكلوريدات، الكبريتات، النترات، الكالسيوم، المغنيزيوم، الصوديوم، البيكارونات، و المعادن الثقيلة) فاقت قيمها المعايير الجزائرية و المنظمة العالمية للصحة الموصى بها للمياه الصالحة للشرب. هذه التركيزات العالية دليل على تلوث هذه المياه بمياه الصرف الصحي الحضرية و الصناعية المتسربة نحو الطبقات الجوفية. و هذا دون إستثناء التأثير الجيولوجي. ACP بينت أن مراحل إكتساب كيمياء الماء مرتبطة بالتفاعل ماء - صخر و التلوث بسبب النشاط الزراعي و تسرب مياه الصرف الصحي.

الكلمات الدالة: فسديس، مياه الصرف الصحي، واد القرزي، تربة زراعية، مياه جوفية.

Remerciements

Je présente tous mes remerciements tout d'abord à mon dieu "Allah" qui m'a aidé à réaliser mon objectif et à compléter ce travail de recherche.

Je présente aussi mes remerciements à mon directeur de thèse, Mr Boudoukha Abderrahmane, Professeur à l'université de Batna 2 pour ses conseils, ses commentaires de construction et pour m'avoir suivi et dirigé tout au long de ces années. Je le remercie pour la confiance et la compréhension qu'il a toujours manifestée à mon égard.

Je tiens à remercier vivement les membres du jury :
Mr Abdessalem Salah, pour avoir accepté de présider le jury de cette thèse et, pour m'avoir intégré dans son équipe de recherche.
Mr Kribaa Mohamed, Mr Benmasaoud Hassen et Mr Tiri Amer, d'avoir accepté de juger ce travail et pour leurs commentaires scientifiques et leurs recommandations qui ont renforcé ce travail.

J'associe à ces remerciements Mr Ben Sid Zoubir, Mr Rabhi Khellaf et Mr Bengoura Djamel, pour m'avoir aidé lors de la rédaction de cette thèse et lors de la réalisation des cartes et des analyses statistiques.

Je tiens également à remercier très chaleureusement :
Madame Mandi laila ; responsable du laboratoire des sciences de l'eau et de l'environnement de Centre National d'Etudes et de Recherches sur l'Eau et l'Energie, Abdelkrim El khattabi, Marrakech, Maroc, pour m'avoir facilité l'accès au laboratoire de recherche et permis d'effectuer des dosages des métaux lourds.

Madame Yaza salima, responsable du laboratoire d'Algérienne des eaux de la wilaya de Batna et son équipe et toutes les personnes du laboratoire de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Batna, pour l'aide qu'ils m'ont présentée au cours des différentes analyses réalisées.

Je remercie également les agriculteurs de la région de Fesdis, pour leur générosité, disponibilité et leur collaboration, ainsi qu'à toutes les personnes que je n'ai pas citées et qui ont joué un rôle même minime mais important pour l'aboutissement de cette thèse.

Un grand merci enfin est adressé à ma famille, **mon Père** et **ma Mère** qui ont pris soin de moi toute ma vie, et je demande à Dieu d'avoir pitié d'eux. Je n'oublie pas, mes frères et sœurs qui m'ont soutenu pendant ce travail, sans oublier mes belles-sœurs pour leur aide et leur générosité.

Table des matières

Introduction générale	1
Chapitre 1 : Synthèse bibliographique	
1. Introduction	4
2. Origine des eaux usées	4
2.1. Les rejets domestiques.....	4
2.2. Les rejets industriels.....	5
2.3. Eaux de ruissellement.....	5
3. Composition des eaux usées.....	6
3.1. Les micro-organismes.....	6
3.2. Les matières en suspension (MES) et matière organique.....	8
3.3. Les micro-polluants organiques et non organiques.....	8
3.4. Les substances nutritives.....	10
4. La réutilisation des eaux usées.....	11
4.1. Importance actuelle à l'échelle mondiale.....	11
4.2. Modes de réutilisation des eaux usées.....	12
4.2.1. Réutilisation pour l'irrigation.....	13
4.2.2. Réutilisation industrielle	13
4.2.3. Réutilisation en zone urbaine.....	14
4.2.4. La production d'eau potable.....	14
4.2.5. La recharge de nappe.....	15
5. Risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées.....	15
6. La réglementation.....	17
6.1. Ligne directrice de l'OMS.....	17
6.2. Recommandations de l'USEPA.....	19
6.3. Directives de la FAO.....	20
6.4. Aspects réglementaires et législatif Algériens.....	22
7. Situation de la réutilisation des eaux usées en Algérie.....	23
8. Recyclages des eaux usées en irrigation : potentiel fertilisants, effet sur la qualité des sols et sur l'environnement.....	24
8.1. Effets observés sur la croissance et le rendement des cultures.....	24
8.2. Qualité sanitaire des cultures irriguées avec les eaux usées traitées.....	25

8.2.1. Contamination microbiologique.....	25
8.2.2. Contamination chimique.....	26
8.3. Effet de l'irrigation par les eaux usées sur les propriétés physicochimiques du sol.....	27
8.3.1. Effets de l'irrigation à l'eau usée sur la composante chimique du sol.....	27
8.3.1.1. Les éléments minéraux.....	27
8.3.1.2. Les matières organiques.....	28
8.3.1.3. Les métaux lourds.....	28
8.3.1.4. Les composés organiques toxiques.....	30
8.3.1.5. La salinité.....	30
8.3.1.6. La sodicité.....	31
8.3.2. Effets de l'irrigation à l'eau usée sur la structure et propriétés hydriques du sol.....	31
8.4. Impact de l'irrigation par les eaux usées sur la nappe phréatique.....	34
8.5. Impact de l'irrigation par les eaux usées sur les eaux superficielles.....	36
9. Conclusion.....	36

Chapitre 2 : Matériel et méthodes

1. Introduction.....	37
2. Conditions naturelles de la région d'étude.....	37
2.1. Climat de la région.....	37
2.2. Réseau hydrographique.....	38
2.3. Géologie de la région.....	38
2.4. Hydrogéologie de la région.....	42
2.5. L'activité agricole.....	42
2.6. Sources de pollution et nature des rejets de l'Oued El Gourzi.....	44
3. Echantillonnage et méthodes d'analyse.....	46
3.1. Echantillonnage.....	46
3.2. Méthodes d'analyse.....	49
3.2.1. Méthodes d'analyse de l'eau.....	49
3.2.2. Méthodes d'analyse du sol.....	58
3.2.3. Analyse des données.....	61
4. Conclusion.....	63

Chapitre 3 : Résultats et discussion

1. Caractérisation physico-chimique des effluents urbains et industriels de l'Oued El Gourzi.....	65
1.1. La température.....	65
1.2. pH.....	68
1.3. La conductivité électrique et la salinité.....	69

1.4. Les matières en suspension et la turbidité.....	71
1.5. Les chlorures.....	72
1.6. Les sulfates.....	73
1.7. Les orthophosphates.....	74
1.8. Le calcium et le magnésium.....	75
1.9. Les bicarbonates.....	76
1.10 . Le sodium.....	77
1.11. Le potassium.....	78
1.12 . Les nitrates, l'ammonium et les nitrites.....	79
1.13. La demande biochimique en oxygène, la demande chimique en oxygène dissous.....	81
1.14. Les métaux lourds.....	83
1.15. Conclusion.....	86
2. Impact de l'irrigation par les rejets urbains et industriels de l'Oued El Gourzi sur la qualité physico-chimique du sol agricole.....	87
2.1. L'analyse granulométrique.....	88
2.2. Calcaire total.....	88
2.3. Calcaire actif.....	89
2.4. pH.....	89
2.5. La conductivité électrique.....	90
2.6. Pourcentage de sodium échangeable.....	92
2.7. Matière organique.....	92
2.8. Les trois éléments majeurs : Azote, phosphore et potassium.....	94
2.9. Rapport C /N.....	97
2.10 . La capacité d'échange cationique.....	98
2.11 . Cations échangeables.....	99
2.12. Les éléments traces métalliques.....	101
2.13. Effets des eaux usées sur les paramètres hydro physiques du sol.....	107
2.13.1. Porosité totale.....	107
2.13.2. Rétention en eau du sol.....	110
2.14. Conclusion.....	112
3. Impact des rejets urbains et industriels de l'Oued El Gourzi sur la qualité des eaux souterraines de la région de Fesdis.....	113
3.1. Etude Piézométrique.....	113
3.2. L'analyse de la variance.....	114
3.3. Caractérisation physico-chimique.....	115
3.3.1. La température.....	115
3.3.2. Le pH.....	116
3.3.3. La conductivité électrique et la salinité.....	117
3.3.4. La dureté totale.....	119

3.3.5. Titre alcalimétrique TA et titre alcalimétrique complet TAC.....	120
3.3.6. Les chlorures.....	121
3.3.7. Les sulfates.....	122
3.3.8. Les orthophosphates.....	123
3.3.9. Calcium et magnésium.....	124
3.3.10. Les bicarbonates.....	126
3.3.11. Le sodium.....	126
3.3.12. Le potassium.....	127
3.3.13. Les composés azotés.....	128
3.3.14. La demande biochimique en oxygène, la demande chimique en oxygène et l'oxygène dissous.....	131
3.3.15. Les métaux lourds.....	132
3.4. Caractérisation hydro-chimique des eaux souterraines de la région de Fesdis.....	135
3.4.1. Diagramme triangulaire de PIPER.....	135
3.4.2. Diagramme de Schöeller et Berkloff.....	136
3.5. Analyse en Composantes Principales.....	142
3.6. Aptitude des eaux souterraines de la région de Fesdis à l'irrigation et les problèmes associés.....	145
3.6.1. pH.....	145
3.6.2. Salinité.....	148
3.6.3. Sodicité.....	149
3.6.4. Alcalinité.....	149
3.6.5. Perméabilité.....	150
3.6.6. Toxicité spécifique des ions.....	151
3.6.7. Aptitudes générales.....	151
3.6.8. Conclusion.....	158
Conclusion générale.....	160
Références bibliographiques	
Annexes	

Liste des figures

N° de figure	Titre	Page
Figure 1.	Répartition par usage et localisation des expériences mondiales les plus importantes en REUT. ECOSSE [2001].....	12
Figure 2.	Exemple de combinaison pour la réduction des agents pathogènes [OMS, 2012]...19	19
Figure 3.	Carte géologique de la plaine El Mahder- Fesdis [CORNET et al, 1951].....	39
Figure 4.	Zone d'étude et position des points de prélèvement.....	48
Figure 5.	Variation spatio-temporelle des valeurs de la température des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	66
Figure 6.	Variation spatio-temporelle des valeurs du pH des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).	69
Figure 7.	Variation spatio-temporelle des valeurs de la conductivité électrique et de la salinité des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	70
Figure 8.	Variation spatio-temporelle des valeurs des matières en suspension et de la turbidité des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	72
Figure 9.	Variation spatio-temporelle des valeurs des chlorures des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	73
Figure 10.	Variation spatio-temporelle des valeurs des sulfates des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	74
Figure 11.	Variation spatio-temporelle des valeurs des ortho phosphates des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	75
Figure 12.	Variation spatio-temporelle des valeurs de calcium des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	76
Figure 13.	Variation spatio-temporelle des valeurs de magnésium des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	76
Figure 14.	Variation spatio-temporelle des valeurs de bicarbonates des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	77

Figure 15. Variation spatio-temporelle des valeurs de sodium des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	78
Figure 16. Variation spatio-temporelle des valeurs de potassium des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	79
Figure 17. Variation spatio-temporelle des valeurs de nitrates des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	80
Figure 18. Variation spatio-temporelle des valeurs d'ammonium et des nitrites des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	81
Figure 19. Variation spatio-temporelle des valeurs de DBO5, DCO et O ₂ dissous des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	83
Figure 20. Variation spatio-temporelle des valeurs de Cr des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	84
Figure 21. Variation spatio-temporelle des valeurs de Pb et de Cd des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	85
Figure 22. Variation spatio-temporelle des valeurs de Ni et de Fe dissous des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).....	86
Figure 23. Variation des teneurs en calcaire total dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	88
Figure 24. Variation des teneurs en calcaire actif dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	89
Figure 25. Variation des valeurs du pH dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	90
Figure 26. Variation des valeurs de la conductivité électrique dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	91
Figure 27. Variation des Pourcentages de sodium échangeable dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	92
Figure 28. Variation des teneurs en matière organique dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	93
Figure 29. Variation des teneurs en azote total dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	95
Figure 30. Variation des teneurs en phosphore assimilable dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	96
Figure 31. Variation des teneurs en potassium assimilable dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	97

Figure 32. Variation des valeurs de rapport C/N dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	98
Figure 33. Variation des valeurs de la capacité d'échange cationique dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	99
Figure 34. Variation des teneurs en cations échangeables Ca^{2+} et Mg^{2+} dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	100
Figure 35. Variation des teneurs en cations échangeables Na^{+} et K^{+} dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	101
Figure 36. Variation des teneurs en Zn dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	103
Figure 37. Variation des teneurs en Cu dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	103
Figure 38. Variation des teneurs en Fr dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	104
Figure 39. Variation des teneurs en Cr dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	105
Figure 40. Variation des teneurs en Pb dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	105
Figure 41. Variation des teneurs en Cd dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	106
Figure 42. Variation des valeurs de la porosité totale pour les deux saisons printemps et automne dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin et (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	109
Figure 43. Courbes de rétention en eau en fonction du potentiel hydrique pour les deux horizons des sols irrigués par les eaux usées et témoin et (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin).....	111
Figure 44. Carte piézométrique.....	114
Figure 45. Variation spatio-temporelle des valeurs de la température des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	116
Figure 46. Variation spatio-temporelle des valeurs du PH des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	117
Figure 47. Variation spatio-temporelle des valeurs de la conductivité électrique des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	118
Figure 48. Variation spatio-temporelle des valeurs de la salinité des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	118
Figure 49. Variation spatio-temporelle des valeurs de la dureté totale des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	119
Figure 50. Variation spatio-temporelle des valeurs de titre alcalimétrique complet des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	121

Figure 51. Variation spatio-temporelle des valeurs des chlorures des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	122
Figure 52. Variation spatio-temporelle des valeurs de sulfates des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	123
Figure 53. Variation spatio-temporelle des valeurs des orthophosphates des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	124
Figure 54. Variation spatio-temporelle des valeurs de calcium et de magnésium des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	125
Figure 55. Variation spatio-temporelle des valeurs de bicarbonates des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	126
Figure 56. Variation spatio-temporelle des valeurs de sodium des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	127
Figure 57. Variation spatio-temporelle des valeurs de potassium des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	128
Figure 58. Variation spatio-temporelle des valeurs des nitrates des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	129
Figure 59. Variation spatio-temporelle des valeurs de nitrite et d'ammonium des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	130
Figure 60. Variation spatio-temporelle des valeurs de DBO ₅ des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	131
Figure 61. Variation spatio-temporelle des valeurs de DCO des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	132
Figure 62. Variation spatio-temporelle des valeurs de l'O ₂ dissous des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	132
Figure 63. Variation spatio-temporelle des valeurs de Fe et de Pb des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	133
Figure 64. Variation spatio-temporelle des valeurs de Cd des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	134
Figure 65. Variation spatio-temporelle des valeurs de Cr et Ni des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).....	134
Figure 66. Présentation des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Piper.....	136
Figure 67. Présentation des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Scholler-Berkalof (février).....	137

Figure 68. Présentation des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Scholler-Berkalof (mai).....	138
Figure 69. Présentation des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Scholler-Berkalof (juillet).....	139
Figure 70. Présentation des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Scholler-Berkalof (novembre).....	140
Figure 71. Projection des variables sur les plans factoriels $F1 \times F2$ et $F1 \times F3$	144
Figure 72. Classification des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Richards. Février et Mai.....	154
Figure 73. Classification des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Richards. Juillet et novembre.....	155
Figure 74. Classification des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Wilcox. Février.....	156
Figure 75. Classification des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Wilcox. Mai.....	157
Figure 76. Classification des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Wilcox. Juillet.....	157
Figure 77. Classification des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Wilcox. Novembre.....	158

Liste des tableaux

N° du tableau	Titre	Page
Tableau 1.	Trois niveaux de qualité d'utilisation eaux usées en agriculture et aquiculture [OMS, 1989].....	17
Tableau 2.	Exigence de l'US-EPA pour l'irrigation de cultures [US-EPA, 2004].....	20
Tableau 3.	Directives pour l'interprétation de la qualité d'une eau d'irrigation d'après la FAO [AYERS and WESTCOT, 1994].....	21
Tableau 4.	Limites recommandées en éléments traces (mgL^{-1}) dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation [FAO, 2003].....	21
Tableau 5.	Liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées [JORADP, 2012].....	23
Tableau 6.	Températures moyennes mensuelles en ($^{\circ}\text{C}$) de la région de Fesdis durant la période [1993-2012] [Station météorologique Ain Skhouna].....	37
Tableau 7.	Précipitations moyennes mensuelles en (mm) de la région de Fesdis durant la période [1993-2012] [Station météorologique Ain Skhouna,].....	38
Tableau 8.	Caractéristiques des rejets industriels de quatre unités industrielles [DEATB, 2012].....	45
Tableau 9.	Résumé statistique des paramètres physico-chimiques des eaux usées (Février)..	66
Tableau 10.	Résumé statistique des paramètres physico-chimiques des eaux usées (Mai)....	67
Tableau 11.	Résumé statistique des paramètres physico-chimiques des eaux usées (Juillet)..	67
Tableau 12.	Résumé statistique des paramètres physico-chimiques des eaux usées (Novembre).....	68
Tableau 13.	Carrés moyens de l'analyse de la variance des variables mesurées dans le sol...	87
Tableau 14.	Carrés moyens de l'analyse de la variance des variables porosité et capacité de rétention en eau mesurées dans le sol.....	108
Tableau 15.	Effet de la saison et de la position sur les paramètres mesurés dans l'eau.....	115
Tableau 16.	Matrice des corrélations des paramètres physicochimiques.....	142
Tableau 17.	Corrélations entre les variables et les axes principaux.....	144
Tableau 18.	Paramètres de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation. Février 2012.....	146
Tableau 19.	Paramètres de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation. Mai 2012.....	146
Tableau 20.	Paramètres de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation. Juillet 2012.....	147

Tableau 21. Paramètres de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation. Novembre 2012.....	147
Tableau 22. Résultats de classification des eaux d'après les diagrammes de Richards.....	152
Tableau 23. Résultats de classification des eaux d'après les diagrammes de wilcox.....	152

Liste des abréviations

ACP : analyse en composantes principales

ANOVA : Analysis Of Variance

BITUM : unité de production de goudron

CE : conductivité électrique

CEC : capacité d'échange cationique

CO: carbone organique

DDT : Dichlorodiphenyltrichloroethane

EDTA : Ethylene diaminetetraacetic acid

ENBAG : unité de production de bouteilles de gaz

ENIPEC : Société de transformation des peaux brutes en cuir

ESP : Pourcentage de sodium échangeable

ETM : éléments traces métalliques

CO : carbone organique

CSD : Centre de stockage et de distribution d'hydrocarbure

COTITEX : Complexe de textile

DALY : Disability Adjusted Life Years ou années de vie corrigées de l'incapacité

DBO₅ : demande biologique en oxygène pendant 5 jours

DCO : demande chimique en oxygène

FAO : Food and Agriculture Organization (l'OAA/ Organisation pour l'alimentation et l'agriculture)

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

IP: indice de perméabilité

JORADP : Journal officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire

LANDJASSA : Tannerie privée

MO : matière organique

MES : matières en suspension

MRE : Ministère des Ressources en Eau

MTH : maladies à transmission hydrique

NTU : Nephelometric turbidity units

OHV : Organo Halogénés Volatils

OMS : organisation mondiale de la santé

ONA : Office nationale d'assainissement

ORAVIE : Abattoir avicole et viande rouge

ORELAIT : unité de Production de lait et ses dérivés

PCB : PolyChloroBiphényles

PSE (ESP) : Pourcentage de sodium échangeable

RSC: alcalinité.

SABA et TUDOR: unités de production de batteries pour véhicules

SAR : Sodium adsorption ratio

SAU : superficie agricole utile

T : température

TA : titre Alcalimétrique

TAC: titre alcalimétrique complet

TDS: taux de matière sèche

TH : dureté

US-EPA : United States – Environmental Protection Agency

USSL : United States Salinity Laboratory

UV: Ultra violet

Introduction générale

La question de l'eau et de ses réserves est un problème qui anime les populations du monde entier depuis des décennies. Les poussées démographiques, l'agriculture extensive, le réchauffement climatique sont quelques-uns des nombreux exemples mettant en péril la pérennité des ressources [BOUTIN et al, 2009]. Une portion croissant de la demande est comblée par la réutilisation des eaux usées dans plusieurs pays [LAZAROVA et BRISSAUD, 2007]. L'avancement international de cette pratique est en croissance depuis quelques décennies, particulièrement dans les pays arides ou semi-arides [VEOLIA, 2010]. En effet, les premiers projets de réutilisation des eaux usées traitées ont été développés dans des régions où l'eau est déficitaire [EXALL et al, 2004].

Après traitement, les eaux usées peuvent être utilisées au lieu d'être rejetées dans le milieu. Elles peuvent alors servir pour les activités urbaines, récréatives, agricoles et industrielles, mais aussi pour recharger la nappe phréatique et même, dans certains cas, pour alimenter le réseau d'eau potable (Veolia, 2010). Ainsi, cette pratique permet non seulement un approvisionnement en eau supplémentaire diminuant la pression sur la ressource, mais elle assure aussi une meilleure protection des milieux récepteurs accueillant les eaux usées [CHARLAND, 2014].

Les eaux usées constituent une importante source d'eau et de nutriments pour de nombreux agriculteurs sous les climats arides et semi-arides. C'est parfois la seule source d'eau disponible pour l'agriculture. Lorsqu'elle est bien gérée, l'utilisation d'eaux usées peut contribuer au recyclage des nutriments et de l'eau et ainsi à réduire le coût de l'amendement des terres ou simplement à le rendre accessible aux agriculteurs [OMS, 2012]. Cependant, les eaux usées traitées peuvent contenir, en plus des nutriments, des sels et des éléments chimiques pouvant avoir des effets néfastes sur certaines cultures, mais aussi sur les sols, en causant leur salinité. Ainsi, les eaux usées peuvent apporter un excès de nutriment et contribuer à l'eutrophisation des cours d'eaux à proximité. Cette dernière pourrait augmenter les risques pour la santé liés à la présence de cyanobactéries. De plus, les puits d'alimentation en eau potable à proximité pourraient être contaminés par l'utilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation ou la recharge de la nappe phréatique [INSPQ, 2006]. Les problèmes sanitaires liés à la consommation des cultures irriguées avec des eaux usées demeurent toutefois les plus préoccupants, car ces eaux contiennent des agents biologiques pathogènes et

des substances chimiques nocives. Les contaminants biologiques sont responsables de pathologies graves, telles que le choléra, la fièvre typhoïde ou les maladies diarrhéiques et les hépatites virales. Les polluants chimiques sont plus divers et sont reconnus comme mutagènes et cancérigènes [ALEEM et MALIK, 2003].

En de nombreux endroits, l'irrigation avec des eaux usées est apparue spontanément et sans planification – elle utilise alors souvent des eaux non traitées ou avec un traitement partiel, limité généralement à la réduction de la pollution organique. L'utilisation des eaux usées non traitées en agriculture s'explique surtout par le manque de moyens techniques et financiers nécessaires à la mise en place d'un système de traitement efficace.

En Algérie, les ouvrages de traitement et d'épuration de l'eau comprenant essentiellement des stations d'épuration et des lagunes sont exclusivement destinés au rejet dans le milieu sans objectif de réutilisation. Cette situation a longtemps été admise d'une part, par les gestionnaires de l'eau en raison du surcoût provenant de la nécessité de traitement tertiaire de désinfection, du transport de l'eau vers l'utilisateur, du stockage de régulation, et d'autre part, par la population en raison de l'idée que l'eau usée épurée peut être dangereuse pour la santé. Le contexte climatique augmentant la tension sur la ressource en eau, l'urbanisation croissante et l'agriculture irriguée en plein essor ont conduit à la mise en œuvre des programmes de réalisation d'ouvrages destinés à la réutilisation des eaux usées épurées [MRE, 2012]. En effet, l'irrigation directe à partir des eaux usées brutes est interdite mais continue néanmoins d'être pratiquée dans de nombreux endroits.

Le cas d'étude présenté est celui du périmètre agricole de Fesdis irrigué par les eaux usées de l'Oued El Gourzi. Ce dernier est alimenté par les précipitations, les eaux usées domestiques et industrielles. Cette composition confère à l'eau de l'Oued une qualité inférieure, ce qui entraîne l'altération des fonctions épuratrices du sol en limitant son rôle dans la protection de la qualité des eaux de surface et souterraine. Ces problèmes sont bien connus aujourd'hui.

L'objectif de ce travail consiste à évaluer les impacts de la réutilisation des eaux usées urbaines et industrielles de l'Oued El Gourzi sur la qualité des sols agricoles et des eaux souterraines de la région de Fesdis.

Cette thèse est organisée en trois chapitres :

- Le premier chapitre s'appuie sur la bibliographie pour décrire l'origine et la composition des eaux usées. Il s'agit également de préciser les domaines de leur réutilisation, les aspects juridiques et techniques à l'échelle nationale et internationale, ainsi que leurs impacts sur le sol et l'environnement.

- Le deuxième chapitre présente le cadre général de l'étude et inclut une description des contextes physique, climatique et socio-économique de la région. Il présente aussi les principes généraux de la collecte, du stockage et de la préparation des échantillons ainsi que les méthodes instrumentales utilisées dans la présente étude pour caractériser les eaux et le sol.

- Le troisième chapitre expose les résultats des analyses physicochimiques des eaux et des sols. Il se focalise sur l'étude des impacts des eaux usées d'origine urbaine industrielle sur la qualité des sols agricoles et des eaux souterraines.

Une conclusion permet en définitive de synthétiser les principaux résultats de l'étude et d'évoquer des perspectives et des orientations pratiques en terme de meilleure utilisation des eaux usées.

Chapitre 1 : synthèse bibliographique

1- Introduction

Les eaux usées sont les eaux rejetées par les collectivités et les industries et qui sont acheminées par les égouts en station d'épuration afin d'être traitées. Après traitement, on les appelle des **eaux usées épurées**. Dans le cycle d'assainissement de l'eau « classique », celles-ci sont rejetées dans le milieu naturel. La réutilisation des eaux usées épurées (REUE) propose de récupérer directement ces eaux usées épurées, de les traiter éventuellement une nouvelle fois et de s'en servir pour toutes sortes d'usages [BAUMONT et al, 2004]. La réutilisation agricole constitue la principale filière de réutilisation des eaux usées à travers le monde. Les eaux usées, fournissent souvent des sources d'eau fiables tout au long de l'année et contiennent les nutriments nécessaires à la croissance des végétaux. En effet, ces eaux véhiculent des éléments polluants qui posent des problèmes de santé publique, de conservation des sols et de protection de l'environnement [FABY et BRISSAUD, 1997]. Pour cela, les eaux usées brutes ne doivent pas être directement réutilisées, un traitement extensif et adéquat est toujours nécessaire. En effet, la connaissance de la composition des eaux usées est une étape primordiale pour la prévention des risques inhérents à leurs diverses utilisations.

La première étape de cette synthèse bibliographique est donc de présenter l'origine et la composition des eaux usées. Par la suite, un aperçu est donné sur la réutilisation des eaux usées traitées et les dangers sanitaires associés ainsi que sur les aspects juridiques et techniques à l'échelle nationale et internationale. Cette synthèse donne aussi une présentation générale des aspects bénéfiques et négatifs de l'utilisation des eaux usées en irrigation sur les rendements des cultures, les sols et les étendues d'eau (eaux de surfaces et eaux souterraines).

2- Origine des eaux usées

Selon BAUMONT et al.[2004], les eaux usées ont trois origines possibles : les eaux domestiques ; les eaux industrielles et les eaux de ruissellement.

2-1- Les rejets domestiques

Les eaux usées d'origine domestique sont issues de l'utilisation de l'eau (potable dans la majorité des cas) par les particuliers pour satisfaire tous les usages ménagers. Lorsque les habitations sont en zone d'assainissement collectif, les eaux domestiques se retrouvent dans les égouts. Les eaux usées domestique comprennent les eaux vannes, qui correspondent aux eaux de toilettes et les eaux grises qui correspondent à tous les autres usages : lave-linge, lave-

vaisselle, douche/bain, etc. La composition des eaux usées d'origine domestique peut être extrêmement variable, et dépend de trois facteurs :

- la composition originelle de l'eau potable,- les diverses utilisations par les particuliers qui peuvent apporter un nombre quasi-infini de polluants : tous les produits d'entretien, lessives mais aussi, solvants, peintures, mercure de thermomètre, colle, etc.
- les utilisateurs eux-mêmes qui vont rejeter de la matière organique dans les égouts (urines et fèces) ; Ce type de rejets apporte également des micro-organismes et des contaminants divers (médicaments), etc.

2-2- Les rejets industriels

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales : blanchisserie, restaurant, laboratoire d'analyses médicales, etc. Elles sont très différentes des eaux usées domestiques leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre en plus de matières organiques azotées ou phosphorées elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants des métaux lourds des micropolluants organiques des, hydrocarbures etc.

Les rejets industriels peuvent suivre trois voies d'assainissement :

- soit ils sont directement rejetés dans le réseau domestique ;
- soit ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique ;
- soit ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel.

2-3- Eaux de ruissellement

Les eaux de pluie qui ruissellent sur les surfaces imperméabilisées, en général en zone urbaine, sont collectées par un réseau qui peut-être le même que celui qui collecte les eaux usées, ou non. On distingue :

- les réseaux unitaires : un seul collecteur assure le transport des eaux usées et des eaux pluviales. La qualité et le volume des eaux qui arrivent alors à la station d'épuration sont très variables. Pour éviter qu'un débit supérieur à sa capacité n'arrive à la station d'épuration, des ouvrages de déviation (réservoirs et déversoirs d'orage) sont répartis sur le réseau ;
- les réseaux séparatifs : deux réseaux sont mis en place, l'un pour collecter les eaux usées, l'autre pour les eaux de ruissellement. En principe seules les eaux usées arrivent à la station d'épuration pour traitement.

3- Composition des eaux usées

La composition des eaux usées est extrêmement variable en fonction de leur origine (industrielle, domestique, etc.). Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les micro-organismes, les matières en suspension et organiques, les éléments traces minéraux et organiques, et les substances nutritives [BAUMONT et al, 2004].

3-1- Les micro-organismes

Les micro-organismes comprennent, par ordre croissant de taille : les **virus**, les **bactéries**, les **protozoaires** et les **helminthes**. Ils proviennent dans leur immense majorité des matières fécales ; on distingue alors la flore entérique (*i.e.* intestinale) normale et les micro-organismes pathogènes.

➤ Les virus

Ce sont des organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nm) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte. Les virus ne sont pas naturellement présents dans l'intestin, contrairement aux bactéries. Ils sont présents soit intentionnellement (après une vaccination contre la poliomyélite, par exemple), soit chez un individu infecté accidentellement. L'infection se produit par l'ingestion dans la majorité des cas, sauf pour le Coronavirus où elle peut aussi avoir lieu par inhalation [BAUMONT et al, 2004]. Leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10^3 et 10^4 particules par litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées restent difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous-estimation de leur nombre réel [AULICINO et al, 1996]. Les virus entériques sont ceux qui se multiplient dans le trajet intestinal. Parmi les virus entériques humaines les plus nombreux il faut citer les enterovirus, les rotavirus, les rétrovirus, les adénovirus, et le virus de l'Hépatite il semble que les virus soient plus résistants dans l'environnement que les bactéries, du fait qu'au cours de processus de traitement des eaux usées les virus sont plus difficiles à éliminer que les bactéries classiquement utilisées comme indicateur de la qualité bactériologique des eaux [TOZE, 2006].

➤ Les bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 μm . La quantité moyenne de bactéries dans les fèces est d'environ 10^{12} bactéries/g [ASANO, 1998]. La majorité de ces bactéries ne sont pas pathogènes. Cependant, chez un hôte infecté, le nombre de bactéries pathogènes peut être très important.

Les bactéries entériques sont adaptées aux conditions de vie dans l'intestin, c'est-à-dire une grande quantité de matière carbonée et de nutriments, et une température relativement élevée (37°C). Leur temps de survie dans le milieu extérieur, où les conditions sont totalement différentes, est donc limité. Par ailleurs, les bactéries pathogènes vont se trouver en compétition avec les bactéries indigènes, ce qui limitera leur développement.

Les eaux usées urbaines contiennent en moyenne 10^7 à 10^8 bactéries/l. dont 10^6 entérocoques et entérobactéries, 10^4 à 10^5 streptocoques fécaux et 10^3 à 10^4 Clostridium. La majorité de ces organismes ne présentent pas un danger pour la santé et la concentration en bactéries pathogènes peut atteindre de l'ordre de 10^4 /L [FABY et BRISSAUD, 1997]. Parmi les pathogènes les plus détectés les Salmonelles, dont celles responsables de la typhoïdes, des paratyphoïdes et des troubles intestinaux. La voie de contamination majoritaire est l'ingestion. Les bactéries pathogènes d'origine hydrique sont responsables de la mort de 3 à 10 millions de personnes par an dans le monde. Et les pays industrialisés ne sont pas épargnés [MIQUEL, 2003].

➤ Les protozoaires

Les **protozoaires** sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes **parasites**, c'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte. Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée **kyste**. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées. On peut citer parmi ceux-ci *Entamoeba histolytica*, responsable de la dysenterie amibienne ou encore *Giardia lamblia* [BAUMONT et al, 2004]. Il est considéré que seulement 10 à 30 kystes forment une dose suffisante pour causer des troubles sanitaires [CAMPOS, 2008].

➤ Les helminthes

Les **helminthes** sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes **parasites**. Les **œufs** d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées. La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées urbaines est de l'ordre de 10 à 10^3 œufs/l [FABY et BRISSAUD, 1997]. Beaucoup d'helminthes ont des cycles de vie complexes comprenant un passage obligé par un hôte intermédiaire. Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce sont les œufs. En effet, la persistance de ces organismes à différentes conditions environnementales ainsi que leur résistance à la désinfection permet leur reproduction, ce qui constitue leur risque potentiel [CAMPOS, 2008]. Les helminthes pathogènes rencontrés dans les eaux usées

sont : *Ascaris lumbricades*, *Oxyuris vermicularis*, *Trichuris trichuria*, *Taenia saginata* [OMS, 1989].

3-2- Les matières en suspension (MES) et matière organique

Les matières en suspension sont les matières non dissoutes contenues dans l'eau et sont exprimées en mg/l. Elles comportent à la fois des éléments minéraux et organiques et sont en majeure partie de nature biodégradable [FAO, 2003]. La plus grande part des microorganismes pathogènes contenus dans les eaux usées est transportée par les MES. Elles donnent également à l'eau une apparence trouble, un mauvais goût et une mauvaise odeur. Cependant, elles peuvent avoir un intérêt pour l'irrigation des cultures [BAUMONT et al, 2004].

Les particules en suspension, plus lourdes que l'eau, sont éliminées par décantation. Toutefois, un traitement beaucoup plus poussé est généralement requis pour faire face aux risques sanitaires. Une présence excessive de matières en suspension peut entraîner des difficultés de transport et de distribution des effluents ainsi que le bouchage des systèmes d'irrigation.

La présence de **matière organique** dans les eaux usées ne constitue pas, sauf cas très particulier, un obstacle à la réutilisation de ces eaux. Bien au contraire, elle contribue à la fertilité des sols. Cependant, l'expérience montre que le maintien d'une concentration importante en matière organique dans les eaux usées gêne considérablement l'efficacité des traitements destinés à éliminer les germes pathogènes. Enfin, les concentrations significatives en matière organique peuvent aussi entraîner des odeurs désagréables, notamment si les eaux stagnent à la surface du sol [BOUTIN et al, 2009].

3-3- Les micro-polluants organiques et non organiques : une pollution multiple et complexe

Selon leur origine et le type de traitement, les eaux usées traitées peuvent contenir des substances toxiques telles que les éléments traces métalliques (ETM) regroupant les métaux lourds et d'autres composés inorganiques non biodégradables. Ces éléments sont principalement d'origine agricole, industrielle et, dans une moindre mesure, domestique [ISLAM et al, 2007].

➤ Les micro-polluants non organiques

Les micropolluants non organiques que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux ; les plus abondants (de l'ordre de quelques µg/l) sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb. Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.). Sont présents à l'état de traces. Leur origine est

multiple : ils proviennent des produits consommés au sens large par la population, de la corrosion des matériaux des réseaux de distribution d'eau et d'assainissement, des eaux pluviales dans le cas de réseau unitaire, des activités de service (santé, automobile) et éventuellement de rejets industriels raccordés au réseau. Même en l'absence de rejets industriels, les effluents urbains peuvent contenir des micropolluants minéraux en quantité variable [CAUCHI et al, 1996].

Les éléments cités dans la littérature comme étant les plus dangereux sont le plomb (Pb), le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le nickel (Ni) et l'arsenic (As). Les quatre premiers faisant partie des 33 substances classées comme dangereuses prioritaires dans l'arrêté de la directive cadre européenne sur l'eau [VILAGINES, 2003]. Parmi les éléments traces se trouvant dans les eaux usées, certains, dits oligo-éléments, sont indispensables à la croissance des plantes. Citons entre autres le manganèse, le fer, le cuivre, le molybdène ou encore le zinc. Ils peuvent trouver un intérêt en cas de réutilisation agricole.

➤ **Les micro-polluants organiques**

Les micro-polluants d'origine organique sont extrêmement **nombreux** et **variés**, ce qui rend difficile l'appréciation de leur dangerosité. Leur concentration totale moyenne dans les eaux usées est de l'ordre du microgramme par litre (de 1 à 10 µg/l) [FABY et BRISSAUD, 1997]. La nature et le niveau de concentration de ces micro-polluants organiques dans les eaux usées dépendent des types d'effluents collectés. Ils proviennent de l'utilisation domestique de détergents, pesticides, solvants, et également des eaux pluviales : eaux de ruissellement sur les terres agricoles, sur le réseau routier, etc. Ils peuvent aussi provenir de rejets industriels quand ceux-ci sont déversés dans les égouts ou même des traitements de désinfections des effluents par le chlore (haloformes). Parmi les micropolluants organiques les plus connus, on peut citer les PCB (PolyChloroBiphényles), les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), les OHV (Organo Halogénés Volatils) ou les produits phytosanitaires (pesticides par exemple).

La plupart de ces éléments traces sont peu solubles, et les traitements des eaux usées par décantation sont efficaces pour les éliminer. On les retrouve donc plutôt dans les boues que dans les eaux épurées. Les concentrations infimes dans les effluents d'origine urbaine et leur transfert limité vers les végétaux rendent très faible le risque sanitaire dans le cas d'une réutilisation **agricole** [CAUCHI, 1996], même si certains s'accumulent dans les racines comme le PCB, ou dans les graines de soja pour certains pesticides. Dans le pire des cas, ils ne vont constituer qu'une surcharge au système de détoxification des hommes et des animaux [FABY et BRISSAUD, 1997].

Concernant les **pesticides**, c'est l'incertitude relative à leur dangerosité chronique qui soulève des inquiétudes. Si en général on connaît les effets d'une intoxication aiguë, la toxicité à long terme et à faible dose est très mal connue. Certaines molécules sont classées comme perturbateurs endocriniens ou cancérogènes possibles par le CIRC. D'autre part, ils ont une forte capacité de **rémanence** (20 ans pour certains) et leur dégradation naturelle produit parfois des métabolites dont les effets sanitaires sont inconnus [BAUMONT et al, 2004].

3-4- Les substances nutritives

L'azote, le phosphore, le potassium et les oligo-éléments indispensables à la vie des végétaux, se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables par rapport aux besoins de la végétation, dans les eaux usées traitées ou non. D'une façon générale, un volume d'eau usée traitée et réutilisée de 1 000 m³, soit un apport d'une lame d'eau résiduaire de 100 mm à l'hectare, peut apporter d'après FABY [1997] :

- de 16 à 62 kg d'azote ;
- de 2 à 69 kg de potassium ;
- de 4 à 24 kg de phosphore ;
- de 18 à 208 kg de calcium ;
- de 9 à 100 kg de magnésium ;
- et de 27 à 182 kg de sodium.

La concentration en macronutriments des eaux usées présente une variabilité journalière et saisonnière. Elle est également dépendante de la nature et du traitement appliqué. Dans certaines circonstances, ces éléments peuvent être en excès par rapport aux besoins de la plante et provoquer des effets négatifs, aussi bien au niveau de la culture que des sols. Un contrôle périodique de la quantité de nutriments présents dans l'effluent est nécessaire afin d'en tenir compte lors du calcul des besoins en fertilisants des cultures irriguées [BOUTIN et al, 2009].

➤ **La teneur en azote** de l'eau usée urbaine après traitement secondaire varie de 20 à 60 mg/l. L'azote dans l'eau usée traitée peut dépasser les besoins des cultures. La connaissance de la concentration en N dans l'eau usée et la gestion appropriée de la charge en NPK sont essentielles pour surmonter les problèmes associés à une éventuelle concentration élevée en N [FAO, 2003].

➤ **Le phosphore** dans l'eau usée après traitement secondaire varie de 6 à 15 mg/l (15-35 mg/l P₂O₅) à moins qu'un traitement tertiaire l'élimine. Cette quantité est en général trop faible

pour modifier le rendement, et en cas d'excès, les phosphates se fixent dans le sol. L'évaluation de P dans l'eau usée traitée devrait être réalisée en concomitance avec les analyses de sol pour les conseils de fumure [FAO, 2003].

➤ **Le potassium** contenu dans l'eau usée n'occasionne pas d'effet nuisible sur les plantes ou l'environnement. C'est un macronutriment essentiel qui affecte favorablement la fertilité du sol, le rendement des cultures et leur qualité. La concentration en K dans l'eau usée traitée secondaire varie de 10 à 30 mg/l (12-36 mg/l K₂O). Cette quantité doit être prise en compte pour préparer le programme de fertilisation en fonction des besoins des cultures [FAO, 2003].

➤ **Autres nutriments.** La plupart des eaux usées contiennent habituellement des concentrations adéquates en soufre, zinc, cuivre et autres micronutriments. Une attention particulière doit être portée au bore. L'eau usée traitée contient assez de bore pour corriger toutes les déficiences en cet élément. Cependant, lorsque cet élément se trouve en excès, il peut provoquer des problèmes de phytotoxicité [FAO, 2003].

4- La réutilisation des eaux usées

4-1- Importance actuelle à l'échelle mondiale

La réutilisation des eaux usées s'est fortement accélérée durant la dernière décennie. Des croissances de 10 à 30% par an ont été observées en Europe, aux Etats-Unis et en Chine et de plus de 40% en Australie. On estime qu'actuellement, 1.5 à 1.7 millions de m³ d'eau par jour sont respectivement réutilisés en Californie, en Floride, au Mexique, en Chine. Le potentiel de développement reste considérable puisqu'on estime que seulement 5% des eaux usées traitées, à l'échelle du globe, sont actuellement réutilisées ce qui représente tout de même un volume impressionnant de 7 milliards de m³ d'eau par an, à comparer à une demande d'eau globale qui se situerait autour de 4000 milliards de m³ [DUNGLAS, 2014].

Israël et la Jordanie visent à satisfaire 30% de leurs besoins en eau par cette ressource. En Europe, Chypre a pour objectif de réutiliser 100% de ses eaux usées et, en Espagne, Madrid envisage d'assurer ainsi 10% de sa demande en eau (eaux usées ayant subi un traitement tertiaire). En 2005, ce pays utilisait déjà près de 500 millions de m³ par an d'eaux retraitées. En Italie, Milan s'est dotée d'une unité de retraitement (construite par Degrémont) d'une capacité de 360 000 m³ /jour fournissant de l'eau désinfectée pour l'irrigation de 22 000 ha de cultures maraîchères [DUNGLAS, 2014].

4-2- Modes de réutilisation des eaux usées

On peut distinguer cinq catégories de réutilisation :

- réutilisation pour l'irrigation : cultures fourragères ou maraîchères, céréales, prairies, etc. ;
- réutilisation industrielle : circuit de refroidissement, construction, papeteries, industries textiles, etc. ;
- réutilisation en zone urbaine : lutte contre l'incendie, lavage de voirie, recyclage des eaux usées d'un immeuble, arrosage de parcs, golfs, cimetières, etc. ;
- la production d'eau potable ;
- la recharge de nappe phréatique.

La figure 1 résume les principales voies de réutilisation dans les pays ayant une expérience significative dans ce domaine.

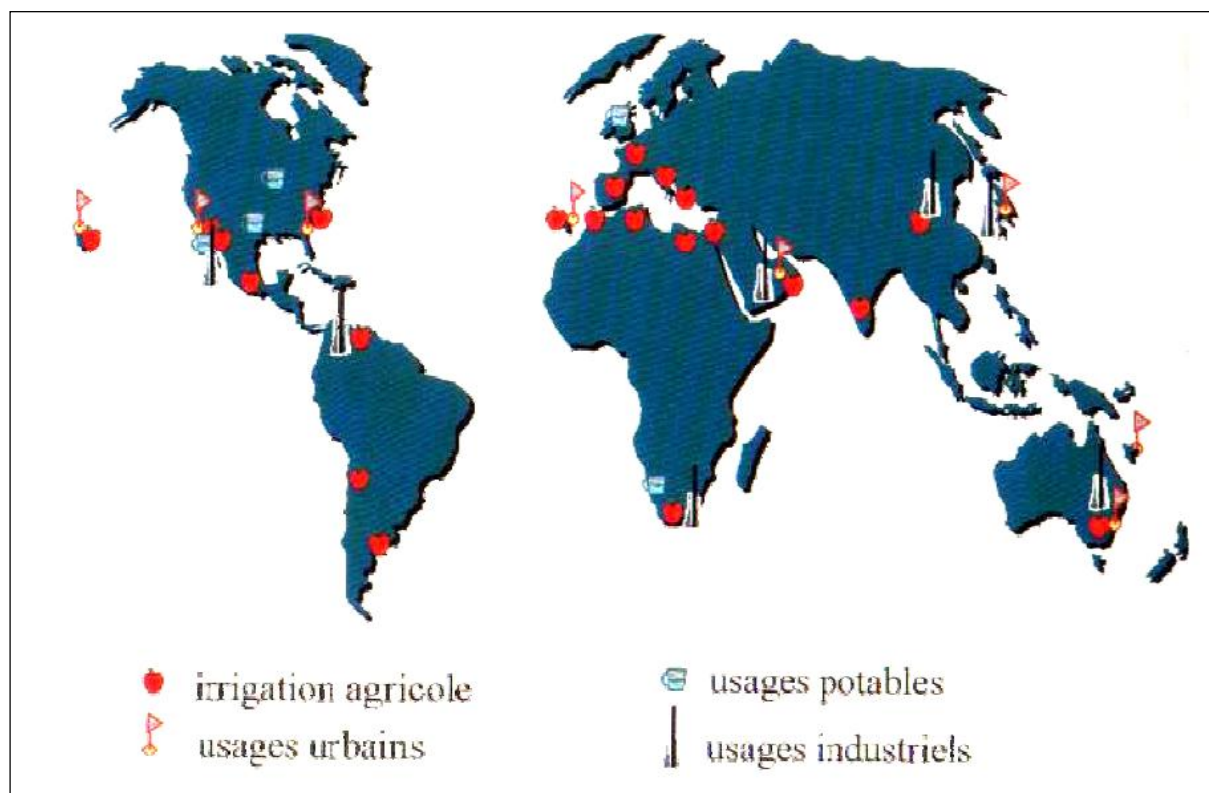


Figure 1. Répartition par usage et localisation des expériences mondiales les plus importantes en REUT. ECOSSE [2001]

Il apparaît que la réutilisation pour l'irrigation est essentiellement présente dans les pays réputés agricoles mais dont les ressources hydriques sont faibles, comme le bassin méditerranéen ou encore le Sud des Etats-Unis. Les plus grands projets de réutilisation ont été développés dans les régions de l'Ouest et de l'Est des Etats-Unis, l'espace méditerranéen, l'Australie, l'Afrique du Sud et dans les zones semi-arides de l'Amérique du Sud et de l'Asie du Sud [BOUTIN et al, 2009].

4-2-1- Réutilisation pour l'irrigation

Une des applications les plus communes est l'irrigation de cultures agricoles ou sylvicoles à l'aide d'eaux usées traitées, surtout dans les pays et régions où l'agriculture rencontre des problèmes quantitatifs ou qualitatifs d'eau [TRAD RAIS et XANTHOULIS, 2006]. L'irrigation ou l'arrosage peut se faire autant sur des cultures destinées à la consommation humaines que sur des cultures assignées à la transformation ou à des usages autres [US EPA, 2012]. Les eaux usées contiennent des éléments fertilisants (azote, phosphore et potassium) ainsi que des oligoéléments (fer, cuivre, manganèse, zinc, etc.) qui sont bénéfiques pour les cultures, et qui peuvent augmenter significativement le rendement. L'utilisation de ces eaux à la place d'engrais de synthèse coûteux est économiquement intéressante pour les agriculteurs. De plus, l'arrosage avec des eaux usées constitue une sorte de **fertigation**, c'est-à-dire l'application combinée d'eau et de fertilisants via le système d'irrigation. La fertigation permet un apport fractionné et à faible dose des engrais ; en cela elle est bénéfique pour l'environnement car elle évite la pollution des sols et les dépenses aux fertilisants, qui sont des phénomènes qui apparaissent avec une fertilisation classique [ASANO, 1998].

Les projets de réutilisation des eaux usées pour l'irrigation se concentrent autour du bassin méditerranéen et dans les pays industrialisés, en Europe, aux États-Unis ou encore en Australie. Certains pays comme la Tunisie ou Israël ont de véritables politiques nationales de réutilisation des eaux usées épurées.

4-2-2- Réutilisation industrielle

La réutilisation d'eaux usées épurées (REUE) industrielle peut être intéressante dans le secteur de l'énergie, dans les circuits de refroidissement fermés ou ouverts. Les autres applications possibles concernent les laveries industrielles, les stations de lavage de voiture, l'industrie du papier, la production d'acier, de textiles, les industries d'électroniques et de semi-conducteurs, etc. [ASANO, 1998]. Beaucoup d'industries réutilisent déjà leurs propres eaux usées à l'aide d'un système en boucle fermées afin d'économiser les ressources et diminuer leurs rejets [EXALL, 2004].

La qualité requise est spécifique à chaque industrie parce que sa composition chimique peut avoir des répercussions sur les procès industriels. Les préoccupations concernent principalement les phénomènes d'entartrage, de corrosion, de développement de bactéries, d'encrassement, de formation de mousse, et d'inhalation d'aérosols par les travailleurs. D'après ASANO, un des premiers cas dans le monde est une papeterie du Japon qui est fournie en eaux épurées depuis 1951.

4-2-3- Réutilisation en zone urbaine

Selon BAUMONT et al. [2004], les utilisations possibles d'eaux épurées en zone urbaine sont extrêmement nombreuses, et il en existe de multiples exemples à travers le monde. Ces projets concernent :

- l'arrosage de parcs, de terrains de sport, de terrains de golf, d'aires de jeux ;
- les bassins d'agrément, piscines, bassins pour la pêche et la navigation de plaisance ;
- les eaux des sanitaires d'un immeuble ou d'un groupe d'immeubles ;
- le lavage de voirie, réservoirs anti-incendies, etc.

La qualité requise dans les projets de REUE en zone urbaine a des exigences similaires aux autres réutilisations, avec quelques variances :

- La qualité esthétique est importante : la présence de mousse, d'algues, etc. est à éviter (mauvaise perception de la part du public). Il faut également réduire le développement d'insectes (moustiques...) ;
- La présence d'une faune concentrant des polluants (mercure, DDT, etc.) peut poser problème pour les activités de pêche.

Les pays à la pointe de la REUE en milieu urbain sont en majorité des pays développés et fortement urbanisés : États-Unis, Japon, Corée du Sud, Allemagne.

4-2-4- La production d'eau potable

La production d'eau potable est l'aboutissement le plus extrême de la réutilisation des eaux usées épurées. Elle a lieu essentiellement dans les zones arides ou semi-arides.

La réutilisation est **directe** quand l'eau ne revient jamais dans le milieu naturel ; les eaux épurées sont directement acheminées de la station d'épuration à l'usine de traitement pour l'eau potable (système « *pipe to pipe* »). L'unique exemple dans le monde de réutilisation directe se trouve en Afrique, à Windhoek, capitale de la Namibie [ASANO, 1998].

La réutilisation est **indirecte et non planifiée** quand les eaux épurées sont rejetées dans un cours d'eau ou une réserve souterraine qui sert à l'alimentation d'une usine de traitement, sans que ce lien soit volontaire. Cette notion est à la limite de la définition d'une REUE.

La réutilisation est **indirecte et planifiée** quand elle consiste à rejeter des effluents de station volontairement en amont d'une usine de traitement, au niveau du plan d'eau ou de la nappe qui sert d'ultime réservoir naturel avant le pompage et le traitement. C'est le cas du comté d'Essex en Angleterre, où une ville de 140 000 habitants, Chelmsford, est alimentée en eau potable pendant l'été par des eaux épurées, après un passage dans la rivière Chelmer [LUNN, 2001] in [BAUMONT et al, 2004].

4-2-5- La recharge de nappe

Ce mode de réutilisation a pour but de réduire, arrêter ou inverser la diminution du niveau des eaux souterraines, pour limiter l'intrusion saline en zone côtière ou pour stocker des eaux de surface en période de surplus pour un usage future [ASANO et al, 2007 ; AFD, 2011]. La recharge artificielle des nappes d'eau souterraines avec des eaux usées traitées peut se faire via les zones humides ou directement dans les aquifères [VEOLIA, 2006]. En effet, les deux principales manières de recharger la nappe phréatique sont l'infiltration via la surface et l'injection directe. Le choix de la méthode dépend du type de l'aquifère, de sa profondeur et de ses caractéristiques, car ceux-ci ont un impact sur la capacité de recharge possible. Les eaux usées traitées peuvent être injectées dans la zone vadose (zone non-saturée) ou directement dans l'aquifère. Cependant, l'infiltration via la surface est la méthode la plus utilisée à cause de son haut taux de rendement et de ses faibles besoins en maintenance [CHARLAND, 2014]. Ainsi des bassins de rechargement sont alimentés avec des eaux usées traitées. Celles-ci s'infiltrant et percolent dans le sol en passant à travers les différentes strates. Ce parcours à travers les couches permet alors un traitement physique, chimique et biologique additionnel avant de rejoindre ultimement la nappe phréatique [US EPA, 2012].

5- Risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées

Les eaux usées sont chargées en polluants et autres contaminants, ce qui pose le problème des risques sanitaires liés à une REUT et limite ainsi leur potentiel de réutilisation [BRGM, 2010]. Elles peuvent contenir un grand éventail de constituants biologiques, organique et inorganiques, dont certains peuvent être nocifs pour la santé et la sécurité des êtres humains en fonction de leur concentration et de la durée d'exposition [US RNC, 2012]. Cependant le niveau de préoccupation va surtout varier en fonction de l'usage qui est fait des eaux usées traitées, et donc des risques de contact entre ceux-ci et la population [US RNC, 2012].

Le facteur de risque auquel on accorde la plus grande importance dans la littérature est la présence de pathogènes. Ces virus, bactéries, protozoaires et helminthes, particulièrement ceux de source entérique, peuvent potentiellement causer des maladies [OMS, 2012]. Aucun traitement unique ne permet de tous les retirer. Ainsi, les pathogènes peuvent causer des risques sanitaires si la réutilisation des eaux usées est mal encadrée ou si l'eau n'est pas ou est trop peu traitée. Les usages pour lesquels les contacts par ingestion sont inévitables (production d'eau potable) ou probables (irrigation de cultures alimentaires) sont alors plus risqués [CHARLAND, 2014]. Dans le cas de l'agriculture, Une contamination peut avoir lieu au moment de la croissance des végétaux ou même de la récolte. Le mode d'irrigation joue

également un rôle non négligeable dans la définition du risque microbiologique : en effet, l'irrigation souterraine ou gravitaire peut nuire à la qualité des eaux souterraines et de surface. L'irrigation par aspersion crée des aérosols pouvant être gênants pour la santé humaine. De plus, des contaminations directes peuvent également avoir lieu lors de la maintenance du système d'irrigation [BOUTIN et al, 2009].

D'après CAUCHI et al. [1996] cité dans BAUMONT [2004], les populations humaines telles que les consommateurs de légumes crus, les consommateurs de viande bovine insuffisamment cuite, les travailleurs agricoles et les populations avoisinantes, sont exposées à une pathologie associée de manière certaine à une utilisation agricole d'effluents bruts ou traités. La Commission estime que les helminthes (ascaris, trichocéphales, ankylostomes, ...) représentent le risque microbiologique principal, suivi par les affections bactériennes (choléra et shigellose dans les pays en cours de développement) à moindre échelle et enfin, de façon très limitée, les virus.

Les eaux usées traitées peuvent être le vecteur de divers contaminants chimiques. Il peut s'agir des nutriments (nitrates et phosphates), de métaux lourds, de produits chimiques industriels, de pesticides, d'hormones ou de produits pharmaceutiques et de soins personnels [BRGM, 2010 ; US NRC, 2012]. De plus, les eaux de pluie peuvent aussi, par ruissellement, ajouter des éléments tels que de l'huile, des graisses, des hydrocarbures aromatiques polycycliques, du godron, des biphényles polychlorés, etc. [ASANO et al, 2007]. Par transfert via la chaîne alimentaire ou par contamination des eaux de surface et des nappes d'eau souterraines, ces contaminants peuvent nuire à la santé et au bien-être des populations [OMS, 2012]. En effet, les faibles concentrations en micropolluants dans les eaux usées traitées peuvent être un frein à la recharge d'aquifère. Même en faibles quantités, ces éléments présentent des risques de toxicité humaine à court terme et de maladies à plus long terme [BOUTIN et al, 2009]. Aussi, certains de ces composés sont susceptibles de perturber le système endocrinien notamment les œstrogènes naturel et pharmaceutiques, les métaux lourds, les pesticides, les détergents, etc. [SCHL, 2005] in [CHARLAND, 2014].

Le risque posé par les effets à long terme de ces produits, pour lesquels il n'existe souvent aucune étude, est encore inconnu. De même, l'apparition de nouvelles substances toxiques n'est pas à exclure et il faut rester prudent, surtout vis-à-vis d'eaux usées traitées urbaines qui, dans certains cas, pourraient avoir des caractéristiques chimiques différentes et des concentrations plus importantes [BOUTIN et al, 2009].

En cas d'usage agricole, la seule voie de contamination réellement préoccupante par les éléments traces est la consommation de plantes cultivées, dans lesquelles ils s'accumulent.

Toutefois, certains de ces éléments peuvent être intéressants pour la croissance végétale et il convient de trouver un équilibre entre le risque sanitaire et l'intérêt agronomique [BOUTIN et al, 2009]. Les modes de réutilisation autre que l'agriculture ne semblent pas dangereux et ceci pour deux raisons : premièrement, les quantités d'eau potentiellement ingérables par les utilisateurs sont extrêmement faibles (« boire la tasse » en natation par exemple) et deuxièmement les concentrations en micro-polluants sont infinitésimales dans les eaux épurées [BAUMONT et al, 2004].

6- La réglementation

Plusieurs provinces, pays et organisations internationales (OMS, FAO, USEPA etc.) ont émis des lignes directrices, des normes ou des règlements en matière de réutilisation des eaux usées traitées. Pour la plupart, elles énoncent des critères visant la protection de la santé humaine et de l'environnement. Les lignes directrices les plus citées mondialement sont celles de l'OMS et de l'US EPA. La plupart des pays ont formulé leurs normes de réutilisation des eaux usées sur la base des recommandations fixées par l'un des organismes précités.

6-1- Ligne directrice de l'OMS

Les recommandations de l'OMS sont les seules existantes à l'échelle internationale. Elles sont sources d'inspiration pour de nombreux pays à travers le monde. Leur première apparition remonte à l'année 1989 avec l'ouvrage « L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquiculture : recommandations à visées sanitaires ». Elles ont été révisées en 2000, en 2006 puis en 2012.

➤ *Recommandations de 1989*

Des niveaux d'exigences sont fixés selon :

- les modes d'irrigation ;
- les risques pour le personnel ;
- et le type de cultures et l'usage.

En fonction de ces usages en agriculture ou en aquiculture, se déclinent trois niveaux de qualité (tableau 1), dénommés A, B ou C, allant du plus contraignant vers le moins exigeant.

Tableau 1. Trois niveaux de qualité d'utilisation eaux usées en agriculture et aquiculture [OMS, 1989]

<i>Niveau sanitaire</i>	<i>Œufs d'helminthes</i>	<i>Coliformes fécaux</i>
A	< 1/L	10 ³ /100 ml. si contact du public : 200/100 ml
B	< 1/L	Aucune contrainte
C	Aucune contrainte	Aucune contrainte

➤ *Etudes entre 1989 et 2006*

Des études épidémiologiques [BLUMENTHAL et al, 2000] ont montré qu'il était très judicieux d'introduire une qualité bactériologique minimale pour protéger tant les travailleurs que les consommateurs. Cette qualité minimale est traduite par le paramètre coliformes fécaux, dont la quantité doit être inférieure à 10^5 / 100 ml. Cette limite n'apparaissait pas dans les cas B et C des recommandations de 1989. La limite de 1 œuf de nématodes par litre qui était proposée en 1989 ne convient pas dans des conditions favorables à leur survie c'est à dire en cas d'irrigation en surface sous des températures plus basses. Dans ces situations, il convient de réduire cette concentration à 0,1 œuf/L.

➤ *Recommandations de 2006*

Les nouvelles recommandations de 2006 de l'OMS font référence à la notion de DALY (Disability Adjusted Life Years ou années de vie corrigées de l'incapacité). La DALY peut être applicable à tout type de danger, qu'il soit d'ordre microbiologique, chimique ou radiologique. A l'origine appliqué à l'eau potable [OMS, 2004], l'OMS élargit son champ d'application et fait désormais largement appel à ce critère pour évaluer les priorités en santé publique et la charge en morbidité associée à des expositions environnementales.

Le principe de la DALY [OMS, 2004] est de pondérer chaque effet sanitaire en fonction de sa gravité par un coefficient allant de 0 (bon état de santé normal) à 1 (décès). Ce coefficient de pondération est multiplié par la durée de l'effet – à savoir le temps pendant lequel la maladie se manifeste (lorsque le résultat sanitaire est la mort du sujet, la « durée » est définie comme l'espérance de vie restante) et par le nombre de personnes concernées par un résultat particulier. Il est ensuite possible d'additionner les effets de l'ensemble des divers résultats sanitaires provoqués par un agent donné.

➤ *Recommandations de 2012*

Tout comme les versions précédentes, les nouvelles recommandations de l'OMS datant de 2012 couvrent uniquement la réutilisation en agriculture et en aquaculture. Cependant, de nouvelles évidences épidémiologiques ont été prises en compte. Ainsi afin d'obtenir un niveau de protection semblable à ceux acceptés pour les autres risques liés à l'eau, l'OMS a fixé un niveau maximal de risque associé aux microorganismes pathogènes de 10^6 DALY. Ce seuil peut être obtenu en fixant des objectifs de qualité de l'eau auxquels doivent répondre les eaux usées traitées avec la combinaison de différentes stratégies de gestion, pour assurer une réduction des microorganismes pathogènes de l'ordre de 6 à 7 logarithmes comme le montre la figure 2 [OMS, 2012].

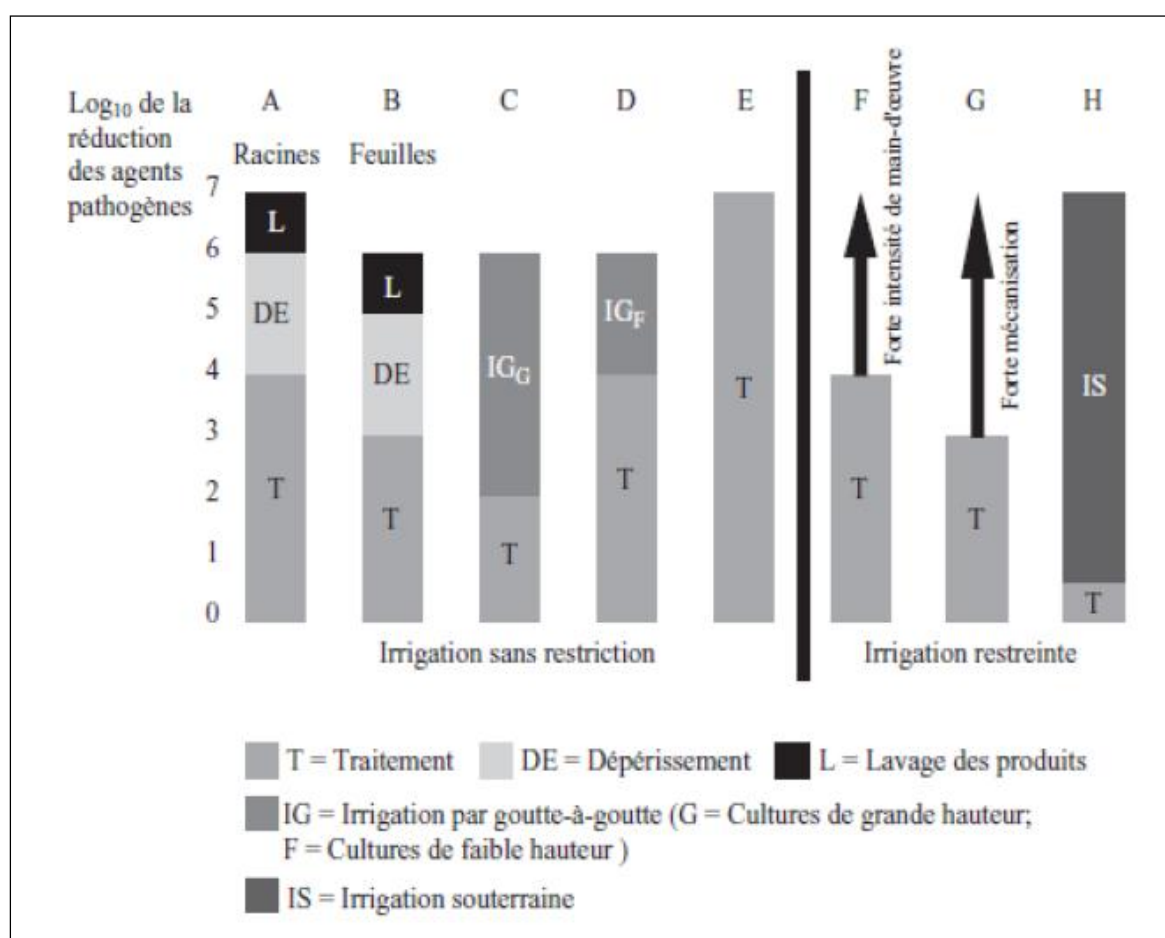


Figure 2. Exemple de combinaison pour la réduction des agents pathogènes [OMS, 2012].

6-2- Recommandations de l'USEPA

Les Etats Unis, a publié des recommandations récentes élaborées en 2004 par l'US-EPA (United States – Environmental Protection Agency) sur la réutilisation des eaux usées traitées, (Tab.2). Contrairement à l'OMS, ces normes ne sont pas basées sur des études épidémiologiques et une estimation du risque, mais sur un objectif de zéro pathogène dans les eaux réutilisées. Les normes microbiologiques sont donc beaucoup plus strictes. Dans les normes de l'USEPA, plusieurs paramètres sont pris en compte : le pH, la DBO, la turbidité ou les MES et microbiologiquement seul les coliformes fécaux permet de juger la qualité de l'eau.

Chaque Etat ayant la possibilité de fixer ses propres recommandations, les situations peuvent être assez contrastées d'un Etat à l'autre. A titre d'exemple, l'Annexe. 1, Tab. 1 illustre ces diversités pour un usage sans restriction c'est à dire un usage dans lequel le public est exposé : il correspond donc à l'exigence maximale de qualité.

Dans tous les Etats ayant une réglementation établie, une désinfection très poussée est donc exigée à l'exception du Texas où les exigences restent plus facilement accessibles. La

déclinaison, initialement fixée dans l'Etat de Californie par « Unofficial California Code of Regulations (CCR), Title 22 » est connue sous le nom du "Titre 22" pour ses obligations de moyens drastiques [Boutin, 2009].

A partir de la synthèse des pratiques retenues par les différents Etats, l'US-EPA propose des lignes directrices pour les différents usages [US-EPA, 2004].

En cas d'un usage agricole, on distingue 2 situations principales :

- cultures de produits non consommables ou ;
- cultures de produits consommables, une nouvelle distinction étant ajoutée entre les végétaux consommés cuits ou crus. Le tableau 2 résume les 3 cas et renseigne l'exigence de qualité qui reste élevée, même pour des produits non consommables.

Tableau 2. Exigence de l'US-EPA pour l'irrigation de cultures [US-EPA, 2004]

		Cultures de produits non consommables	Cultures de produits consommables	
			<i>Cuits</i>	<i>Crus</i>
Coliformes fécau	médiane	200 U / 100 ml	200 U / 100 ml	Non détectable / 100 ml
	max	800 U / 100 ml	800 U / 100 ml	13U / 100 ml

Aux exigences mentionnées ci-dessus, s'ajoutent des conditions portant sur de nombreux paramètres physico-chimiques : DBO5, turbidité, ... mais aussi d'ordre technique : distance, filière de désinfection, ... [US-EPA, 2004].

6-3- Directives de la FAO

La FAO établit en 1974 des directives concernant la qualité physicochimique de l'eau d'irrigation et son influence à long terme sur la production agricole, sur les conditions du sol et les techniques culturales [AYERS et WESTCOT, 1988]. Ainsi, la FAO [2003] a fixé, selon la durée de réutilisation, des limites concernant les éléments traces dans les eaux usées traitées destinées à l'irrigation. Ces directives générales sont présentées dans les tableaux 3 et 4.

Tableau 3. Directives pour l'interprétation de la qualité d'une eau d'irrigation d'après la FAO [AYERS and WESTCOT, 1994]

Problèmes potentiels en irrigation	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	1.2-0.3	<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 Irrigation par aspersion	SAR méq/l	<3 <3	3-9 >3	>9 -
Chlore : Irrigation de surface Irrigation par aspersion	még/l még/l	<4 <3	4-10 >3	>10
Bore	mg/l	<0.7	0.7-3.0	>3.0
Effets divers (affecte les cultures sensibles)				
Azote (NO ₃ -N)	mg/l	<5	5-30	>30
Bicarbonate (HCO ₃) (pour aspersion sur frondaison)	még/l	<1.5	1.5-8.5	>8.5
pH		Zone normale : 6.5-8.4		

Tableau 4. Limites recommandées en éléments traces (mg L⁻¹) dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation [FAO, 2003]

Élément	Utilisation à long terme	Utilisation à court terme
Aluminium	0.5	20
Arsenic	0.1	2
Béryllium	0.1	0.5
Bore	0.75	2
Cadmium	0.01	0.05
Chrome	0.1	1
Cobalt	0.05	5
Cuivre	0.2	5

Fluor	1	15
Fer	5	20
plomb	5	10
Lithium	2.5	2.5
manganèse	0.2	10
Molybdène	0.01	0.05
Nickel	0.2	2
Sélénium	0.02	0.02
Vanadium	0.1	1
Zinc	2	10

6-4- Aspects réglementaires et législatif Algériens

Le décret exécutif n° 07-149 de 20 mai 2007 publié dans le Journal Officiel de la République Algérienne n° 35, 23 mai 2007, fixe les modalités d'utilisation des eaux usées épurées à des fins d'irrigation sous forme de concession ainsi que le cahier des charges-type y afférent [JORADP, 2007]. Ce décret règle tous les processus d'utilisation des eaux usées épurées par les stations d'épurations, par une demande adressée par un concessionnaire au Wali (premier responsable de la Wilaya ou département) de la région, cette demande comporte une convention avec la station d'épuration qui fournit les eaux usées épurées [HANNACHI et al, 2014].

Le contrôle technique, la gestion des périmètres irrigués et le contrôle sanitaire ainsi que la qualité de l'eau épurée et des produits agricoles est assurée par les directions territoriales de chaque wilaya sous tutelle de différents ministères : ressources en eau, agriculture, santé, environnement et commerce [HANNACHI et al, 2014].

Une autre réglementation a été mise en œuvre, c'est l'arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 janvier 2012 fixant la liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées. Ce texte est promulgué par les ministres chargés des ressources en eau, de l'agriculture et de la santé. L'irrigation, avec des eaux usées épurées des cultures maraîchères dont les produits sont consommés crus est interdite. Les parcelles destinées à être irriguées avec des eaux usées épurées ne doivent porter aucune culture, autre que celles figurant sur la liste indiquée dans le tableau 5. Les parcelles irriguées, au moyen des eaux usées épurées, doivent être éloignées de plus de 100 mètres des routes, des habitations, des puits de surface et autres ouvrages destinés à l'alimentation en eau potable. Tout raccordement avec une canalisation transportant de l'eau potable est interdit.

Tableau 5. Liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées [JORADP, 2012]

Groupes de cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées	Liste des cultures
Arbres fruitiers (*)	Dattiers, vigne, pomme, pêche, poire, abricot, nèfle, cerise, prune, nectarine, grenade, figue, rhubarbe, arachides, noix, olive.
Agrumes	Pamplemousse, citron, orange, mandarine, tangerine, lime, clémentine.
Cultures fourragères (**)	Bersim, maïs, sorgho fourragers, vesce et luzerne.
Culture industrielles	Tomate industrielle, haricot à rames, petit pois à rames, betterave sucrière, coton, tabac, lin.
Cultures céréalières	Blé, orge, triticales et avoine.
Cultures de production de semences	Pomme de terre, haricot et petit pois.
Arbustes fourragers	Acacia et atriplex.
Plantes florales à sécher ou à usage industriel	Rosier, iris, jasmin, marjolaine et romarin.

(*) L'irrigation avec des eaux usées épurées est permise à condition que l'on cesse l'irrigation au moins deux (2) semaines avant la récolte. Les fruits tombés au sol ne sont pas ramassés et sont à détruire. (**) Le pâturage direct dans les parcelles irriguées par les eaux usées épurées est strictement interdit et, ce afin de prévenir toute contamination du cheptel et par conséquent des consommateurs.

Aux exigences mentionnées ci-dessus, s'ajoutent des conditions portant sur de nombreux paramètres physico-chimiques : CE, MES, DBO5, turbidité, Eléments toxique ... mais aussi d'ordre microbiologiques : Coliformes fécaux, Nématodes intestinaux etc. [JORADP, 2012)] Annexe. 1, Tableau. 2 et 3.

7- Situation de la réutilisation des eaux usées en Algérie

En terme de réutilisation des eaux usées, l'Algérie accuse un retard conséquent, malgré la présence de stations d'épuration des eaux usées. Actuellement, elle se penche vers la politique de la réutilisation des eaux usées en agriculture. Ceci nécessite dans un premier temps d'identifier et de quantifier les volumes d'eaux usées rejetés par les agglomérations à travers le pays et traité.

Le volume global d'eaux usées rejetées annuellement à l'échelle nationale est évalué à près de 600 millions de m³. Ce chiffre dépassera 1150 millions de m³ à l'horizon 2020 [HANNACHI et al, 2014]. Afin de prendre en charge l'épuration de ce potentiel d'eaux usées, le secteur des ressources en eau a engagé un programme ambitieux en matière de réalisation d'installations d'épuration [KESSIRA, 2013].

Parmi les stations d'épuration exploitées par l'Office nationale d'assainissement (l'ONA) à travers les 43 wilayas, quelques-unes sont concernées par la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture. A fin 2011, le volume réutilisé pour l'irrigation de plus de 10 000 hectares de superficie agricoles est estimé à 17 millions de m³/an [MRE, 2012].

L'Algérie en 2010/2011 a lancé un programme pilote pour l'irrigation de plus de 7 périmètres agricoles par les eaux usées épurées. Selon KESSIRA [2013], les périmètres concernés sont : périmètre de Hennaya à Tlemcen (920 h), périmètre de M'Leta (Oran) avec 8100 h, périmètre de Témacine (Ouargla) avec 780 h, périmètre de Bordj Bou Arreridj (250 h), périmètre de Sétif (800 h), périmètre de Hamma Bouziane à Constantine (400 h) et périmètre de Mascara avec 600 h.

En effet, le potentiel de la réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles a évolué d'une manière significative d'environ 17 millions de m³ en 2011 à environ 200 millions de m³ en 2014, et le nombre de stations concernées sont 25 stations d'épurations en 2014 [MRE, 2014].

8- Recyclages des eaux usées en irrigation : potentiel fertilisants, effet sur la qualité des sols et sur l'environnement

L'utilisation d'eaux usées en agriculture peut avoir des impacts positifs et négatifs sur l'environnement. Moyennant une planification et une gestion rigoureuses, ses effets sur l'environnement peuvent être bénéfiques. Cette partie donne une présentation générale des aspects bénéfiques et négatifs de l'utilisation des eaux usées en irrigation sur les rendements des cultures, les sols et les étendues d'eau (eaux de surfaces et eaux souterraines).

8-1- Effets observés sur la croissance et le rendement des cultures

Dans la majorité des cas, les études portant sur l'influence des eaux usées sur les cultures attestent d'une accélération de la croissance végétale et d'une augmentation significative du rendement, associées très clairement à l'apport d'éléments fertilisants par les eaux usées [YELI, 2009]. Un certain nombre d'études ont démontré un impact positif des eaux usées sur la productivité des cultures résultant de leur teneur en nutriments et en matières organiques [BOLE et BELL, 1978; SHAHALAM et al, 1998 ; PARAMESWARAN, 1999 ; SCOTT et al, 2000].

Au niveau de la croissance végétale, MOHAMMAD RUSAN et al. [2007] ont enregistré une augmentation de la biomasse d'une plante fourragère irriguée par une eau usée soit brute soit traitée. Ainsi, FARS et al. [2003] indiquent que les rendements enregistrés par rapport à un témoin dépassent les 110 %, pour les plantes irriguées par les deux types d'eau. MANIOS et al. [2006] ont mené une étude sur la tomate et le Concombre. Les paramètres de croissance

retenus étaient la hauteur de tige, le nombre de feuilles, la biomasse sèche des feuilles et des tiges, ainsi que la biomasse sèche des racines. Les résultats montrent que les paramètres de croissance les plus élevés sont obtenus avec les eaux usées à plus forte teneur en azote et la solution nutritive optimale. Au contraire, les paramètres de croissance les plus faibles sont observés sur le traitement témoin.

L'effet d'un excès d'azote sur le rendement des cultures irriguées avec des eaux usées a surtout été étudié sur des cultures de blé, de riz [CHIOU, 2008] ou de maïs [DA FONSECA et al, 2005) et sur le coton [FEIGIN et al, 1977]. Ces auteurs rapportent également un développement important des feuilles au détriment des graines (ou de l'ouate pour le coton) et donc du rendement.

Des teneurs en sels élevées et/ou des pH extrêmes peuvent réduire, voire inhiber totalement la croissance des cultures. Le pH d'une eau d'irrigation devrait se situer idéalement entre 6 et 8.5 et la conductivité électrique ne devrait pas dépasser 3000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ [AYERS et WESTCOT, 1985]. Les chlorures et le sodium sont des paramètres à surveiller tout particulièrement car ils peuvent affecter la croissance des cultures les moins tolérantes et porter préjudice à la structure des sols. Selon [FAO, 1989], la plupart des cultures arboricoles et autres plantes pérennes de type ligneux sont particulièrement sensibles à de faibles concentrations en chlore et en sodium. Les effets toxiques apparaissent beaucoup plus facilement quand les sels sont apportés directement sur les feuilles lors des irrigations par aspersion. C'est particulièrement vrai pour le chlore et le sodium. Au-delà de l'effet global de certains constituants de l'eau usée sur les cultures irriguées comme la salinité, l'eau usée peut potentiellement créer une toxicité due à une concentration élevée de certains éléments comme le bore et quelques métaux lourds. Les nécroses sur les feuilles identifient des symptômes de toxicité au bore chez les cultures sensibles de bore. L'enrichissement du sol en zinc, cuivre et nickel peut causer des effets phytotoxiques directs qui se manifestent par la décroissance du rendement, particulièrement lorsque le pH est faible (pH 5,5) et les taux d'application sont élevés. Les métaux lourds peuvent également s'accumuler dans les tissus végétaux et entrer dans la chaîne alimentaire par l'ingestion directe par des humains ou indirecte par des animaux [FAO, 2003].

8-2- Qualité sanitaire des cultures irriguées avec les eaux usées traitées

8-2-1 Contamination microbiologique

Dans le cas de l'agriculture, il est prouvé depuis longtemps que les micro-organismes pathogènes des animaux ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes [MURPHY et SYVERTON, 1985, in SHEIKH et al, 1999]. Les micro-organismes se retrouvent donc à la

surface des plantes et sur le sol. Les feuilles et la plante créent un environnement frais, humide (évaporation) et à l'abri du soleil. Il peut donc y avoir une contamination pendant la croissance des plantes ou la récolte. Les pathogènes survivent plus longtemps sur le sol que sur les plantes [ASANO, 1998].

Les virus, parasites et bactéries sont les trois types de microorganismes pathogènes rencontrés dans les eaux usées, les plus susceptibles de contaminer les cultures irriguées. Selon YELI [2009], Les légumes irrigués avec les eaux usées présentent généralement des degrés de contamination étroitement liés à la qualité des eaux utilisées. Ainsi, les légumes les plus contaminés en coliformes fécaux, Kystes et Œufs de Parasites et bactéries pathogènes (*Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio*, etc.) sont souvent ceux irrigués avec des eaux usées non traitées. Le niveau de contamination est également fonction du type de légumes, notamment de leur contact avec le sol et avec l'eau d'irrigation. Les légumes qui poussent près du sol (laitue, choux, etc.) sont généralement les plus contaminés en Kystes et Œufs de Parasites, suivis des légumes racinaires. Les légumes ou les épices feuillés (laitue, menthe, coriandre, etc.) sont particulièrement chargés en Kystes et Œufs de Parasites [BOUHOUM et AMAHMID, 2002].

Concernant la contamination bactérienne, les légumes racinaires sont les plus contaminés, suivis par ceux qui poussent près du sol [MELLOUL et al, 2001]. De manière générale, les fruits qui ne touchent pas le sol, tels que la tomate, le piment ou l'aubergine présentent une charge de contamination relativement faible. Outre une absence de contact avec le sol, ces derniers bénéficient également d'une exposition maximale aux radiations solaires qui réduit fortement la survie des bactéries présentes à leur surface [MINHAS et al, 2006].

La contamination bactérienne et parasitaire des légumes dépend également du type d'irrigation pratiquée. L'irrigation localisée, notamment la micro-irrigation au goutte à goutte, permet de limiter au maximum le contact entre les fractions comestibles des légumes non racinaires et l'eau d'irrigation, ce qui conduit aux taux de contamination les plus faibles [ARMON et al, 2002 ; NAJAFI, 2006].

8-2-2- Contamination chimique

D'après CAUCHI et al. [1996], la contamination des végétaux par les métaux lourds varient avec la fraction biodisponible du sol, le type de culture [ISLAM et al, 2007], voire même d'une variété de culture à une autre [BOUTIN et al, 2009]. Il ressort de la plupart des études que les légumes feuillés (laitues, épinards, etc.) et racinaires (radis, carottes, etc.) sont ceux qui concentrent le plus de métaux lourds. D'après CAUCHI et al. [1996](Commission

«*assainissement*» de l'AGHTM [1996]) cité par FABY [1997], l'échelle de sensibilité des végétaux à l'accumulation des métaux est la suivante (par ordre décroissant) : champignons, cultures légumières, betterave à sucre, pommes de terre, céréales et cultures industrielles, graminées fourragères. De plus, l'accumulation n'est pas réalisée de manière homogène sur toute la plante et, en général, les teneurs décroissent dans l'ordre suivant : racine, tige, feuille, fruit. De manière analogue, JARAUSCH-WEHRHEIM et al.[1996] ; MENCH et al.[1992], montre que pour les céréales et le maïs, les concentrations en micropolluants métalliques dans les racines sont supérieures à celles des parties aériennes, lesquelles sont supérieures à celles des grains. MUCHUWETI et al. [2006], ont trouvé des concentrations en Cd, Cu, Pd et Zn nettement supérieures aux normes sanitaires européennes sur des légumes irrigués avec des eaux usées domestiques et industrielles au Zimbabwe. Des résultats similaires ont été récemment publiés en Inde [GUPTA et al, 2008], au Mexique [LUCHO-CONSTANTINO et al, 2005] et au Bangladesh [ALAM et al, 2003] et attestent d'un risque sanitaire potentiel lié à la consommation de légumes contaminés par les métaux lourds.

8-3- Effet de l'irrigation par les eaux usées sur les propriétés physicochimiques du sol

8-3-1- Effets de l'irrigation à l'eau usée sur la composante chimique du sol

8-3-1-1-Les éléments minéraux

L'irrigation à l'eau usée du sol conduit à un enrichissement en éléments minéraux des premiers centimètres de sol par rapport à une situation sans irrigation [FOLLETT et PETERSON, 1988 ; EDWARDS et al, 1990]. Les nutriments se trouvant en grandes quantités dans l'eau usée, et qui sont importants en agriculture et en gestion des paysages sont l'azote, le phosphore et parfois le potassium, le zinc, le bore et le soufre. D'autres macro- et micronutriments peuvent également être présents.

- **L'azote** est un macronutriment nécessaire aux végétaux que l'on trouve dans les eaux usées sous forme de nitrate, d'ammoniaque, d'azote et de nitrite. La somme des concentrations d'azote sous l'ensemble des diverses formes est appelé azote total. La plupart des végétaux n'absorbent que les nitrates, mais habituellement les autres formes d'azote sont transformées en nitrates dans le sol [NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1996]. Toutefois, 50 % de l'ammoniaque et 30 % de l'azote organique seulement sont assimilés par les plantes, le reste étant perdu au cours de la transformation par plusieurs mécanismes comme la volatilisation [GIROVICH, 1996]. Le principal problème rencontré avec l'azote est la très grande solubilité

dans l'eau des nitrates, c'est pourquoi, lorsqu'on irrigue des cultures, la majeure partie de l'azote est entraînée par lixiviation.

- **Le phosphore** est un macronutriment végétal, rarement présent dans les sols sous une forme biodisponible pour les plantes et il est donc presque toujours nécessaire d'en rajouter avec les engrais. Cet élément est relativement stable dans les sols, dans lesquels il peut s'accumuler, notamment en surface ou à proximité de la surface. Les eaux usées contiennent normalement de faibles quantités de phosphore, ce qui rend leur utilisation pour l'irrigation bénéfique et n'entraîne pas d'impact négatif sur l'environnement [GIROVICH, 1996].
- **Le potassium** est un macronutriment présent à forte concentration dans les sols (3 % de la lithosphère), mais il n'est pas biodisponible, car lié à d'autres composés. Il doit donc être ajouté dans les sols par le biais des engrais. Il faut approximativement 185 kg de potassium par hectare. Les eaux usées contiennent de faibles concentrations de potassium, insuffisantes pour couvrir la demande théorique en cet élément. L'utilisation d'eaux usées en agriculture n'entraîne normalement pas d'impact négatif sur l'environnement lié à l'apport de potassium [MIKKELSEN et CAMBERATO, 1995].

8-3-1-2- Les matières organiques

Non seulement, les eaux usées ajoutent des nutriments dans le sol, mais elles l'enrichissent en matières humiques par un apport de **matières organiques** qui accroissent l'humidité du sol, retiennent les métaux (par des échanges cationiques et la formation de composés organométalliques) et renforcent l'activité microbienne. Cette capacité à amender les sols donne aux eaux usées un avantage supplémentaire sur d'autres engrais artificiels. Les bénéfices observés dépendent de la teneur en matières organiques de départ des sols, qui varie de <1,2 % pour les sols pauvres à >5 % pour les sols riches [OMS, 2012].

La plupart des composés organiques d'origine humaine, animale ou végétale contenus dans les eaux usées se décomposent rapidement dans les sols. En conditions aérobies, la décomposition est généralement plus rapide, plus complète (en dioxyde de carbone, minéraux et eau) et s'effectue sur une plus grande variété de composés qu'en conditions anaérobies. Il se forme des composés organiques stables et non toxiques, tels que les acides humiques et fulviques [OMS, 2012].

8-3-1-3-Les métaux lourds (Cd, Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, etc.) sont, pour la plupart, naturellement présents dans les sols et interviennent, pour certains, en qualité d'oligo-éléments dans la croissance des plantes. Cependant ils deviennent toxiques, aussi bien pour la croissance végétale que pour la faune et la flore du sol, lorsque leur teneur dépasse un certain seuil, suite par exemple à des apports excessifs d'origine anthropique [YELI, 2009].

L'utilisation d'eaux usées domestiques (traitées ou non) en agriculture entraîne une accumulation de **métaux lourds** dans la couche de terre arable (première couche de sol utilisée pour les cultures après labourage), sans effet négatif sur les cultures, même en cas d'épandage sur des périodes prolongées (plusieurs décennies). L'utilisation d'eaux usées contenant des rejets industriels fortement chargés en métaux lourds conduit à une accumulation de métaux dans les sols et les cultures et a été mise en relation avec des problèmes de santé chez les consommateurs de cultures [CHEN, 1992 ; OMS, 1992 ; CHANG et al, 1995].

Selon BAUMONT et al. [2004] on peut séparer les métaux lourds en quatre classes, selon qu'ils sont ou non indispensables au développement des végétaux, et selon qu'ils posent ou non des problèmes sanitaire.

Le manganèse (Mn) et le Fer (Fe) sont tous deux indispensables au bon développement des végétaux, et leur utilisation en agriculture ne pose pas de problème pour la santé. En effet, ils sont déjà naturellement présents en forte proportion dans les sols.

Les métaux suivants : le plomb (Pb), le sélénium (Se), l'étain (Sn), le mercure (Hg), le chrome (Cr) enfin, l'aluminium (Al) ne sont pas indispensables pour les végétaux, mais ne présentent pas non plus de danger pour l'utilisation agricole.

Il existe des métaux lourds indispensables pour les végétaux, mais dont l'utilisation en agriculture peut poser des problèmes. Il s'agit :

- du cuivre (Cu), qui présente une certaine toxicité pour les animaux d'élevage ; cependant le seuil de phytotoxicité est atteint avant celui de zootoxicité, c'est-à-dire que l'on va pouvoir détecter la contamination chez les plantes en premier et par là éviter de les donner à manger aux animaux ;
- du molybdène (Mo), qui n'est pas phytotoxique, mais qui peut poser un problème sanitaire pour le bétail ;
- du zinc (Zn) qui est peu toxique, mais qui s'accumule très facilement dans les tissus végétaux.

Enfin, il existe trois métaux lourds qui ne sont pas indispensables au développement des végétaux, et qui, de plus, sont dangereux d'un point de vue sanitaire. Il s'agit : de l'arsenic (As), du nickel (Ni), du cadmium (Cd).

Le degré de contamination du sol en métaux lourds dépend de ses propriétés physico chimiques (texture, pourcentage d'argile, pH, capacité d'échange cationique (CEC), teneur en matières organiques, etc.), de la concentration et du type de métaux lourds présents dans les

eaux d'irrigation et en fin de la durée durant laquelle le sol a été soumis à des irrigations [YELI, 2009].

Indépendamment de sa concentration dans les eaux usées, un métal n'est pas absorbé par les végétaux tant que sa concentration dans le sol n'a pas atteint une valeur seuil et qu'il n'est pas dans une phase mobile (adsorbé sur les particules de sol ou dissous dans l'eau présente dans le sol, par exemple). Les métaux sont liés aux sols dont le pH dépasse 6,5 et/ou la teneur en matières organiques est élevée. Pour les valeurs de pH inférieures à ce seuil, toute la matière organique est consommée ou tous les sites d'adsorption utilisables dans le sol sont saturés ; les métaux deviennent mobiles et peuvent être absorbés par les cultures et contaminer les étendues d'eau. On trouve fréquemment dans les eaux usées du cadmium, du cuivre, du molybdène, du nickel et du zinc, qui peuvent être facilement mobilisés et absorbés par les végétaux. Le cadmium et le nickel présentent des dangers pour la santé plus graves que les autres métaux en raison de leur plus forte toxicité pour l'homme. Les effets des métaux lourds sur les cultures sont complexes, car ces métaux peuvent participer à des interactions antagonistes, qui influent sur leur absorption par les végétaux [DRAKATOS et al, 2002].

8-3-1-4- Les composés organiques toxiques.

Si les eaux usées sont traitées avant leur utilisation en agriculture, la concentration d'un grand nombre de ces composés peut diminuer par adsorption, volatilisation ou dégradation biologique. Leur absorption par les plantes à travers les racines est peu probable en raison des grandes dimensions et de la forte masse moléculaire de nombre d'entre eux, qui réduiront leur mobilité dans les sols et l'eau [PAHREN et al, 1979]. Pour ces substances, le mécanisme d'élimination dominant est l'adsorption. L'efficacité d'élimination est plus élevée dans les sols renfermant de fortes quantités de vase, d'argile et de matières organiques. Une atténuation supplémentaire jusqu'à une valeur inférieure à la limite de détection se produit par dégradation biologique, que les conditions soient aérobies ou anoxiques et quel que soit le type de matrice carbonée organique présente (acides hydrophobes, carbone hydrophile ou carbone colloïdal) [OMS, 2012].

8-3-1-5- La salinité

L'utilisation d'eaux usées peut accélérer le processus **de salinisation** du sol en raison de la forte teneur en sels de ces eaux. **La salinité** est mesurée de manière indirecte par une série de paramètres, tels que la conductivité, le taux d'absorption du sodium, les concentrations de sodium et de chlorure et les matières solides dissoutes. La vitesse d'accroissement de la salinité d'un sol dépend de la qualité de l'eau et d'autres facteurs tels que la transmissivité de ce sol, sa teneur en matières organiques, le drainage des terres, le taux d'irrigation et la

profondeur des eaux souterraines. Pour toutes ces raisons, il n'est pas facile de prédire les vitesses de salinisation, et il est plus efficace de surveiller périodiquement sur le site l'évolution de la salinité. Celle-ci entraîne un effondrement de la structure du sol, ainsi qu'une disparition des pores et des interconnexions qui permettent le passage de l'eau et de l'air, et par conséquent: augmente le drainage latéral ; facilite l'érosion du sol; limite l'oxygénation; empêche le développement des racines et réduit ou stoppe le développement des végétaux en modifiant la pression osmotique au niveau de la zone de racines en raison de la forte concentration de sel et elle peut perturber l'absorption par les végétaux des nutriments essentiels (potassium et nitrates, par exemple), en raison de l'antagonisme avec les ions sodium, chlorure et sulfates [OMS, 2012]. En général, les effets de la salinité sont surtout préoccupants dans les régions arides et semi-arides, où les sels accumulés ne sont pas évacués par lavage des profils pédologiques par les précipitations naturelles et où l'on utilise des eaux usées. Il est utile de savoir que, selon le type de sol et les conditions de lavage et de drainage, les problèmes de salinisation apparaissent pour des conductivités >3 dS/m, des teneurs en matières solides dissoutes >500 mg/l (devenant sévères si >2000 mg/l) et un taux d'adsorption du sodium de 3–9 [AYERS et WESCOT, 1985].

8-3-1-6- La sodicité, une forme particulière de salinisation, résulte d'une forte concentration d'ions sodium par rapport aux concentrations d'ions calcium et magnésium. Ce phénomène peut se produire même avec des eaux ayant une faible teneur en matières solides dissoutes et une conductivité peu élevée [OMS, 2012]. En effet, L'augmentation de la sodicité, réduit la perméabilité du sol, particulièrement en surface, même si le lessivage a lieu. Ce phénomène est lié à la dispersion et au gonflement des argiles lorsque la concentration en Na échangeable augmente. Toutefois, pour une certaine valeur du Rapport d'Adsorption du Sodium (SAR – Sodium Adsorptio Ratio), la vitesse d'infiltration augmente ou diminue avec le niveau de salinité [FAO, 2003]. Les carbonates et les bicarbonates peuvent également provoquer une défloculation des sols. Cet effet reste modéré lorsque la concentration de bicarbonates se situe entre 90 et 500 mg/l ; au-dessus de 500 mg/l, des problèmes peuvent apparaître. Les eaux usées ne sont pas le seul facteur responsable de la salinisation : un drainage insuffisant du sol et du sous-sol, le climat et le type de sol peuvent aussi provoquer ce phénomène, même si l'irrigation s'effectue avec de l'eau douce [OMS, 2012].

8-3-2- Effets de l'irrigation à l'eau usée sur la structure et propriétés hydriques du sol

La structure du sol est déterminée par l'organisation des particules élémentaires (sable, limons, argiles) et organiques, qui donnent lieu à la matrice poreuse du sol, au sein de laquelle ont lieu les écoulements d'eau [CARRILLO-AVILA, 1995]. La structure résulte de processus

biologiques, chimiques et physiques. Elle est donc une propriété variable temporellement et spatialement, et peut changer avec la teneur en eau ou d'autres paramètres [OADES, 1993]. Les matières organiques présentes dans les eaux usées peuvent aussi améliorer la structure du sol et sa fertilité [OMS, 2012].

La matière organique et les ions métalliques (oxydes de fer et d'aluminium) concourent au maintien du sol à l'état flocculé, donc à une meilleure stabilité de sa structure [DESHPANDE et al, 1968]. Ces composés sont souvent associés aux argiles et agissent comme « ciment » inter-agrégats [CHURCHMAN et al, 1993 ; ARIAS et al, 1996]. De récentes études (GRABER et al, 2006; WUDDIVIRA et CAMPS-ROACH, 2007) ont montré que la stabilité structurale des agrégats et la conductivité hydraulique à saturation d'un sol à kaolinite étaient proportionnelles au taux de matière organique du sol. Par ailleurs la matière organique est reconnue pour exercer une certaine hydrophobie sur les agrégats du sol, ce qui augmente leur stabilité dans l'eau en réduisant les effets de gonflement et d'éclatement [CHENU et al, 2000].

Cependant, la présence de matière organique dans les sols n'induit pas toujours une meilleure stabilité structurale. A ce propos, NELSON et al. [1999] ont montré que les composés organiques à faible poids moléculaire tels que les aminoacides et les protéines favorisent la dispersion des argiles. L'association du sodium et de la matière organique persistante est également un facteur de dispersion important, notamment sur les argiles de type 1:1. Cela a été démontré par YEQING et al. [1996]. L'effet dispersif des acides humiques augmenterait d'autant plus que le sol présente un pH basique. C'est ce que l'étude YEQING et al. [1996] démontre également.

Les apports d'éléments minéraux et/ou organiques par les épandages des eaux usées, peuvent aussi favoriser l'activité des organismes vivants capables d'actions chimique et/ou physique sur la structure [OADES, 1993]. L'activité biologique des organismes du sol participe aussi à la formation de la structure mais joue surtout un rôle majeur dans sa stabilisation [YOUNG et al, 1998].

Les microorganismes, essentiellement la microflore, décomposent les matières organiques du sol ce qui favorise la formation d'agrégats stables par la sécrétion de polysaccharides extracellulaires [ROPER et GUPTA, 1995]. Ces molécules lient durablement les particules primaires du sol entre elles [DORIOZ et al, 1993 ; OADES, 1993]. Certains auteurs suggèrent que l'augmentation de la formation d'agrégats stables est directement liée à l'accroissement des populations de microorganismes du sol dans certaines situations culturales [ROPER et GUPTA, 1995].

Les macroorganismes animaux qui participent à l'évolution de la structure du sol se classent dans le groupe fonctionnel des « *ingénieurs de l'écosystème* », essentiellement représentés par les vers de terre [LEE et FOSTER, 1991 ; LAVELLE, 1997]. Les vers de terre développent un réseau de galeries dans le sol. Le diamètre de ces galeries varie avec la taille du ver de terre [LAVELLE, 1997]. Généralement elles mesurent de un à dix millimètres de diamètre (certaines atteignent 30 millimètres), constituant ainsi les pores les plus larges du sol [LAVELLE, 1997] qui participent efficacement à l'aération du sol et au transport de l'eau et des solutés [FRAGOSO et al, 1997]. Comparé à un sol non irrigué, l'augmentation des populations de vers de terre constatée en irrigué peut effectivement s'accompagner d'une augmentation du nombre de biopores [TEBRÜGGE et DÜRING, 1999 ; MCGARRY et al, 2000 ; TAN et al, 2002].

Du volume et de la morphologie de l'espace poral dépendent les propriétés hydriques du sol *i.e.*, le stockage et la circulation de l'eau [PACHEPSKY et RAWLS, 2003]. De nombreuses études s'accordent pour montrer qu'un sol déjà irrigué par les eaux usées retient plus d'eau [DAO, 1993 ; ARSHAD et al, 1999 ; FERRERAS et al, 2000 ; BAUMHARDT et JONES, 2002 ; BHATTACHARYYA et al, 2006] du fait de la modification de l'espace poral mais aussi du fait de la présence des résidus en surface qui réduisent l'évaporation [MUNAWAR et al, 1990]. **En revanche, il n'existe pas de consensus concernant les effets de l'irrigation sur la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol.** Comparé à un sol non irrigué par les eaux usées, la vitesse d'infiltration de l'eau dans un sol en irrigué peut être augmentée [MILLER et al, 1998 ; ARSHAD et al, 1999], similaire [BLANCO-CANQUI et al, 2004 ; FUENTES et al, 2004] ou diminuée [FERRERAS et al, 2000 ; LAMPURLANES et CANTERO-MARTINEZ, 2006].

La diminution de la conductivité hydraulique et de la capacité d'infiltration de l'eau peut également être liée au colmatage physique et/ou biologique du sol. Les deux phénomènes sont particulièrement fréquents sur les sols irrigués avec des eaux usées chargées de matières en suspension et présentant une demande biochimique en oxygène élevée [YELI, 2009].

Le colmatage physique résulte de l'action des particules colloïdales et des matières en suspension des eaux usées qui obstruent les pores des horizons superficiels et s'accumulent à la surface du sol, réduisant ainsi sa capacité d'infiltration [MAGESAN et al, 2000].

Le colmatage biologique est lié à l'accumulation de débris cellulaires dans les pores. Selon MAGESAN et al. [2000] cité par YELI [2009], l'accroissement du rapport C/N des eaux usées serait à l'origine de ce phénomène puisqu'il favorise l'augmentation de la biomasse microbienne et de la population de nématodes. Toutefois, ces mêmes auteurs précisent que le colmatage biologique intervient seulement dans le cas de rapports C/N > 50, alors que la

majorité des eaux usées traitées domestiques présente un rapport de l'ordre de 2.5. Ce type de colmatage peut réduire la conductivité hydraulique à saturation du sol jusqu'à 80% de sa valeur initiale. Viviane et IOVINO [2004] précisent également que le colmatage biologique s'observe généralement à la suite de longues périodes d'inondation des sols.

8-4- Impact de l'irrigation par les eaux usées sur la nappe phréatique

L'épandage d'eau en excès par rapport aux besoins des plantes et à la capacité de rétention du sol entraîne des infiltrations d'eau, qui se produisent également durant le stockage et le transport, avant utilisation de l'eau [OMS, 2012]. FOSTER et al. [2004] ont analysé la recharge des aquifères par irrigation avec des eaux usées à Miraflores (zone périurbaine autour de Lima au Pérou), à Wagi Dhuleil (en Jordanie), dans la vallée du Mezquital et à Leon (au Mexique) et à Hat Yai (en Thaïlande), et ont estimé la quantité d'eau infiltrée à 1000 mm/an au moins, valeur qui, dans de nombreux cas, excède l'apport dû aux précipitations locales. RASHED et al. [1995] ont estimé que les infiltrations représentaient 50–70 % de l'eau utilisée en agriculture.

L'impact sur la qualité des eaux souterraines dépend de plusieurs facteurs, tels que le taux d'irrigation, la qualité de l'eau d'irrigation, le traitement appliqué aux eaux usées par les sols, la vulnérabilité de l'aquifère, la forme sous laquelle l'irrigation est pratiquée, le rapport entre le taux de recharge artificiel et le taux de recharge naturelle, la qualité de départ des eaux souterraines et leurs usages potentiels, la durée de l'irrigation et le type de culture [FOSTER et al, 2004].

Selon BAUNONT et al.[2004], La contamination des eaux souterraines dépend de trois paramètres : le sol, les roches sous-jacentes et la nappe. Deux caractéristiques sont essentielles pour les sols : la capacité de rétention et la capacité d'épuration. Les sols qui ont une bonne capacité de rétention sont les sols argilo-sableux, ceux ayant une mauvaise qualité sont les roches fissurées. Une bonne capacité de rétention assure une bonne assimilation par les plantes et un étalement de la pollution dans le temps. La capacité d'épuration est assurée par la fixation des substances polluantes (adsorption, précipitation), la transformation des molécules organiques par des micro-organismes et l'exportation par les végétaux.

Les réservoirs ayant une perméabilité d'interstices (gravier, sable) permettent une bonne épuration à l'inverse des sols avec une perméabilité de fissures (calcaire, dolomies, granit, etc.).

Les nappes libres si sont les plus exposées à la contamination, non seulement parce qu'elles ne bénéficient pas d'une protection naturelle vers la surface, mais encore parce qu'elles sont en général peu profondes. Les nappes captives sont plus protégées mais peuvent

être éventuellement contaminées par des forages ou une autre mise en communication avec la surface ou un autre aquifère pollué [BAUNONT et al, 2004].

La réutilisation des eaux usées épurées peut donc être remise en cause dans des zones qui cumulent ces facteurs de risque, c'est-à-dire des nappes libres proches de la surface du sol dans des réservoirs avec une perméabilité de fissures. L'utilisation de ces ressources pour l'alimentation en eau des collectivités constitue un facteur aggravant le risque [BAUNONT et al, 2004].

Pour ce qui est de la survie des micro-organismes, lors de l'infiltration et des risques de contamination du sol, les bactéries, les protozoaires et les helminthes sont très rapidement éliminés, par filtration dans les couches supérieures du sol (par les phénomènes d'adsorption et de compétition trophiques). Seuls les virus semblent poser problème, mais les différentes études recensées par ASANO convergent toutes vers le fait qu'après quelques mètres (au-delà de 3) la quasi-totalité des virus est éliminée [ASANO, 1998]. Néanmoins, [YATES et GERBA, 1998], indiquent que Certains virus peuvent être transportés sur de longues distances dans les aquifères, tant verticalement qu'horizontalement.

D'après le CSHPF in [BAUNONT et al, 2004], les produits les plus préoccupants sont les nitrates et les dérivés halogénés, parce qu'ils peuvent migrer en profondeur. Les aquifères situés au-dessous des champs agricoles présentent souvent de fortes concentrations de nitrates car l'utilisation d'eaux usées et d'engrais artificiels introduit de l'azote dans le sol plus vite que les plantes ne peuvent l'absorber et cet azote est ensuite éliminé par l'eau comme tout autre élément d'un sel. Les nitrates sont également stables dans les eaux souterraines, dans lesquelles leur concentration peut donc s'accroître avec le temps [OMS, 2012].

À long terme, l'utilisation d'eaux usées accroît toujours la salinité des sols et des eaux souterraines [FARID et al, 1993]. Si les eaux souterraines sont situées à une profondeur inférieure à 1–1,5 m, il existe des risques graves d'accroissement de la salinité du sol ; c'est pourquoi il est fréquemment proposé de restreindre l'irrigation avec des eaux usées à des zones où les eaux souterraines se trouvent à plus de 1,5–3 m [OMS, 2012].

La concentration de matières organiques des eaux usées traitées atteignant l'aquifère par percolation varie entre 1 et 5 mg de carbone organique total (COT) par litre. Si l'on utilise des eaux usées non traitées, cette concentration peut s'élever à 6–9 mg de COT par litre [FOSTER et al, 2004] in [OMS, 2012]. L'eau peut aussi contenir des métaux et des composés toxiques d'origine industrielle ou éventuellement des perturbateurs endocriniens. Heureusement, ces types de substances sont absorbés très efficacement par les sols [OMS, 2012].

8-5- Impact de l'irrigation par les eaux usées sur les eaux superficielles

Les eaux de surface sont affectées par l'utilisation d'eaux usées en agriculture car elles reçoivent de l'eau provenant du drainage des terres et du ruissellement ; bien que l'impact soit plus faible que celui du rejet direct d'eaux usées dans ces eaux, cette contamination a aussi des effets. Ceux-ci dépendent du type d'étendue d'eau (rivières, canaux d'irrigation, lacs ou retenues) et de son usage, ainsi que du temps de séjour d'eau au sein de l'écosystème et de la fonction jouée par cette étendue. Le principal impact résulte de la contamination par des agents pathogènes des étendues d'eau de surface, laquelle peut avoir des conséquences sur la santé des consommateurs en aval, par le biais de l'eau de boisson, du contact avec de l'eau à usage récréatif ou de la consommation d'aliments contaminés (crustacés ou cultures contaminées lorsque la source d'eau est utilisée pour l'irrigation en aval, par exemple [OMS, 2012]).

Si d'importantes quantités de matières organiques biodégradables pénètrent dans les eaux de surface, elles peuvent épuiser l'oxygène dissous, ce qui a des conséquences négatives sur les organismes aquatiques et entraîne des nuisances olfactives. Si une trop forte quantité d'azote ou de phosphore est entraînée par lavage dans les étendues d'eau, elle peut produire une eutrophisation et en conséquence un épuisement de l'oxygène, qui nuit également aux végétaux aquatiques et à la vie animale et peut détériorer l'aspect esthétique de l'étendue d'eau. Dans un même ordre d'idée, des eaux usées traitées avec un trop haut taux de matières en suspension peuvent bloquer les rayons du soleil et nuire aux espèces de ces milieux. Aussi le chlore résiduel et les SPD atteignant les milieux récepteurs peuvent nuire aux populations animales, puisqu'ils sont toxiques, et ce, à de très faibles doses. La présence d'antibiotiques et de PPSP peut aussi avoir un effet perturbateur sur le système endocrinien de la faune [US NRC, 2012].

9- Conclusion

L'eau usée traitée récoltée à l'aval des systèmes d'assainissement urbains représente une eau renouvelable non conventionnelle, qui pourrait être une source attrayante et bon marché à employer en agriculture, au voisinage des centres urbains. Cependant, en raison de la nature variable de la composition de cette eau (sa charge en constituants minéraux, organiques et biologiques); sa réutilisation devrait être gérée soigneusement, surveillée et contrôlée par des spécialistes, afin de vérifier les risques et menaces potentiels sur les usagers, le sol, l'eau et les cultures irriguées avec elle, ainsi que sur l'environnement dans son ensemble.

Chapitre 2 : Matériel et méthodes

1- Introduction

La région de Fendis (ou la commune urbaine Fedis) se trouve au Nord de Batna dans l'Est algérien. Cette région est située en plein cœur d'une zone montagneuse (les Aurès) à une altitude moyenne de 850 m et centrée sur la latitude 35° 36' N et la longitude 6° 15' E. Elle s'étale sur une superficie d'environ 8580 ha. Les sols de la région appartiennent à la classe des calcisols et des fluvisols, ils sont dans l'ensemble composés de 48% d'argile, 43% de limon et 9% de sable avec une teneur élevée en calcaire total (>28.6%) et pauvre en matière organique (<1%) [CHERAK, 1999]. La fraction limoneuse devient importante en aval du glaciais.

2- Conditions naturelles de la région d'étude

2-1- Climat de la region

Le climat de la région est de type méditerranéen semi-aride avec un été chaud et sec et un hiver humide et froid. Il est caractérisé par la faiblesse et l'irrégularité des précipitations. La moyenne annuelle des précipitations sur 19 ans (1993-2012) est de 333 mm. Les mois les plus pluvieux sont février, avril, mai et octobre avec une moyenne mensuelle de 35 mm. La période sèche s'étale de la fin du mois de mai jusqu'au mois d'octobre. Les moyennes mensuelles des températures maximales sont de 35.8 °C pour le mois de juillet et d'aout et de 0.5 à 1 °C pour les mois les plus froids (décembre, janvier et février). Les données climatiques (températures et précipitations) caractérisant la région d'études durant la période (1993 – 2012) sont présentées dans les tableaux 6 et 7.

Tableau 6. Températures moyennes mensuelles en (°c) de la région de Fendis durant la période [1993-2012] [Station météorologique Ain Skhouna].

mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juit	Aout	Sep	Oct	Nov	Déc
M	11.9	13.5	17.1	20	26	31.9	35.8	35	29	23.8	17	12.6
m	0.6	0.5	2.9	5.6	9.9	14.5	17.1	17.3	14.2	10	4.4	1.4
Moy	6.25	7	10	12.8	17.95	23.2	26.45	26.15	21.6	16.9	10.7	7

M : température moyenne mensuelle maximale, m : température moyenne mensuelle minimale, Moy : $M+m/2$.

Tableau 7. Précipitations moyennes mensuelles en (mm) de la région de Fesdis durant la période [1993-2012] [Station météorologique Ain Skhouna].

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juit	Aout	Sep	Oct	Nov	Déc	Total
P (mm)	34.1	32.8	22.7	31.3	39.9	24.9	15.6	7.6	16.3	36.3	24	27.4	333

2-2- Réseahydrographique

Le réseau hydrographique est étroitement lié à :

- L'organisation du relief ;
- La tectonique complexe ;
- La lithologie hétérogène ;
- La couverture végétale continue.

Ces facteurs jouent un rôle très important sur les grandes lignes de révolution de réseau hydrographiques, pour notre secteur le réseau hydrographique est représenté essentiellement par l'Oued El Gourzi (ou oued El Madher), qui est issu du sous bassin versant de Batna et se jette dans le Chott Gadaine, avec une multitude de chaàba et talwegs [BELOUANAS, 2012].

2-3- Géologie de la région

La plaine de Fesdis-El Madher est un bassin subsident, dans lequel se sont accumulées, notamment au Quaternaire, d'abondantes formations détritiques continentales et fluviales issues du démantèlement des massifs. Ce bassin sédimentaire est un synclinal à substratum marneux très épais d'âge Cénomaniens .Il est limité par deux structures anticlinales :

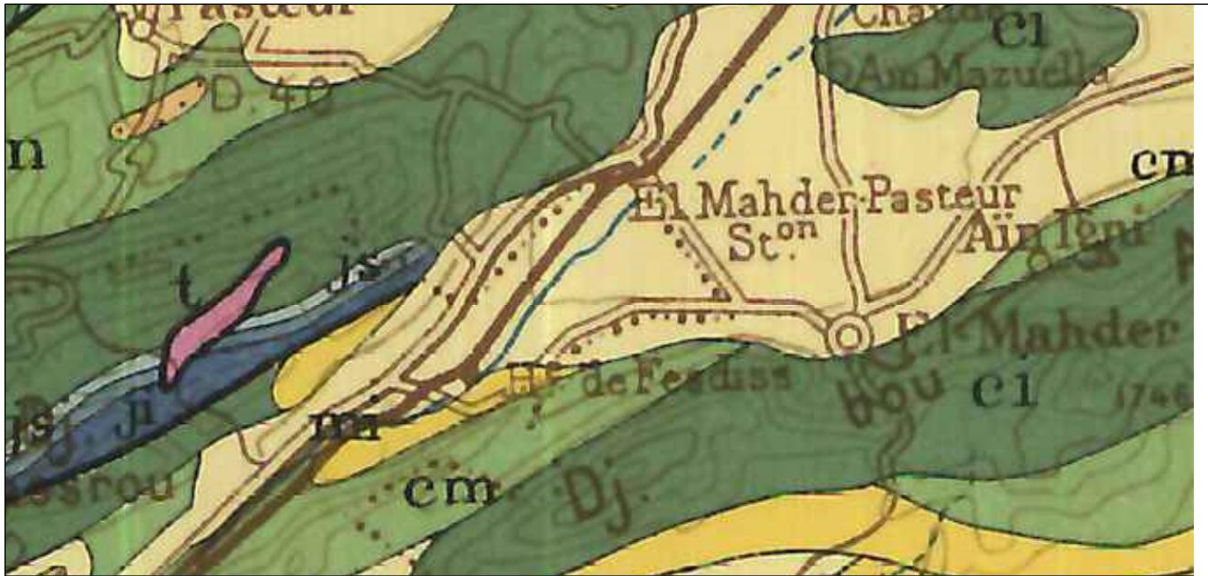
- au nord, par l'anticlinal des monts de Batna de direction SW-NE où le cœur est constitué par des terrains d'âge Jurassique à triasique, compliqué au voisinage du Djebel Sarif par des effets tectoniques importants.
- au sud par l'anticlinal de Djebel Bou Arif, de même direction dont le cœur est représenté par des terrains d'âge Crétacé inférieur.

Ces structures sont affectées par de nombreux accidents tectoniques :

- Des accidents longitudinaux à la faveur desquels apparaissent les faisceaux jurassiques dans les monts de Batna, d'après l'appellation de M.D bureau (1970), et qui constituent également des axes d'effondrement au droit du village d'El Madher à Djebel Bou Arif.
- Des accidents transverses, de direction générale NW-SE.

– Des accidents de direction N-S à N 20° E, à l'origine de nombreux décrochements.

Le cadre géologique de la zone a été établi à partir d'une carte géologique détaillée de la zone [CORNET et al, 1951] (Fig. 3). Quatre unités principales sont identifiées au niveau de la région : (1) Salifère triasique, (2) Carbonate jurassique, (3) Carbonate crétacé, (4) Mio-Plio-Quaternaire. Ce dernier recouvre la majeure partie de la plaine, ce sont des éboulis et des terrasses qui constituent de larges nappes alluviales d'une épaisseur considérable.



Extrait de la carte géologique au 1/500 000 (Cornet et al. 1951)

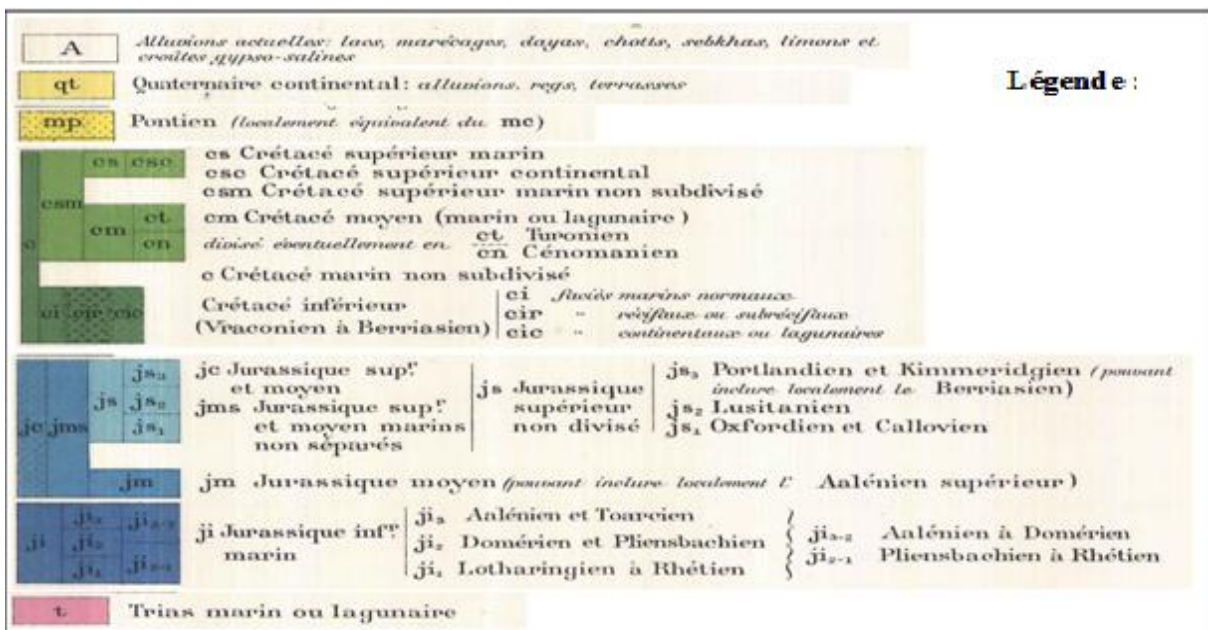


Figure 3. Carte géologique de la plaine El Mahder- Fedis [CORNET et al, 1951]

Les formations du Trias

C'est au voisinage du Djebel Sarif, que les terrains attribués au Trias connaissent leur plus large affleurement. IL s'agit de formations généralement complexes, dans lesquelles des masses confuses de marnes bariolées et d'argiles gypseuses englobent des amas plus ou moins volumineux et chaotiques de dolomies broyées et cargneulisées.

Les terrains triasiques peuvent occuper une position structurale anormale (et ils sont alors injectés au sein des séries encaissantes à la faveur de cassures) ou bien ils soulignent des contacts anormaux entre des unités chevauchantes. Mais le plus souvent c'est en position de cœur d'anticlinal qu'ils affleurent.

➤ Les formations du Jurassique

La série du jurassique épaisse de près de 1000 m [MENANI, 1991] se subdivise en 3 formations bien distinctes avec de la base au sommet :

– La formation des dolomies.– La formation des calcaires à silex.– La formation des marno-calcaires.

➤ Les formations du Crétacé***Les formations de Crétacé inférieur***

Les formations du crétacé inférieur constituent les principaux affleurements des monts de Belezma-Batna et du djebel Bou Arif. Il s'agit d'un ensemble varié comprenant des calcaires, des grés, des marnes gréseuses et des marno-calcaires.

Dans l'anticlinal du Djebel Bou Arif, l'étage le plus ancien qui a été reconnu est le Barrémien gréseux, tandis que dans les monts de Batna, la série basale a pu être identifiée dans le Berriasien et notamment le passage Jurassique-Crétacé. On peut distinguer :

- Un ensemble basal qui est représenté par une formation essentiellement carbonatée attribués au Jurassique terminal-Berriasien inférieur.

- Un ensemble inférieur : en concordance par-dessus les calcaires, marqué par une formation d'argiles silteuses daté par la zone à Occitanica du Berriasien moyen-Valenginien.

- Un ensemble médian et supérieur : d'une épaisseur d'environ 1400 m, dans lequel l'Hauterivien et le Barrémien font corps dans une même formation grésodolomitique.

Les formations du Crétacé inférieur qui se présentent sur une épaisseur considérable sont les témoins d'une subsidence accrue à cette époque géologique.

Les formations de l'Aptien

En couverture et en concordance de la formation gréseuse du Barrémien fait suite un ensemble constitué d'un niveau marneux à la base surmonté par une formation à dominante calcaire. La limite supérieure de cet ensemble est marquée par l'apparition des assises détritiques de l'Albien.

Les formations de l'Albien

Au-dessus et en concordance de la formation carbonatée de l'Aptien affleure, sur les deux flancs de l'anticlinal du Djebel Bou Arif, une formation à dominante détritique. Le sommet de cette formation se termine par un très mince niveau de marnes grises.

Les formations du Crétacé supérieur

A une sédimentation où le détritisme silto-gréseux était prépondérant va faire suite une sédimentation essentiellement marno-calcaire. Les formations du crétacé supérieur ont été reconnues seulement dans l'anticlinal du Djebel Bou Arif. Dans les Monts de Batna et au Djebel Tombait les formations les plus récentes du Crétacé qui y ont été reconnues sont albo-aptiennes.

➤ **Les formations du Mio- Plio-Quaternaire**

Le Mio- Plio-Quaternaire est formé par d'épaisses couches d'argiles rouges avec de rares bancs gréseux et des poudingues grossier à gros éléments d'origine continentale et représente probablement le Pliocène. On y rencontre des éboulis, des travertins, des terrasses et des nappes alluviales. Selon MENANI [1991], les terrains attribués au Quaternaire se présentent sous plusieurs formes et à des altitudes très variables.

Le Quaternaire ancien

Cette formation comprenant des **croutes calcaires** qui affleurent notamment sur le flanc sud du Djebel Bou Arif en un vaste glacis en pente très douce vers le sud et des **paléosols rouges** sur le flanc sud de l'anticlinal des Monts de Batna, qui se présentent sous forme des lambeaux discontinus.

A partir de la vallée de Fesdis et en se dirigeant vers le nord, ces formations étagées du Quaternaire passent à des glacis polygéniques qui les recouvrent et qui constituent, à l’affleurement, l’essentiel des formations du Quaternaire.

Les glacis polygéniques :

Ils sont constitués d’éléments détritiques de nature très variable. Ils sont anguleux et de gros calibre près des reliefs, siège de l’érosion, pour devenir, à la suite du transport, très fragmentés et de petit calibre aux bas des pentes.

2-4- Hydrogéologie de la région

Hydro géologiquement, la zone étudiée est située dans la plaine alluviale du Mio-Plio-Quaternaire. Les eaux souterraines peu profondes sont non confinées et se trouvent principalement entre 2,5 et 17 m sous la surface, 17 m dans ces limites et 2,5 m au centre de la plaine. Les terrains formant l’aquifère sont alluviales, contenant du sable, du gravier, du limon et, dans certains endroits, de l’argile. Le substratum des eaux souterraines est formé par les argiles et les marnes qui sont parfois gypseuses et appartiennent au Mio-Pliocène. Les essais de pompage sur différents puits ont montré une transmissivité élevée (10^{-4} m / s) indiquant des rendements élevés. L’eau souterraine est rechargée par l’eau météorique qui s’infiltré latéralement et verticalement, dans le bassin.

En période sèche, le principal cours d’eau traversant la plaine, Oued El Gourzi ne véhicule que les rejets domestiques et industriels de la ville de Batna. En période pluvieuse, les eaux des précipitations contribuent à diluer la charge de ce cours d’eau qui permettent l’alimentation de l’aquifère superficiel se trouvant dans la région [ZOUITA, 2002].

2-5- L’activité agricole

La région de Fesdis-El Madher a connu, depuis quelques décennies, un développement agricole très important, en particulier suite à l’introduction de l’irrigation des cultures avec les eaux usées de l’Oued El Gourzi [ANONYME, 2003]. L’usage des eaux usées en irrigation est une pratique courante sur l’ensemble des terres agricoles de la région, notamment durant ces dernières années où les ressources hydriques conventionnelles sont limitées, le régime pluviométrique faible et les précipitations ne dépassent pas 300 à 400 mm par an. Ces eaux usées constituent une source d’eau alternative, disponible toute l’année, et gratuite, voire une source de nutriment indispensable à la croissance des cultures.

Les eaux usées de l'Oued El Gourzi, proviennent des rejets urbains de la ville de Batna auxquels sont mélangées en proportion plus ou moins importante avec les eaux industrielles de la zone industrielles Kchida et les eaux pluviales. Oued El Gourzi se caractérise par son écoulement permanent et son débit variable selon les saisons. Lors de la saison pluvieuse, il collecte, en plus des eaux usées urbaines et industrielles, les eaux pluviales issues des nombreux sous bassins versants par l'intermédiaire des cours d'eaux secondaires. Lors de la saison sèche, il véhicule un débit moindre, composé de différents rejets de la ville de Batna et des localités limitrophes [ZOUITA, 2002]. Une partie seulement de ces rejets (19000-20000 m³/j) subit un traitement à la station de la ville de Batna avant de rejoindre l'Oued. Les effluents s'écoulent vers la plaine d'El Madher en longeant Boulelf, Fisdis et Djerma [ZOUITA, 2002]. Oued El Madher est le prolongement naturel de l'Oued El Gourzi. Il traverse la plaine d'El Madher et se ramifie en un réseau dense au sud de Mechtat Arrour qui se réunit à nouveau à l'exutoire du bassin à Merdja Mezouala avant de rejoindre Chott Gadaine.

Les parcelles agricoles irriguées avec les eaux usées s'étalent de part et d'autre de l'axe de l'Oued El Gourzi. Au niveau d'un déversoir situé un peu plus en amont, une dérivation (une digue) a été réalisée, pour permettre aux agriculteurs d'accéder à l'eau par épandage à écoulement gravitaire. Les zones adjacentes aux berges de l'Oued, qui sont caractérisées par leur niveau élevé par rapport au lit de l'oued sont irriguées par des eaux usées pompées directement de l'égout à l'aide de motopompe.

Sur une superficie agricole utile (SAU) enquêtée de 4592 ha dans la zone d'étude, les superficies agricoles se répartissent de la manière suivante : 8% est irrigable dont 32.4% à partir des eaux de nappes (puits) et 67.6% par les eaux usées d'Oued El Gourzi [TAMRABET, 2011]. Il est à constater que certaines terres sont irriguées à la fois par les eaux de nappes et les eaux usées. Le mode d'irrigation le plus courant au niveau de la région est l'irrigation par submersion (gravitaire), qui comporte les plus grands risques pour les travailleurs agricoles et leurs familles. Le risque est particulièrement important lorsque ces personnes ne portent pas de vêtements de protection (bottes, chaussures et gants, par exemple) et lorsqu'elles déplacent la terre à la main.

Les cultures fourragères occupent la première position (environ 70%) du point de vue superficie, et sont représentées par l'orge fourragère, la luzerne, l'avoine, le sorgho et le maïs, suivie par les cultures maraîchères (environ 18 %) ces cultures sont représentées essentiellement par l'oignon, l'ail, la laitue, les navets, les carottes, le persil, la menthe et

d'autres légumes, puis la céréaliculture (environ 12%) qui est représentée par le blé dur, le blé tendre, l'orge et l'avoine. Mais du point de vue économique, la culture maraîchère revêt plus d'importance et constitue une source de revenu importante pour les agriculteurs de la région. Les cultures prédominantes et les plus commercialisées sont la menthe, le persil (à multiples coupes et à cycle court) et la laitue.

Les cultures irriguées avec les eaux usées sont souvent écoulées dans les villes avoisinantes pour échapper à la méfiance de la population locale. De ce fait, le risque reste prépondérant dans tout le territoire.

En effet, la région est devenue, suite à sa vocation d'élevages bovins et ovins, le principal fournisseur du lait à l'unité de l'ORELAIT de Batna. Dans la plupart des cas, la commercialisation des produits agricoles se fait sur pied. Les produits sont destinés à l'autoconsommation et à la vente. De rares agriculteurs déclinent l'irrigation aux eaux usées pour des raisons d'ordre sanitaire, pour l'homme et le cheptel, et religieuse [TAMRABET, 2011]. Au moment où les bovins des exploitations agricoles agréées auprès de l'ORELAIT sont soumis obligatoirement à des contrôles et à des vaccinations périodiques, leurs propriétaires ne reçoivent aucun suivi médical contre les maladies à transmission hydrique (MTH).

Une enquête personnelle réalisée en 2012 auprès d'agriculteurs utilisant des eaux usées brutes pour l'irrigation au niveau de cette région, a révélé que moins de la moitié de ces agriculteurs étaient conscients des risques sanitaires associés à l'utilisation d'eaux usées brutes à des fins d'irrigation, et que très peu d'entre eux prenaient des précautions pour réduire leur exposition (en portant des gants ou des chaussures, par exemple). Une sensibilisation accrue à ces risques sanitaires pourrait donc contribuer à faire changer les comportements.

2-6- Sources de pollution et nature des rejets de l'Oued El Gourzi

HANNACHI et al, [2015], ont signalé que la valeur moyenne de rapport DCO/DBO indicative de biodégradabilité (3.5) est élevée dans les eaux usées brutes de l'Oued El Gourzi par rapport à la valeur contractuelle de 2.5 qui caractérise un rejet urbain biodégradable. Ceci est significatif et indique que les rejets de la ville de Batna sont caractérisés par une prédominance de substances non domestiques, notamment des huiles industrielles et des hydrocarbures. En effet le réseau d'assainissement de la ville de Batna draine les rejets urbains de la quasi-totalité des quartiers de la ville vers l'Oued El Gourzi, ainsi que les rejets

de la zone industrielle, et les eaux pluviales [DEATB, 2012]. On note aussi qu'une partie très importante du débit rejetée directement dans l'Oued El Gouzi issus des agglomérations limitrophes. Une partie seulement de ces rejets (20000 m³/j- 22 000 m³/j.) subit un traitement à la station de la ville de Batna avant de rejoindre l'Oued [ONA, 2012]. Les effluents s'écoulent vers la plaine d'El Madher en longeant Bou Ilef, Fisdis et Djerma. L'eau usée arrive à la station d'épuration des eaux usées de la ville de Batna avec les caractéristiques moyennes suivantes : 211 mg/l de DBO₅, 759 mg/l de DCO, 334 mg/l de MES, 3,59 pour le rapport DCO/DBO, 7.5 de pH .Correspondant aux charges moyennes suivantes : 3.12 tonnes/j de DBO, 11.3 tonnes/j de DCO, 5 tonnes/j de MES. Les concentrations moyennes à la sortie sont : 19 mg/l de DBO₅, 108 mg/l de DCO, 46 mg/l de MES. Le rendement épuratoire est en moyenne de : 91 % d'élimination de DBO₅, 87 % d'élimination de DCO, 87.6 % d'élimination de MES. La concentration en oxygène dissous dans le bassin biologique est proche de 1,77 mg/l [HANNACHI et al, 2015].

L'augmentation de la charge polluante des eaux usées de l'Oued El Gourzi est attribuée essentiellement aux rejets des unités industrielles présentes dans la région. Selon DEATB (2012), les unités industrielles susceptibles d'être considérées comme polluantes sont les suivantes : Complexe de textile (COTITEX), Société de transformation des peaux brutes en cuir (ENIPEC), Tannerie privée (LANDJASSA), unité de Production de lait et ses dérivés (ORELAIT), unité de production de batteries pour véhicules (SABA) et (TUDOR), Centre de stockage et de distribution d'hydrocarbure (CSD), unité de production de goudron (BITUM), Abattoir avicole et viande rouge (ORAVIE), unité de production de bouteilles de gaz (ENBAG). Tableau 8 présente quelles que caractéristiques des eaux rejetées de quatre unités industrielles

Tableau 8. Caractéristiques des rejets industriels de quatre unités industrielles [DEATB, 2012]

	T (°c)	pH	DBO ₅ (mg /l)	DCO (mg/l)	MES (mg/l)	Cl ⁻ (mg /l)	Azote Kjeldah (mg /l)
COTITEX ¹	21	8	116.6	430.74	159.46	13.01	59.73
ENIPEC ²	20	9	600	706.4	516.7	63.9	96.96
ORELAIT ³	22	9	91.66	190.4	183.33	168.03	33.6
ORAVIE ⁴	21	8	63.33	220.26	105.38	/	69.06

Les résultats des analyses obtenus des eaux usées rejetées de quatre unités industrielles montrent que les valeurs des paramètres : DBO₅, DCO, MES et Azote dépassent les valeurs maximales admissibles recommandées par la norme Algérienne de rejet d'effluents liquides et industriels [JORADP, 1993]. Selon HANNACHI et al [2015], Ces unités industrielles, qui devraient être dotées d'un dispositif de prétraitement, ne respectent pas la réglementation. Par ailleurs, un nombre considérable de stations de lavage disséminées dans tous les quartiers de la ville déversent leurs huiles de vidange dans les canalisations alors qu'elles devraient être récupérées.

A noté que, nous n'avons pas estimé la charge polluante individuelle de toutes les unités industrielles à cause de manque de données concernant certaines unités.

3- Echantillonnage et méthodes d'analyse

3-1- Echantillonnage

Pour évaluer l'impact des rejets urbains et industriels de l'Oued El Gourzi sur la qualité physico-chimique des eaux souterraines de la région de Fesdis, nous avons établi un diagnostic spatio-temporel de l'état des eaux souterraines, surtout à l'ampleur des parcelles irriguées avec les eaux usées et le long de l'Oued. Le choix des sites a été fixé selon le sens d'écoulement de l'Oued amont–aval pour les eaux résiduaires.

Les prélèvements d'eau ont été effectués saisonnièrement entre le mois de Février et celui de novembre 2012. Les échantillons des eaux sont prélevés dans des flacons de polyéthylène de 2 litres à partir de dix puits, quatre forages les plus utilisés pour la consommation, ainsi qu'au niveau de trois stations d'eaux usées. Tous les prélèvements dans les puits et les forages sont effectués après pompage de 15 minutes pour prélever de l'eau profonde. Pour les puits ne disposants pas de système de pompage, l'eau est prélevée à environ 50 cm de la surface de l'eau. Chacun de ces puits a fait l'objet au préalable, d'une mesure de niveau piézométrique. Les niveaux d'eau ont été mesurés à l'aide d'une sonde piézométrique sonore. Pour améliorer la précision des mesures relatives à la position de la sonde, nous avons marqué la margelle à la peinture indélébile à l'endroit de la première mesure, les autres mesures s'effectuant à partir de l'endroit marqué. Les coordonnées géographiques de chacun des points sélectionnés ont été relevées à l'aide d'un GPS (figurent sur le Tableau 1, Annexe 2). Le transport des flacons aux laboratoires d'analyse de l'eau a été effectué dans des glacières gardant la température inférieure à 4 °C.

Pour évaluer l'impact de l'irrigation avec les eaux usées de l'Oued El Gourzi sur le sol, 8 parcelles agricoles irriguées par ces eaux usées brutes, ont été sélectionnées en octobre 2012, après la saison culturale estivale. Ces parcelles sont situées de part et d'autre de l'Oued El Gourzi dans la région de Fesdis, à 12 km de la ville de Batna (Fig. 4). Une autre parcelle (PT) située à environ 500 m de l'Oued et habituellement irriguée par les eaux pluviales a été intégrée à l'étude en tant que témoins. Chaque parcelle a été subdivisée en trois petites zones. Sur chacune de ces zones, le sol est prélevé (six points en moyenne) à l'aide d'une tarière, à deux profondeurs : 0 – 20 cm et 20 – 40 cm. Les échantillons prélevés sont séchés à l'air libre puis tamisés à 2 mm et conservés dans des sachets en plastique, étiquetés et référenciés pour faire les analyses physico-chimiques.

Certains paramètres, telle que la densité apparente, ont été réappréciés une seconde fois en mai 2013.

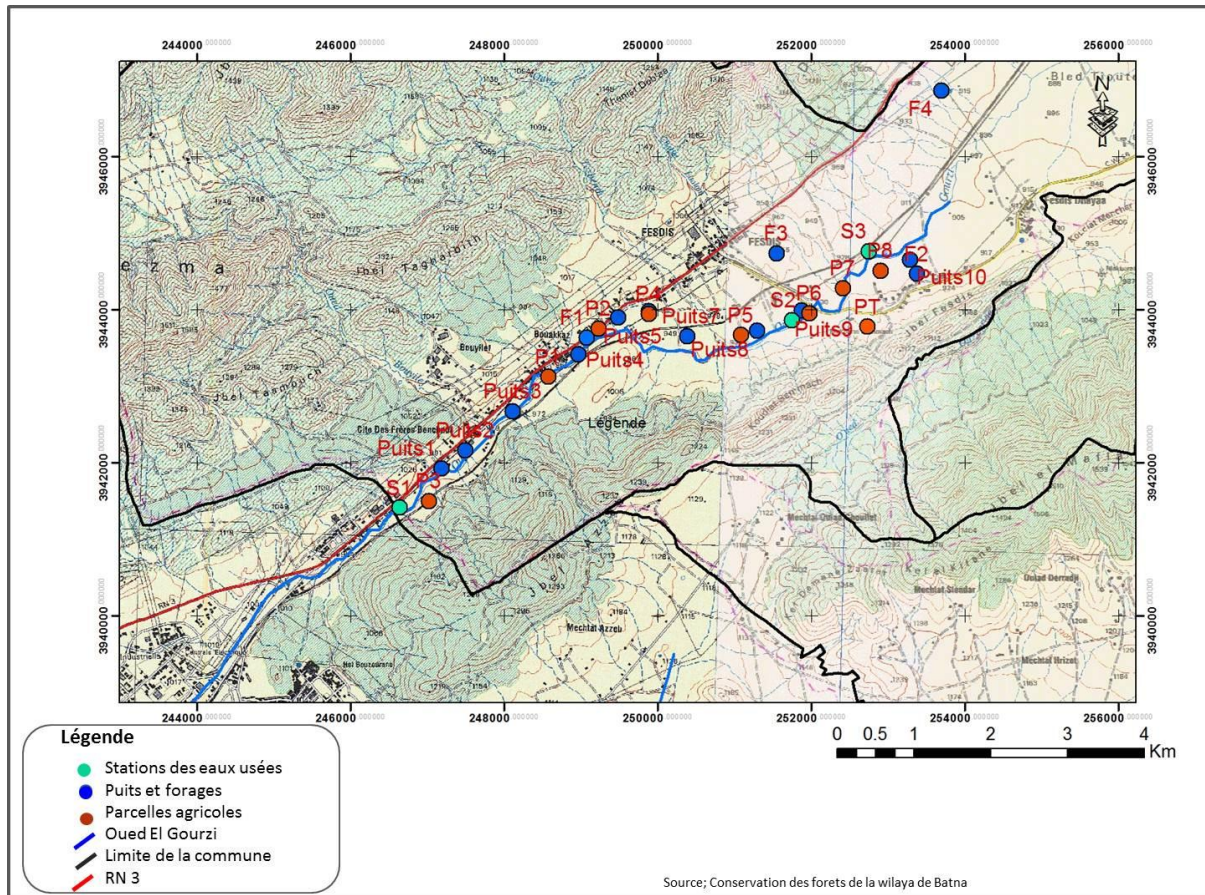
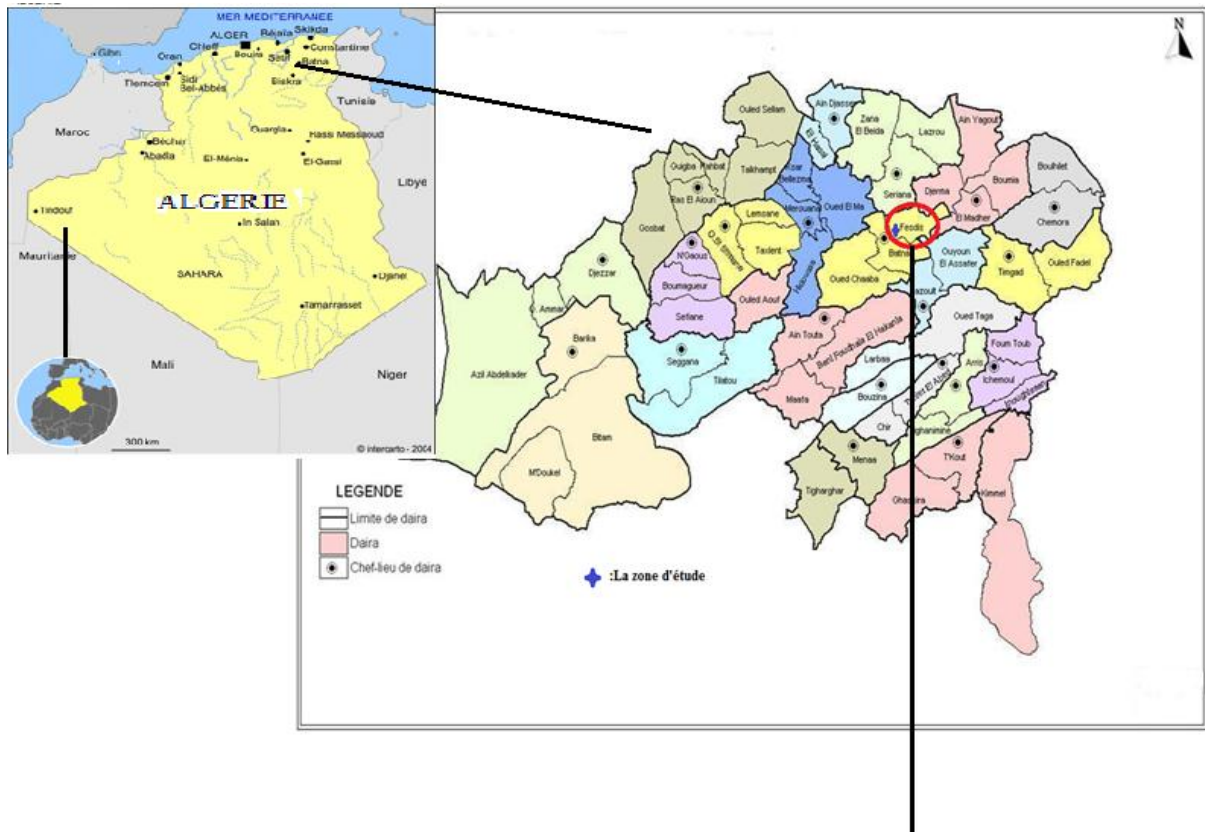


Figure 4. Zone d'étude et position des points de prélèvement

3-2- Méthodes d'analyse**3-2-1- Méthodes d'analyse de l'eau**

Les analyses des eaux ont été effectuées dans les premières 48 heures selon les méthodes standards décrites par Rodier [RODIER, 2005; RODIER et al 2009)].

- **La température (T), le pH, la conductivité électrique (CE) et l'oxygène dissous (O_{2dis})** ont été mesurés in situ au moyen d'un analyseur multi paramètre de type *Consort C535*.
- **La turbidité** a été mesurée à l'aide d'un turbidimètre ;

Principe :

Pour tout échantillon d'eau, la mesure de la lumière diffusée et de la lumière transmise permet la détection de matières non dissoute, absorbant mais diffusant mal, qui passeraient inaperçues par la seule mesure de la lumière diffusée.

Étalonnage de l'appareil :

A l'aide des solutions d'étalonnage de Formazine de 400 NTU on prépare une solution fille de 40 NTU et effectuer la mesure.

Mode opératoire :

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

Expression des résultats : La mesure est obtenue directement en NTU.

- **Les matières en suspension (MES)** ont été mesurées par spectrophotomètre UV.
- **Le sodium (Na^+) et le potassium (K^+)** ont été déterminés à l'aide d'un spectrophotomètre à flamme.
- **Le calcium (Ca^{2+}) et le magnésium (Mg^{2+})** ont été déterminés par volumétrie ;

Principe :

Les alcalinoterreux présents dans l'eau sont amenés à former un complexe du type chélate par le sel di sodique de l'Acide Ethylène diamine tétra cétique à pH 10. La disparition des dernières traces d'éléments libres à doser est décelée par le virage de deux indicateurs sur un même échantillon s'effectue le dosage successif du Calcium et du Magnésium.

Mode opératoire :

Prendre 50 ml d'eau à analyser. Ajouter 3 ml de NaOH puis 3 gouttes de Bleu d'Eriochrome. Verser la quantité nécessaire de solution d'EDTA pour obtenir le virage au violet. Noter V_1 . Ajouter à la même solution 3.2 ml d'HCl 1 N et agiter durant 1 mn jusqu'à parfaite dissolution du précipité magnésien. Verser 5 ml de la solution tampon et 1 goutte de solution de Noir d'Eriochrome. Bien mélanger. Introduire la quantité de solution d'EDTA nécessaire au virage au bleu. Noter V_2 .

Expression des résultats : Pour une prise d'essai de 50 ml

*La teneur en Calcium est égale à

$$\text{Ca (mg/l)} = (V_1 * 0.4008 * 1000) / 50$$

*La teneur en Magnésium est égale à

$$\text{Mg (mg/l)} = (V_2 * 0.243 * 1000) / 50$$

*La dureté totale est égale à

$$\text{CaCO}_3 \text{ (mg/l)} = [(V_1 + V_2) * 1000] / 50^*$$

➤ **Les nitrates (NO_3^-)** ont été déterminés à l'aide du salicylate de sodium ;

Principe :

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

Mode opératoire :**Établissement de la courbe d'étalonnage**

Solution mère étalon d'azote nitrique à 100 mg/L

Solution fille étalon d'azote nitrique à 5 mg/L.

Amener 50 ml de la solution mère à 1 000 ml avec de l'eau déionisée.

Dans une série de capsules de 60 ml, introduire successivement :

Solution étalon d'azote nitrique 5 mg/L (ml)

Eau déionisée (ml)

Correspondance en mg/L d'azote nitrique

Solution d'azoture de sodium (ml)

Acide acétique (ml)

Attendre 5 minutes puis évaporer à sec au bain-marie ou dans une étuve portée à 75-80 °C (ne pas surchauffer ni chauffer trop longtemps). Ajouter 1 ml de solution de salicylate de sodium, mélanger puis évaporer. Laisser refroidir.

Reprendre le résidu par 1 ml d'acide sulfurique concentré ayant soin de l'humecter complètement. Attendre 10 minutes, ajouter 15 ml d'eau déionisée puis 10 ml de solution d'hydroxyde de sodium qui développe la couleur jaune. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm. Soustraire des unités d'absorbance, lues pour les étalons, la valeur relevée pour le témoin. Construire la courbe d'étalonnage.

Mode opératoire

Introduire 10 ml d'eau dans une capsule de 60 ml (pour des teneurs en azote nitrique supérieures à 10 mg/L, opérer une dilution). Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium. Poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage. Préparer de la même façon un témoin avec 10 ml d'eau déionisée. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 10 ml, la courbe donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en milligrammes par litre d'eau. Pour obtenir la teneur en nitrate (NO₃), multiplier ce résultat par 4,43.

- **Les nitrites (NO₂⁻)** ont été déterminés par la méthode au N-naphtyléthylène diamine ;

Principe :

La diazotation de l'amino-4-benzènesulfonamide par les nitrites en milieu acide et sa copulation avec le dichlorure de N-(naphtyl-1) diamino-1,2 éthane donne un complexe coloré pourpre susceptible d'un dosage spectrométrique.

Établissement de la courbe d'étalonnage

Solution mère étalon d'azote nitreux (NO₂) à 100 mg/L

Solution fille étalon d'azote nitreux (NO₂) à 1 mg/L :

Diluer au 1/100 la solution précédente avec de l'eau déionisée. À préparer extemporanément.

Introduire dans une série de fioles jaugées de 50 ml :

Solution fille étalon à 1 mg/L (ml)

Eau déionisée (ml)

Correspondance en milligrammes par litre d'azote nitreux (NO₂)

Réactif de diazotation (ml)

Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 543 nm. Construire la courbe d'étalonnage.

Mode opératoire

Introduire 50 ml d'eau à analyser dans une fiole jaugée puis poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage. Tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 50 ml, la courbe donne directement la teneur en azote nitreux (NO₂), exprimée en milligrammes par litre d'eau.

- **L'ammonium (NH₄⁺)** a été déterminé par la Méthode au bleu d'indophénol ;

Principe

En milieu alcalin et en présence de nitroprussiate qui agit comme un catalyseur, les ions ammonium traités par une solution de chlore pour les transformer en monochloramine (NH₂Cl) et de phénol donnent du bleu d'indophénol susceptible d'un dosage par spectrométrie d'absorption moléculaire.

Réactifs

- Solution chlorée
- Solution de nitroprussiate de sodium et de phénol
- **Solution mère étalon à 100 mg/L d'ions ammonium :**
- Solution fille étalon à 1 mg/L d'ions ammonium.

Diluer la solution mère au 1/100. Préparer cette solution au moment de l'emploi

Établissement de la courbe d'étalonnage

Préparer, à partir de dilutions de la solution fille, des étalons (5 ou 6) dans la gamme de concentrations souhaitées.

Dans une série de fioles coniques de 100 ml numérotées, introduire 20 mL de chacune des dilutions ci-dessus, ajouter rapidement dans chaque tube :

1 ml de solution de nitroprussiate de sodium et de phénol,

1 ml de solution chlorée.

Agiter et placer les fioles à l'obscurité pendant 6 heures au moins. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 630 nm. Construire la courbe d'étalonnage.

Mode opératoire

Introduire dans une fiole conique de 100 ml, 20 ml d'eau à analyser puis poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage. Préparer de la même façon un témoin avec 20 ml d'eau déionisée. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 630 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 20 ml, la courbe donne directement la teneur en ions ammonium, exprimée en milligrammes par litre.

- les sulfates (SO_4^{2-}) ont été déterminés par la méthode Néphélométrie,

Principe

Les sulfates sont précipités en milieu chlorhydrique à l'état de sulfate de baryum. le précipité ainsi obtenu est stabilisé à l'aide d'une solution de Tween 20 ou de polyvinyl-pyrrolidone. Les suspensions homogènes sont mesurées au spectromètre.

Établissement de la courbe d'étalonnage

Dans une série de tubes numérotés, introduire successivement :

Solution étalon de SO_4^{2-} (ml)

Eau déionisée (ml)

Acide chlorhydrique au 1/10 (ml)

Solution de chlorure de baryum stabilisée (ml) 5

Correspondance en mg/L de SO_4^{2-}

Agiter 2 ou 3 fois énergiquement. Après 15 minutes de repos, agiter à nouveau et faire la lecture au spectromètre à la longueur d'onde de 650 nm. Construire la courbe d'étalonnage.

Mode opératoire

Dans un tube, introduire successivement :

Eau à analyser 50 ml

Acide chlorhydrique au 1/10 1 ml

Solution de chlorure de baryum + Tween 20 ou solution de chlorure de baryum + PVP

Préparer dans les mêmes conditions un tube témoin en remplaçant l'eau à analyser par de l'eau déionisée.

Agiter énergiquement et laisser reposer 15 minutes. Agiter de nouveau et faire les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 650 nm. Tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 39 ml, la courbe donne directement la teneur en sulfates exprimée en milligrammes de SO_2^{4-} par litre d'eau.

- **Les orthophosphates (PO_4^{3-})** ont été déterminées par la méthode de molybdate d'ammonium.

Principe

En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage spectrométrique. Certaines formes organiques pouvant être hydrolysées au cours de l'établissement de la coloration et donner des orthophosphates, le développement de la coloration est accélérée par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double d'antimoine et de potassium.

Établissement de la courbe d'étalonnage

Solution mère étalon à 50 mg/L de phosphore

Solution fille étalon à 1 mg/L de phosphore.

Diluer au 1/50 la solution précédente avec de l'eau déionisée au moment de l'emploi.

Introduire dans une série de fioles jaugées de 25 ml :

Solution étalon de phosphore à 1 mg/L (ml)

Eau déionisée (ml)

Correspondance en milligrammes de phosphore

Introduire dans chaque fiole 1 ml de solution d'acide ascorbique, agiter, puis ajouter 4 ml de réactif, mélanger soigneusement, compléter éventuellement le volume à 25 ml. Attendre 30 minutes la stabilisation de la coloration et effectuer les mesures au spectromètre à la longueur d'onde de 700 ou 800 nm en cuve de 1 cm. Construire la courbe d'étalonnage.

Mode opératoire

Vérifier le pH de l'échantillon qui doit être compris entre 2 et 7, l'ajuster si nécessaire. Introduire 20 ml d'eau dans une fiole jaugée de 25 ml, ajouter 1 ml de solution d'acide ascorbique puis poursuivre comme pour l'établissement de la courbe d'étalonnage. Tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

La courbe donne la teneur en phosphore, exprimée en milligrammes pour la prise d'essai.

- **Les chlorures (Cl⁻)** ont été déterminés par la méthode de Mohr ;

Principe :

Les Chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution titrée de Nitrate d'Argent en présence de Chromate de Potassium. La fin de réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du Chromate d'Argent.

Mode opératoire :**Le blanc :**

Prendre 100 ml d'eau distillée + 1 ml de K₂CrO₄. Puis titrer avec le l'AgNO₃ à 0.02 mole/l.

Le titre :

Prendre 10 ml de NaCl à 0.02 mole/l +90 ml d'eau distillée + 1 ml de K₂CrO₄. Puis titrer avec le l'AgNO₃ à 0.02 mole/l.

L'échantillon :

Prendre 100 ml d'échantillon + 1 ml de K₂CrO₄. Puis titrer avec le l'AgNO₃ à 0.02 mole/l.

Le tirage se fait jusqu'au virage rouge brique

Calcul :

$$[\text{Cl}^-] = (\text{V}_E - \text{V}_B) * \text{C} * \text{F} / \text{PE}$$

VE : Volume de l'AgNO₃ utilisé pour l'échantillon.

VB : Volume de l'AgNO₃ utilisé pour le blanc.

PE : la prise d'essai 100 ml

C : La concentration réelle de l'AgNO₃ en mole/l ($C = 0.02 \cdot \text{Titre} / \text{Titre} = 10/V_T$)

F : La masse molaire du Chlore $M = 35.5$ g/mole.

- **Le Titre Alcalimétrique (TA), Le Titre Alcalimétrique Complet (TAC) et les bicarbonates (HCO₃⁻), ont été dosés par la méthode volumétrique au méthyle orange ;**

Principe :

Le Titre Alcalimétrique (TA) mesure la teneur de l'eau en Alcalis libres et en Carbonates Alcalins Caustiques.

Le Titre Alcalimétrique Complet (TAC) correspond à la teneur de l'eau en Alcalis libres, Carbonates et Bicarbonates.

Tire Alcalimétriques (TA) :

L'eau de consommation à un pH < 8, donc c'est une eau qui n'est pas basique, absence des ions CO₃²⁻. Donc TA=0

Si le pH > 8 le procède comme suit :

Prendre 100 ml de l'échantillon + 2 gts de Phénophtaléine à 0.5 %, on obtient une coloration rose. Puis titrer avec le H₂SO₄ (N/50) jusqu'à décoloration.

Titre Alcalimétrique Complet (TAC) :

Le blanc :

Prendre 100 ml d'eau distillée + 3 gts de Méthyle orange. Puis titrer avec le H₂SO₄ (N/50).

Le titre :

Prendre 10 ml de NaOH (N/50) + 90 ml d'eau distillée + 3 gts de Méthyle orange. Puis titrer avec le H₂SO₄ (N/50).

L'échantillon :

Prendre 100 ml de l'échantillon + 3 gts de Méthyle orange. Puis titrer avec le H₂SO₄ (N/50).

Le tirage se fait jusqu'au virage jaune

$$\text{TAC} = (V_e - V_B) * 10 / V_t * f$$

V_e : volume échantillon

V_b : volume blanc

V_t : volume titre

F : facteur de dilution

➤ **Bicarbonates (HCO_3^-)**

$$\text{HCO}_3^- \text{ (en mg/l)} = \text{TAC (meq/l)} * 61$$

61: masse équivalente de HCO_3^-

- **La demande biochimique en oxygène pendant 5 jours (DBO_5)** a été mesurée à l'aide d'un DBO-mètre.
- **la demande chimique en oxygène (DCO)** a été déterminée à l'aide d'un DCO-mètre.
- **Les ETM** ont été dosés par spectrophotomètre d'absorption atomique.

Les MES, turbidité, Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , HCO_3^- , TA et TAC ont été analysés au laboratoire d'Algérienne des eaux Batna. La DBO_5 et la DCO au laboratoire de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Batna et les éléments Na^+ , K^+ ont été analysés au laboratoire de chimie de l'institut des sciences vétérinaires et des sciences agronomiques de l'université de Batna1, et le dosage des ETM a été réalisé au laboratoire des sciences de l'eau et de l'environnement de Centre National d'Etudes et de Recherches sur l'Eau et l'Energie B. p 511, AV. Abdelkrim Elkhatabi, Marrakech, Maroc.

3-2-2- Méthodes d'analyse du sol

Les échantillons prélevés ont été tout d'abord séchés à l'air libre puis tamisés à 2 mm. La fraction du sol < 2 mm a été utilisée pour faire les analyses physico-chimiques mentionnées ci-dessous.

- La **composition granulométrique** a été faite par la méthode de la pipette de ROBINSON selon le protocole AFNOR. - NF X31-107 [2003].
- **Calcaire total** : le dosage des carbonates est effectué selon le protocole NF X31-105. Le taux de calcaire total est déterminé par acidimétrie volumétrique : on ajoute à l'échantillon l'acide chlorhydrique (10%) ; le volume de gaz carbonique dégagé est mesuré à l'aide d'un calcimètre de Bernard et comparé au volume produit par du carbonate de calcium pur.

- **Calcaire actif (CaCO₃)** : Le calcaire actif est la fraction du calcaire total susceptible de se dissoudre facilement et rapidement dans la solution. Elle correspond peu ou à la fraction fine au plan granulométrique (taille des argiles, soit moins de 2µm). La terre est mise en contact avec un réactif spécifique d'extraction (Oxalate d'Ammonium). [BAIZE, 1988].
- **pH-eau** : Le pH-eau est mesuré sur la fraction du sol <2 mm non broyée avec un rapport sol/solution 1/2,5, dans de l'eau distillée selon les protocoles NF X 31-117. Le pH est mesuré dans le surnageant après agitation pendant 1 heure et décantation.
- **Conductivité électrique extrait dilué (CE 1/5)** : elle est mesurée sur la fraction du sol <2 mm avec un rapport sol/solution 1/5, dans de l'eau distillée après une agitation pendant 2 heures selon les protocoles NF ISO11256.
- **Carbone organique** : le dosage a été réalisé selon la méthode de WALKLEY et BLACK [1934] modifiée. L'échantillon est oxydé par l'acide sulfurique concentré en présence du bichromate de potassium. La quantité de K₂Cr₂O₇ en excès est dosée en retour par une solution titrée de sel de Mohr (sulfate ferreux) en présence d'indicateur redox (feroïne).
- **Matière organique** : Comme la matière organique ne renferme que 58% de carbone, il faut multiplier le % de C par le facteur $100/58 = 1,724$ pour avoir le pourcentage % de matière organique.
- **Bases échangeables** : l'extraction des cations est faite selon le protocole de l'AFNOR NF X 31-108, dans une solution molaire d'acétate d'ammonium à pH 7 et dans un rapport sol/solution de 1/ 20. Le dosage du Ca²⁺ et du Mg²⁺ échangé par le sol est fait par Spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme, alors que celui du K⁺ et Na⁺ est dosé par Spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme en mode émission.
- **CEC : Méthode de Metson** : le sol est lessivé avec une solution aqueuse et molaire d'acétate d'ammonium à pH 7 de manière à provoquer un échange complet entre les cations de l'échantillon et les ions ammonium de la solution. La quantité totale d'ions ammonium en excès retenus par le sol après le rinçage au moyen de l'alcool éthylique est considérée comme une estimation de la capacité d'échange cationique. Les ions ammonium fixés sont extraits par une solution aqueuse et molaire de KCl puis déterminés par dosage. Le lavage du sol est effectué par centrifugation. L'ammonium récupéré par le lavage est dosé par titration avec une solution d'acide sulfurique après distillation à l'aide d'un appareil de Parnas-Wagner.

- **Azote total** : le dosage de l'azote est déterminé selon le protocole de l'AFNOR ISO 11261 :1995 fondé sur la minéralisation de type Kjeldahl. Dans le procédé Kjeldahl la matière organique azotée de l'échantillon est minéralisée par un mélange d'acide salicylique et d'acide sulfurique concentré à chaud en présence d'un mélange catalyseur (sulfate de potassium, sulfate de cuivre et dioxyde de titane). Ainsi, l'azote transformé en ammoniac est entraîné à la vapeur d'eau en milieu acide sous forme d'ammoniaque puis fixé par l'acide borique à l'état de borate, lui-même dosé par H₂SO₄ (ou HCl) titré.
- **Phosphore assimilable** : a été déterminé selon la méthode de Joret-Herbet.
- **Potassium assimilable**: Acétate d'ammonium
- **Pourcentage de sodium échangeable (PSE)** : Le PSE est un indice de caractérisation des sols salés. Ce paramètre est déterminé par la formule suivante :

$$\text{PSE}\% = (\text{Na}^+ / \text{CEC}) \times 100$$

- **ETM** : l'extraction des ETM a été effectuée par l'attaque triacide. Les fractions des éléments métalliques contenus dans les solutions extraites ont été dosées par Spectrophotomètre d'absorption atomique au laboratoire des sciences de l'eau et de l'environnement de Centre National d'Etudes et de Recherches sur l'Eau et l'Energie B. p 511, AV. Abdelkrim Elkhatabi, Marrakech, Maroc.
- **Porosité totale** : calculée à partir des valeurs de la densité apparente Da (en g.cm⁻³) et la densité réelle Dr (en g.cm⁻³) par la formule suivante :

$$P = \frac{D - D'}{D} \times 100$$

P : est la porosité **D** : la densité réelle **D'** : la densité apparente.

- **La densité apparente** renseigne sur l'état structural de l'horizon. Elle a été mesurée sur le terrain avec des cylindres métalliques de volume connu (250 cm³) enfoncés avec précaution dans le sol, et retirés avec leur contenu. La densité apparente est donnée par le rapport du poids d'un volume donné de sol sec sur le volume apparent de l'échantillon.
- **La densité réelle** a été réalisée selon la méthode du pycnomètre de l'AFNOR (X31-503:1992).
- **Les courbes de rétention d'eau** ont été déterminées sur des échantillons de sol prélevés aux différentes profondeurs à pF0, pF1.6, pF1.9, pF2.5, pF3 et pF4.2 à l'aide de l'appareil de la presse à membrane. Les mesures ont été effectuées sur la terre fine, humectée préalablement et soumise à un cycle de dessiccation jusqu'à l'équilibre avec le potentiel recherché. La teneur

en eau du sol est déterminée par pesée d'un échantillon en équilibre avec un potentiel hydrique déterminé et après dessiccation à 105 °c.

Les différentes analyses physicochimiques du sol ont été effectuées au laboratoire d'amélioration des productions agricoles et protection des écosystèmes en zone arides, au laboratoire de physique du sol de Institut national d'agronomie, Alger et aux laboratoires du département des sciences agronomique de l'institut des sciences vétérinaires et des sciences agronomiques de l'université de Batna1.

3-2-3- Analyse des données

L'ensemble des données collectées sur les eaux souterraines de la zone d'étude a fait l'objet d'une étude hydrochimique et statistique.

Pour la classification hydrochimique des eaux, nous avons utilisé le diagramme de Piper, de Schoeller et Berkloff, de Richards et de Wilcox. Ces diagrammes ont été réalisés à l'aide du logiciel diagrammes (Logiciel d'hydrochimie). Ce logiciel est beaucoup utilisé en hydrochimie et donne des résultats Satisfaisants.

L'approche statistique est basée sur l'utilisation de l'Analyse en Composantes Principales pour étudier les phénomènes à l'origine de la minéralisation des eaux, et sur l'analyse de la variance.

En plus, les traitements statistiques des données du sol sont basés sur l'analyse de la variance des paramètres étudiés.

Tous les traitements statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel STATISTICA 6.0.

➤ Diagramme de Piper :

Le diagramme de Piper permet une représentation des anions et des cations sur deux triangles spécifiques dont les côtés témoignent des teneurs relatives en chacun des ions majeurs par rapport au total de ces ions (cations pour le triangle de gauche, anions pour le triangle de droite). La position relative d'un résultat analytique sur chacun de ces deux triangles permet de préciser en premier lieu la dominance anionique et cationique.

A ces deux triangles, est associé un losange sur lequel est reportée l'intersection des deux lignes issues des points identifiés sur chaque triangle. Ce point intersection représente l'analyse globale de l'échantillon, sa position relative permet de préciser le faciès de l'eau minérale concernée.

Un avantage du diagramme de Piper est qu'il permet de représenter sur un même graphique de nombreuses analyses autorisant des regroupements par famille présentant des faciès similaires. Ce point peut s'avérer particulièrement intéressant dans le cadre du suivi qualité d'une eau minérale dans le temps, pour lequel on dispose de plusieurs analyses physico-chimiques, ou dans le cadre d'études régionales de comparaison de divers points.

➤ **Diagramme de Schoeller et Berkloff**

Le diagramme de Schoëller-Berkloff permet de représenter le faciès chimique de plusieurs échantillons d'eaux. Chaque échantillon est représenté par une ligne brisée. Cette dernière est formée en reliant tous les points qui représentent les différents éléments chimiques. La concentration de chaque élément chimique est figurée par une ligne verticale en échelle logarithmique. Ces échelles logarithmiques à égale distance les aunes des autres, étant décalées de façon à aligner les valeurs unitaires des milliéquivalents des différents anions et cations [LOUVRIER, 1971].

➤ **Diagramme de Richards ou Riverside**

[United State Salinity Laboratory Staff, 1954], on la trouve aussi sous le nom de classification de "l'USSL" ou "USSLS", qui est le sigle de son laboratoire d'origine. Elle est la plus répandue et la plus utilisée [LARAQUE, 1991 ; GONZALEZ BARRIOS, 1992 ; MONTOROI, 1995]. Elle prend en compte les deux grands dangers que peuvent comporter les eaux utilisées en irrigation : celui de la salinisation et celui de sodisation (ou d'alcalisation) des sols. Différentes classes d'eau ont été définies sur la base du taux d'adsorption du sodium (SAR) avec $SAR = Na \sqrt{(Ca + Mg) / 2}$, et sur la concentration de l'eau exprimée sous la forme de la conductivité électrique en micromhos/cm à 25°C (ou $\mu S/cm$). La conductivité électrique est représentée en échelle logarithmique en abscisse, alors que le SAR est représenté en ordonnée en échelle arithmétique.

➤ **Diagramme de Wilcox**

La classification de Wilcox fondée sur la conductivité électrique et la teneur en sodium dans l'eau qui est exprimée en pourcentage, est définie par la relation :

$$Na \% = Na / (Ca + Mg + Na + K) \times 100.$$

Cette classification définit cinq classes d'eau : excellente, bonne, admissible, médiocre, mauvaise.

➤ **Analyse en composante principale (ACP)**

Pour comprendre les mécanismes régissant la qualité des eaux de la région, nous avons utilisé l'outil statistique particulièrement l'analyse en composantes principales (ACP). Cette dernière est une méthode statistique descriptive dont l'objectif est de présenter, sous forme de graphique, le maximum de l'information contenue dans un tableau de données [PHILIPPEAU, 1986]. Cette méthode statistique permet de mettre en évidence les liens qui semblent exister entre les éléments chimiques [TRAVI et MUDRY, 1997]. La projection des individus sur un plan factoriel offre l'avantage d'appréhender la similitude ou l'opposition entre les caractéristiques des individus et les sources de leur variabilité [CANCEILL et LANDREAU, 1978]. L'application de cette technique exploratoire repose sur le choix du nombre d'axes représentant le maximum d'inertie conservée avec le minimum possible de facteurs. En générale, l'ACP d'une région n'est valable, que lorsque les plans factoriels étudiés retiennent au moins 70% d'informations [FAILLAT, 1986 ; BIEMI, 1992]. En dessous de cette limite, on considère que l'étude de la région n'a pas tenu compte d'une grande quantité d'informations.

➤ **Analyse de variance**

L'analyse de variance (expression souvent abrégée par le terme anglais ANOVA : Analysis Of Variance) est une technique statistique permettant de comparer les moyennes de plus de deux populations, En identifiant les sources de variation qui peuvent expliquer les différences existant entre elles. A ce titre, l'analyse de la variance est un des principaux outils de l'inférence statistique [DAGNELIE, 2006]. On utilise l'analyse de variance pour analyser un système expérimental sous la dépendance d'un ou plusieurs facteurs contrôlés. L'objet de l'analyse est de comparer la variabilité due aux facteurs à la variabilité résiduelle (ou bruit ou erreur expérimentale). La réalisation du test de l'ANOVA se fait, soit en comparant la valeur de F observé avec la valeur théorique $F_{1-\alpha}$ correspondante repérée dans le table de Fisher pour un niveau de signification $\alpha=0,05$ ou $0,01$ ou $0,001$ et pour k_1 et k_2 degrés de liberté, soit en comparant la valeur de la probabilité p avec toujours les différentes valeurs $\alpha =5\%$ ou 1% ou $0,1\%$ [DAGNELIE, 1970 ; DAGNELIE, 2006].

4- Conclusion

La région d'étude (Fesdis) se trouve au Nord de Batna. Dans l'Est Algérien. Le climat de la région est de type méditerranéen semi-aride avec un été chaud et sec et un hiver humide et

froid. La moyenne annuelle des précipitations sur 19 ans (1993-2012) est de 333 mm. Les formations géologiques se trouvant sur les limites de la région de Fesdis sont constituées par des terrains carbonatés appartenant au Crétacé et au Jurassique. Il est également signalé l’affleurement de pointements triasiques représentés par des argiles rouges et du gypse. On rencontre également des formations détritiques rattachées au Mio-Plio-Quaternaire qui constituent l’aquifère superficiel de la région. Cette région a connu depuis quelques décennies, un développement agricole très important, en particulier suite à l’introduction de l’irrigation des cultures avec les eaux usées de l’Oued El Gourzi. Ce dernier constitue le principal milieu récepteur des eaux usées urbaines et industrielles de la ville de Batna. Il aggrave la problématique de la pollution des eaux souterraines et des sols de la région.

Pour caractériser les eaux et les sols de la région d’étude, nous avons utilisé une combinaison de méthodes physicochimiques. Les résultats des analyses physico-chimiques ont été traités par des méthodes d’analyse statistiques multivariées couplées aux méthodes hydrochimiques. Les méthodes hydrochimiques ont nécessité l’utilisation du diagramme de Piper, de Schoeller et Berkaloff, de Richards et de Wilcox, réalisés sous le logiciel Diagrammes. L’approche statistique est basée sur l’utilisation de l’Analyse en Composantes Principales pour étudier les phénomènes à l’origine de la minéralisation des eaux, et sur l’analyse de la variance.

Chapitre 3 : Résultats et discussion

Nous avons consacré ce chapitre à l'interprétation des résultats des analyses obtenus. L'estimation des effets de l'irrigation est appréciée en comparant les résultats des paramètres mesurés des sols des parcelles irriguées par les eaux usées brutes, avec ceux d'un sol témoin irrigué par l'eau de pluie. La discussion des résultats des analyses physico-chimiques des eaux usées utilisées pour irriguer les sols, est faite sur la base des normes algériennes et sur celles de la F.A.O. Alors que, celle des eaux souterraines a été faite sur la base des normes algériennes et de celles de l'O.M.S. établies principalement pour la qualité de l'eau potable. Pour étudier l'aptitude des eaux souterraines de la région de Fesdis à l'irrigation, nous avons eu recours à la classification de RICHARDS [RICHARDS, 1954] et à celle de WILCOX [WILCOX, 1955].

1- Caractérisation physico-chimique des effluents urbains et industriels de l'Oued El Gourzi

L'examen de la composition physico-chimique des eaux usées de l'Oued El Gourzi montre qu'elles ont, pour la plupart des paramètres, des concentrations variables en éléments pouvant atteindre ou dépasser des valeurs limites de réutilisation des eaux en agriculture (F.A.O. ,2003). On constate effectivement que ces valeurs sont importantes quand l'eau usée est en amont du sens de l'écoulement de l'Oued.

1-1- La température

Les valeurs de la température des effluents de l'Oued El Gourzi au cours de la période d'étude, varient entre 7.8 °C en février et 19.5 C° en juillet, avec une moyenne minimale de 9.5 °C et maximale de 17.3 C° à travers les quatre saisons (Fig. 5, Tab.9,10,11,12). Durant toute la période d'étude nous avons remarqué une diminution dans les valeurs de la température de l'amont vers l'aval de l'écoulement. Cette diminution peut être expliquée par le refroidissement progressif au contact de l'air. Habituellement, la température des effluents est aussi dépendante des conditions météorologiques. Dans ce cas, le mois de juillet est le plus chaud, causant l'élévation de la température et du taux d'évaporation du cours d'eau. Ceci, sans doute, affecterait les paramètres physico-chimiques et bactériologiques des effluents de l'Oued El Gourzi. Mais globalement, la température de ces effluents est inférieure à 30 °C. Celle-ci, serait favorable à une activité microbienne optimale. Ce qui aiderait à un traitement biologique et à une autoépuration convenables [MARA, 1980 ; JORADP, 1993] ainsi qu'un développement intense de la végétation [MARSCHNER, 1995].

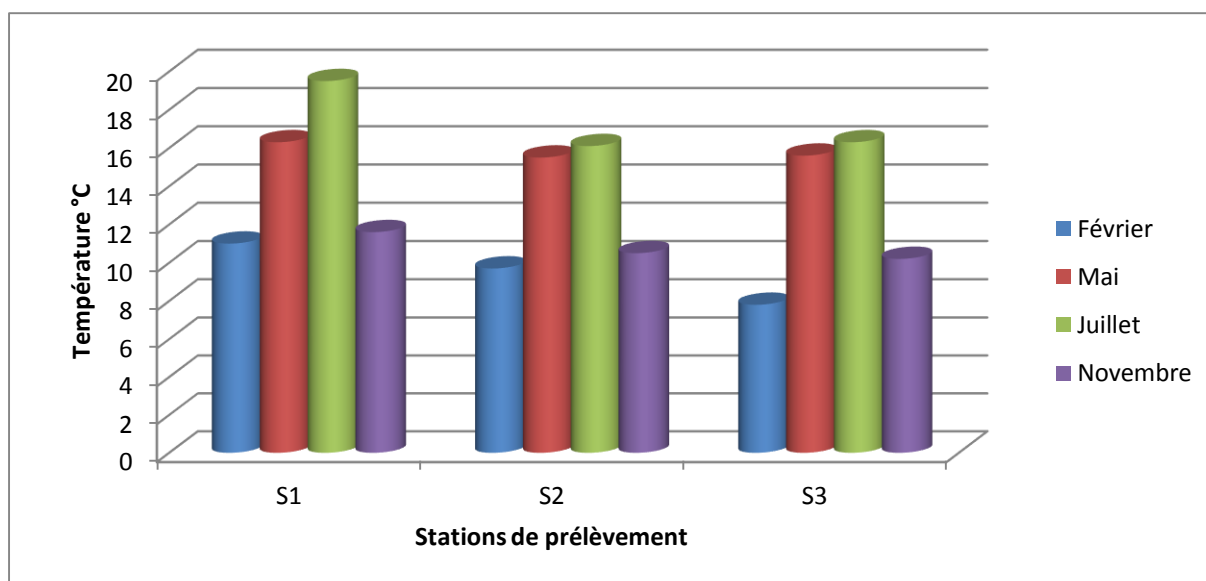


Figure 5. Variation spatio-temporelle des valeurs de la température des eaux usées de l’Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l’amont vers l’aval de l’écoulement).

Tableau 9. Résumé statistique des paramètres physico-chimiques des eaux usées (Février)

paramètres	Unité	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type	Coefficient de variance
T	°C	7.8	11	9.5	1.61	0.17
pH	/	7.17	7.41	7.32	0.13	0.02
CE	µS/cm	2010	2021	2013.67	6.35	0.003
Turbidité	NTU	84	95	88.57	5.73	0.065
MES	mg/l	474.65	497.32	489.09	12.54	0.025
Ca²⁺	mg/l	124.25	206.81	151.77	47.67	0.31
Mg²⁺	mg/l	40.34	43.74	42.44	1.84	0.043
Na⁺	mg/l	126.2	132.15	129.52	3.04	0.023
K⁺	mg/l	20.12	21.04	20.53	0.47	0.023
Cl⁻	mg/l	188.58	210.16	196.15	12.15	0.062
SO₄²⁻	mg/l	229.98	285.25	265.15	30.56	0.12
HCO₃⁻	mg/l	355.83	376.17	369.39	11.74	0.032
NH₄⁺	mg/l	0.40	0.77	0.59	0.18	0.31
NO₂⁻	mg/l	0.01	0.03	0.02	0.01	0.33
NO₃⁻	mg/l	4.22	5.42	4.87	0.61	0.12
PO₄³⁻	mg/l	1.33	1.97	1.74	0.35	0.20
DCO	mg/l	320	396	356	38.16	0.11
DBO₅	mg/l	130	190	156.67	30.55	0.20
O₂dissous	mg/l	3.56	3.72	3.64	0.08	0.02
Cr	mg/l	4.50	5.70	4.92	0.68	0.14
Pb	mg/l	6.93	7.61	7.35	0.37	0.05
Cd	mg/l	2.28	2.32	2.29	2.28	0.1
Ni	mg/l	6.28	6.34	6.30	6.03	0.01
Fe	mg/l	0.51	0.79	0.63	0.15	0.24

T : température, **CE** : conductivité électrique, **MES** : matières en suspension, **DCO** : demande chimique en oxygène, **DBO₅** : demande biologique en oxygène.

Tableau 10. Résumé statistique des paramètres physico-chimiques des eaux usées (Mai)

paramètres	Unité	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type	Coefficient de variance
T	°C	15.5	16.3	15.8	0.44	0.03
pH	/	7.17	7.58	7.42	0.22	0.03
CE	µS/cm	1864	2030	1958	85.16	0.04
Turbidité	NTU	32.30	71.10	39.84	34.25	0.860
MES	mg/l	352.20	374.00	359.51	12.55	0.035
Ca²⁺	mg/l	146.69	176.35	158.72	15.61	0.10
Mg²⁺	mg/l	41.31	47.63	45.04	3.31	0.07
Na⁺	mg/l	118.41	124.47	120.83	3.21	0.03
K⁺	mg/l	19.18	19.89	19.42	0.04	0.02
Cl⁻	mg/l	188.77	201.73	195.53	6.50	0.03
SO₄²⁻	mg/l	248.45	296.95	267.26	26.01	0.10
HCO₃⁻	mg/l	447.33	635.79	518.42	102.40	0.20
NH₄⁺	mg/l	0.04	0.92	0.56	0.46	0.83
NO₂⁻	mg/l	0.03	0.06	0.04	0.02	0.37
NO₃⁻	mg/l	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00
PO₄³⁻	mg/l	2.22	2.34	2.27	0.06	0.03
DCO	mg/l	212	1010	503	440.67	0.88
DBO₅	mg/l	60	380	173.33	179.26	1.03
O₂dissous	mg/l	1.59	2.94	2.08	0.75	0.36
Cr	mg/l	5.80	6.01	5.89	0.11	0.02
Pb	mg/l	2.10	2.47	2.23	0.21	0.09
Cd	mg/l	2.28	2.58	2.58	2.28	0.09
Ni	mg/l	5.21	6.25	5.56	0.59	0.11
Fe	mg/l	0.70	2.06	1.23	0.73	0.60

T : température, **CE** : conductivité électrique, **MES** : matières en suspension, **DCO** : demande chimique en oxygène, **DBO₅** : demande biologique en oxygène.

Tableau 11. Résumé statistique des paramètres physico-chimiques des eaux usées (Juillet)

paramètres	Unité	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type	Coefficient de variance
T	°C	16.1	19.5	17.3	1.91	0.11
pH	/	7.51	7.55	7.53	0.02	0.00
CE	µS/cm	1891	1994	1933.33	53.89	0.028
Turbidité	NTU	143	347	255.33	103.56	0.406
MES	mg/l	320.11	1518.00	730.79	681.95	0.933
Ca²⁺	mg/l	136.27	148.30	140.60	6.69	6.05
Mg²⁺	mg/l	37.42	48.60	44.87	6.45	0.144
Na⁺	mg/l	119.19	125.54	122.33	3.18	0.026
K⁺	mg/l	21.05	22.11	21.70	0.57	0.026
Cl⁻	mg/l	201.93	258.08	237.42	31.03	0.13
SO₄²⁻	mg/l	108.49	122.61	114.035	7.53	0.07
HCO₃⁻	mg/l	417.58	462.21	447.33	25.77	0.058
NH₄⁺	mg/l	0.07	2.12	0.96	1.05	1.09
NO₂⁻	mg/l	0.01	0.03	0.02	0.01	0.49
NO₃⁻	mg/l	0.00	0.08	0.4	0.4	1.15
PO₄³⁻	mg/l	1.31	1.84	1.53	0.28	0.18
DCO	mg/l	310	540	460	130.00	0.28
DBO₅	mg/l	190	218	205.00	14.11	0.07
O₂dissous	mg/l	1.03	1.2	1.10	0.09	0.08
Cr	mg/l	5.98	8.07	7.03	1.04	0.15
Pb	mg/l	9.70	10.92	10.14	0.67	0.04
Cd	mg/l	1.89	2.61	2.61	2.61	0.08
Ni	mg/l	4.67	6.75	5.79	1.05	0.18
Fe	mg/l	0.56	1.46	0.92	0.48	0.53

T : température, **CE** : conductivité électrique, **MES** : matières en suspension, **DCO** : demande chimique en oxygène, **DBO₅** : demande biologique en oxygène.

Tableau 12.Résumé statistique des paramètres physico-chimiques des eaux usées(Novembre)

paramètres	Unité	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type	Coefficient de variance
T	°C	10.2	11.6	10.77	0.74	0.07
pH	/	7.46	7.51	7.48	0.03	0.00
CE	µS/cm	3010	3040	3030	17.32	0.01
Turbidité	NTU	38.8	91.6	72.00	28.91	0.402
MES	mg/l	460.00	493.00	471.67	18.50	0.039
Ca²⁺	mg/l	132.26	144.29	138.68	6.05	0.04
Mg²⁺	mg/l	48.60	51.03	50.06	1.29	0.03
Na⁺	mg/l	108.52	134.75	117.30	15.11	0.13
K⁺	mg/l	21.91	22.73	22.27	0.42	0.02
Cl⁻	mg/l	169.26	254.46	212.81	42.63	0.20
SO₄²⁻	mg/l	234.7	324.8	282.05	45.23	0.16
HCO₃⁻	mg/l	497.15	584.58	555.44	50.48	0.10
NH₄⁺	mg/l	0.00	0.42	0.24	0.22	0.89
NO₂⁻	mg/l	0.03	0.05	0.04	0.01	0.23
NO₃⁻	mg/l	3.37	10.06	6.78	3.35	0.49
PO₄³⁻	mg/l	0.86	0.95	0.89	0.05	0.06
DCO	mg/l	537	735	605.67	112.08	0.19
DBO₅	mg/l	61	381	212.33	160.70	0.76
O₂dissous	mg/l	1.5	2.01	1.77	0.26	0.14
Cr	mg/l	5.72	7.94	7.16	1.24	0.17
Pb	mg/l	9.65	10.41	9.92	0.43	.04
Cd	mg/l	1.17	3.33	3.33	1.17	0.05
Ni	mg/l	5.19	6.5	5.89	0.65	0.11
Fe	mg/l	0.47	1.88	1.02	0.75	0.73

T : température, **CE** : conductivité électrique, **MES** : matières en suspension, **DCO** : demande chimique en oxygène, **DBO₅** : demande biologique en oxygène.

1-2- pH

Ces effluents se caractérisent par des valeurs de pH relativement constantes oscillant au voisinage de la neutralité. Ces valeurs varient entre 7.17 et 7.58 (Fig. 6, Tab.9,10,11, 12). Ceci est probablement attribué soit à la neutralisation des eaux industrielles avant leur déversement [HASSOUNE et al, 2006], soit à la nature calcaire de l'eau de consommation et au pouvoir tampon des eaux usées [PETELON, 1998].

La faible variation des valeurs du pH de ces effluents durant toute la période d'étude montre bien l'effet tampon des eaux dans les stations ayant fait l'objet d'étude. Cet état de fait, peut être attribué à l'effet conjugué de la nature lithologique des terrains traversés par les eaux ainsi que par les réactions ioniques se déroulant dans les apports des rejets des agglomérations [MOUNJIDE et al, 2014]. Dans les intervalles du pH précédemment cités, ceux des effluents de l'Oued El Gourzi sont situés dans une zone optimale de la production aquatique de la plupart des espèces animales et végétales (NISBET et VERNAUX, 1970).

Des résultats similaires ont été obtenus par CHERRAK [1999] ; ZOUITA [2002] et TAMRABET [2011] dans cette zone. Ainsi les valeurs obtenues dans la présente étude restent comparables à celles rapportées par FOUAD et al. [2013] au niveau de l'oued Hassar et par

MOUNJID et al. [2014] pour le cas du cours d'eau Merzeg situés dans l'aire périurbaine du Grand Casablanca(Maroc).

En général, les effluents de l'Oued El Gourzi ne présentent aucun effet défavorable sur les eaux de surface à pH variable entre 5.5 et 8.5 [ARRIGNON, 1976; MARA, 1980 ; JORADP, 1993] et sur les cultures qui tolèrent des pH qui varient entre 6.5 et 8.4 [NISBET et VERNEAUX, 1970 ; AYERS et WESTCOT, 1994].

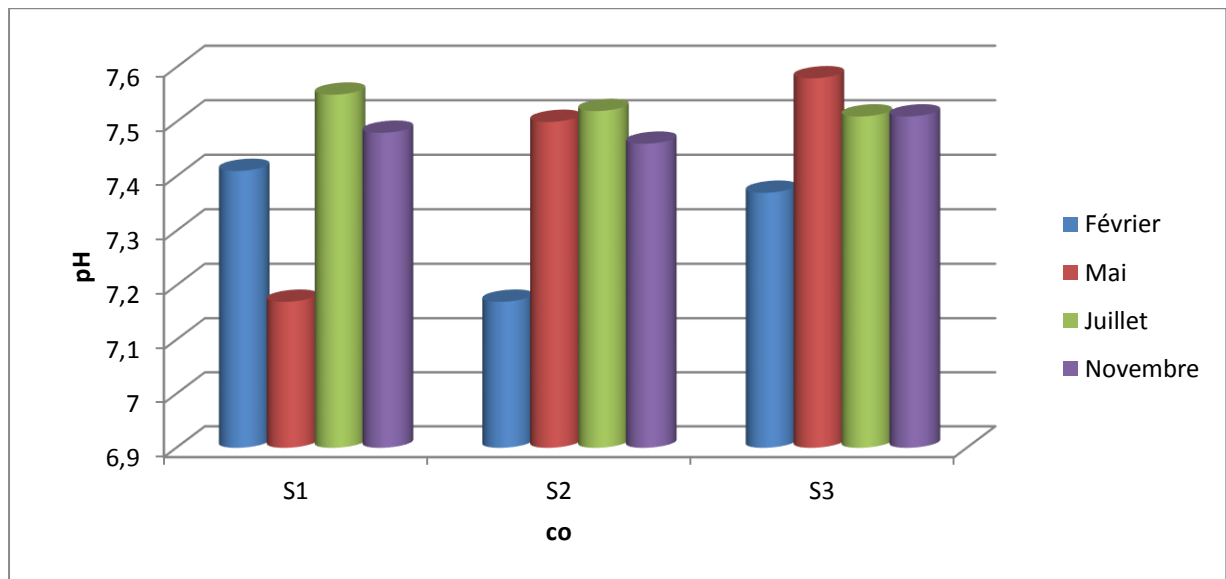


Figure 6. Variation spatio-temporelle des valeurs du pH des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

1-3- La conductivité électrique et la salinité

Les valeurs de la conductivité électrique (CE) et de la salinité des effluents de l'Oued El Gourzi évoluent parallèlement durant les quatre campagnes de prélèvement et indiquent des variations importantes. Elles fluctuent entre une valeur minimale de 1864 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour la CE et de 900 mg/l pour la salinité pour arriver à une valeur maximale de 3040 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour la CE et de 1800 mg/l pour la salinité (Tab. 9,10,11, 12).

Ces valeurs répondent à un gradient décroissant de l'amont vers l'aval de l'écoulement (Fig. 7). Cette diminution amont-aval est probablement attribuée à la complexation et la sédimentation des sels lors du trajet de l'écoulement. L'évolution dans les valeurs des deux paramètres est d'une manière générale, proportionnelle à l'évolution de la température des eaux usées des stations correspondantes (Fig. 5).

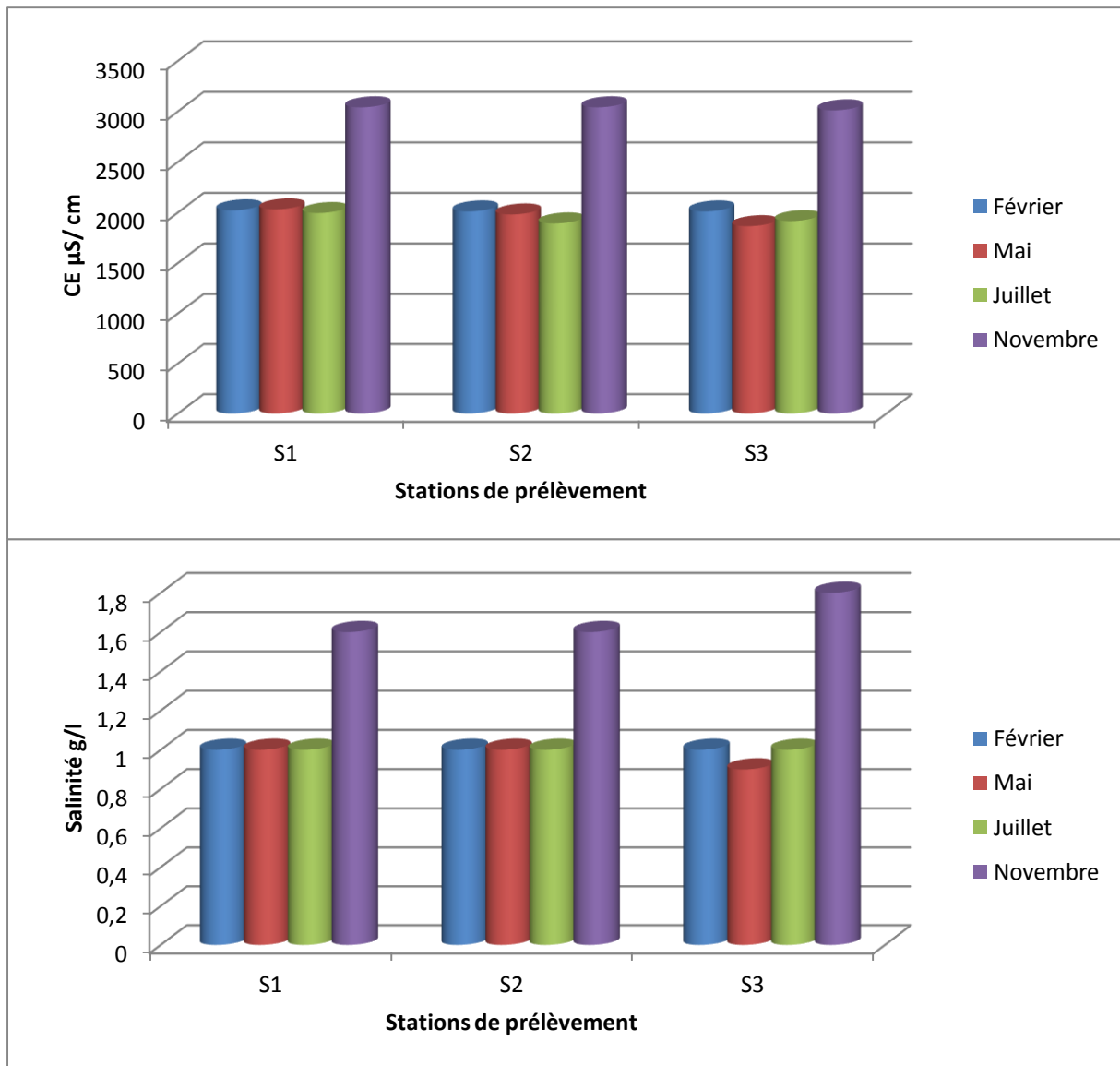


Figure 7. Variation spatio-temporelle des valeurs de la conductivité électrique et de la salinité des eaux usées de l’Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l’amont vers l’aval de l’écoulement).

Les valeurs moyennes de la CE restent également comparables à celles rapportées par MOUNJID et al. [2014] au niveau du cours d’eau Merzeg (Maroc). Cependant, les valeurs de la conductivité électrique et de la salinité pour toutes les stations de prélèvement sont situées dans les limites des valeurs recommandées pour l’irrigation par AYERS et WESTCOT [1994] et F.A.O [2003] (0-3 mS/cm et 0-2000 mg/l) respectivement. Mais, les eaux usées de l’Oued El Gourzi, aux points de leurs exploitations, appartiennent à *la classe III*, selon la classification de RICHARDS [1969], des eaux d’irrigation. Celles-ci sont caractérisées par une très forte salinité et un risque encouru par la plante élevé. Cependant leur utilisation en agriculture est toujours possible sous certaines conditions [LANDREAU, 1987]. Selon le même auteur, l’usage des eaux de très forte salinité à des fins agricoles est envisageable, toutefois est possible

d'utiliser les eaux de *la classe III* pour des cultures particulièrement résistantes. Le degré du risque encouru par les cultures est généralement fonction de la nature des sels minéraux contenus dans l'eau d'irrigation [AYERS et WESTCOT, 1985 ; BAZZA, 2002].

1-4- Les matières en suspension et la turbidité

Les matières en suspension (MES) représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux, tandis que la turbidité est liée à la présence de particules organiques diverses, d'argile, de colloïdes, de plancton etc. Elles peuvent être favorisées par la pluviométrie [RODIER et al, 2009]. Les valeurs enregistrées des MES et de la turbidité sont élevées généralement en amont avec un maximum de 1518 mg/l pour les MES et de 347 mg/l pour la turbidité en juillet et un minimum de 320.11 mg/l et 32.30 mg/l respectivement pour les deux paramètres en aval (Tab.9,10,11, 12). D'une manière générale, il existe une tendance d'abattement de la pollution particulaire (MES et Turbidité) d'amont vers l'aval de l'écoulement (Fig. 8)

La différence dans les valeurs des MES et de la turbidité des eaux usées est beaucoup plus en rapport avec la nature et la taille des particules en suspension qui composent l'effluent. L'existence des MES dans les effluents de l'Oued El Gourzi en quantité dépassant largement la norme (300 mg/l) recommandée par le JORADP [1993] et l'OMS [1989] pour les eaux de surface, n'empêche pas leur utilisation dans l'irrigation des cultures. La valeur maximale permise est fixée à 2000 mg/l [AYERS et WESTCOT, 1994]. Ceci doit être réalisé avec beaucoup de précautions pour ne pas engendrer de colmatage de la porosité du sol dont les conséquences sont néfastes sur la diminution sensible de la perméabilité [RATEL et al, 1986; LANDREAU, 1987 ;AYERS et WESTCOT, 1994; FAO, 2003].

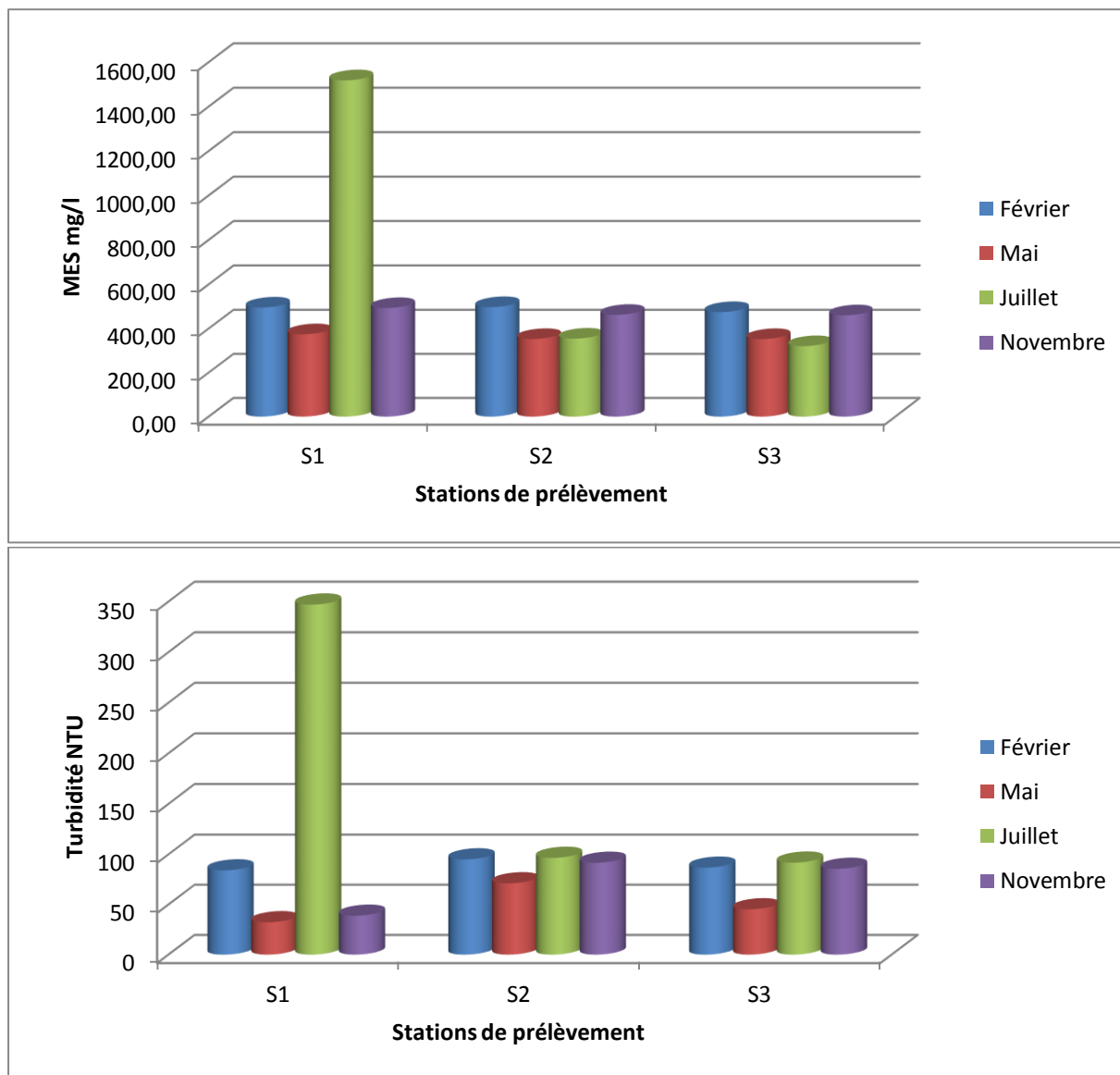


Figure 8. Variation spatio-temporelle des valeurs des matières en suspension et de la turbidité des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

1-5- Les chlorures

Les teneurs en chlorures des eaux usées sont extrêmement variées et sont liées principalement à la nature des terrains traversés et aux activités humaines [Rodier, 1996]. L'analyse des résultats des chlorures montre que les concentrations dans les effluents de l'Oued El Gourzi oscillent entre 169.26 mg/l et 258.08 mg/l (Tab.9,10,11, 12), avec des valeurs moyennes minimales et maximales de 195.53 et de 237.42 mg/l respectivement. Ces valeurs répondent à un gradient décroissant de l'amont vers l'aval de l'écoulement durant toute la période d'étude (Fig. 9). Cette diminution amont-aval de l'écoulement dans les valeurs de ce paramètre peut être liée à une transformation chimique qui empêche leur mise en évidence [BONTOUX, 1993]. La variable des chlorures est liée à la conductivité électrique

et à la salinité de l'eau, ce qui confirme leur origine commune (eau usée). Le taux de chlorures dans les effluents de l'Oued El Gourzi est cependant, supérieur à 3még/l, dépasse le seuil tolérable pour les modes d'irrigation par aspersion [AYERS et WESTCOT, 1985], ce qui aurait un effet toxique sur les cultures sensibles irriguées par ces eaux.

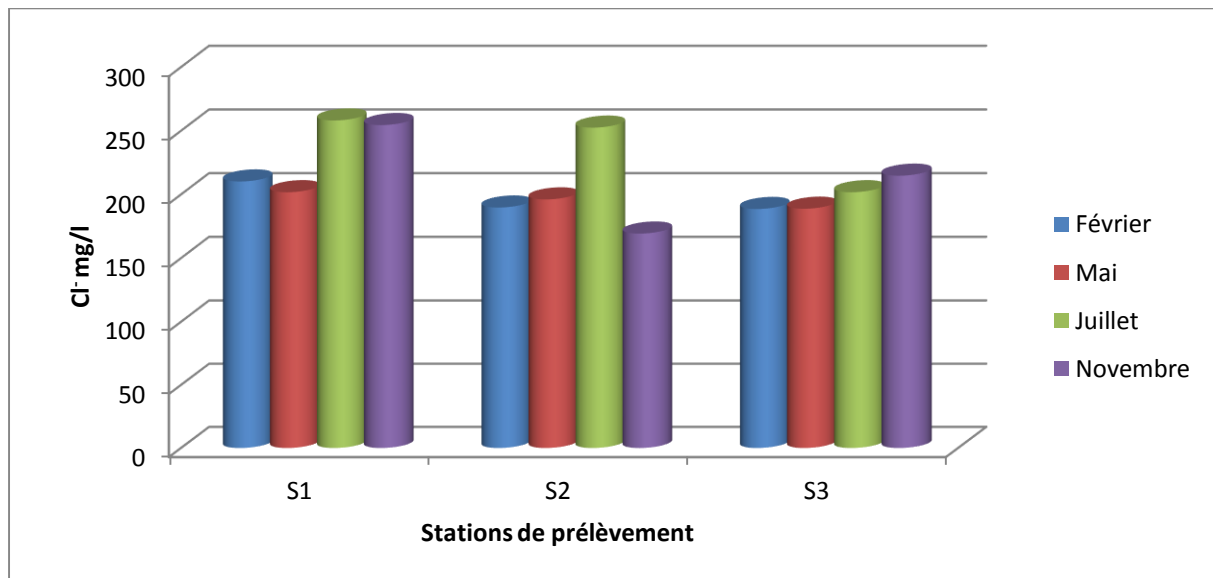


Figure 9. Variations spatio-temporelle des valeurs des chlorures des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

1-6- Les sulfates

Les concentrations en ions sulfates dans les effluents de l'Oued El Gourzi augmentent lors de l'écoulement de l'amont vers l'aval durant toute la période d'étude. En effet, les valeurs minimales (108.4 et 111 m/l) sont enregistrées durant la campagne du mois de juillet dans toutes les stations et les valeurs maximales (296.95 et 324.8 mg/l) sont enregistrées généralement durant la période humide (Tab. 9,10,11,12). Les moyennes minimales et maximales varient entre 114.035 mg/l et 282.05 mg/l respectivement.

DELISLE et al. [1977] et GREENWOOD et EARNSHAW [1984], ont constaté que les valeurs élevées de ce paramètre peuvent être observées dans les cours d'eau polluée, au niveau des zones de rejets industriels (industrie minière, fonderie, usines de pâtes et papiers, usines de textiles, tanneries...). Ces fortes teneurs peuvent être dues aussi aux activités agricoles. L'emploi de sulfate d'aluminium ou de sulfate de fer pour le traitement de coagulation des eaux peut contribuer à une élévation de la teneur en sulfates [RODIER et al, 2009]. Ces teneurs restent supérieures à celles rapportées par MOUNJID et al. [2014] au niveau du cours d'eau de Merzeg (Maroc).

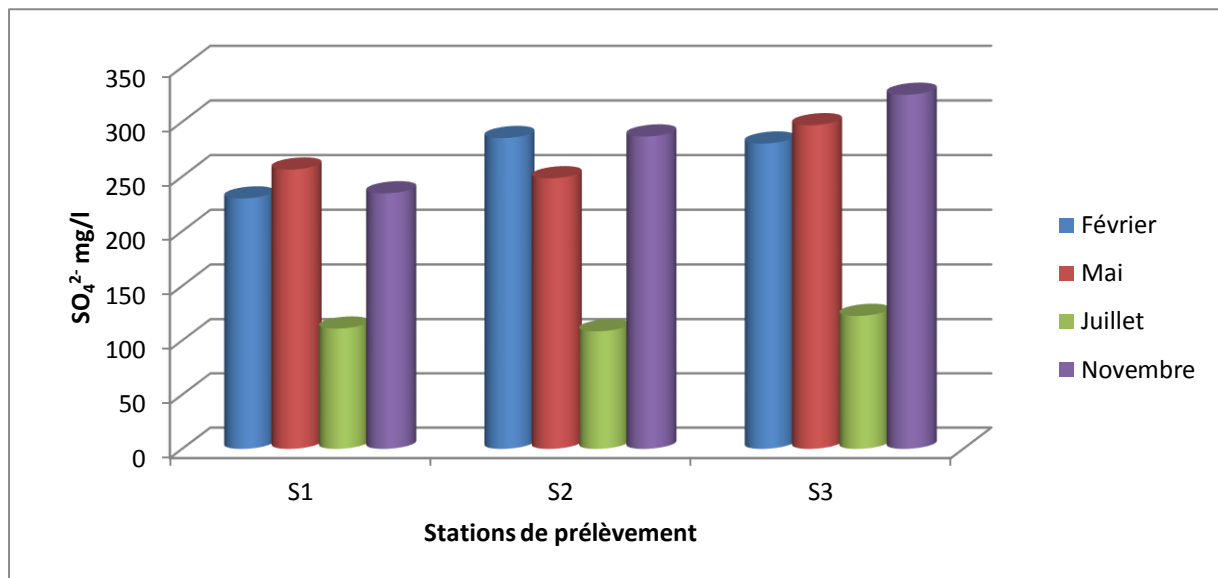


Figure 10. Variation spatio-temporelle des valeurs des sulfates des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

1-7- Les ortho-phosphates

Les valeurs des ortho-phosphates dans ces effluents varient entre un minimum de 1.84 mg/l et un maximum de 2.217 mg/l (Tab. 9,10,11,12). Ces teneurs répondent à un gradient décroissant de l'amont vers l'aval de l'écoulement durant toutes les campagnes de prélèvement (Fig. 11). Cette diminution amont-aval est probablement attribuée à une transformation chimique des ortho-phosphates qui empêche leur mise en évidence. La variabilité dans les valeurs de ce paramètre peut être expliquée, temporellement, par le lessivage des terrains lors des ruissellements issues des pluies de la période Février-Mai.

D'une manière générale, les teneurs en ortho-phosphates dans ces effluents sont inférieures à celles rapportées par ZOUITA [2002] et TAMRABET [2011] dans la même région d'étude.

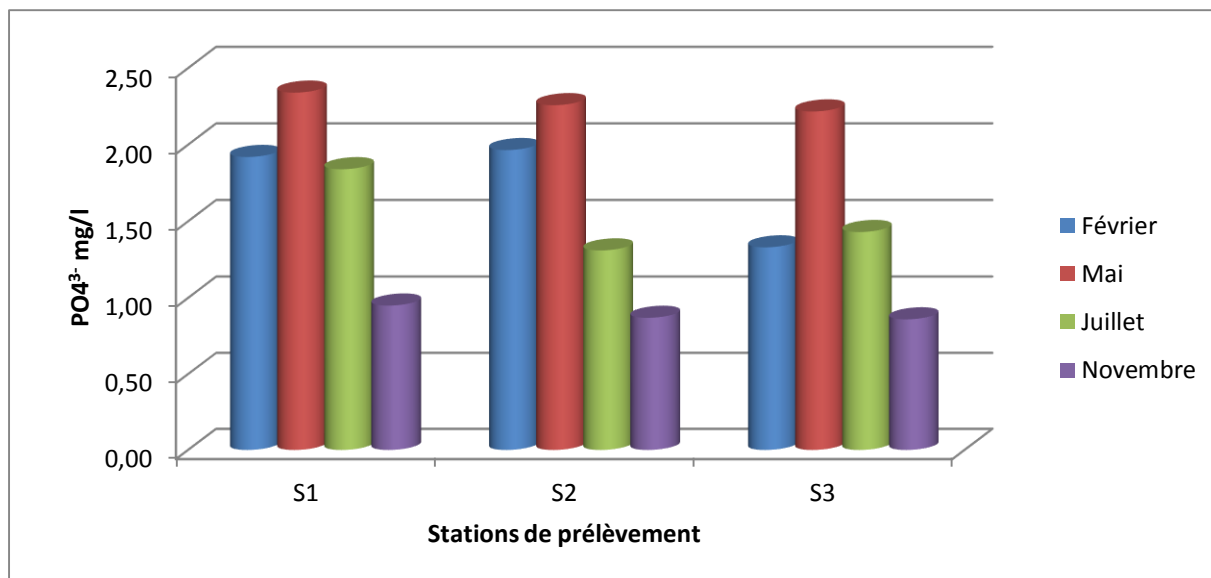


Figure 11. Variation spatio-temporelle des valeurs des ortho phosphates des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 :Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

1-8- Le calcium et le magnésium

Les teneurs en Ca^{2+} et en Mg^{2+} des effluents de l'Oued El Gourzi répondent généralement à un gradient décroissant de l'amont vers l'aval de l'écoulement. Ces teneurs varient entre un minimum de 124.25 mg/l pour le Ca^{2+} et de 37.42 mg/l pour le Mg^{2+} et un maximum de 206.81 mg/l pour le Ca^{2+} et de 51.03 mg/l pour le Mg^{2+} (Tab.9,10,11, 12). Avec des valeurs moyennes maximales de 158.72 mg/l et de 50.06 mg/l respectivement. Cette légère diminution amont-aval dans les valeurs des deux paramètres peut être expliquée par la complexation de ces ions avec d'autres [BONTOUX, 1993]. La richesse des eaux usées de l'Oued El Gourzi en deux ions peut être attribuée à l'activité des industries et à la nature des eaux de consommation.

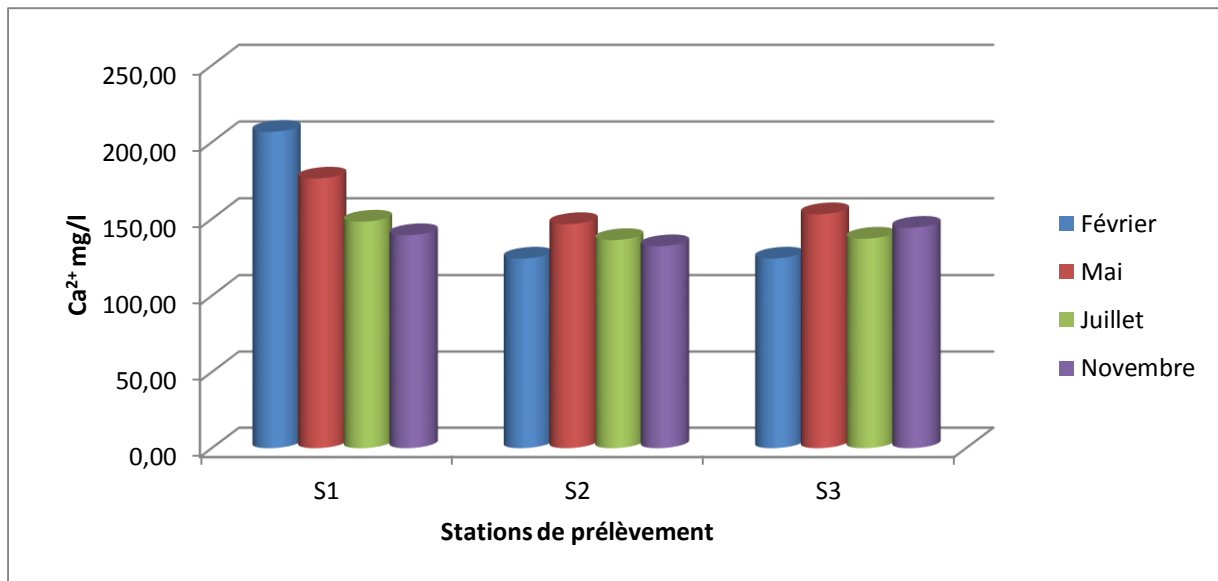


Figure 12. Variation spatio-temporelle des valeurs de calcium des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

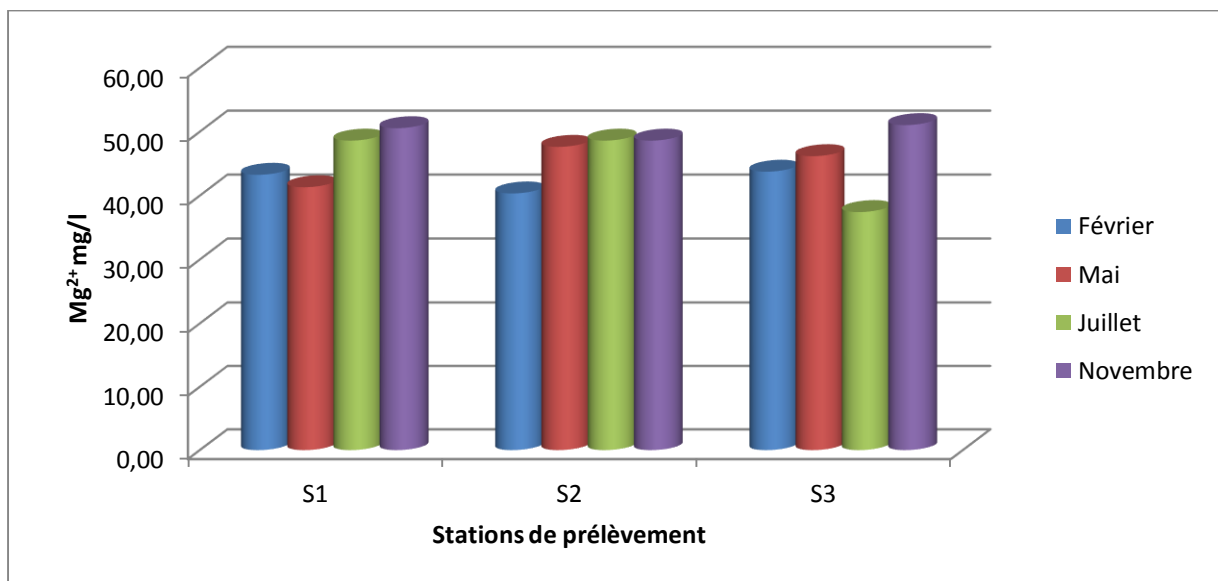


Figure 13. Variation spatio-temporelle des valeurs de magnésium des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

1-9- Les bicarbonates

Les valeurs de bicarbonates dans ces effluents sont élevées et dépassent dans certains cas la concentration maximale admissible recommandée par la norme Algérienne [JORADP, 2012] et celle de la FAO [FAO, 1985] des eaux usées destinées à l'irrigation, soit 8.5 méq/l . Ces valeurs varient entre un minimal de 355.83 mg/l et un maximal de 635.79 mg/l en amont et entre 376.17 et 584.58 mg/l en aval (Tab.9,10,11,12). Cette légère diminution d'amont en

aval peut être expliquée par la complexation avec d'autres ions ou la transformation des bicarbonates en gaz carbonique. L'augmentation de bicarbonates dans les eaux usées pourrait être attribuées à la teneur élevée en matières organiques fermentescibles susceptibles d'être oxydées et ayant pour conséquence, une production élevée de CO_2 [Thomson, 1995].

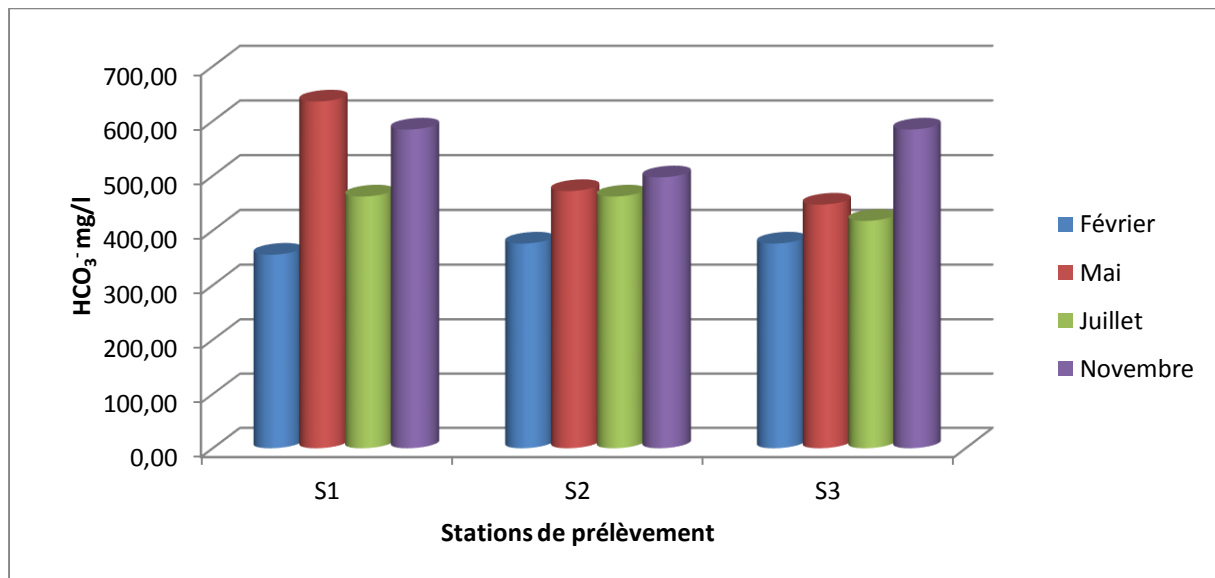


Figure 14. Variation spatio-temporelle des valeurs de bicarbonates des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

1-10- Le sodium

Les concentrations de sodium dans ces effluents varient entre un minimum de 108.52 mg/l et un maximum de 134.75 mg/l (Tab. 9,10,11,12). Ces teneurs répondent généralement à un gradient décroissant. Ceci laisse supposer une complexation de sodium le long du trajet de l'écoulement des eaux résiduaires. Les teneurs en sodium entre 5.15 et 5.41 méq/l de ces effluents sont en fait, supérieures à 3 méq/l, dépassant ainsi largement le seuil tolérable pour les modes d'irrigation par aspersion [AYERS et WESTCOT, 1984].

La richesse de ces effluents en cet élément peut être attribuée à l'activité des industries et à la nature des eaux de consommation.

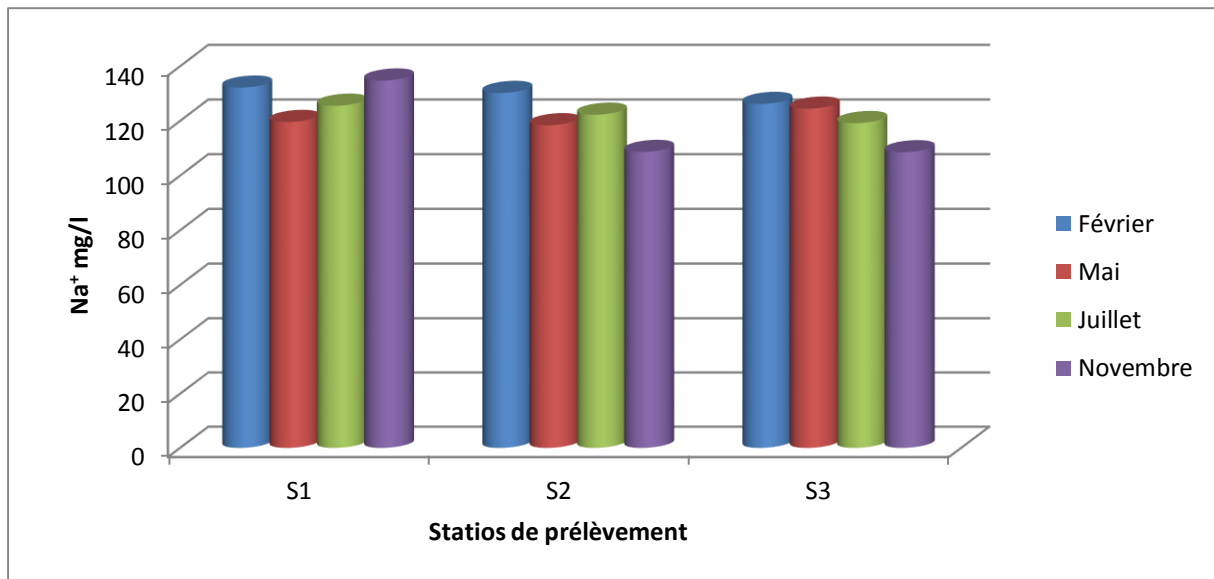


Figure 15. Variation spatio-temporelle des valeurs de sodium des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

1-11- Le potassium

Après l'azote, le potassium est un élément qui joue un rôle d'une importance capitale dans la nutrition minérale des végétaux. En effet, il entre en jeu lors de la régulation de la pression osmotique de la plante et il est un activateur de certaines réactions enzymatiques intervenant dans le métabolisme de l'azote [SEGURET, 1994]. Selon FABY et BRISSAUD [1997] la concentration en potassium dans les effluents secondaires, varie de 10 à 30 mg/l (12 à 36 mg/l de K₂O) et permet donc de répondre partiellement aux besoins des végétaux. En comparaison les eaux usées brutes étudiées, en contiennent 20 mg/l de potassium total. Cette concentration est insuffisante et n'atteint pas le potentiel de fertilisation potassique des eaux usées utilisées en irrigation qui est de l'ordre de 30 mg/l (Fig. 16). La teneur de l'effluent en cet élément est presque stable. En effet les valeurs oscillent de 19.18 mg/l à 22.73 mg/l entre les différents prélèvements (Tab. 9,10,11,12).

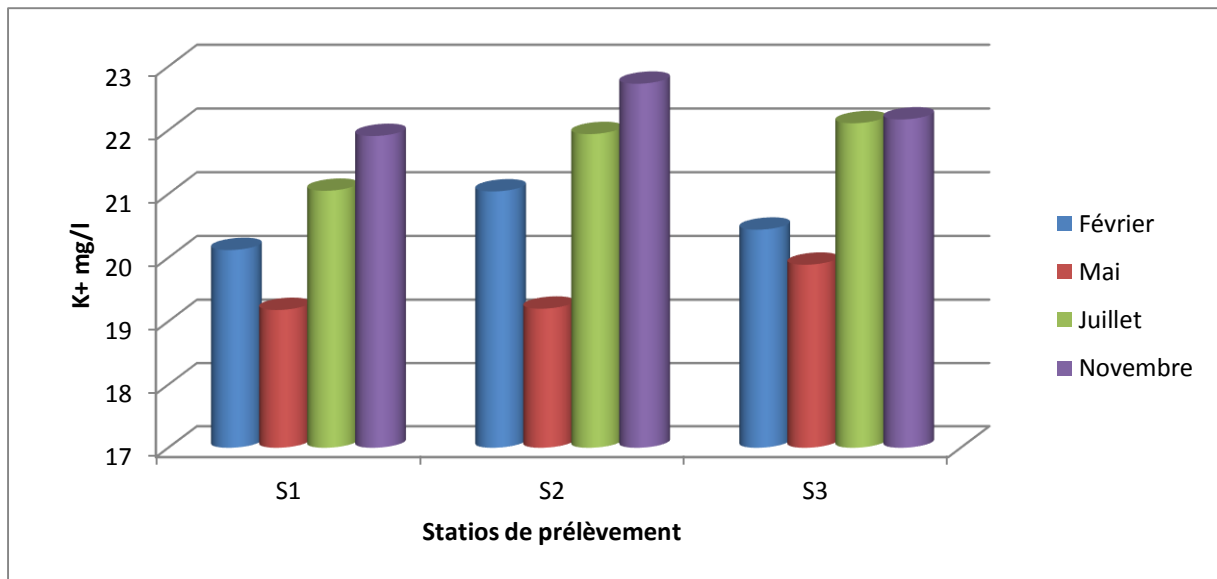


Figure 16. Variation spatio-temporelle des valeurs de potassium des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

1-12- Les nitrates, l'ammonium et les nitrites

Les valeurs enregistrées des **nitrates** dans les effluents de l'Oued El Gourzi varient dans une large gamme entre 0.8 mg/l et 10.06 mg/l. Alors, que la variation de l'ion **ammonium** est beaucoup moins importante, soit 0.04mg/l à 0.06 mg/l (Tab. 9,10,11,12), avec des valeurs moyennes minimales et maximales de 0.04 mg/l et 6.78 mg/l pour les nitrates et de 0.02 mg/l et 0.04 mg/l pour l'ammonium. Les résultats de cette étude montrent un gradient légèrement croissant des teneurs en nitrates de l'amont vers l'aval de l'écoulement (Fig. 17), celles de l'ion ammonium varient de manière presque identique. Contrairement aux nitrates et aux ions ammonium, les valeurs obtenues pour le paramètre chimique **nitrites** suivent un gradient décroissant de l'amont vers l'aval de l'écoulement de l'Oued (0.06 mg/l et 0.02 mg/l) (Fig. 18). Cette légère croissance en nitrates est due au fait que l'azote, se trouve sous ses formes ammoniacale ou organique, fortement présentes dans les eaux usées domestiques, puis progressivement, ces derniers s'oxydent en générant les nitrates [RODIER, 1996]. NISBET et VERNEAUX [1970], rapportent que l'azote ammoniacal existe dans les eaux riches en matière organique en décomposition lorsque la teneur en oxygène est insuffisante pour assurer sa minéralisation. Cependant, la diminution des teneurs en nitrates et en ammonium dans ces effluents pourrait avoir d'autres causes puisque les eaux usées contenant suffisamment de matière organique et des microorganismes. Ces derniers peuvent les convertir en azote gazeux, libéré par la suite dans l'atmosphère. Cette dénitrification a pour effet de réduire la

concentration des nitrates dans les eaux souterraines, mais d'ajouter divers formes d'azote dans l'atmosphère [TURIN, 1991].

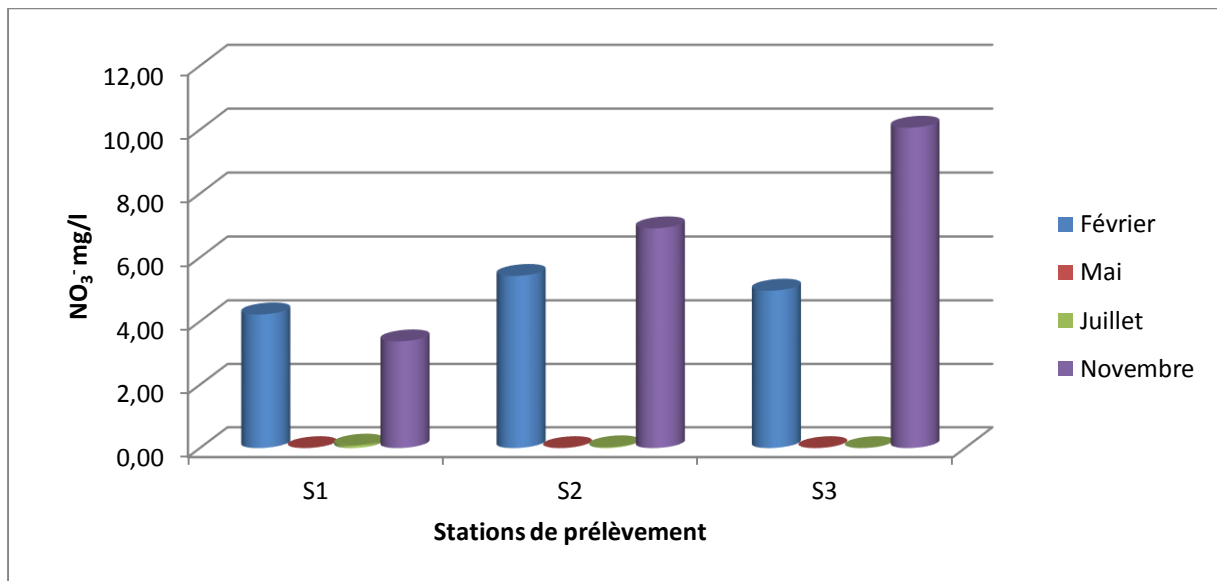


Figure 17. Variations spatio-temporelle des valeurs de nitrates des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

Comparées aux valeurs de nitrates rapportées par ZOUTA [2002], variant de 85.8 à 138.6 mg/l et celles de TAMRABET [2011] variant de 3.25 à 36.4 mg/l, les teneurs en nitrates dans les effluents de l'Oued El Gourzi sont en diminution.

Ces valeurs de nitrates ont été aussi largement dépassées par celles rapportées par les études précédentes de DERWICH et al. [2010] sur Oueds Fès et Sebou (Maroc). De plus, les résultats rapportés par MOUNJID et al. [2014] au niveau du cours d'eau Merzeg (Maroc), restent comparables pour les nitrates par contre supérieures pour l'ammonium.

En général, les teneurs en ammonium semblent être très faibles alors que celles des nitrates se situent dans la bonne gamme des eaux de surface [ARRIGNON, 1976; JORADP, 1993] et ne dépassent dans tous les cas la valeur admissible des eaux d'irrigation (30 mg/l) [AYERS et WESTCOT, 1994; FAO, 2003].

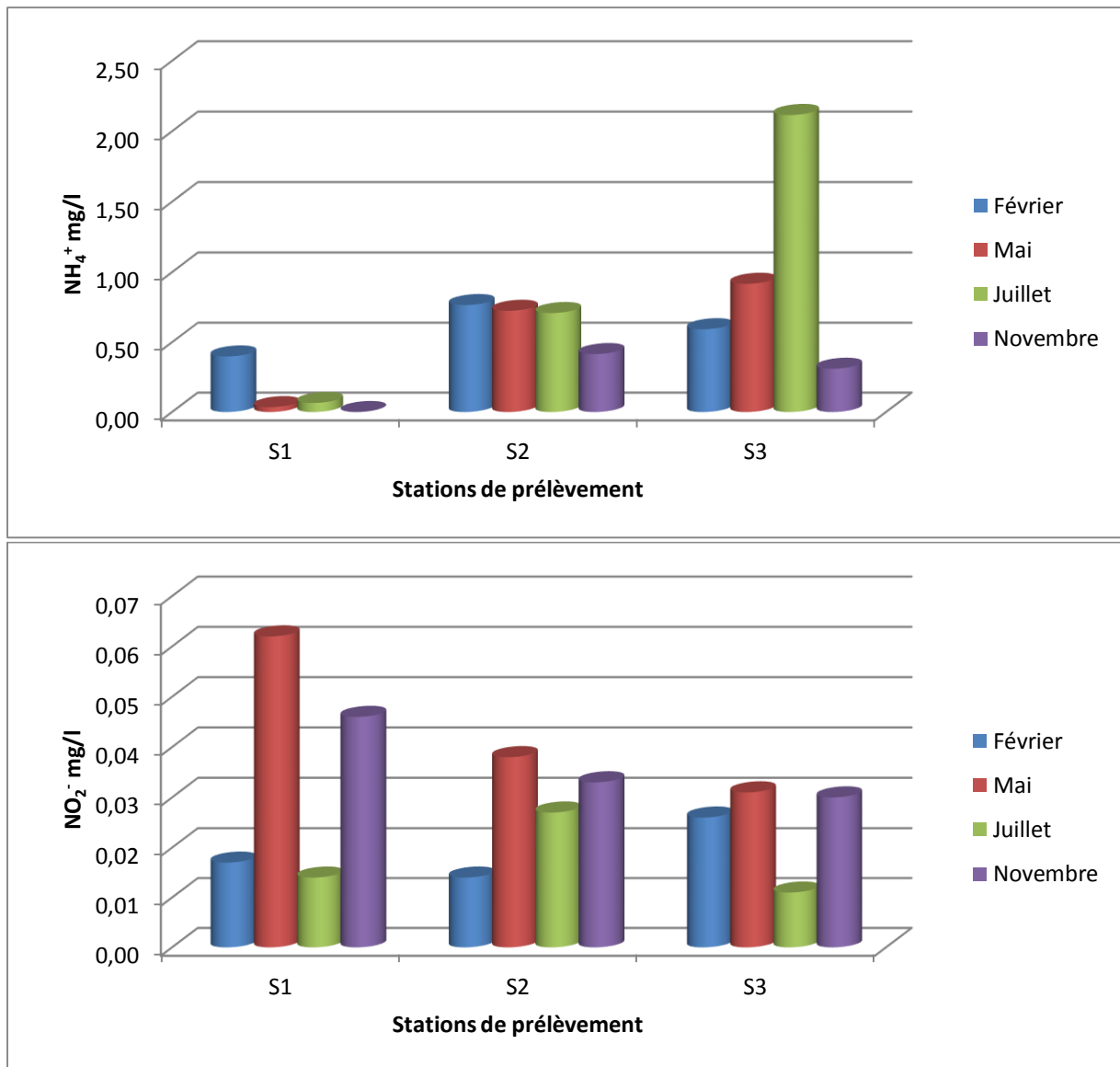


Figure 18. Variation spatio-temporelle des valeurs d’ammonium et des nitrites des eaux usées de l’Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l’amont vers l’aval de l’écoulement).

1-13- La demande biochimique en oxygène, la demande chimique en oxygène et l’oxygène dissous

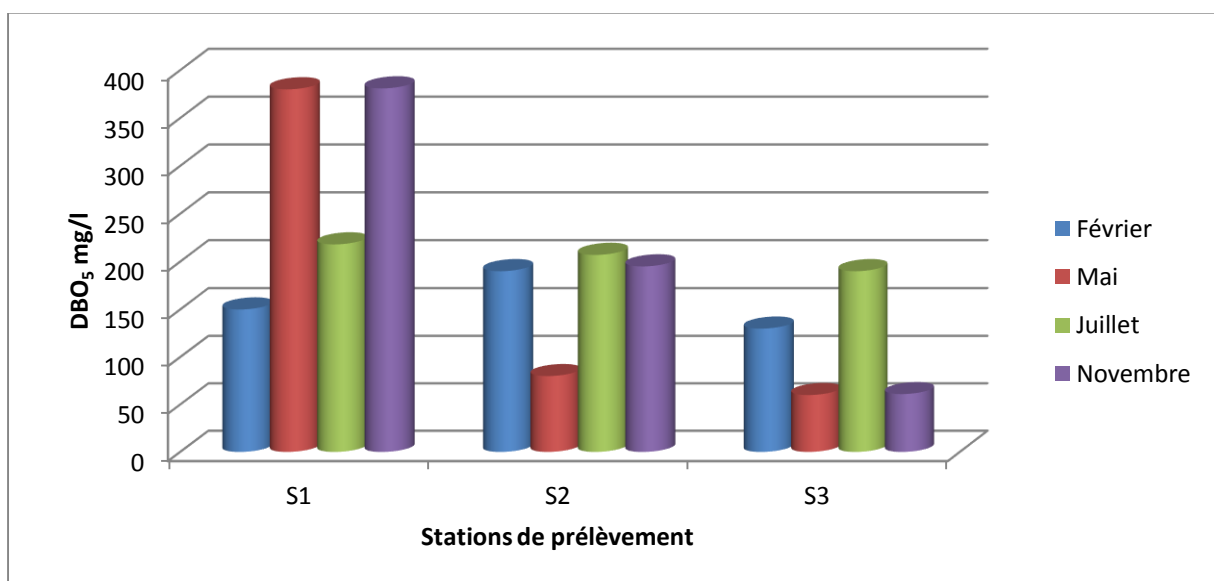
La DBO_5 , la DCO et l’oxygène dissous, représentent les paramètres habituellement utilisés d’une manière indirecte pour décrire la charge organique dans l’eau [GAID, 1993; ADLER, 2005].

Selon RODIER [1996], la DBO_5 est une expression pour indiquer la quantité d’oxygène qui est utilisé pour la destruction de matières organiques décomposables par des processus biochimiques, et la DCO permet d’apprécier la concentration en matière organiques ou minérale, dissoutes ou en suspension dans l’eau, au travers de la quantité d’oxygène

nécessaire à leur oxydation chimique total. D’après CHAPMAN et KIMSTACH [1996], la DBO₅ des eaux naturelles est inférieure à 2 mg/l. Les eaux recevant des rejets domestiques présentent des concentrations supérieures à 10 mg/l.

Durant la période expérimentale, les valeurs enregistrées dans les effluents de l’Oued El Gourzi, présentent des variations non négligeables dans l’espace et dans le temps et sont comprises entre une valeur minimale de 60 mg/l et une valeur maximale de 381 mg/l pour la **DBO₅**, entre 212mg/l et 1010mg/l pour la **DCO** et entre 1.03 et 3.72 mg/l pour l’**oxygène dissous**. Les valeurs de ce dernier paramètre enregistrent une augmentation exceptionnelle durant la campagne de février (Fig.19). Cette augmentation peut être expliquée par la diminution de l’activité microbienne des eaux usées à cause de baisses températures. Selon FEKHAOUI et PATEE [1993], l’oxygène dissous se réduit par l’activité bactérienne en décomposant la matière organique présente dans l’eau. En générale durant toutes les campagnes de prélèvement les valeurs de DBO₅ et DCO montrent un gradient décroissant de l’amont vers l’aval de l’écoulement alors que celles de l’oxygène dissous augmentent dans le même axe (Fig. 19). Ceci est le résultat de l’atténuation de la matière organique par l’effet des processus de l’autoépuration le long de l’Oued. En effet le rapport **DCO/DBO₅** supérieure à **2.5**, ceci prouve que la contribution des activités industrielles à l’élévation de la DBO₅ et de la DCO semble être significative.

Cependant les valeurs de la DBO₅ et de la DCO dépassent largement la valeur de 30 mg/l et de 90mg/l respectivement exigée par la norme algérienne pour l’eau d’irrigation [JORADP, 2012].



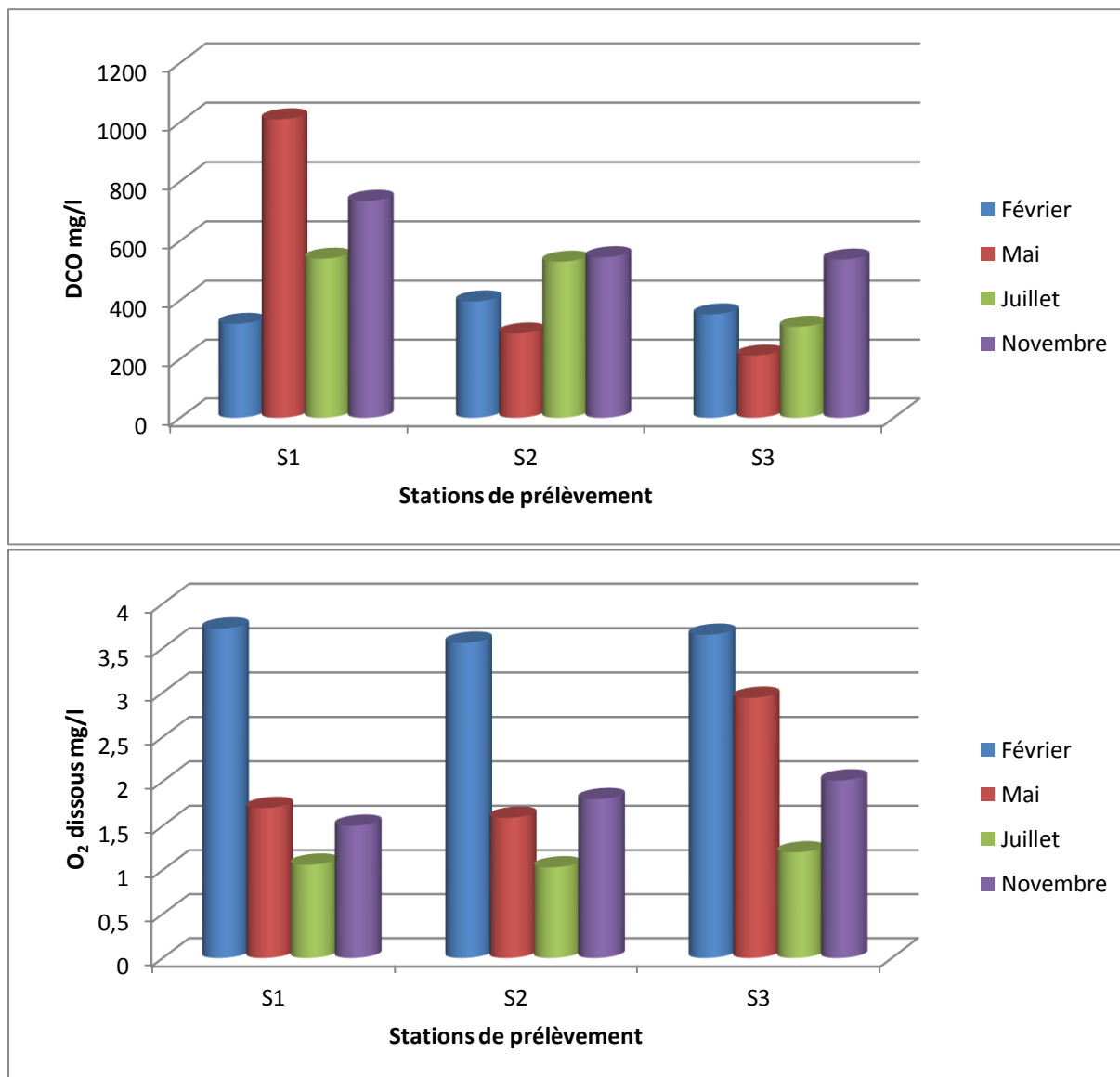


Figure 19. Variation spatio-temporelle des valeurs de DBO₅, DCO et O₂ dissous des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

1-14- Les métaux lourds

En raison de la présence d'une forte densité industrielle à la zone contiguë à l'Oued El Gourzi Kechida, notre intérêt s'est porté également à la concentration que pourrait contenir les effluents en métaux lourds. Toutefois il faut signaler que les analyses n'ont pas couvert certains métaux lourds qui peuvent présenter des risques d'empoisonnement. D'après BUTLER [1993], les éléments qui peuvent être toxiques aux plantes, aux animaux et à l'homme sont le bore (B), sélénium (Se), lithium (Li), fluor (F), chlore (Cl), cuivre (Cu), zinc (Zn), plomb (Pb), cadmium (Cd), manganèse (Mn), arsenic (As) et aluminium (Al). Toutefois, les

contaminations sévères et/ou chroniques par les métaux lourds ont été souvent observées dans des lacs et des cours d'eau.

Durant toutes les campagnes de prélèvement, la plupart des échantillons prélevés à partir des effluents de l'Oued El Gourzi ont présenté des valeurs dépassant celles de limites imposées par les normes Algériennes de rejet direct dans un réseau public d'assainissement (0.1 mg/l pour le Cd, 0.5 mg/l pour le Pb, 2 mg/l pour le Cr et 2 mg/l pour le Ni) [JORADP, 2009] et celles maximales admissibles des eaux destinées à l'irrigation qui sont de l'ordre de 0.05 mg/l pour le Cd, de 10 mg/l pour le Pb, de 1 mg/l pour le Cr et de 2 mg/l pour le Ni [JORADP, 2012]. Pour les eaux usées de l'Oued El Gourzi, ces valeurs oscillent de 1.17 mg/l à 3.33 mg/l pour le Cd, de 2.10 mg/l à 10.92 mg/l pour le Pb, de 4.50 à 8.07 mg/l pour le Cr, de 4.67 mg/l à 6.75 mg/l pour le Ni et de 0.47 à 2.06 mg/l pour le Fe (Tab. 9,10,11,12). Ces teneurs élevées en métaux lourds dans ces eaux usées sont probablement attribuées à la dominance des rejets liquides des unités industrielles (textile, batterie, tannerie, métallurgie etc.). En outre, ces valeurs suivent, généralement un gradient décroissant de l'amont vers l'aval de l'écoulement (Fig. 20, 21, 22), résultant probablement de leur précipitation et de leur adsorption au niveau des sédiments de cours d'eau.

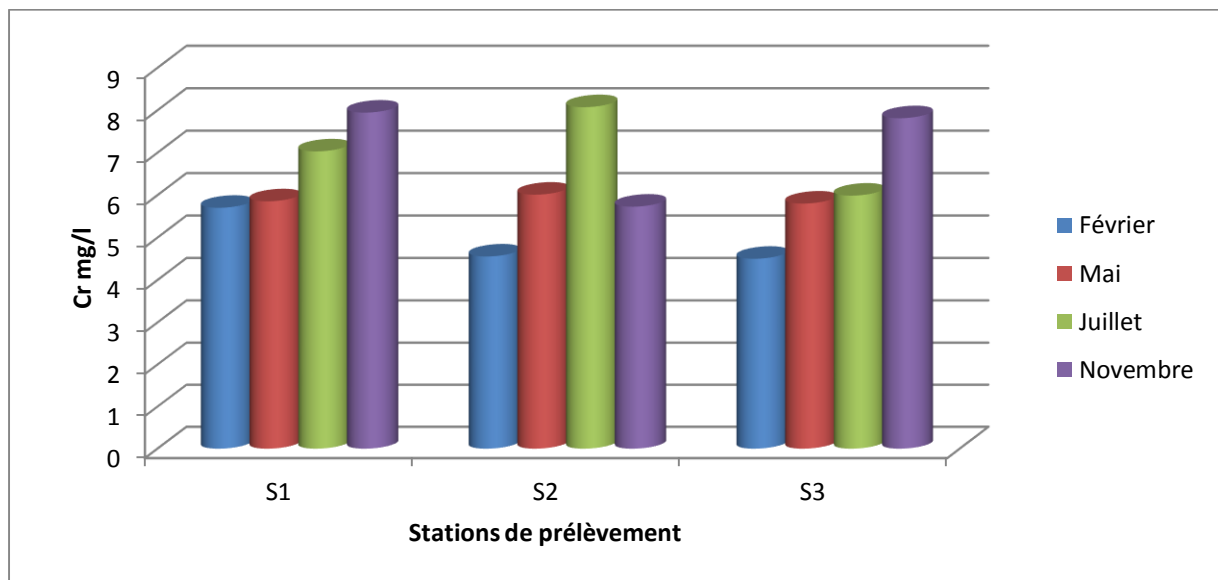


Figure 20. Variation spatio-temporelle des valeurs de Cr des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

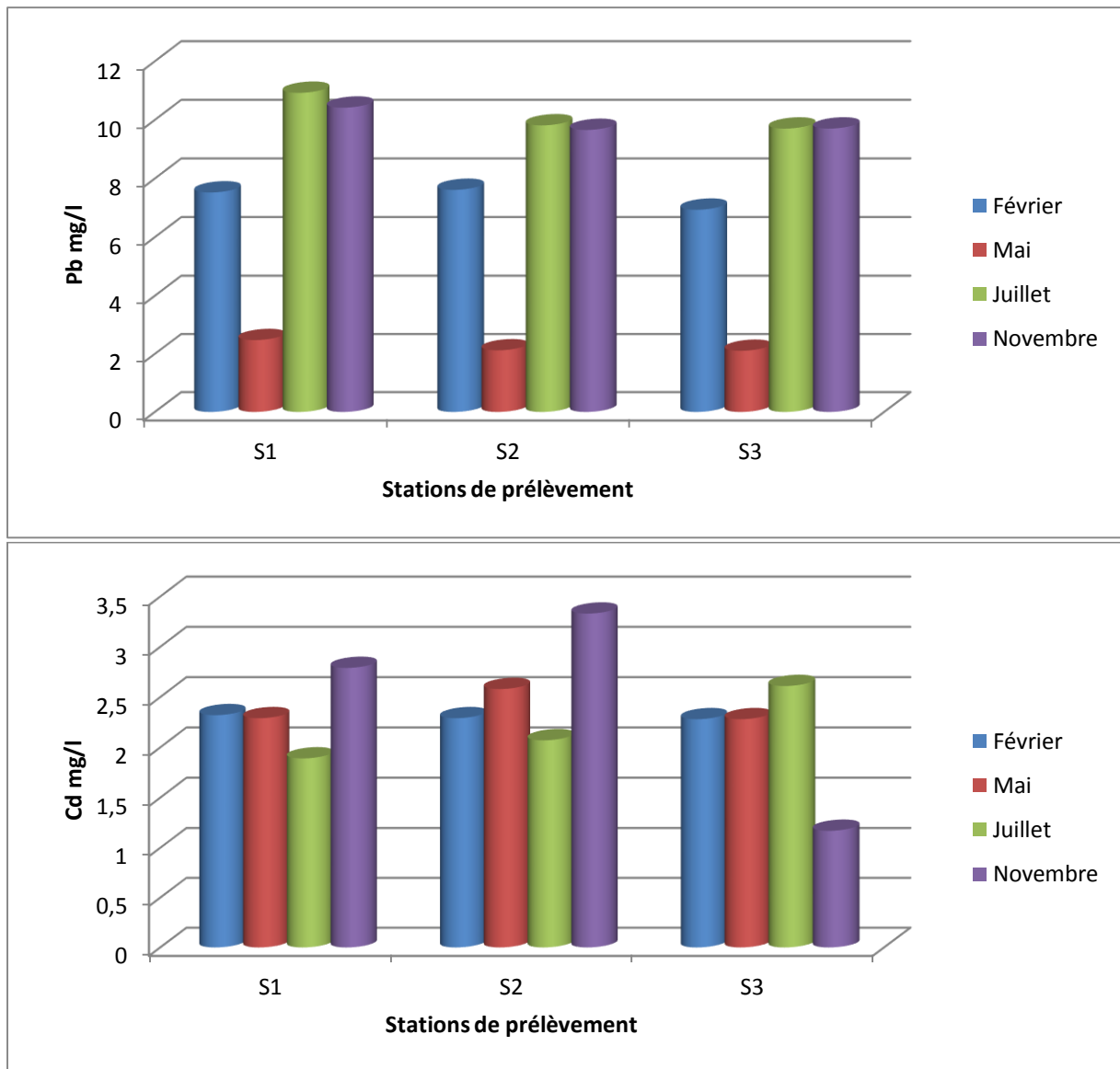


Figure 21. Variation spatio-temporelle des valeurs de Pb et de Cd des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

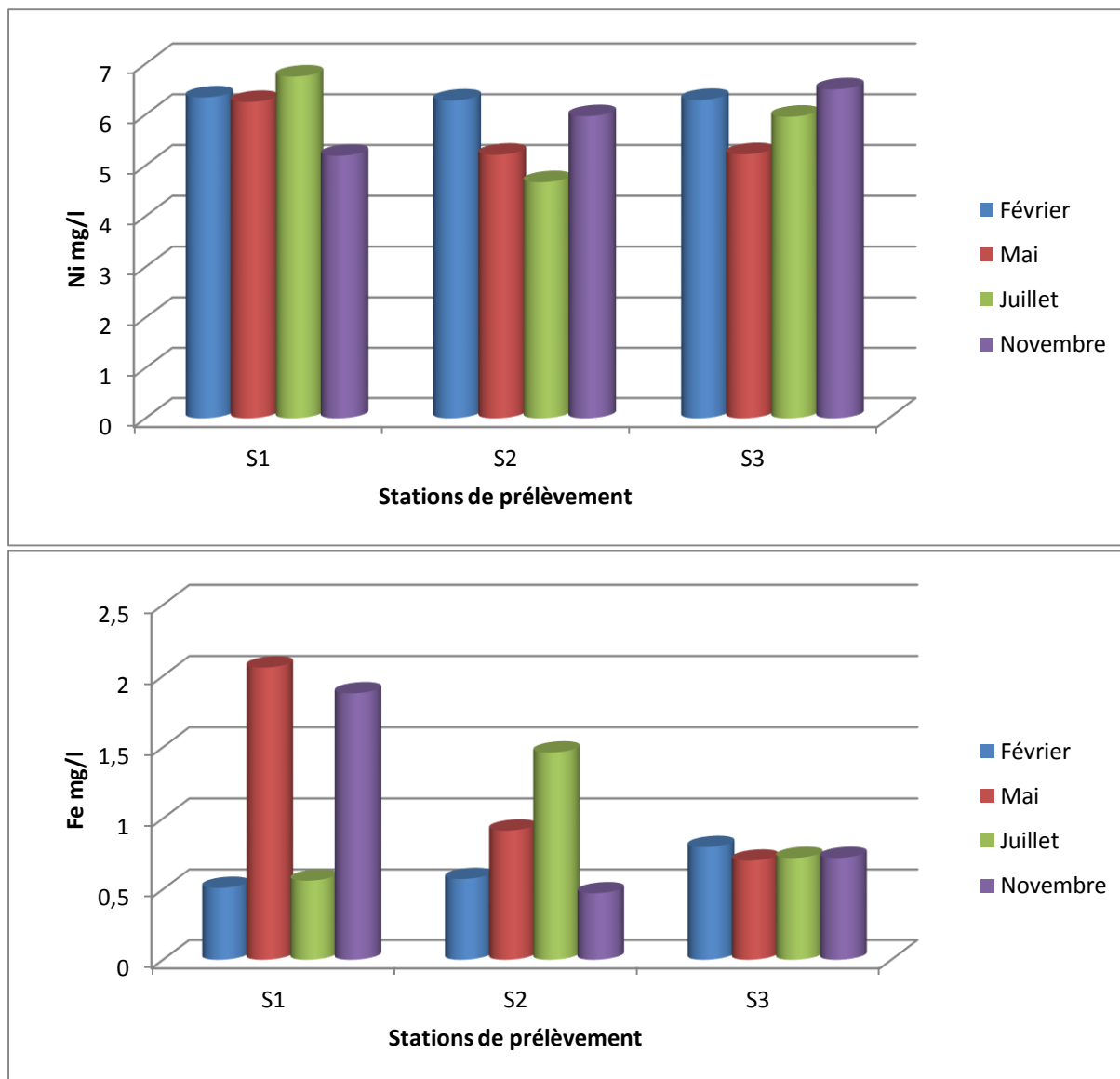


Figure 22. Variation spatio-temporelle des valeurs de Ni et de Fe des eaux usées de l'Oued El Gourzi (S1- S3 : Stations de prélèvement des eaux usées de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

1-15- Conclusion :

Les résultats des analyses physicochimiques obtenus montrent que les eaux usées de l'Oued El Gourzi sont caractérisées par un pH relativement stable au voisinage de la neutralité. Les valeurs de la conductivité électrique et de la salinité sont situées dans les limites des valeurs recommandées pour l'irrigation par AYERS et WESTCOT [1994] et FAO [2003] (0-3 mS /cm et 0-2000 mg/l) respectivement. Mais, d'après la classification des eaux d'irrigation [RICHARDS, 1969], ces eaux, sont caractérisée par une très forte salinité. Ces effluents sont chargées en chlorures, sulfates, bicarbonates, sodium, DBO₅, DCO, Pb, Cd, Cr et Ni. De ce fait, leur qualité ne répond pas aux recommandations Algériennes et celles de la FAO des eaux destinées à l'irrigation et elles constituent une source potentielle de pollution des sols et des eaux souterraines.

2- Impact de l'irrigation par les rejets urbains et industriels de l'Oued El Gourzi sur la qualité physico-chimique du sol agricole

L'évaluation des effets de l'irrigation est appréciée en comparant la qualité du sol de périmètre agricole de Fesdis irrigué par les eaux usées brute, avec celle d'un témoin irrigué par l'eau de pluie indemne de toute pollution. Les résultats correspondent à une moyenne de 3 échantillons de sol pour les traitements eau usée brute et le site de référence (Annexe 2. Tab. 3, 4 et 5). Les paramètres choisis, pour l'évaluation de la qualité des sols, ont été le calcaire total (CaCO₃ total), le calcaire actif (CaCO₃ actif), le pH, la Conductivité Electrique (CE), le Pourcentage de sodium échangeable (ESP), les matières organiques du sol (MOS), l'Azote total (Nt), le phosphore assimilable, le potassium assimilable, le rapport C/N, la Capacité d'Echange Cationique(CEC), les bases échangeables, Les éléments traces métalliques (ETM), la Porosité totale et la capacité de rétention en eau du sol.

L'analyse de la variance

L'analyse de la variance (test de Newman et Keuls au seuil de signification 5%) indique un effet *irrigation* à l'eau usée très significatif pour l'ensemble des variables analysées du sol, mais à part le calcaire total, Zn, Cr et Cd (Tab.13). L'effet *Horizon* des sols n'est significatif que pour le potassium assimilable. L'effet *parcelle* est significatif pour le calcaire total, pH, ESP, Azote, Na⁺, Fe, Pb et Cd, et très significatif pour le rapport C/N et Ca²⁺.

Tableau 13. Carrés moyens de l'analyse de la variance des variables mesurées dans le sol

Paramètres	Effet irrigation	Effet horizon (1)	Effet parcelle (2)	Effet (1) x(2)
Calcaire total	0.94 ^{ns}	0.686 ^{ns}	0.042 [*]	0.406 ^{ns}
Calcaire actif	0.043 [*]	0.158 ^{ns}	0.055 ^{ns}	0.00001 ^{***}
pH	0.0018 ^{**}	0.245 ^{ns}	0.038 [*]	0.238 ^{ns}
CE	0.00003 ^{***}	0.121 ^{ns}	0.109 ^{ns}	0.020 [*]
ESP	0.024 [*]	0.817 ^{ns}	0.012 [*]	0.877 ^{ns}
CO	0.000001 ^{***}	0.243 ^{ns}	0.202 ^{ns}	0.794 ^{ns}
MO	0.000001 ^{***}	0.249 ^{ns}	0.186 ^{ns}	0.801 ^{ns}
Azote	0.000017 ^{***}	0.249 ^{ns}	0.021 [*]	0.568 ^{ns}
P assimilable	0.000015 ^{***}	0.0684 ^{ns}	0.268 ^{ns}	0.128 ^{ns}
k assimilable	0.000038 ^{***}	0.0160 [*]	0.411 ^{ns}	0.734 ^{ns}
C/N	0.00021 ^{***}	0.727 ^{ns}	0.0030 [*]	0.535 ^{ns}
CEC	0.000011 ^{***}	0.0529 ^{ns}	0.232 ^{ns}	0.968 ^{ns}
Ca⁺⁺	0.0031 ^{**}	0.626 ^{ns}	0.0025 ^{**}	0.965 ^{ns}
Mg⁺⁺	0.00007 ^{***}	0.146 ^{ns}	0.055 ^{ns}	0.981 ^{ns}
Na⁺	0.00050 ^{***}	0.239 ^{ns}	0.019 [*]	0.959 ^{ns}
K⁺	0.00023 ^{***}	0.037 ^{ns}	0.277 ^{ns}	0.182 ^{ns}
Zn	0.228 ^{ns}	0.239 ^{ns}	0.320 ^{ns}	0.000000 ^{***}
Cu	0.0094 ^{**}	0.0555 ^{ns}	0.234 ^{ns}	0.010 [*]

Fe	0.0024**	0.170 ^{ns}	0.020*	0.987 ^{ns}
Cr	0.071 ^{ns}	0.213 ^{ns}	0.176 ^{ns}	0.000006***
Pb	0.000018***	0.211 ^{ns}	0.021*	0.704 ^{ns}
Cd	0.088 ^{ns}	0.295 ^{ns}	0.031*	0.086 ^{ns}

ns,*,** , *** : effet non significatif, significatif à 5% , 1% et 1‰ respectivement, **CE** : conductivité électrique, **ESP** : Pourcentage de sodium échangeable , **CO** : carbone organique, **MO** : matière organique, **P** : phosphore, **K** : potassium, **C/N** : carbone/azote, **CEC** : capacité d'échange cationique

2-1- L'analyse granulométrique

Le report des résultats de l'analyse granulométrique (pourcentages des différentes fractions : Argile, Limon, Sable), relevés dans les différents horizons de sols irrigués et témoin (annexe 2. Tab.2), sur le triangle des classes texturales de sol montre que tous les échantillons de sols ayant fait l'objet de cette analyse, présentent une texture argileuse.

2-2- Calcaire total

L'irrigation avec les eaux usées ne montre pas d'effet significatif sur le calcaire total du sol. Les teneurs en calcaire total enregistrées dans les sols des parcelles irriguées par les eaux usées et le sol témoin sont importantes, ce qui nous a permis de les classer parmi les sols calcaires [BAIZE, 2000]. Ces teneurs de calcaire total ne montrent pas une importante variabilité entre les différents horizons (Fig. 23). Les taux varient entre 30 et 31.53% dans le premier niveau (0-20 cm) et entre 29.57 et 31.4 dans le niveau profond (0-40 cm). Toutefois, ces teneurs en carbonates restent comparables pour les deux horizons de sol témoin (entre 30.4 et 30.6). Ce comportement analogue entre sol témoin et irrigué est à rapprocher de l'origine naturelle de cet élément. Le calcaire fournit aux végétaux le calcium nécessaire. Entre autres, il bloque certains éléments indispensables aux plantes comme le fer et divers oligoéléments (notamment manganèse, cuivre), il provoque alors des carences qui se manifestent par exemple des chloroses chez les végétaux [RATTAN et al, 2005].

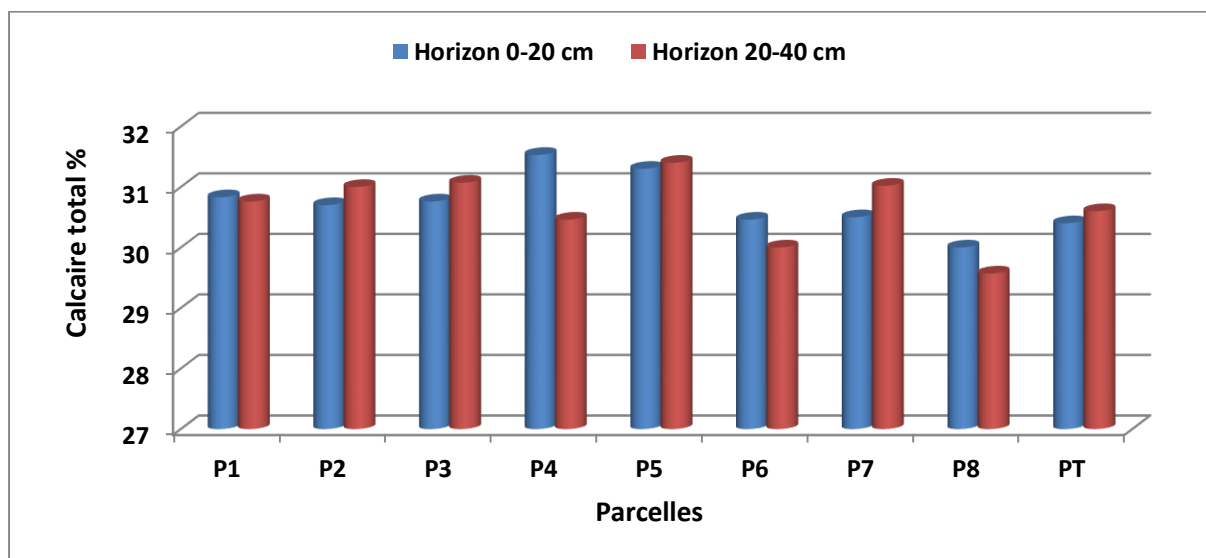


Figure 23. Variation des teneurs en calcaire total dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

2-3- Calcaire actif

Contrairement au calcaire total, les teneurs en calcaire actif dans les sols des parcelles irriguées par les eaux usées montrent une légère augmentation avec la profondeur. Les taux varient entre 7.5 et 11.2% dans le niveau (0-20 cm) et entre 7.5 et 12.5 dans le niveau profond (0-40 cm). Toutefois, ces teneurs en calcaire actif sont significativement ($p = 0.043$) (Tab.13) supérieures dans les horizons des sols irrigués par rapport à ceux du témoin (7.5%) (Fig. 24). On peut suggérer que l'irrigation par les eaux usées brutes a entraîné la lixiviation et l'accumulation du calcaire dans les horizons profonds.

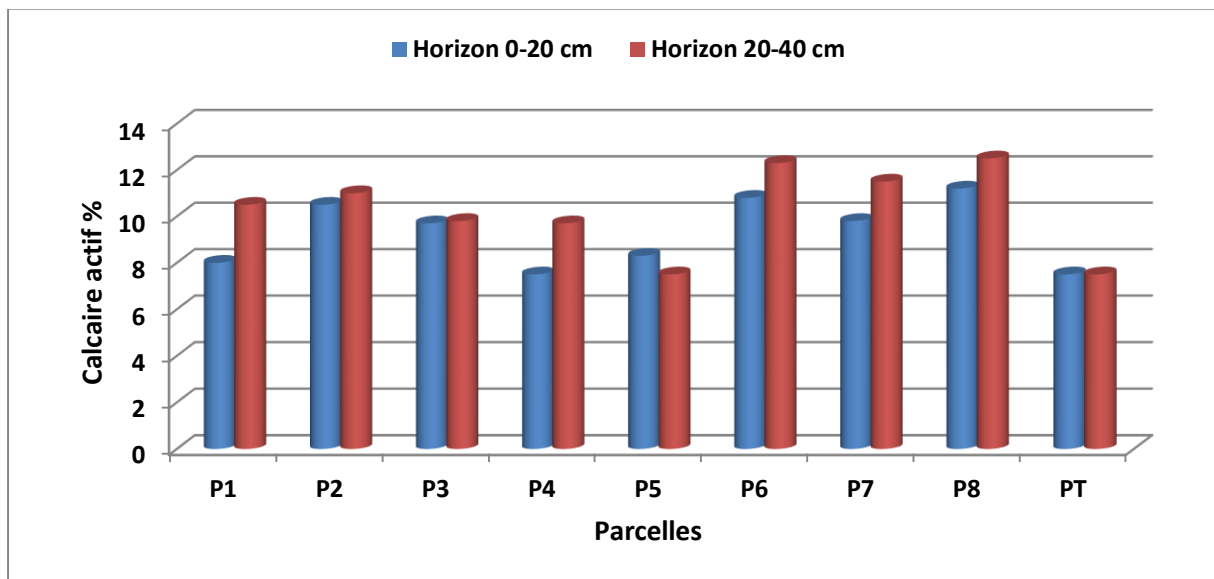


Figure 24. Variation des teneurs en calcaire actif dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

2-4- pH

Le pH du sol est un paramètre très influant, lequel joue un rôle majeur dans de nombreuses réactions physico-chimiques telles que les réactions de précipitation /solubilisation ou l'adsorption/désorption sur les phases solides du sol et la spéciation des métaux en solution aqueuse [BABICH et STOTZKY, 1977]. Il joue un rôle très important sur l'assimilation des éléments nutritifs par la plante et il a une influence sur trois composantes importantes de la fertilité d'un sol : la biodisponibilité des nutriments, l'activité biologique et la stabilité structurale [BAIZE, 2000 ; DINON, 2008].

Dans les parcelles irriguées par les eaux usées, les valeurs du pH varient de 7.61 à 8.26 au niveau des horizons de surface (0-20 cm), alors que les horizons profonds (20-40 cm), avec des pH variant entre 8,01 à 8,56, paraissent plus basiques. Par ailleurs, l'irrigation avec les eaux usées a entraîné une augmentation très significative ($p= 0.0018$) du pH du sol (Tab. 13). Les valeurs de pH des sols irrigués par les eaux usées sont supérieures de celles du sol témoin

non irrigué (7.5- 7.54) (Fig. 25). SCHIPPER et al. [1996] indiquent que le pH du sol augmente à la suite d'une longue période d'irrigation avec les eaux usées et attribuent cette hausse à la composition chimique des effluents en cations tels que Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} . Des résultats similaires ont été aussi rapportés par KAO et al.[2007] ;SIMMONS[2009]. D'autres auteurs mentionnent que le pH du sol irrigué avec les eaux usées décroît suite à l'oxydation des composés organiques et la nitrification de l'ammonium ainsi qu'à lixiviation par irrigation du calcaire actif du sol [SOLIS et al, 2005; HERPIN et al, 2007]. D'une manière générale, les valeurs du pH du sol étudié sont favorables à l'activité microbienne et à la croissance des cultures [MARSCHNER, 1995].

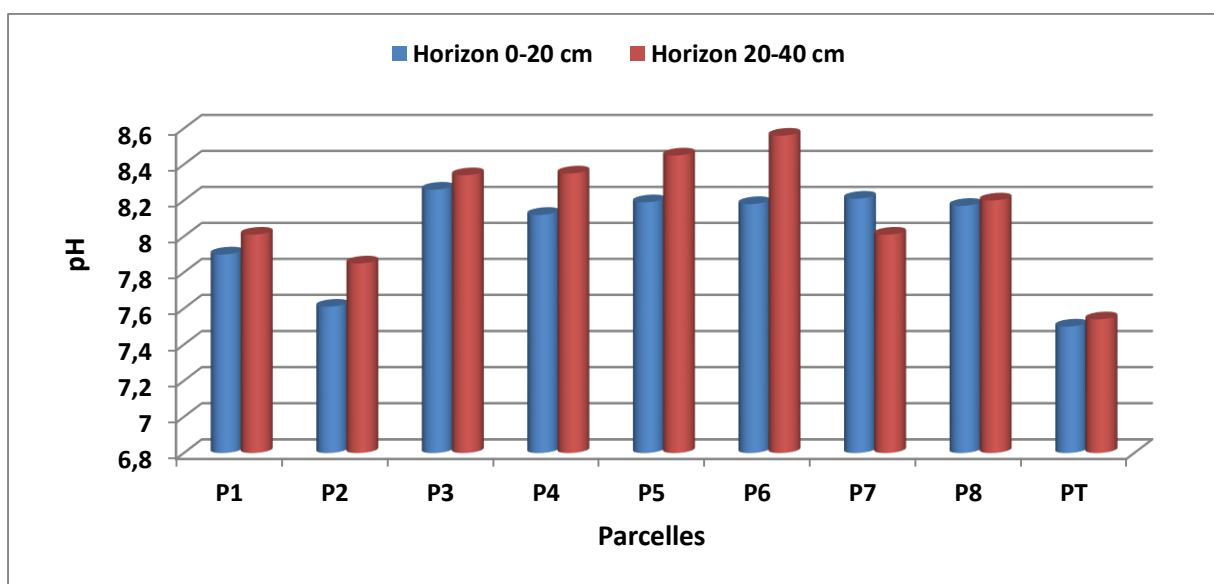


Figure 25. Variation des valeurs du pH dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

2-5- La conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique (CE) constitue un indicateur de la concentration des sels solubles dans le sol. Elle exprime approximativement les concentrations des solutés ionisables présents dans l'échantillon c'est-à-dire son degré de salinisation [CLEMENT et PIELTAIN, 2003].

L'analyse de la variance pour la conductivité électrique indique un effet irrigation très hautement significatif ($p=0,00003$) (Tab. 13). Les résultats des analyses effectuées sur les sols indiquent que les valeurs de la conductivité électrique sont relativement, plus élevées dans les sols des parcelles irriguées avec les eaux usées (entre 0.39 et 0.69 dS/m) que dans le sol témoin non irrigué avec ces eaux (entre 0.21 et 0.22dS/m) (Fig. 25). L'augmentation des concentrations de la salinité est due à la qualité des eaux usées chargées en sels solubles (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ ...) (Tab. 9,10,11,12), qui sont retenus par le sol. Dans le même ordre d'idées, il a été remarqué des valeurs élevées de la CE en profondeur (20-40 cm) qu'en

surface (0-20 cm). Cet effet est dû à la lixiviation des sels solubles issus des eaux usées qui sont caractérisées par une salinité élevée et à la méthode d'irrigation par submersion largement adoptée dans cette région. En effet, ABU-AWWAD [1996], rapportent que les sels solubles s'accumulent plus dans les couches profondes sous l'effet de lixiviation.

Nous remarquons d'une manière-générale que l'irrigation avec les eaux usées a entraîné Une accumulation des sels dans les sols. Ainsi, la CE mesurée atteint le seuil de 0.6 dS/m dans quelques points ayant fait l'objet de prélèvement. Il ressort que les sols présentant une CE supérieure à 0.6 dS/m sont considérés comme sols légèrement salés [MATHIEU et PIELTAIN, 2003].

Il est important de mentionner que, nos résultats sont légèrement supérieurs à ceux trouvés par TAMRABET [2011] dans la même région d'étude (412,83 μ S/cm).

Lorsque la concentration saline de la solution aqueuse d'une solution du sol ou d'un substrat est trop élevée, les racines se développent mal et la croissance de la plante ralentie, on aboutit même à de graves cas de dépérissement des plantes [AYERS et WESTCOT, 1985]. RIETZ et HAYNES [2003], précisent que l'augmentation de la salinité du sol inhibe son activité microbiologique et donc la décomposition de la MO ce qui entraîne une diminution du rendement des récoltes. Ainsi les travaux de SINDHOU et CORNFELD [1967] ; SING et al. [1969] ; MACCORMICK et WOLF [1980] ; AGAWAL et al. [1980] ; MAC CLUNG et FRANKENBERGER [1987], indiquent que l'évolution de l'Azote dans le sol en présence de sels est soumis à des contraintes physicochimiques. Ces mêmes auteures indiquent aussi que la production d'Azote minérale est inversement proportionnelle au taux de sels dans le sol.

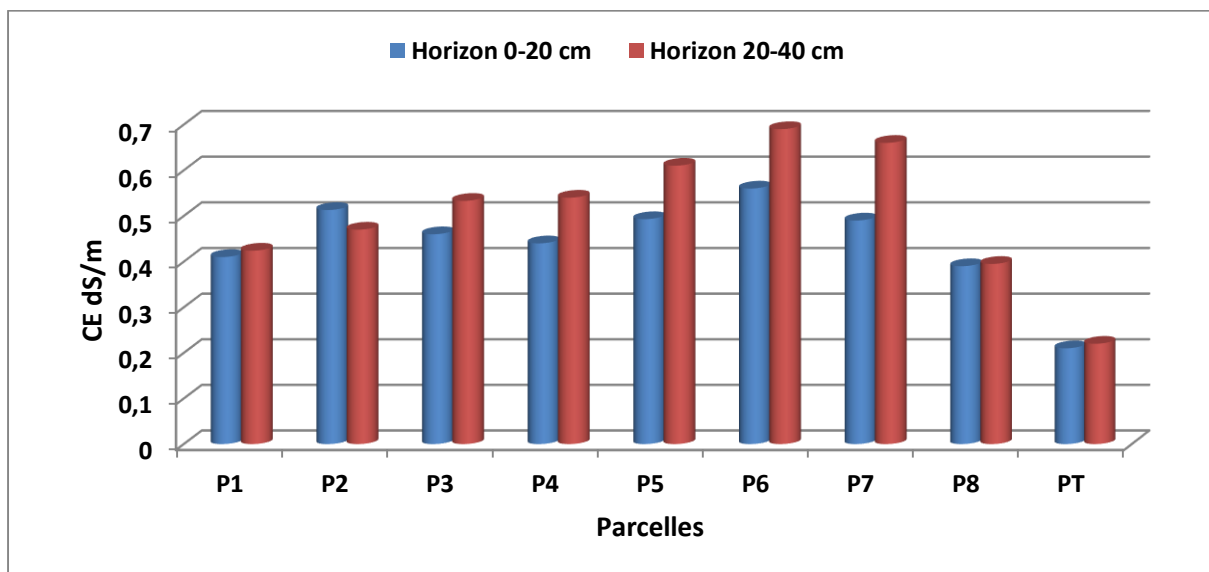


Figure 26. Variation des valeurs de la conductivité électrique dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

2-6- Pourcentage de sodium échangeable (ESP)

L'augmentation de l'alcalinité du sol, qui peut se produire avec l'eau usée traitée à cause de la concentration élevée en Na^+ , réduit la perméabilité du sol, particulièrement en surface, même si le lessivage a lieu. En effet, ce phénomène est lié à la dispersion et au gonflement des argiles lorsque la concentration en Na^+ échangeable augmente [FAO, 2003].

Une augmentation significative ($p= 0.024$) (Tab. 13) du pourcentage de sodium échangeable a été notée dans les sols des parcelles irriguées par les eaux usées brutes. L'ESP varie entre 6.37 et 9.62% dans la partie superficielle 0-20 cm et entre 5.77 et 9.42% dans la partie profonde 20-40 cm, ce qui est nettement supérieur à ce qui est observé dans les horizons de sol témoin (6.67-5%) (Fig. 27). Les taux les plus importants sont observés au niveau des parcelles P3, P4 et P6 notamment dans l'horizon superficiel où l'ESP a atteint des proportions relativement faibles, soit 9.62%. Cependant, les taux de sodium échangeable (ESP) enregistrés dans les sols des parcelles irriguées par les eaux usées brutes, demeurent également faibles et loin de la limite de 15% à partir de laquelle les agrégats du sol commencent à subir les processus de dégradation structurale.

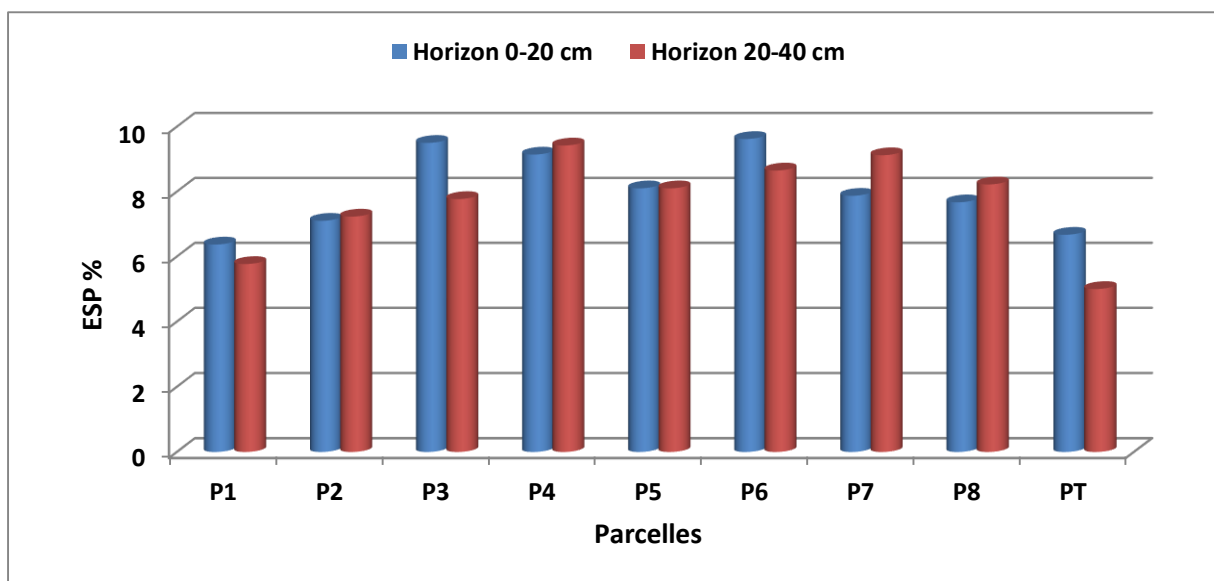


Figure 27. Variation des pourcentages de sodium échangeable dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

2-7- Matière organique

Dans le sol, les matières organiques (MO) assurent le stockage et la mise à disposition pour la plante, par minéralisation, des éléments nutritifs dont elle a besoin, stimulent l'activité

biologique, participent à la stabilité structurale, la perméabilité, l'aération du sol et la capacité de rétention en eau [TOLLEFSON, 2005; DUPARQUE et RIGALLE, 2006].

La MO du sol, qui constitue également un facteur important dans l'étude des sols de la région de Fesdis, a fait l'objet d'une étude. Les résultats obtenus après analyse chimiques, montrent une augmentation très hautement significative de la teneur en matière organique ($p=0.000001$) (Tab. 13) dans les sols des parcelles irriguées avec les eaux usées brutes. En effet, avec des valeurs très élevées qui ont été enregistrés, aussi bien dans les horizons superficiels (7.16% à 7.44%) que ceux de profondeur (6.15% à 6.41%) Comparées au témoin (1.25%) ces valeurs sont significativement élevées (Fig. 28). Cette élévation est le résultat de la teneur élevée des eaux usées d'irrigation en minéraux et en composés organiques [RUSAN et al, 2007]. En effet, les couches superficielles (0-20 cm) semblent être plus riches en matière organique que celles profondes. Cet effet est le résultat de piégeage des matières en suspensions comportant un taux élevé de matière organique dans les parties superficielles. Certains chercheurs enregistrent une augmentation de la matière organique dans le sol irrigué avec les eaux usées [MANCINO et PEPPER, 1992 ; TAMRABET, 2011] où son accumulation est plus importante en surface qu'en profondeur du sol [MOHAMMED et MAZAHREH, 2003; RUSAN et al, 2007; BELAID, 2010]. Dans leurs travaux de recherche PEKRUN et al.[2003] rapportent aussi que dans certaines situations, l'accumulation de matières organiques en surface s'accompagne de leur diminution en profondeur. Cette stratification des matières organiques résulte principalement du maintien d'une quantité élevée de résidus en surface d'un sol irrigué [RASMUSSEN, 1999 ; TEBRÜGGE et DÜRING, 1999].

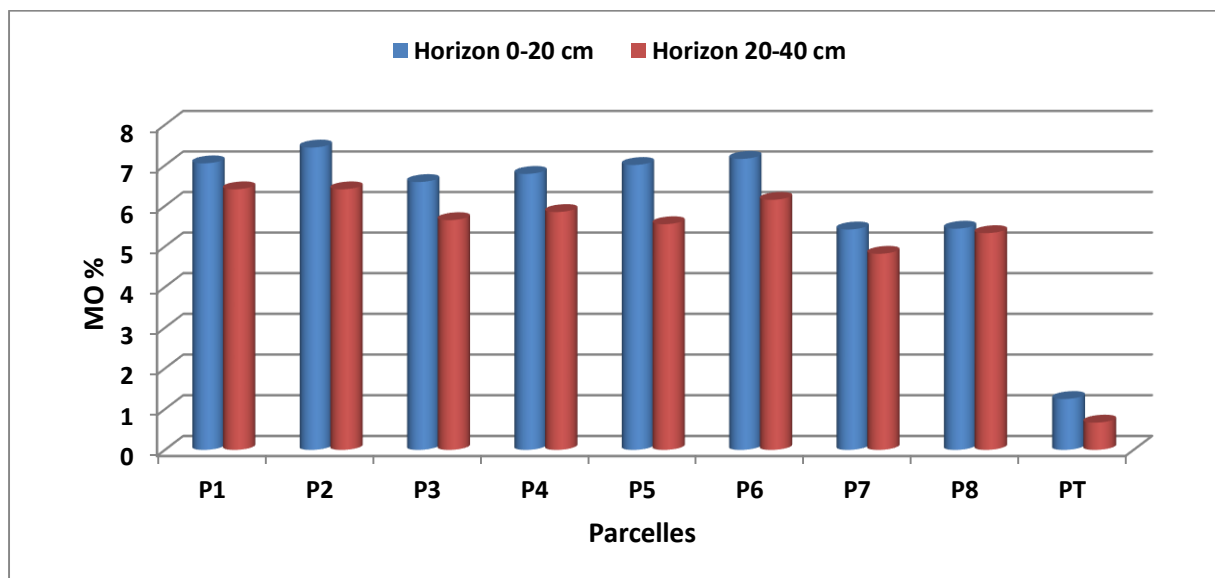


Figure 28. Variation des teneurs en matière organique dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

Les fluctuations observées au niveau des parcelles irriguées avec les eaux usées sont probablement dues à la distribution non homogène des eaux usées d'irrigation, aux résidus et pratiques culturales précédentes.

La plupart des sols de la région de Fesdis sont des calcisols de texture argileuse et pauvre en matière organique (<1%) [CHERAK, 1999], l'irrigation avec les eaux usées apporte des quantités importantes de matière organique. Cette dernière est reconnue pour exercer une certaine hydrophobie sur les agrégats du sol, ce qui augmente leur stabilité dans l'eau en réduisant les effets de gonflement et d'éclatement [CHENU et al, 2000].

2-8- Les trois éléments majeurs : Azote, phosphore et potassium

L'azote, le phosphore et le potassium sont naturellement présents dans les sols, mais un apport exogène peut s'avérer nécessaire pour atteindre les rendements culturaux escomptés. Les eaux usées, à travers leur pouvoir fertilisant, entraînent une augmentation de l'azote total N, du potassium K⁺, des matières organiques (MO) [RATTAN et al, 2005].

L'analyse de la variance des résultats obtenus montre un effet irrigation très significatif, sur les trois éléments majeurs (**NPK**) du sol (Tab. 13). Les concentrations en N, P, K montrent une augmentation dans les sols des parcelles soumises aux apports d'eaux usées brutes par rapport au témoin. Cette analyse montre aussi un effet *horizon* significatif sur le potassium assimilable et l'effet *parcelle*, significatif sur l'azote du sol (Tab. 13).

Par rapport au sol témoin, l'irrigation par les eaux usées entraîne une augmentation des taux **d'azote total**. Les teneurs, les plus élevées sont enregistrées dans les horizons de surfaces où les taux oscillent entre 0.23% et 0.33% et entre 0.21% et 0.31%, dans ceux profonds des sols irriguées par les eaux usées brutes et entre 0.14% et 0.15% du sol témoin (Fig. 29). **L'azote** est impliqué dans la synthèse des acides aminés (constituants de base des protéines). Il favorise la croissance des tissus végétaux, ce qui en fait un facteur de rendement important. Une carence en azote entraîne des baisses de rendement importantes, Cependant un apport d'azote en quantité excessive est contre-productif, notamment sur les cultures de fruits et légumes. Cela entraîne une surcroissance végétale qui retarde la maturité des fruits et en détériore leur qualité [AYERS et WESTCOT, 1985; GAYE et NIANG, 2002]. Ce phénomène s'observe fréquemment dans le cas de réutilisation agricole des eaux usées, lorsque celles-ci n'ont pas fait l'objet d'un traitement préalable susceptible de réduire la charge en azote [CHIOU, 2008; WANG et HUANG, 2008].

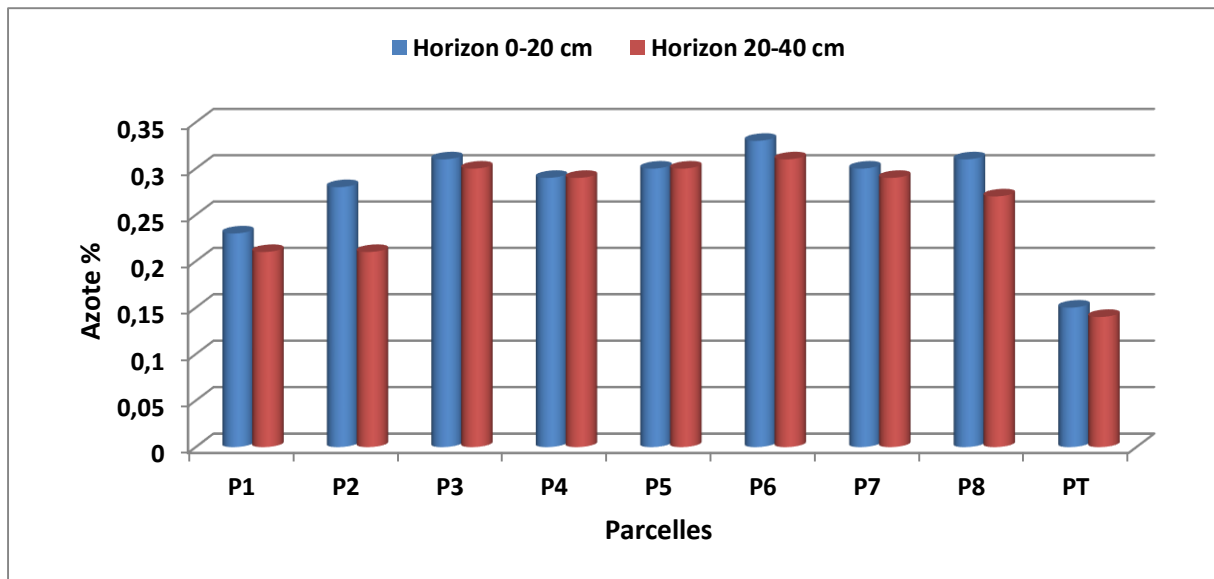


Figure 29. Variation des teneurs en azote total dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

Le Phosphore se place dans les zones semi arides en deuxième position après l'eau. Il est un des éléments majeurs indispensables à la croissance et au développement des végétaux, un constituant cellulaire et un transporteur d'énergie. En tant que constituant cellulaire, il participe, avec l'azote, à la croissance de la plante, notamment au développement des racines. Il favorise également la floraison, la nouaison des fruits et la formation des graines [SOLTNER, 1996].

Les résultats des analyses des sols montrent une augmentation marquée des taux de phosphore assimilable dans les parcelles agricoles irriguées par les eaux usées brutes. En effet, les valeurs de **Phosphore assimilable** varient entre 0,12‰ et 0,11‰ aux couches 0-20 et 20-40 cm respectivement du sol témoin irrigué à l'eau de pluie et de 0,27 à 0,36‰ et 0,25 à 0,32‰ aux couches 0-20 cm et 20-40 cm respectivement des sols cultivés et irrigué aux eaux usées (Fig. 30). Ce qui indique que ces sols sont riches en phosphore assimilable [SOLTNER, 2005].

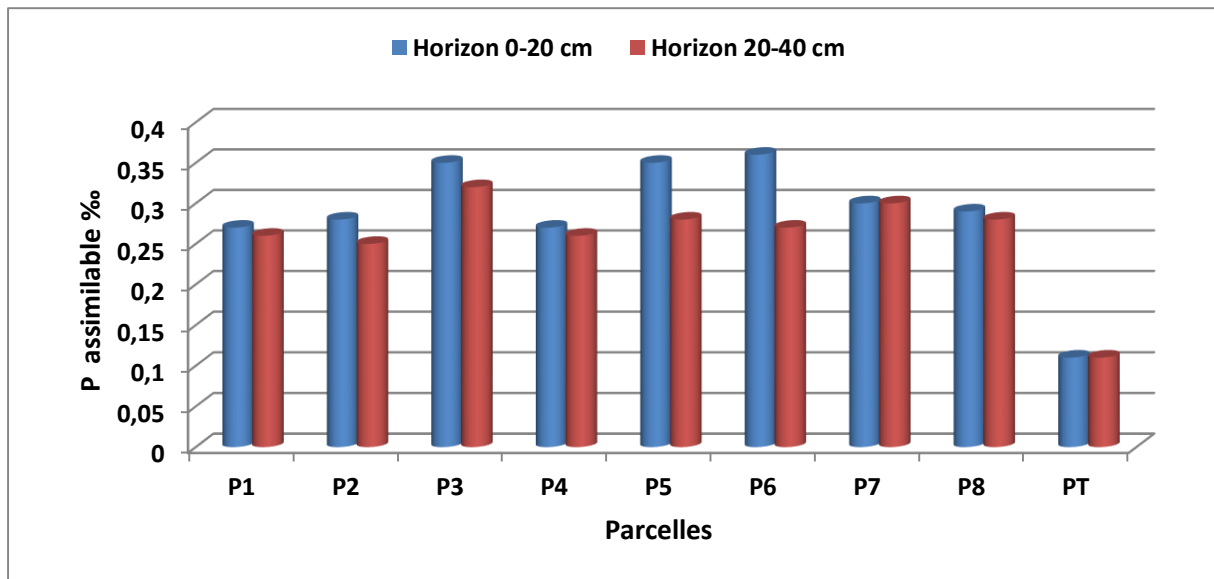


Figure 30. Variation des teneurs en phosphore assimilable dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

Les concentrations de **potassium assimilable** sont satisfaisantes [SOLTNER, 2005] et varient dans les couches superficielles (0-20 cm) et profondes (20-40 cm) des sols étudiés de 0.34‰ à 0.49‰ et de 0.33‰ à 0.42‰ respectivement. Celles de sol témoin ne dépassent pas 0.24‰ (Fig. 31). **Le potassium** joue un rôle important dans la nutrition minérale des végétaux. En particulier il entre en jeu lors de la régulation de la pression osmotique de la plante, et activateur de certaines réactions enzymatiques intervenant dans le métabolisme de l'azote [SEGUREt, 1994]. Est un élément nécessaire à la photosynthèse et à la synthèse des protéines. Il permet également à la plante de mieux résister à la sécheresse. Une carence ou un excès en potassium augmente la sensibilité de la plante au parasitisme [SOLTNER, 1996].

Les teneurs élevées en N, P et K dans les sols des parcelles irriguées avec les eaux usées sont liées à la richesse des eaux usées d'irrigation en ces éléments minéraux. BURNS et al.[1985], indiquent que les eaux usées peuvent fournir des quantités de N, P et K équivalentes à 4, 8 et 10 fois les besoins des cultures.

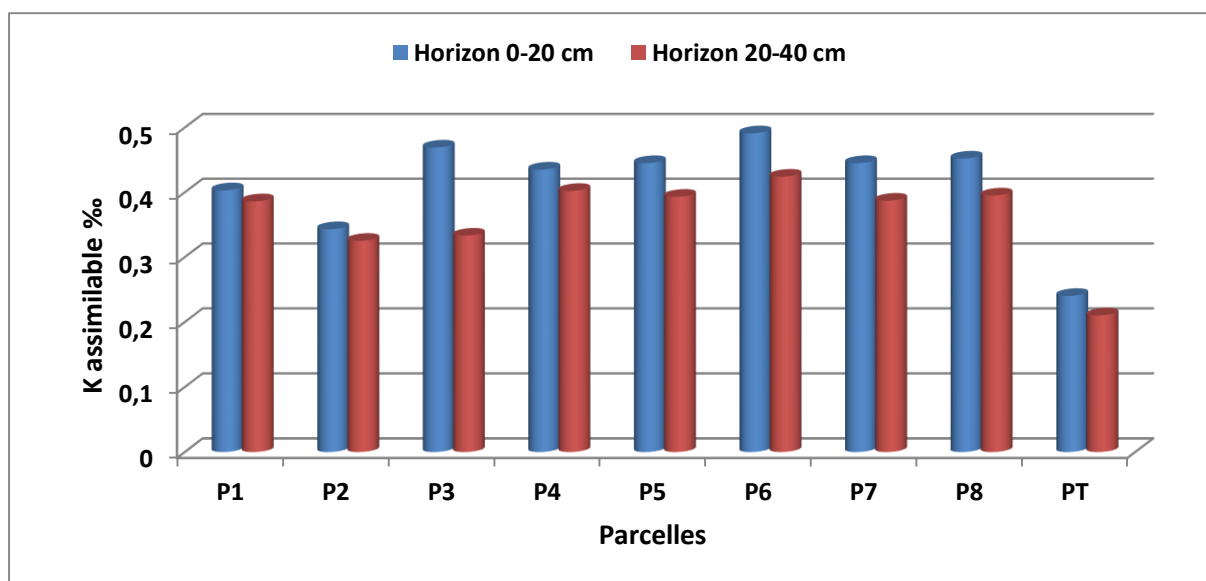


Figure 31. Variation des teneurs en potassium assimilable dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

2-9- Rapport C /N

Le rapport Carbone/Azote est un indicateur de l'activité biologique des sols. Il renseigne sur le degré d'évolution de la matière organique, l'activité biologique, le potentiel de fourniture d'azote par le sol par minéralisation [LCA, 2008].

Afin de comprendre l'évolution de la MO dans les sols irrigués par les eaux usées brutes, nous avons déterminé le rapport C/N. Ce rapport augmente dans les sols irrigués par les eaux usées brutes, et les valeurs varient généralement dans la plus part des parcelles entre 10 et 13 sauf les deux parcelles 1 et 2 qui montrent une légère augmentation avec 17.65 et 18.51 respectivement, alors que dans le sol témoin sont comprises entre 2.8 à 4.87. Cependant, les valeurs trouvées (entre 10 et 13) dénotent une bonne minéralisation (décomposition) de la matière organique apportée [LCA, 2008].

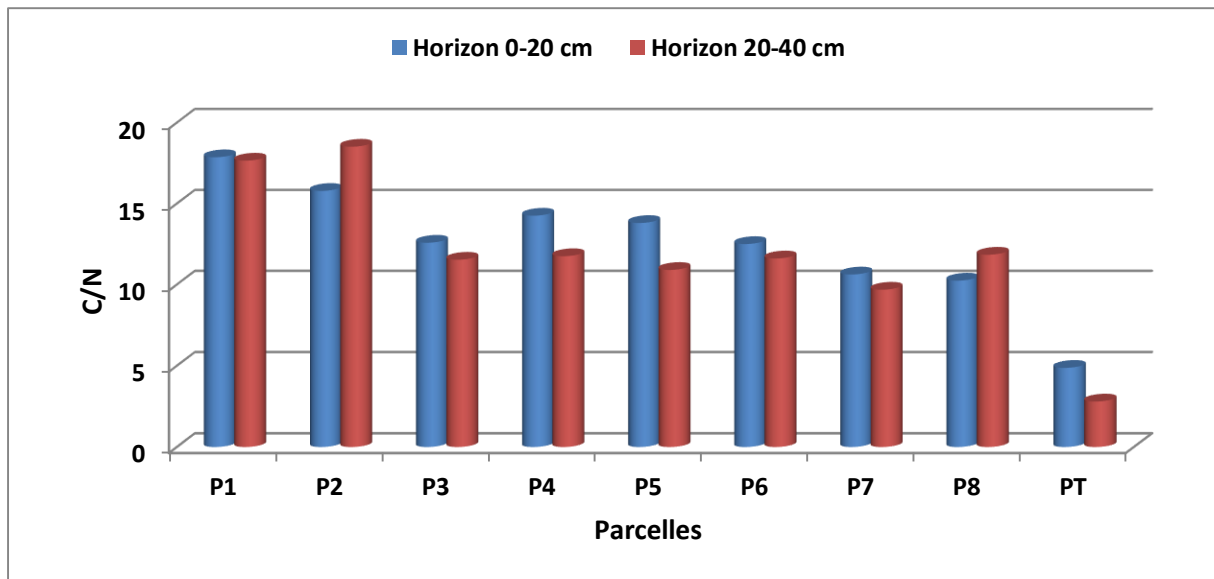


Figure 32. Variation des valeurs de rapport C/N dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

2-10- La capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique (CEC) exprime l'aptitude d'un matériau à retenir des cations sous forme échangeable. C'est une propriété des sols à la fois utile et intéressante [CALVET, 2003]. Par la mesure de la CEC, il est possible d'estimer le taux de saturation du complexe adsorbant en cation. Cette CEC mesurée en me/100 g de sol sera considérée selon un point de vue agronomique comme très faible lorsqu'elle est inférieure à 10 mé/100 g, faible entre 10 et 15 mé/100 g, moyenne entre 15 et 20 mé/100 g, élevée de 20 à 25 mé/100 g et très élevée lorsqu'elle dépasse 25 mé/100 g [CHAMAYOU et LEGROS, 1989].

L'irrigation avec les eaux usées montre un effet très hautement significatif sur la capacité d'échange cationique du sol ($p=0.000011$) (Tab.13). En effet, les valeurs obtenues de la CEC sont très élevées dans les parcelles irriguées par les eaux usées (de 25 mé/100g à 30.92 mé/100g) comparé au témoin (de 18 mé/100g) (Fig. 33). Ces valeurs de la CEC sont élevées dans les horizons de surface (0-20 cm) que dans ceux profonds notamment dans les points de prélèvement P3, P7 et P8 où elle peut atteindre 30 mé/100g. L'élévation des valeurs de la CEC dans les sols des parcelles irriguées par les eaux usées brutes est due à l'enrichissement du sol en matière organique. En effet, les horizons des sols irrigués montrent des teneurs plus élevées en MO par rapport au profil témoin. A cet égard CHARREAU [1975] a montré que la matière organique de sol contribue à l'augmentation de la capacité d'échange cationique de sol, cette augmentation est due à l'existence des groupements carboxyles (-COOH). De plus, la présence des taux élevés de particules argileuses dans le sol donne lieu à

une forte CEC en relation avec le nombre importants de sites d'échange [BAUDER et al, 2008]. Généralement, les sols avec de fortes teneurs en argiles et en matières hautement humifiées possèdent des CEC élevées [TOLLEFSON, 2005], et seront très certainement fertiles.

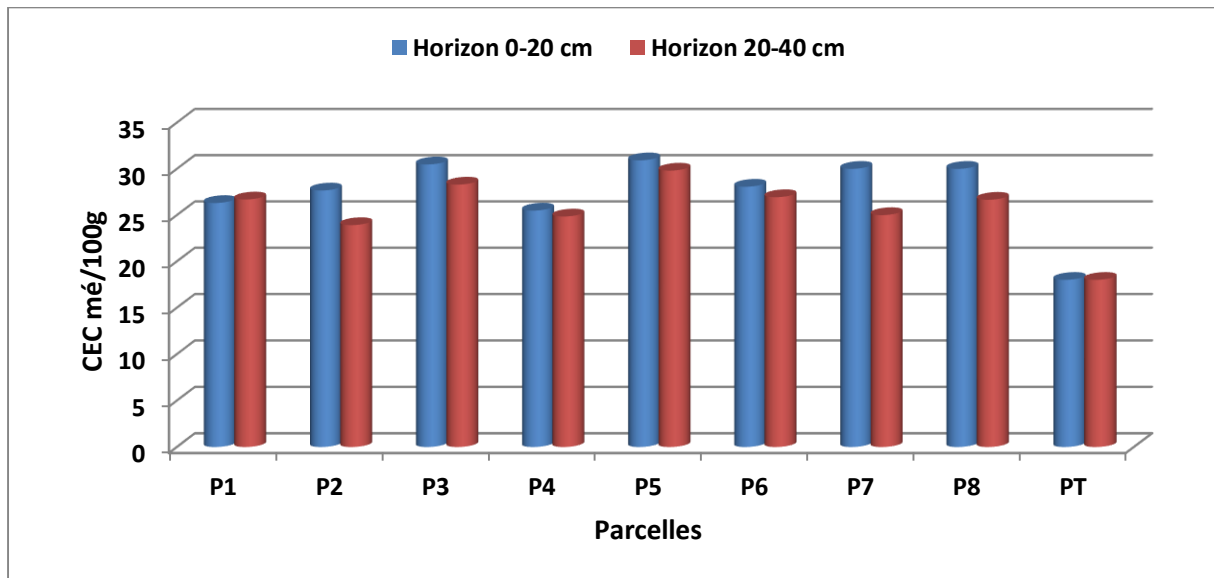


Figure 33. Variation des valeurs de la capacité d'échange cationique dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

2-11- Cations échangeables

Afin de mettre en évidence l'effet des eaux usées brutes sur la composition du complexe absorbant du sol, nous avons procédé à l'analyse de l'ensemble de ces éléments échangeables dans les sols irrigués.

L'analyse de la variance à un facteur pour les cations échangeables, montre qu'il n'existe pas de différences significatives entre les différents horizons (Tab. 13). Par contre, les deux cations Ca^{2+} et Na^+ présentes des différences significatives entre les différentes parcelles. Cette analyse montre aussi, que l'irrigation avec les eaux usées a un effet très significatif sur l'amélioration des cations échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+) du sol.

Les teneurs des éléments échangeables sont plus importantes dans les horizons des parcelles irriguées par les eaux usées brutes que dans ceux du sol témoin. Ces teneurs diminuent généralement de la surface vers la profondeur (Fig. 34, 35). En effet tous les horizons des parcelles irriguées montrent un enrichissement en Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} et Na^+ échangeables par rapport au profil témoin, prouvant l'apport des eaux usées brutes et l'enrichissement du sol en ces éléments.

Le calcium est un cation majoritaire échangeable ; il sature à lui seul plus de 65% du complexe absorbant. Ses valeurs varient entre 17.3 et 17.22 mé/100 g dans le sol témoin

irrigué en pluvial et entre 20.33 et 25.65 mé/100 g dans les parcelles irriguées avec les eaux usées brutes.

Les autres éléments échangeables présents dans les sols étudiés sont par ordre d'importance : Mg^{2+} , Na^+ et K^+ . Les teneurs en Mg^{2+} varient entre 3.22 et 4.21 mé/100 g dans le sol témoin et entre 6.56 et 9.18 mé/100 g dans le niveau superficielle (0-20 cm) et entre 6.2 et 8.27 mé/100 g dans le niveau profond (0-40 cm) des sols des parcelles irriguées par les eaux usées brutes. Celles de Na^+ varient entre 1.7 et 2.89 mé/100 g et entre 1.54 et 2.34 mé/100 au couches 0-20 et 20-40 respectivement et entre 1.2 et 0.9 mé/100 g dans celles de sol témoin. Le potassium échangeable représente l'élément le moins disponible dans les sols étudiés, ses teneurs oscillent entre 0.3 et 0.35 mé/100 g pour le témoin et entre 0.6 et 0.97 mé/100 g pour les sols des parcelles irriguées avec les eaux usées.

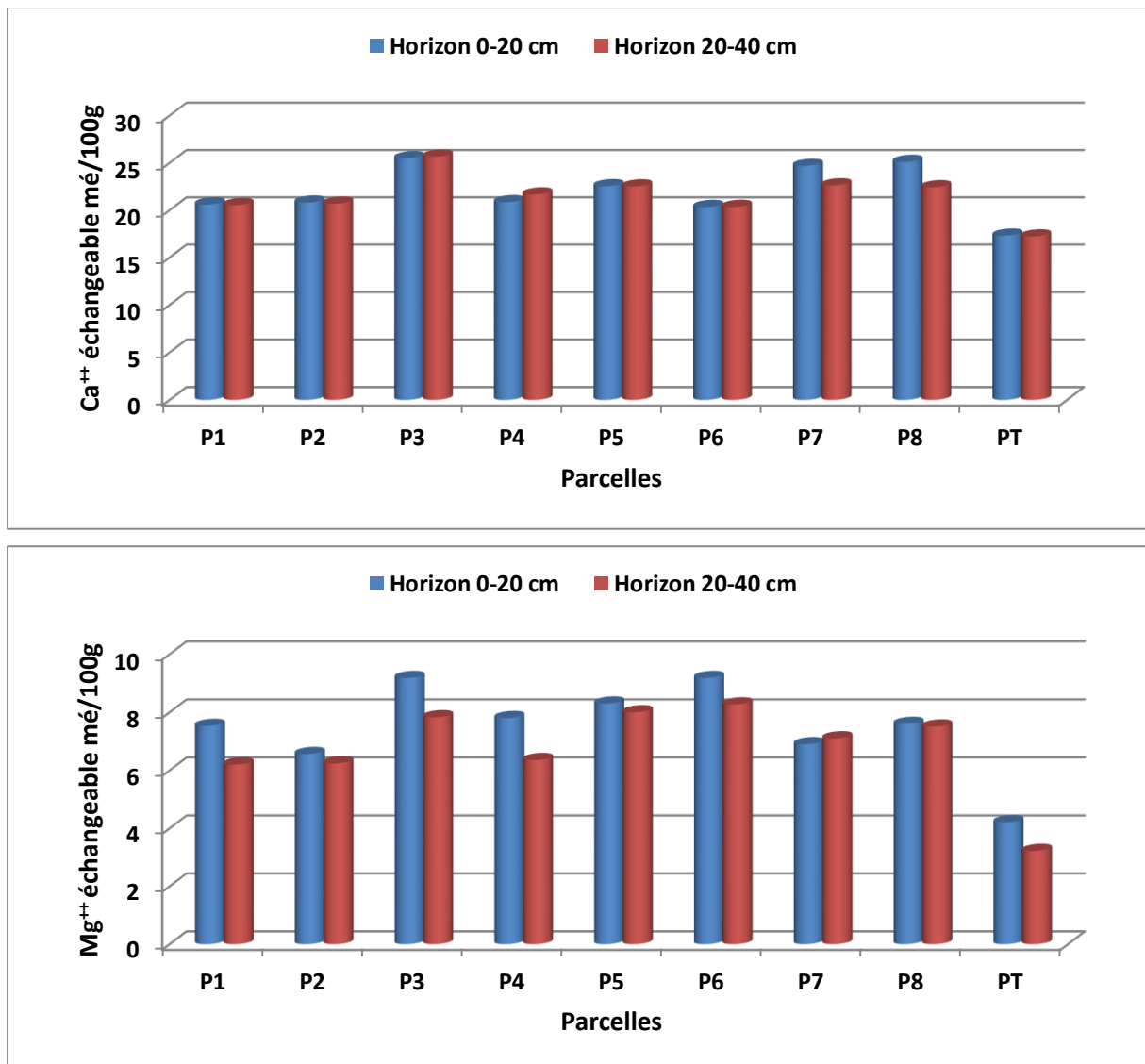


Figure 34. Variation des teneurs en cations échangeables Ca^{2+} et Mg^{2+} dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

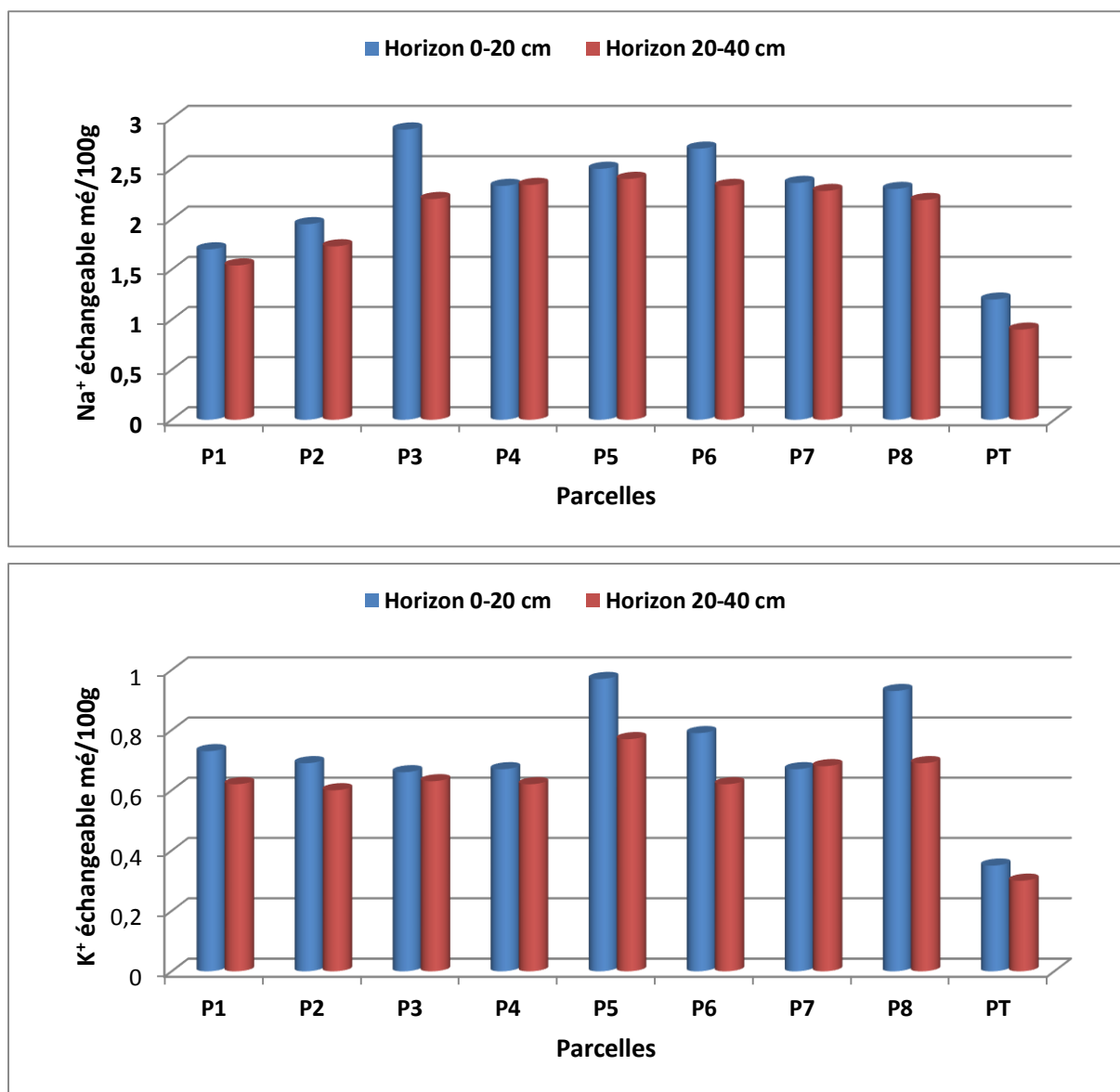


Figure 35. Variation des teneurs en cations échangeables Na⁺ et K⁺ dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

2-12- Les éléments traces métalliques (ETM) dans le sol

Les éléments traces métalliques ou ETM présents dans les sols sont issus de l'héritage du fonds géochimique d'une part, et du cumul des apports anthropiques d'autre part [PERRONO, 1999]. Certains ETM sont des oligo-éléments essentiels ou bénéfiques aux êtres vivants tels que Cu, Mn, Zn, Co, Mo, Se, Cr, Ni, V et As, dont les concentrations dans l'alimentation des animaux ou dans le sol doivent être maintenues à un certain niveau pour permettre un développement et une reproduction normale des organismes [WALKER et al, 1996]. Si les teneurs sont trop élevées, des mécanismes de toxicité peuvent être développés

[HUYNH, 2009]. Les éléments non essentiels comme Hg, Cd ou Pb sont des contaminants stricts et n'ont pas d'utilité connue pour les êtres vivants [TREMEL-SCHAUB et FEIX, 2005] et ils sont toxiques même en petites quantités, pour les plantes, les animaux et les humains. En plus d'être toxiques pour les êtres vivants, peuvent induire des déficiences en éléments essentiels, au travers de la compétition pour les sites actifs des molécules importantes dans la physiologie des organismes [WALKER et al, 1996].

L'analyse de la variance à un facteur des résultats des éléments traces métalliques montre, que les concentrations en Cu, Fe et Pb dans les sols irrigués par les eaux usées excèdent significativement celles des sols non affectés. Cette analyse montre aussi une différence significative entre les différentes parcelles dans les concentrations de Fe, Pb et Cd. Et ne montre aucune différence significative entre les différents horizons pour tous les éléments métalliques.

Les concentrations des ETM dans les couches d'épaisseurs respectifs 0 – 20 cm et 20 – 40 cm des sols affectés par les eaux usées brutes sont supérieures à celles obtenues des couches équivalentes de sol témoin. En effet les teneurs en **Zinc** varient de 2.2 ppm à 5.82 ppm dans les sols des parcelles irriguées avec les eaux usées et de 2.2 ppm à 2.4 ppm dans le sol témoin (Fig. 36). Le zinc intervient dans la régulation de la croissance et dans la transformation des sucres de la plante. Si la concentration en Zn dans le sol dépasse 300 mg kg⁻¹, un effet toxique sur différentes espèces de micro-organismes du sol apparaît, réduisant leur capacité de dégradation des débris végétaux et de fixation de l'azote atmosphérique [ADRIANO, 1986; BAIZE, 1997]. Toxicité pour de nombreux végétaux à des concentrations très variables ; toxicité réduite à pH >6,0 et dans les sols à texture fine ou organiques [AYERS et WESTCOT, 1985; PESCOD, 1992].

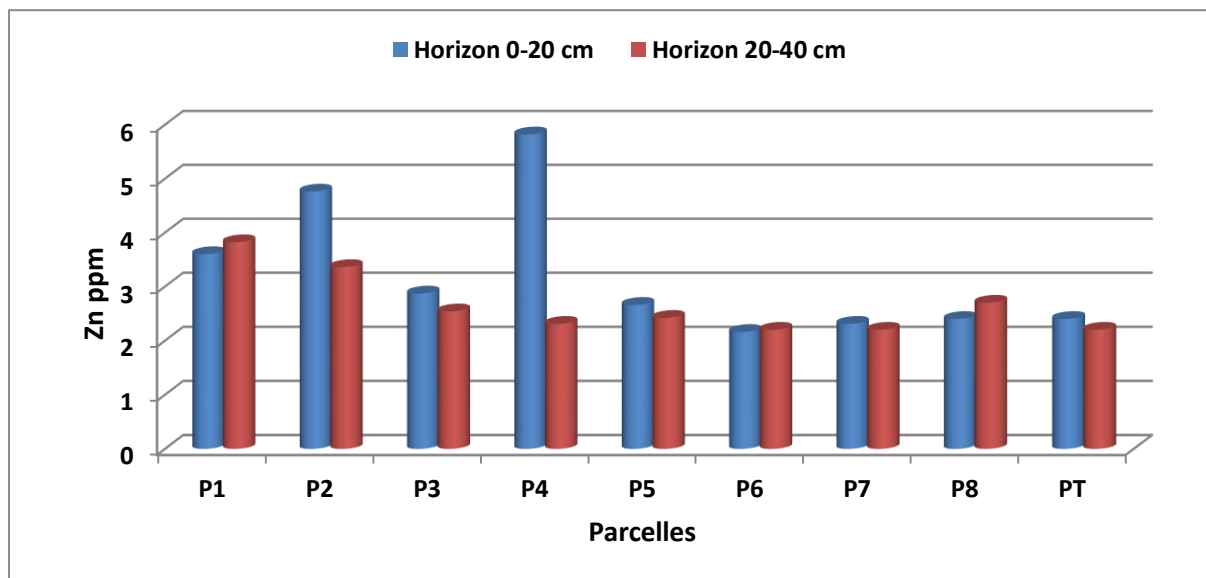


Figure 36. Variation des teneurs en Zn dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

Les concentrations en **cuivre** oscillent entre 1.6 ppm et 1.8 ppm dans le sol témoin et de 2.1 ppm à 4.2 ppm dans les sols irrigués avec les eaux usées (Fig. 37). Le cuivre est un activateur d'enzyme, qui joue également un rôle dans le métabolisme des protéines et la synthèse de la chlorophylle. Il est aussi utilisé comme élément de combat des maladies de plantes [Al ZU'BI, 2007]. Cependant, le Cu peut provoquer une phytotoxicité pour un certain nombre de végétaux à une concentration de 0,1–1,0 mg/l dans les solutions de nutriments [AYERS et WESTCOT, 1985; PESCOD, 1992], il induit alors des chloroses ferriques et une diminution de l'absorption de Fe et Phosphore.

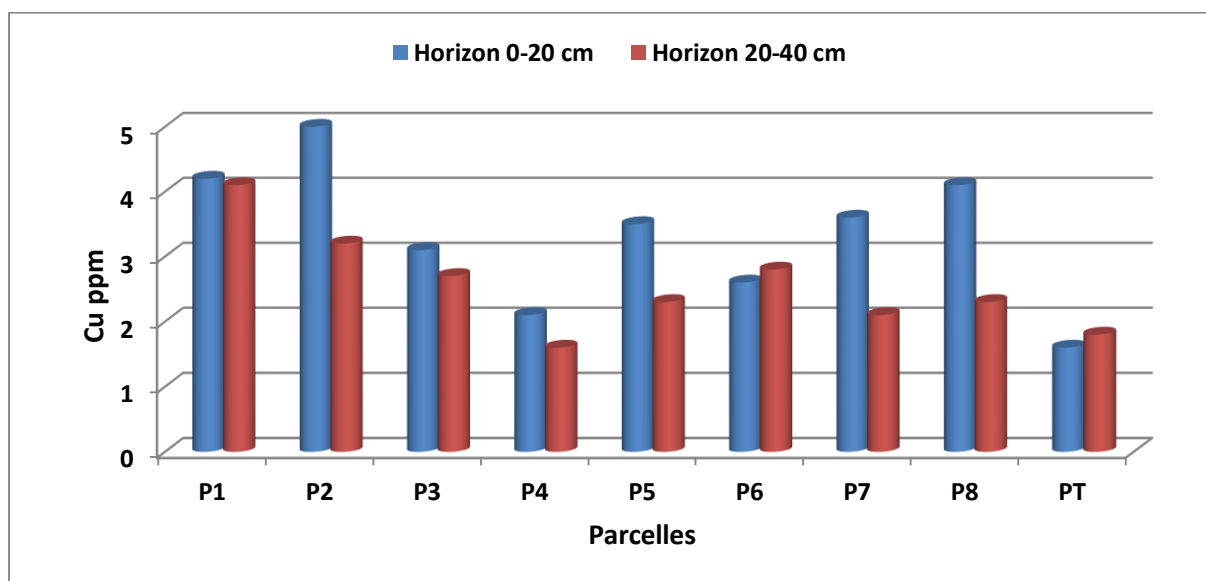


Figure 37. Variation des teneurs en Cu dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

Le **fer** représente l'élément le plus disponibles dans les sols étudié, ses teneurs oscillent entre 63.13 ppm et 65.23 ppm pour le sol témoin et entre 65.13 ppm et 116 ppm pour les sols irrigués avec les eaux usées (Fig. 38). Il intervient dans la formation de la chlorophylle. La carence en fer provoque la chlorose du limbe des jeunes feuilles [ADRIANO, 1986]. Pas de toxicité pour les végétaux dans les sols aérés, mais peut contribuer à l'acidification du sol et à la diminution de la disponibilité des éléments essentiels phosphore et molybdène [AYERS et WESTCOT, 1985; PESCOD, 1992].

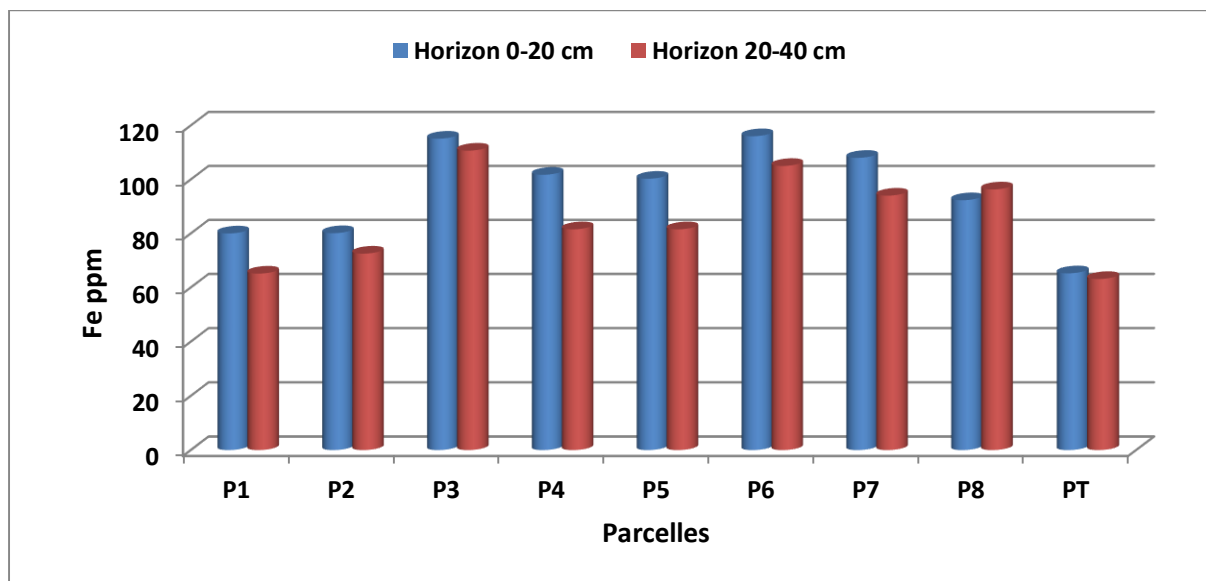


Figure 38. Variation des teneurs en Fr dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

Les valeurs de **Cr** sont comprises entre 0.2 ppm et 0.26 ppm dans le sol témoin et entre 0.2 ppm et 0.7 ppm dans les sols irrigués avec les eaux usées (Fig. 39). Le chrome est un élément essentiel pour l'homme (maintien du métabolisme du glucose) mais n'est généralement pas reconnu comme un élément essentiel à la croissance, et sa nécessité n'a pas été démontrée pour les végétaux. Des limites conservatives sont recommandées en raison du manque de connaissance concernant sa toxicité pour les végétaux [AYERS et WESTCOT, 1985; PESCOD, 1992].

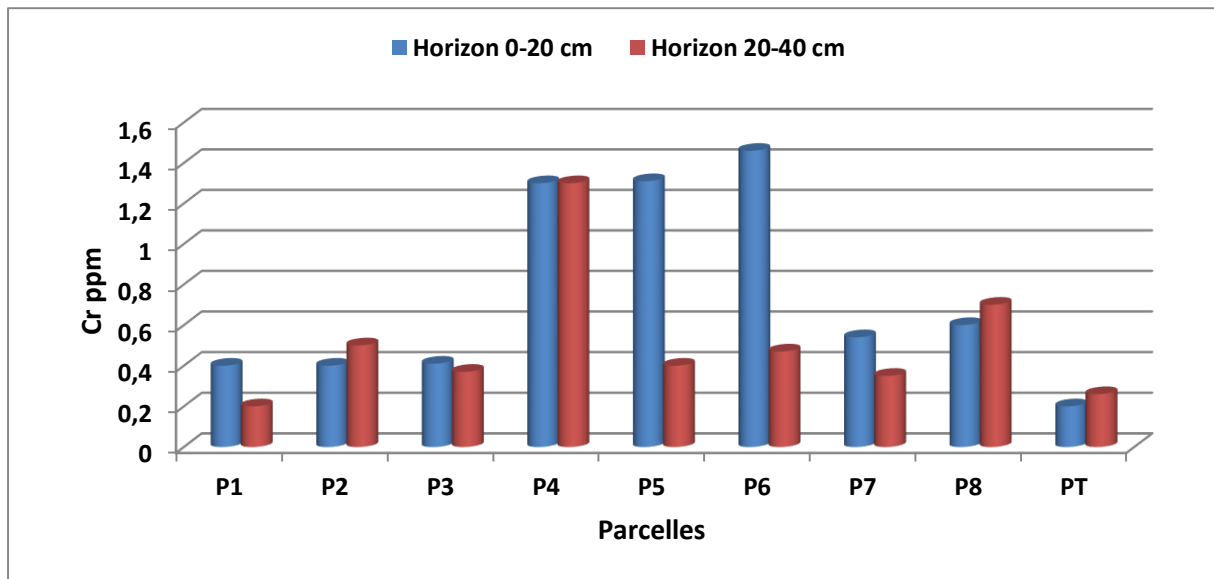


Figure 39. Variation des teneurs en Cr dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

Les concentrations de **plomb** varient de 2.22 ppm à 3.87 ppm dans les sols des parcelles irriguées avec les eaux usées et de 1.22 ppm à 0.63 ppm dans le sol témoin (Fig. 40). Le plomb est un élément non essentiel et est moins biodisponible que les autres métaux (VANDER PERK, 2006) et les concentrations relativement faibles de Pb dans les solutions de sols naturels confirment cette hypothèse (EICK et al, 1999; BADAWY et al, 2002). En effet la toxicité du plomb vis-à-vis des plantes dépend de l'espèce végétale considérée, de sa spéciation, des propriétés du sol et enfin du substrat de culture (25 mg kg⁻¹ pour la tomate à plus de 2000 mg kg⁻¹ pour le riz (Adriano 2001), 0.1 – 5 mg kg⁻¹ pour les feuilles d'haricot (THEODORATOS et al, 2002).

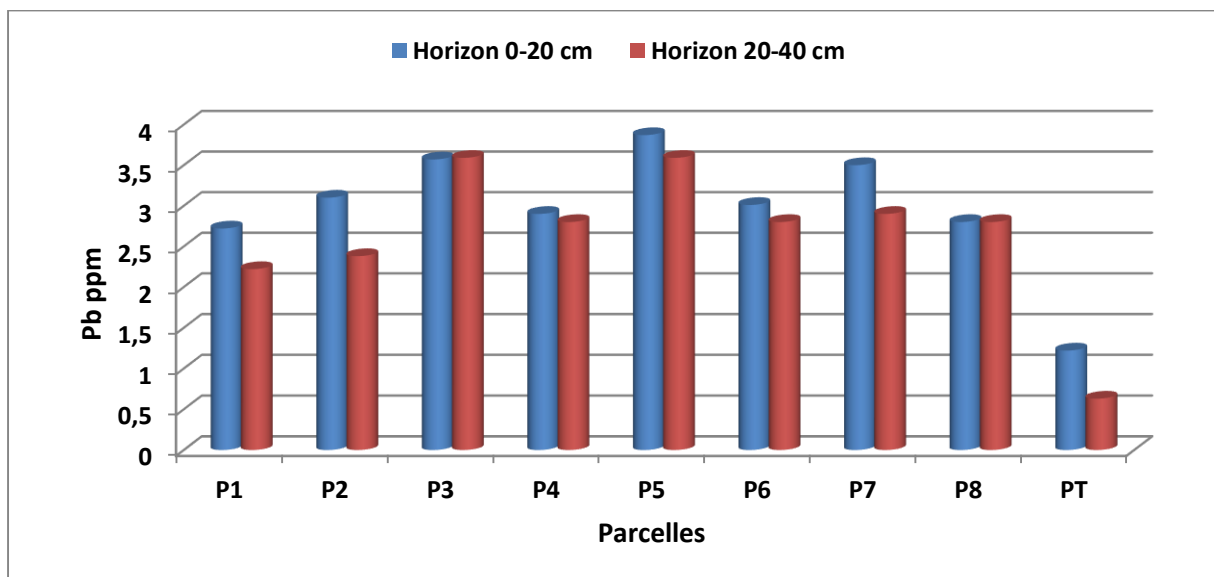


Figure 40. Variation des teneurs en Pb dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

Le cadmium est un élément non essentiel et présente une toxicité élevée. Ses teneurs varient entre 0.011 ppm et 0.014 ppm pour le témoin irrigué par des eaux pluviales et entre 0.02 ppm à 0.083 ppm dans les sols irrigués par les eaux usées (Fig. 41). Dans les sols, le Cd est moins fortement adsorbé que les autres métaux divalents, et il est de ce fait plus mobile et plus facilement biodisponible. La phytodisponibilité du Cd est majoritairement gouvernée par le pH, les milieux acides augmentant la mobilité de Cd (CHRISTENSEN, 1984 ; SANDERS et al, 1986). Les concentrations les plus faibles en cadmium dans les sols pour lesquelles des effets phytotoxiques ont été observés sont de 2.5 et 4 mg kg⁻¹. Les symptômes de toxicité chez les plantes se traduisent notamment par la chlorose en fer des plantes et une diminution de la croissance pouvant aller jusqu'à la nécrose [ADRIANO, 1986]. Des limites conservatives sont recommandées en raison du potentiel d'accumulation de ce métal dans les végétaux et les sols jusqu'à atteindre des concentrations potentiellement nocives pour l'homme [AYERS et WESTCOT, 1985; PESCOD, 1992].

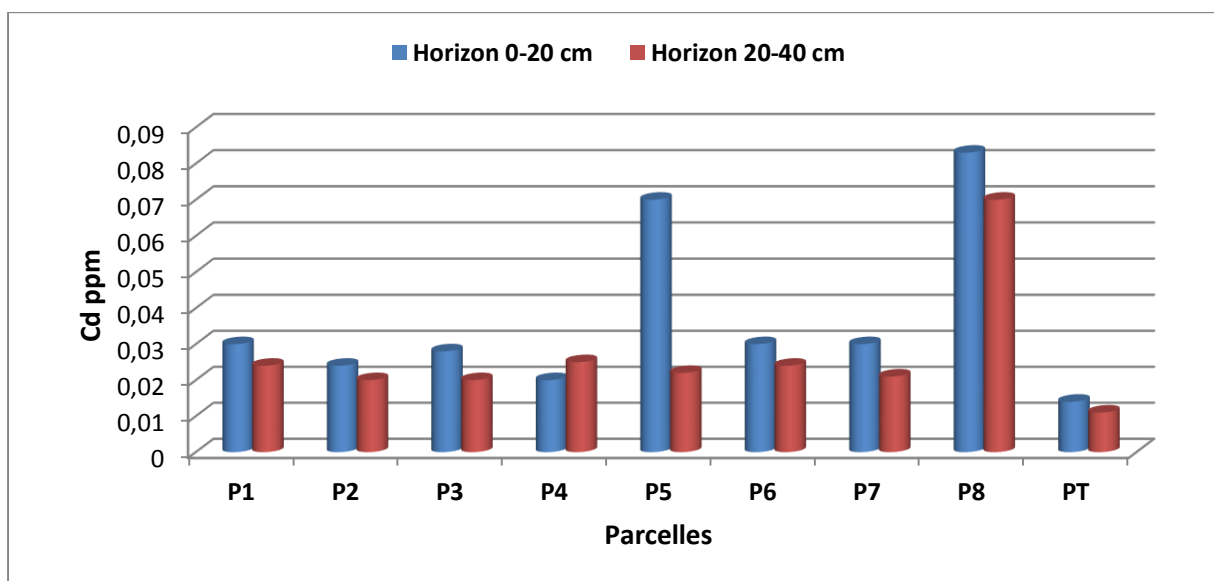


Figure 41. Variation des teneurs en Cd dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

Les teneurs des éléments Zn, Cu, Fe, Cr, Pb et Cd dans la couche superficielle (0-20 cm) des sols irrigués par les eaux usées brutes sont relativement plus élevées comparées à celle profonde (20-40 cm). L'accumulation de ces éléments dans les horizons de surface suggère une intervention possible de la matière organique jouant le rôle de piège géochimique pour ces éléments traces. Leur association avec les composés humiques se ferait sous forme de complexes organiques de stabilité variable [GUILLET et al, 1980]. KOUAME et al. [2006],

indiquent que ces éléments ont toujours tendance à s'accumuler dans les horizons de surface riches en matières organiques et dans les couches argileuses. Les éléments traces métalliques migrent peu en profondeur, sauf dans des conditions particulières de drainage, ou en milieu très acide [ADRIANO, 1986 ; BRAR et al, 2002].

En effet, les fluctuations dans les concentrations des ETM observées au niveau des parcelles irriguées avec les eaux usées sont probablement dues à la distribution non homogène des eaux usées d'irrigation, à la différence de fréquence d'irrigation, au volume d'eaux usées apporté à chaque irrigation et au nombre d'années pendant lesquelles le terrain a été irrigué.

D'une manière générale, les teneurs en ETM dans les sols des parcelles irriguées par les eaux usées brutes sont faibles à l'exception Fe et n'excèdent pas les valeurs maximales fixées par la norme AFU44 041 dans le sol, qui sont de 300 ppm pour Zn, 100 ppm pour Cu, 150 ppm pour Cr, 100 ppm pour Pb et 2 ppm pour Cd.

Ces teneurs, faibles et très négligeables, n'auront aucun effet de toxicité ni sur le sol ni sur la plante, d'autant plus que ces éléments métalliques seront adsorbés sur le complexe argilo-humique et leur mobilité dans les sols est très difficile suite au pH alcalin, car la capacité de rétention du sol vis à vis des métaux lourds atteint son maximum pour des pH neutres ou alcalin [GODEFRING et VAN BLADEL, 1990]. PERRONO [1999], a rapporté qu'en sol calcaire, les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des ETM, soit par adsorption, par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de CaCO_3 . Dans le cas de nos sols calcaires, les teneurs en ETM étudiés demeurent très faibles et sont donc en dessous des valeurs limites de phytotoxicité [DAVIS, 1978; MARSCHNER, 1995].

2-13- Effets des eaux usées sur les paramètres hydro physiques du sol

2-13-1- Porosité totale

La porosité est la meilleure expression de l'état actuel de la structure ; elle donne les indications essentielles concernant les propriétés physiques assurant à la plante son alimentation en eau et à la respiration de ses racines [DUCHAUFFOUR, 2001]. Elle représente le volume des vides d'un sol exprimé en % du volume total d'un sol [SOLTNER, 2000].

L'analyse de la variance des résultats de la porosité du sol, montre un effet irrigation par les eaux usées très hautement significative ($p= 0.000015$) (Tab. 14) en comparaison avec le témoin. Cette analyse indique aussi un effet horizon très hautement significative ($p= 0.000000$). En revanche, l'effet parcelle n'est pas significatif (Tab. 14).

Tableau 14. Carrés moyens de l'analyse de la variance des variables porosité et capacité de rétention en eau mesurées dans le sol

Paramètres	Effet irrigation	Effet horizon (1)	Effet parcelle (2)	Effet 1x 2
Porosité	0.000015***	0.000000***	0.999 ^{ns}	0.255 ^{ns}
Capacité de rétention en eau				
PF 0	0.0033**	0.124 ^{ns}	0.174 ^{ns}	0.000001***
PF 1.6	0.0035**	0.761 ^{ns}	0.314 ^{ns}	0.00087***
PF 1.9	0.0086**	0.288 ^{ns}	0.346 ^{ns}	0.148 ^{ns}
PF 2.5	0.0088**	0.100 ^{ns}	0.117 ^{ns}	0.057 ^{ns}
PF 3	0.033*	0.495 ^{ns}	0.015*	0.028*
PF 4.2	0.016*	0.083 ^{ns}	0.345 ^{ns}	0.0072**

ns,*,** , *** : effet non significatif, significatif à 5% , 1% et 1‰ respectivement

Les valeurs de la porosité totale, calculées à partir des mesures de densité apparente sont élevées dans les horizons des parcelles irriguées avec les eaux usées comparées au sol témoin et les valeurs les plus élevées sont enregistrées en surface qu'en profondeur notamment au printemps. En effet, les valeurs de porosité varient dans les sols irrigués avec les eaux usées de 48.67 à 50.28% au printemps et de 48.32 à 49.82% en automne dans la partie superficielle 0-20 cm et de 43.61 à 46.77% et de 41.53 à 46.2% respectivement dans la partie profonde 20-40 cm et de 44.41% et 39.24% aux couches (0-20 et 20-40 cm) du sol témoin irrigué à l'eau de pluie (Annexe. 2. Tab. 4) (Fig. 42).

Il ressort de ces résultats que les eaux usées contribuent fortement à l'amélioration de la porosité du sol, Par leur apport de fortes doses en matières organiques fermentescibles, celles-ci favorisent l'agencement des agrégats du sol en améliorant la porosité totale ce qui permet un bon drainage. TOLLEFSON [2005], Indique que la texture du sol et la matière organique sont des facteurs qui influencent de façon très importante la porosité du sol. Toutefois, ce même auteur précise que les sols de textures fines, riches en matière organique et possédant des structures granuleuses bien développées sont de bons exemples de sols pourvus d'une porosité totale élevée.

De nombreuses études réalisées dans des conditions pédoclimatiques variées concluent à une diminution de la densité apparente dans les cinq à dix premiers centimètres de sol irrigué par les eaux usées comparé à un sol non irrigué par ces eaux [EHLERS et al, 1983; HAMMEL, 1989; HILL, 1990; GRANT et LAFOND, 1993 ; RHOTON et al, 1993; UNGER et JONES, 1998; LAMPURLANES et CANTERO- MARTINEZ, 2003; BASIC et al, 2004]. TEBRÜGGE

et DÜRING [1999] montrent que l'écart de densité apparente entre un sol irrigué par les eaux usées et un sol non irrigué est maximal.

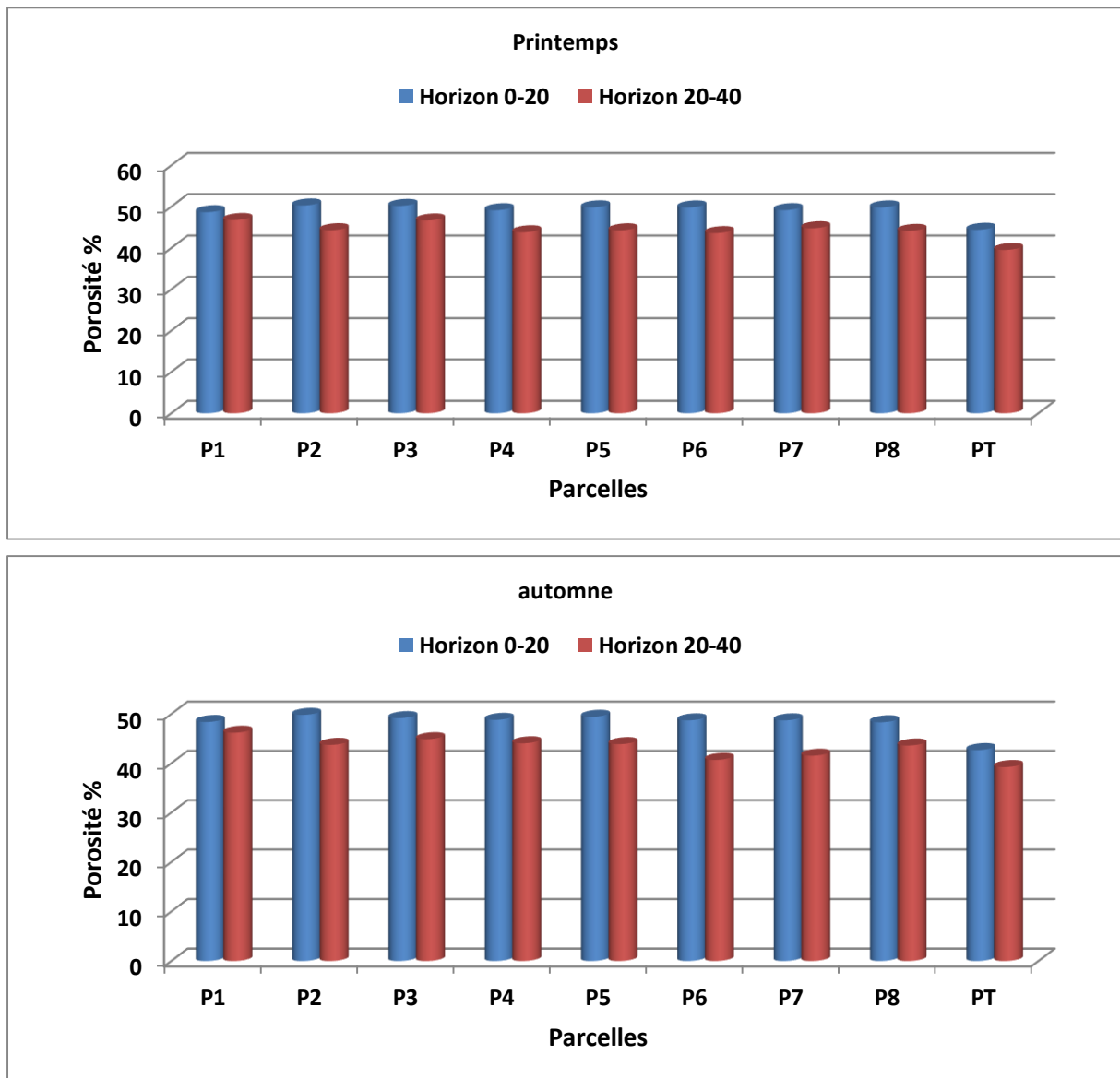


Figure 42. Variation des valeurs de la porosité totale pour les deux saisons printemps et automne dans les sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

La porosité élevée mesurée dans les horizons des parcelles irriguées à l'eau usée brute est liée à l'augmentation des taux de matière organique issu de ces eaux et à la présence d'une activité lombricienne importante assurant une certaine régénération de la structure, ce qui correspond à une augmentation de l'agrégation (biopores). En effet, la stabilité des agrégats est corrélée à la quantité de carbone organique présent dans le sol [STENGEL et al, 1984]. Comme cette quantité augmente sensiblement en irrigué, les agrégats sont plus stables dans cette situation culturale.

Il faut rappeler que lors des prélèvements des échantillons, nous avons remarqué une augmentation des populations de vers de terre dans les sols des parcelles irriguées par les eaux usées brutes, et ce en comparaison au sol témoin et particulièrement dans l'horizon de surface (0-20 cm) et durant la période printanière. L'augmentation des populations de vers de terre constatée en irrigué peut effectivement s'accompagner d'une augmentation du nombre de biopores [TEBRÜGGE et DÜRING, 1999 ; MCGARRY et al, 2000 ; TAN et al, 2002]. Le réseau poral qu'ils définissent présente souvent une continuité élevée [BLEVINS et al, 1983], ces pores participent activement à la pénétration des racines et aux mouvements de l'eau dans le sol [DEXTER, 1991]. De plus, lors de leurs déplacements, les vers de terre géophages ingèrent des particules de sol qu'ils mélangent dans leur intestin avec des résidus organiques comme les polysaccharides ; les turricules excrétés sont des agrégats stables [SIX et al, 2004].

Les horizons superficiels tendent à posséder une porosité totale plus élevée que les horizons profonds. Ces derniers tendent à avoir peu de matière organique pour encourager la formation de structures granuleuses. Aussi, le poids des horizons de surface favorise le compactage des horizons inférieurs [TOLLEFSON, 2005].

Les valeurs de porosité varient néanmoins d'une parcelle à l'autre. Les valeurs les plus élevées sont détectées dans les parcelles 2 et 3. Ceci s'explique par la différence de fréquence d'irrigation, du volume d'eaux usées apporté à chaque irrigation, de la topographie du terrain, de l'activité structurante des racines (qu'elle-même dépend de l'espèce présente sur la parcelle agricole) et à l'influence évidente des pratiques culturales (type de labour, traitements phytosanitaires pouvant avoir des effets nocifs sur le développement de certaines espèces de lombriciens).

2-13-2- Rétention en eau du sol

Les propriétés hydriques ont aussi été abordées pour le stockage de l'eau à travers des mesures de rétention à différents potentiels.

Les résultats de l'analyse de la variance pour les différents potentiels hydriques appliqués indiquent, un effet irrigation significatif à hautement significatif (Tab. 14) par rapport au témoin. L'effet parcelle n'est significatif que pour le potentiel hydrique 3 (PF3). L'effet horizon, en revanche n'est pas significatif pour tous les potentiels hydriques appliqués.

Les résultats de la teneur en eau massique des horizons des parcelles agricoles étudiées en fonction de différents potentiels hydriques sont présentés sur la (Fig. 43).

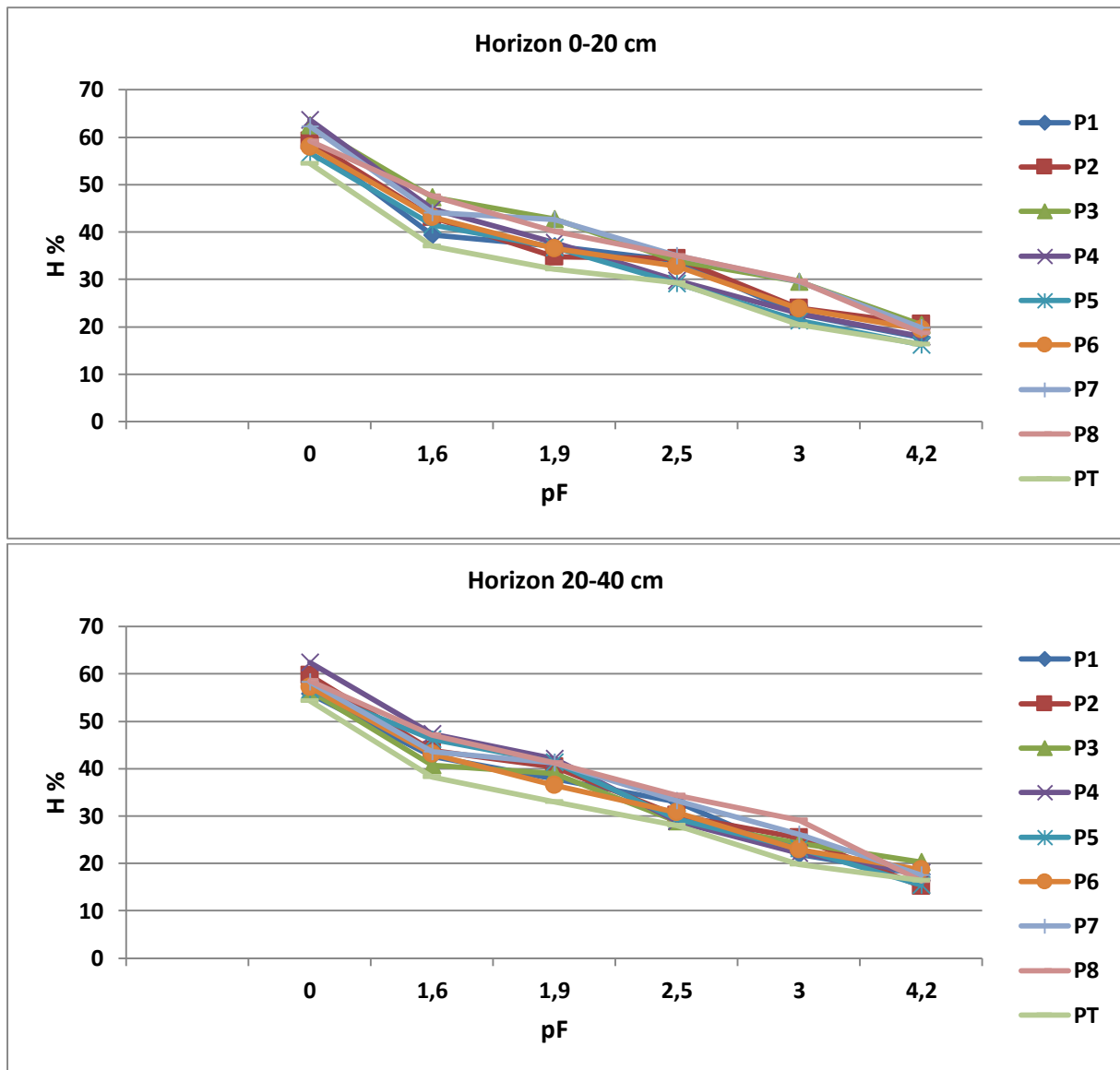


Figure 43. Courbes de rétention en eau en fonction du potentiel hydrique pour les deux horizons des sols irrigués par les eaux usées et témoin (P1-P8 : parcelles irriguées par les eaux usées ; PT : parcelle témoin)

Quel que soit le potentiel, le sol en irrigué retient plus d'eau que le sol en pluvial. Cette différence résulte principalement du maintien d'une quantité élevée de MO des sols irrigués par les eaux usées. GOBAT et al. [2003], indique que la teneur en eau du sol pour un état donné, donc à un pF donné n'est pas identique pour tous les sols, elle dépend énormément de sa constitution : structure, texture, matière organique et sesquioxydes. Les sols avec de forts contenus en argiles et en matière organique sont capables de retenir beaucoup d'eau et de ce fait, ils sont généralement plus productifs sous les climats arides ou semi-arides [TOLLEFSON, 2005].

De nombreuses études s'accordent pour montrer qu'un sol déjà irrigué par les eaux usées retient plus d'eau [DAO, 1993; ARSHAD et al, 1999; FERRERAS et al, 2000 ; BAUMHARDT et JONES, 2002 ;BHATTACHARYYA et al, 2006] du fait de la modification de l'espace poral mais aussi du fait de la présence des résidus en surface qui réduisent l'évaporation [GUERIF, 1986 ; MUNAWAR et al, 1990].

Pour les valeurs plus élevées du pF, la rétention de l'eau est due de plus en plus à l'absorption par les particules et elle se trouve ainsi influencée par la texture et par la surface spécifique du matériau du sol. En revanche, Pour les valeurs faibles du pF, c'est-à-dire inférieures à 2.5, les différences de teneurs en eau massique entre horizons et surtout entre parcelles (positions) peuvent être reliées à des différences de structure du sol. Ainsi, une rétention de l'eau élevée dans un sol en irrigué s'explique souvent par des micro- et mésoporosités plus importantes que celles d'un sol non irrigué. De plus LUXMOORE [1981], montre que la microporosité (pores de diamètre équivalent $< 30 \mu\text{m}$) observée au sein des déjections produites par les vers de terre et la mésoporosité (pores de diamètres équivalents compris entre $30 \mu\text{m}$ et $1000 \mu\text{m}$,) qui est liée au dépôt des déjections lombriciennes dans le sol (porosité d'assemblage,) vont participer à la rétention en eau du sol.

2-14- Conclusion

L'irrigation avec les eaux usées brutes de l'Oued El Gourzi modifie les paramètres du sol. Elle a entraîné une augmentation du pH et une accumulation des sels dans les sols. Ainsi, la CE mesurée atteint la barre de 0.6 dS/m dans quelques points de mesure. Cette pratique contribue à l'augmentation de la fertilité du sol par l'amélioration significative des teneurs de l'azote, du phosphore assimilable, du potassium assimilable, du calcium, du magnésium, de la Capacité d'Echange Cationique, des matières organiques. Une augmentation significative du pourcentage de sodium échangeable a été aussi notée dans les sols des parcelles irriguées par les eaux usées brutes. Cependant, ces taux sont relativement faibles et loin de la limite de 15% à partir de laquelle les agrégats du sol commencent à subir les processus de dégradation structurale. L'irrigation avec les eaux usées a aussi entraîné une légère augmentation du taux des éléments traces métalliques, mais ces teneurs sont faibles à l'exception Fe et n'excèdent pas les valeurs maximales fixées par la norme AFU44 041 dans le sol. Ces teneurs, faibles et très négligeables, n'auront aucun effet de toxicité ni sur le sol ni sur la plante, leur mobilité dans les sols est très difficile suite au pH alcalin. Les effets de l'irrigation à l'eau usée sont aussi marqués sur l'amélioration de la Porosité et de la capacité de rétention en eau du sol.

3- Impact des rejets urbains et industriels de l'Oued El Gourzi sur la qualité des eaux souterraines de la région de Fesdis

La discussion des résultats des analyses physicochimiques des eaux souterraines de la région de Fesdis est faite sur la base des normes Algériennes et celles de l'OMS fixées pour la qualité de l'eau potable.

3-1- Etude Piézométrique

L'état piézométrique a été étudié à partir des données piézométriques recueillies uniquement sur des puits captant la partie supérieure de notre système aquifère. Nous n'avons pas fait de mesures piézométriques sur les forages captant les aquifères profonds par manque d'équipement spécifique.

Quatre campagnes piézométriques ont été effectuées pour cette étude (février, Mai, juillet et novembre) et pour mieux visualiser la variation dans le temps des niveaux piézométriques, la cartographie qui suit, permet la mise à jour de toutes les situations qu'a connu l'aquifère pendant la période d'observation.

Nous remarquons qu'on a un écoulement général du SW vers le NE selon la même direction que celle des eaux de surface. Dans le détail on peut distinguer deux zones, une au SW et l'autre au NE (Fig. 44).

La zone SW est caractérisée par un écoulement vers le SE à l'Ouest et vers le NW à l'Est, ce qui traduit un drainage de la nappe par Oued Gourzi dans cette partie de l'aquifère.

La zone NE est caractérisée par un comportement hydrodynamique mixte ; drainage et alimentation en même temps vis-à-vis du cours d'eau principal surtout dans la partie Est.

Quant aux conditions aux limites de l'aquifère, on a :

- Les courbes piézométriques qui sont parallèles aux limites de l'aquifère ce qui permet de dire qu'on a des limites à flux imposé entrant ;
- Une limite à flux imposé entrant à l'amont et une limite à flux imposé sortant à l'aval ;
- Une limite à potentiel imposé en relation avec l'oued.

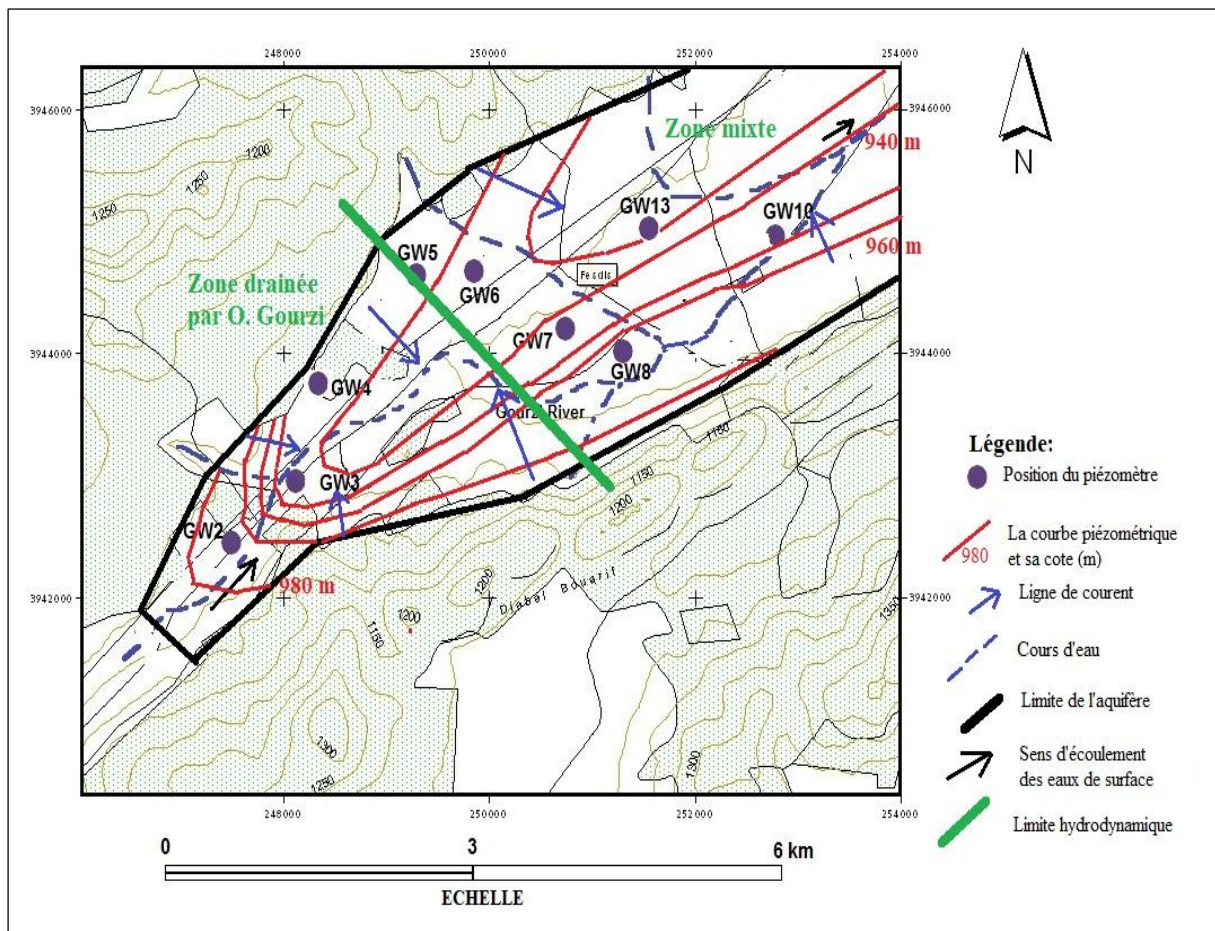


Figure 44. Carte piézométrique.

3-2- L'analyse de la variance

L'analyse de la variance à un facteur des données mesurées sur les paramètres des eaux souterraines au seuil de signification $\alpha = 0.05$, indique des effets position et temps significatifs pour l'ensemble des variables mesurées sur l'eau souterraine (Tab.15). Les variables les plus liées aux facteurs étudiés sont, la température ($p = 0.000009$), la CE ($p = 0.000000$), la salinité ($p = 0.000000$), le TDS ($p = 0.000000$), les ions sulfates SO_4^{2-} ($p = 0.000000$), les nitrates NO_3^- ($p = 0.000291$), l'oxygène dissous $\text{O}_{2\text{dis}}$ ($p = 0.000024$), les bicarbonates HCO_3^- ($p = 0.010277$), le chrome Cr ($p = 0.000000$), le plomb Pb ($p = 0.000000$), et le fer Fe ($p = 0.0181$), qui varient considérablement avec le temps. Ceux variant dans l'espace sont : la Turbidité ($P = 0.001553$), le TAC ($p = 0.02021$), le TH ($p = 0.00157$), les ions chlorures Cl ($p = 0.00000$), la DBO_5 ($p = 0.003469$), la DCO ($p = 0.000103$), le calcium Ca^{2+} ($p = 0.000089$), le magnésium Mg^{2+} ($p = 0.000091$), le sodium Na^+ ($p = 0.032469$) et le potassium K^+ ($p = 0.000000$).

Tableau 15. Effet de la saison et de la position sur les paramètres mesurés dans l'eau

Paramètres	F effet saison	P effet saison	F effet position	P effet position
température	11.215	0.000009***	1.377	0.2106 ^{ns}
pH	2.24	0.0949 ^{ns}	1.660	0.1066 ^{ns}
CE	22.481	0.000000***	1.370	0.2138 ^{ns}
Salinité	23.1609	0.000000***	1.307	0.2473 ^{ns}
Turbidité	0.590	0.6242 ^{ns}	3.323	0.001553**
Ca ²⁺	0.801	0.4989 ^{ns}	4.534	0.000089***
Mg ²⁺	1.680	0.1826 ^{ns}	4.526	0.000091***
Na ⁺	0.719	0.5448 ^{ns}	2.129	0.032469*
K ⁺	0.674	0.5720 ^{ns}	22.795	0.000000***
TDS	23.153	0.000000***	1.221	0.2989 ^{ns}
TAC	2.530	0.06716 ^{ns}	2.313	0.02021*
TH	1.197	0.3200 ^{ns}	3.318	0.00157**
Cl ⁻	0.399	0.754 ^{ns}	12.329	0.000000***
SO ₄ ²⁻	23.814	0.000000***	0.467	0.9308 ^{ns}
HCO ₃ ⁻	4.158	0.010277*	1.428	0.187 ^{ns}
NH ₄ ⁺	1.129	0.345 ^{ns}	1.600	0.1236 ^{ns}
NO ₂ ⁻	1.493	0.227 ^{ns}	1.073	0.4069 ^{ns}
NO ₃ ⁻	7.500	0.000291***	1.392	0.2035 ^{ns}
PO ₄ ³⁻	0.471	0.703 ^{ns}	1.001	0.4671 ^{ns}
DCO	0.0078	0.99 ^{ns}	4.470	0.000103***
DBO ₅	0.640	0.592 ^{ns}	3.0014	0.003469**
O ₂ dissous	10.09	0.000024***	0.668	0.7816 ^{ns}
Cr	21.574	0.000000***	0.872	0.5864 ^{ns}
Pb	17.514	0.000000***	0.561	0.8699 ^{ns}
Cd	0.848	0.4737 ^{ns}	1.089	0.3939 ^{ns}
Ni	1.829	0.1532 ^{ns}	1.481	0.1651 ^{ns}
Fe	3.657	0.0181*	1.805	0.0741 ^{ns}

CE : conductivité électrique, **TDS** : taux de matière sèche, **TAC** : titre alcalimétrique complet, **TH** : dureté totale, **F** : valeur de la statistique de Fisher (F observable), **P** : probabilité du test (Effet < 0.05, absence d'effet > 0.05), **ns** : non significatif, * significatif, ** hautement significatif, *** très hautement significatif.

3-3- Caractérisation physico-chimique

3-3-1- La température

Selon RODIER et al.[1996], il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision. Celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la dissociation des sels dissous donc sur la conductivité électrique, dans la détermination du pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels etc.

Les valeurs de la température des eaux souterraines de la région de Fesdis présentent des différences significatives d'une saison à l'autre. Elles varient entre un minimum de 5.1°C (P5 et P9) en février et un maximum de 19.9 à 22.7 °C (P10 et F3) en juillet (Fig. 45). Mais restent inférieures à la valeur limite de potabilité fixée aussi bien par la norme Algérienne (25°C) [JORADP, 2011] que celle de l'OMS (30°C) [OMS, 2008].

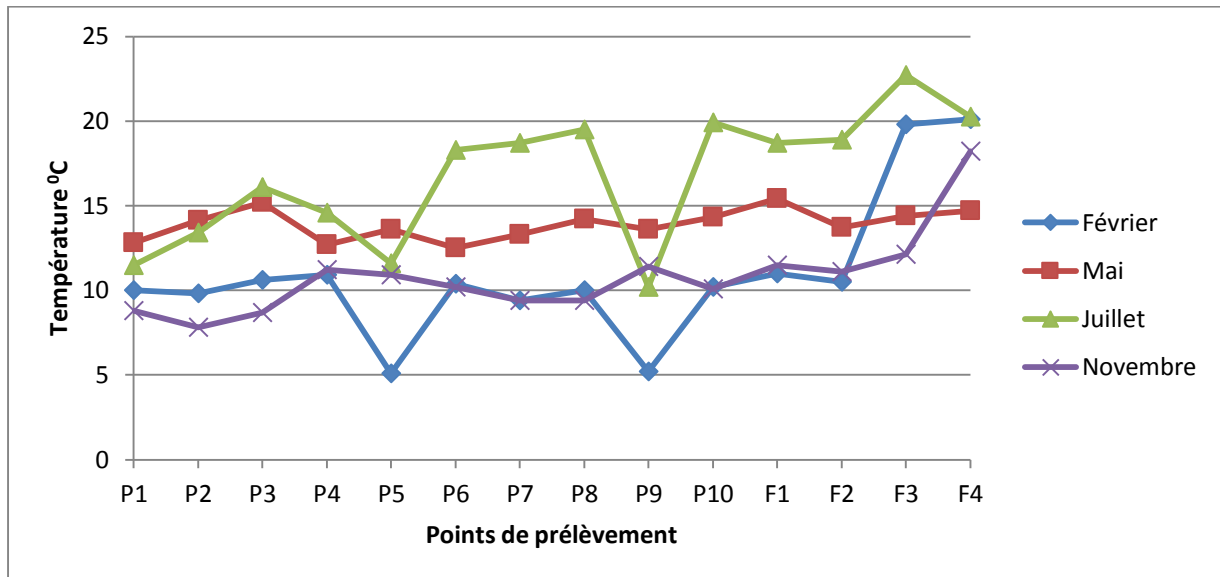


Figure 45. Variation spatio-temporelle des valeurs de la température des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages)

3-3-2- Le pH

Le pH de l'eau mesure la concentration des protons H^+ contenant dans l'eau. Il résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique et il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates [HIMMI et al, 2003]. Le pH influence la plupart des mécanismes chimiques et biologiques dans les eaux [MEYBECK et al, 1996].

Les eaux souterraines de la région de Fesdis sont caractérisées par un PH relativement neutre à alcalin (tend vers l'alcalinité), dont les valeurs comprises entre 6.73 et 7.96 (Fig. 46). Les valeurs les plus élevées du pH ont été enregistrées au cours des périodes humides (P4 et F2). Ces valeurs ne dépassent pas la norme Algérienne requise pour les eaux de consommation (6.5-8.5). L'OMS ne recommande pas de valeur guide mais un optimum entre 6.5 et 9.5. En générale le pH est lié à la nature des terrains traversés par ces eaux souterraines.

Les valeurs du pH dans les eaux souterraines de la région de Fesdis sont comparables à celles des eaux souterraines dans la plaine d'Annaba (Algérie) pendant la période des basses eaux [BOUGHERIRA et AOUN-SEBAITI, 2012].

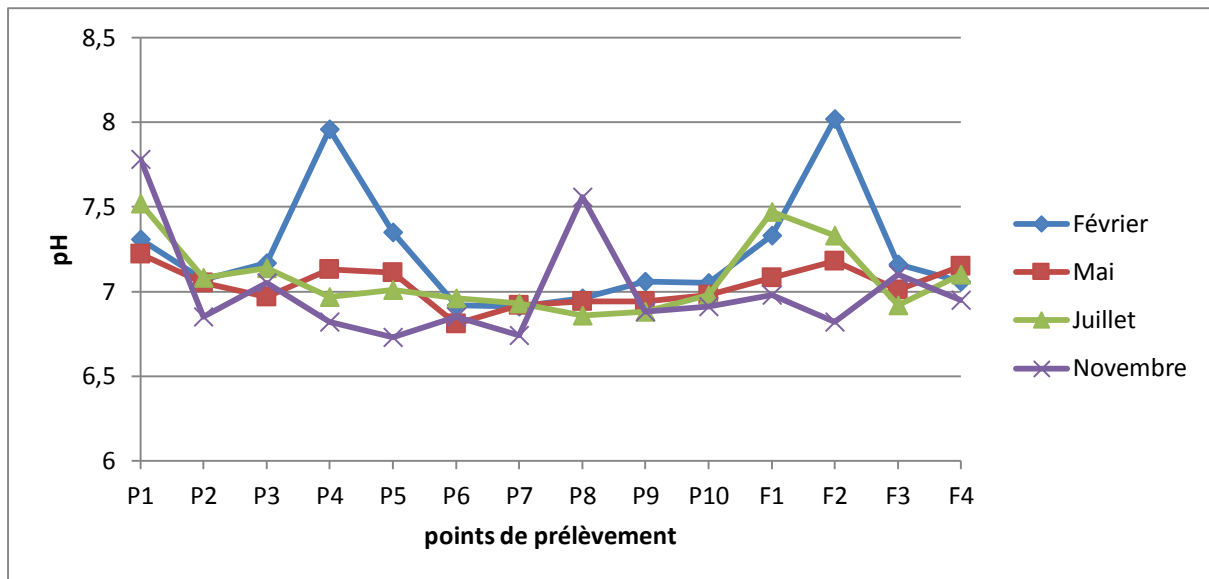


Figure 46. Variation spatio-temporelle des valeurs du PH des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages)

3-3-3- La conductivité électrique et la salinité

Selon RODIER et al. [2009], La conductivité permet d'apprécier le degré de minéralisation de l'eau dans la mesure où la plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement.

L'analyse de la variance des résultats de la CE et de la salinité des eaux souterraines de la région de Fesdis montre une différence hautement significative dans les valeurs de ces deux paramètres dans le temps (Tab. 15). Les eaux des puits et des forages étudiées sont fortement minéralisées et présentent des valeurs de la CE et de la salinité variables, avec un minimum de $1194 \mu\text{S}/\text{cm}$ pour la CE et de 600 mg/l pour la salinité dans le puits1 en mai et des valeurs maximales enregistrées dans le puits 10 durant toutes les campagnes de prélèvement, avec $5590 \mu\text{S}/\text{cm}$ pour la CE et 3000 mg/l pour la salinité en novembre (Fig. 47, 48). Ce dernier représente le puits le plus proche du trajet de l'écoulement des eaux résiduaires.

Nous avons enregistré aussi une grande augmentation dans les valeurs la CE et de la salinité dans tous les points de prélèvement, pendant la campagne de novembre. Ceci concorde avec une élévation des niveaux piézométriques des puits suite à l'infiltration des eaux usées vers la nappe. Cette élévation est généralement, proportionnelle à l'élévation des valeurs de deux paramètres des stations des eaux usées dans la même campagne.

En effet, durant la campagne de novembre, les valeurs de la conductivité électrique pour la majorité des points de prélèvement des eaux souterraines dépassent la valeur

indicative admissible par la norme Algérienne ($2800\mu\text{S}/\text{cm}$) [JORADP, 2011] de l'eau de consommation humaine. Alors que pour les autres campagnes, la plus part des valeurs de la CE sont situées dans cette limite.

Les valeurs de la CE de cette étude restent comparables à celles rapportées par DERWICH et al. [2010] des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou (Maroc).

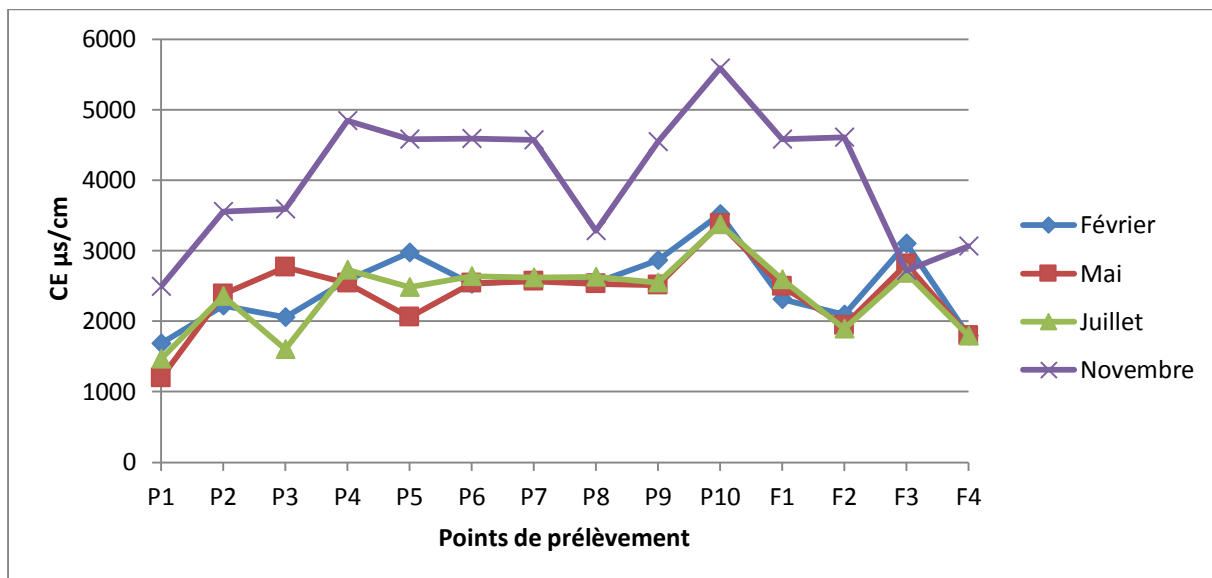


Figure 47. Variation spatio-temporelle des valeurs de la conductivité électrique des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages)

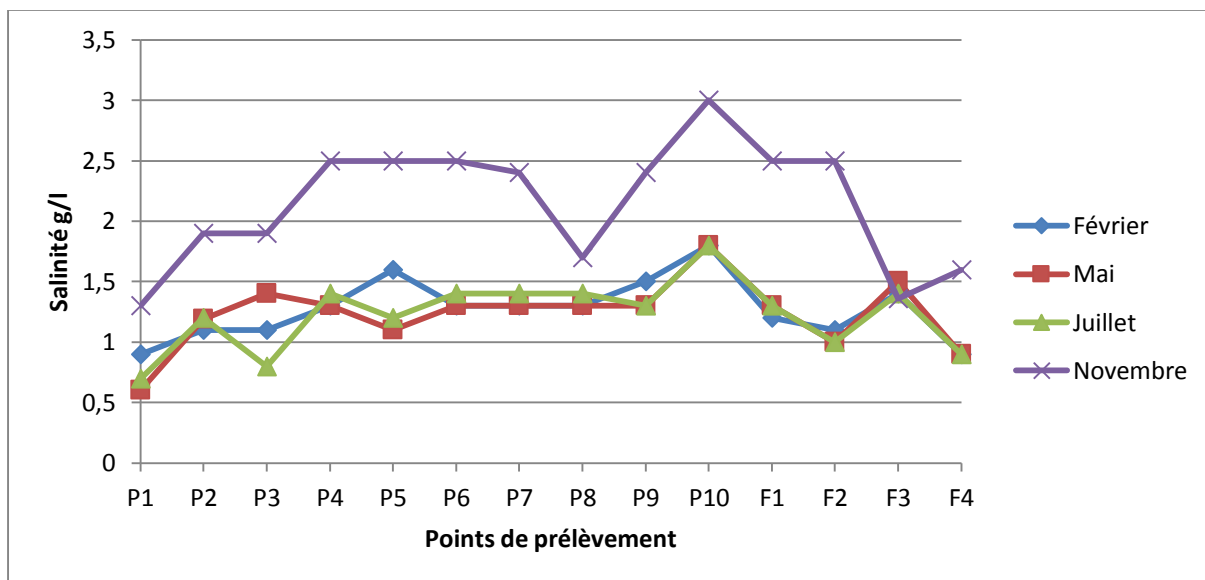


Figure 48. Variation spatio-temporelle des valeurs de la salinité des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages)

3-3-4- La dureté totale

La dureté (ou titre hydrotimétrique) représente la teneur de l'eau en sels de métaux alcalino-terreux (sels de calcium, magnésium, strontium et baryum). Etant donné que le strontium et le baryum sont souvent présents dans l'eau sous forme de traces, la dureté totale se réduit à sa concentration en ions calcium et magnésium, exprimés en millimoles ou en milligrammes par litre (mmol/l ou mg/l) ou en degré français (°F). 1°F correspond à 10 mg de carbonate de calcium dans 1 litre d'eau.

Les valeurs de la dureté totale dans les eaux souterraines étudiées, exprimées en degré français (°f), présentent une grande variation (Fig. 49). Elles oscillent entre un minimum de 51.2°f (512 mg/l) et un maximum de 131.6 °f (1316 mg/l). Temporellement, c'était au mois de février que la dureté totale des eaux souterraines avait marqué les valeurs les plus élevées. Les variations de la dureté totale de l'eau entre 51.2°f et 131.6 °f a conféré aux eaux souterraines de la région de Fesdis un caractère dur, qui serait liée à la nature lithologique de la formation aquifère et en particulier à sa composition en magnésium et en calcium.

Selon RODIER et al. [2009], les eaux provenant de terrains calcaires et surtout de terrains gypseux peuvent avoir des duretés très élevées susceptibles d'atteindre 1 g/L de CaCO₃. Par contre, les eaux en provenance de terrains cristallins, métamorphiques ou schisteux auront des duretés très faibles.

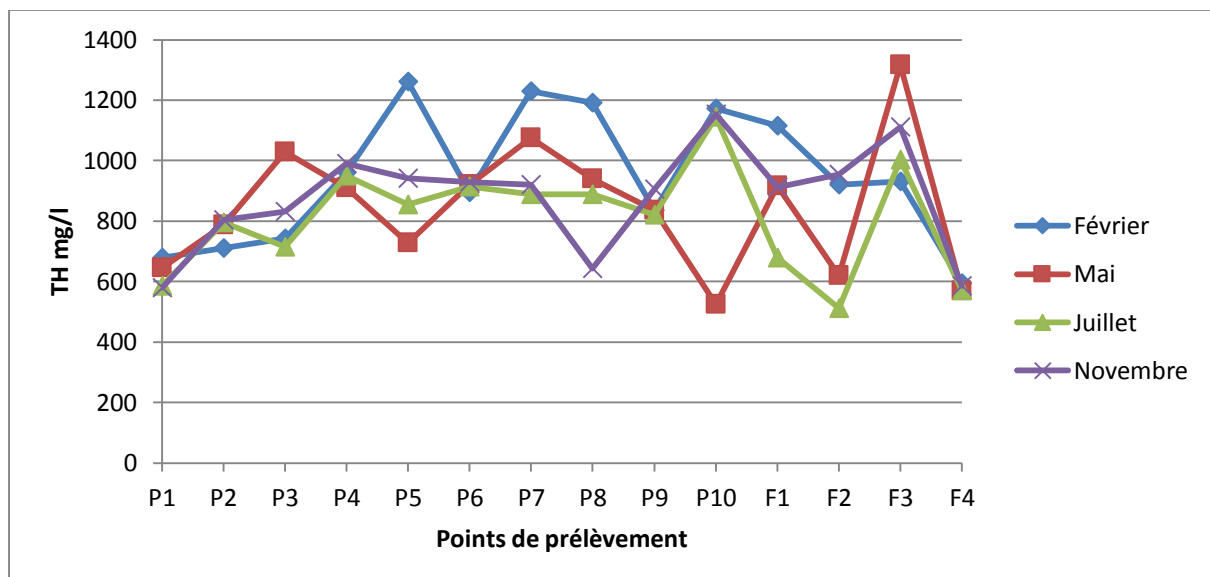


Figure 49. Variation spatio-temporelle des valeurs de la dureté totale des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, ces valeurs sont en dessus de la limite proposée par la norme algérienne (20°f). L'OMS ne recommande pas de valeur mais indique

qu'une dureté élevée peut provoquer la formation de dépôts tandis qu'une faible dureté peut engendrer des problèmes de corrosion [Rodier et al, 2009].

3-3-5- Titre alcalimétrique TA et titre alcalimétrique complet TAC

L'alcalinité d'une eau correspond à la présence d'hydrogencarbonates (HCO_3^-), de carbonates (CO_3^{2-}), d'ions hydroxydes (OH^-) et d'une façon plus limitée, aux ions silicates (HSiO_3^{2-}), phosphates (PO_4^{3-}) ou encore aux espèces moléculaires des acides faibles [Rodier et al, 2009]. Pendant l'analyse, les valeurs de TA sont égales à 0°f, c'est-à-dire, les concentrations de OH^- et CO_3^{2-} sont très faible ou presque nulles. Ainsi, les valeurs de TAC obtenues indiquent la concentration en ion HCO_3^- .

Dans ces eaux souterraines les valeurs du TAC varient de manière presque identique à celles des bicarbonates et les valeurs les plus élevées sont enregistrées durant la campagne de mai. Ces valeurs du TAC varient entre un minimum de 152.03 mg/l (puits 4 en mai) et un maximum de 725 mg/l (puits 10 en novembre) (Fig. 50). Ceci serait être le résultat des teneurs élevées en bicarbonates de ces eaux.

RODIER et al. [2009], indique que dans les eaux naturelles, l'alcalinité, exprimée en HCO_3^- , varie de 10 à 350 mg/l. Une alcalinité comprise entre 25 et 50 mg/l se rencontre dans la plupart des cours d'eau en région à substrat acide (Massif central, Bretagne, Vosges). Dans les régions calcaires (Jura, Normandie, Rhône inférieur), l'alcalinité varie de 100 à 250 mg/l. L'alcalinité dépend aussi des rejets urbains (phosphates, ammoniacque, matières organiques, etc.) ou industriels (apports acides ou basiques). Néanmoins, les valeurs de TAC enregistrées dans les échantillons des eaux souterraines de la région de fedis sont inférieures à la norme algérienne de potabilité (500 mg/l) sauf pour le puits 10 en novembre.

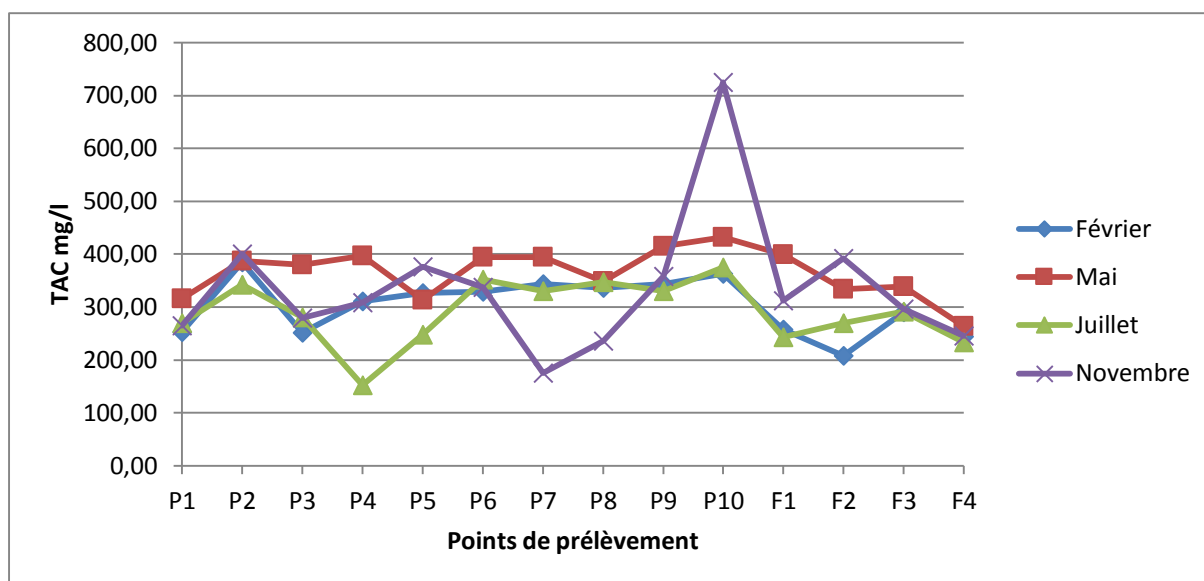


Figure 50. Variation spatio-temporelle des valeurs de titre alcalimétrique complet des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

3-3-6- Les chlorures

L'analyse de la variance des résultats des Chlorures des eaux souterraines de la région de Fesdis montre une différence hautement significative ($p < 0.00000$) dans les valeurs de ce paramètre dans l'espace. Ces eaux présentent des valeurs variables en chlorures oscillent entre 152.22 mg/l, pour le puits1 et 455.30 mg/l, pour le Forage 1 (Fig. 51), avec des valeurs moyennes minimales et maximales de 282.75 mg/l et de 308.62 mg/l respectivement. Les fortes concentrations se trouvent localisées près des zones d'infiltration des eaux usées de surface riches en chlorures. Cependant, les teneurs en chlorures des eaux souterraines de la région de Fesdis ne dépassent pas la valeur indicative recommandée par la norme Algérienne (500 mg/l) [JORADP, 2011] des eaux destinées à la consommation humaine.

Ces valeurs sont largement dépassées par celles rapportées par HASSOUNE et al.[2006] des eaux souterraines au nord de la ville de Settat (Maroc) et sont comparables à celles rapportées par KERBOUB et FEHDI [2014] des eaux souterraines de la région d'El Kantara, Sud-est Algérien. Mais sont largement supérieures à celles des eaux souterraines de la région d'Adiaké (Sud-est côtier de la Côte d'Ivoire) [EBLIN et al, 2014].

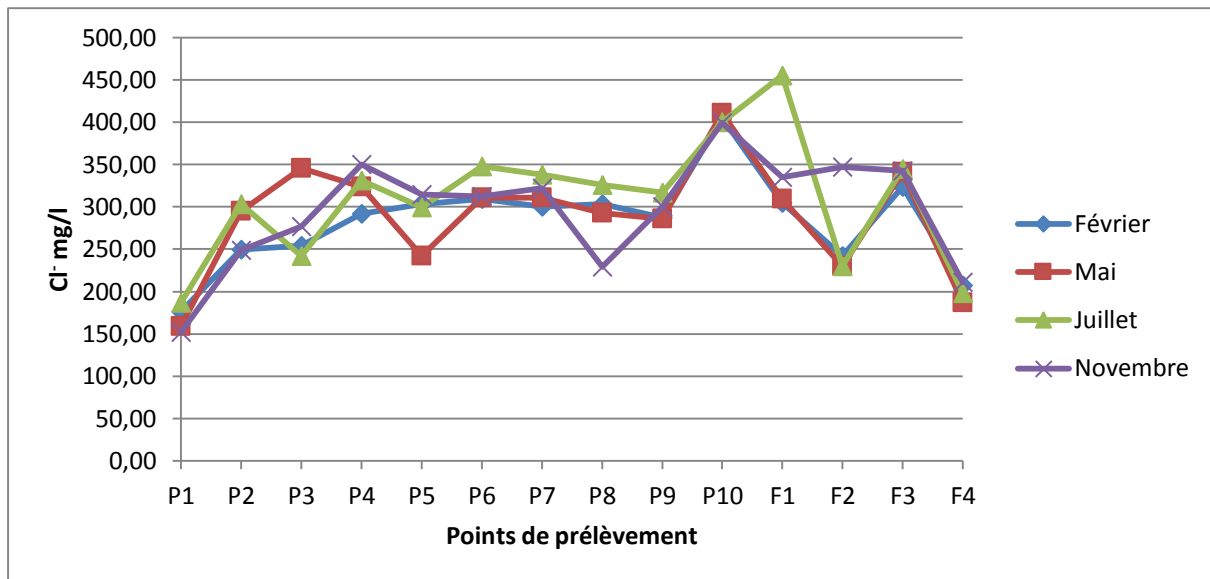


Figure 51. Variation spatio-temporelle des valeurs des chlorures des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

3-3-7- Les sulfates

La concentration en ion sulfate des eaux naturelles est très variable. Dans les terrains ne contenant pas une proportion importante de sulfates minéraux, elle peut atteindre 30 à 50 mg/L, mais ce chiffre peut être très largement dépassé (jusqu'à 300 mg/L) dans les zones contenant du gypse ou lorsque le temps de contact avec la roche est élevé [RODIER et al, 2009]. Ils sont parfois le témoin d'une pollution industrielle (textile, papeterie...) [BENTOUATI et BOUZIDI, 2010]. Ils peuvent, en outre, provenir de l'usage abusif en agriculture, d'engrais ou de produits phytosanitaires dans l'agriculture. Ils constituent également un excellent indicateur d'une pollution par des eaux usées.

Les teneurs en sulfates dans les eaux souterraines de la région de fesdis, révèlent des différences hautement significatives ($p < 0.000000$) (Tab. 15) entre les différentes campagnes de prélèvement. Les valeurs de ce paramètre varient entre un minimum de 22.45 mg/l (puits 8) en juillet et un maximum de 589.3 mg/l (puits10) en novembre avec des valeurs moyennes minimales et maximales de 77.87 mg/l et de 297.60 mg/l respectivement. Durant les trois saisons hiver, printemps et automne, la plupart des échantillons des puits et des forages étudiés présentent des concentrations en sulfate au-dessus de la norme de l'OMS (250 mg/l) pour l'eau potable [OMS, 2008], Sauf puits1 et puits2 (Fig. 52).

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, en raison de problèmes particuliers susceptibles d'introduire une gêne pour le consommateur (goût, corrosion), l'OMS recommande comme valeur limite 250 mg/l. Les directives du Conseil des communautés européennes et la réglementation française retiennent cette dernière valeur de 250 mg/l (SO_4^{2-}).

L'organisme est susceptible cependant de supporter des doses plus élevées, sans inconvénient majeur autre qu'une action laxative temporaire [RODIER et al, 2009].

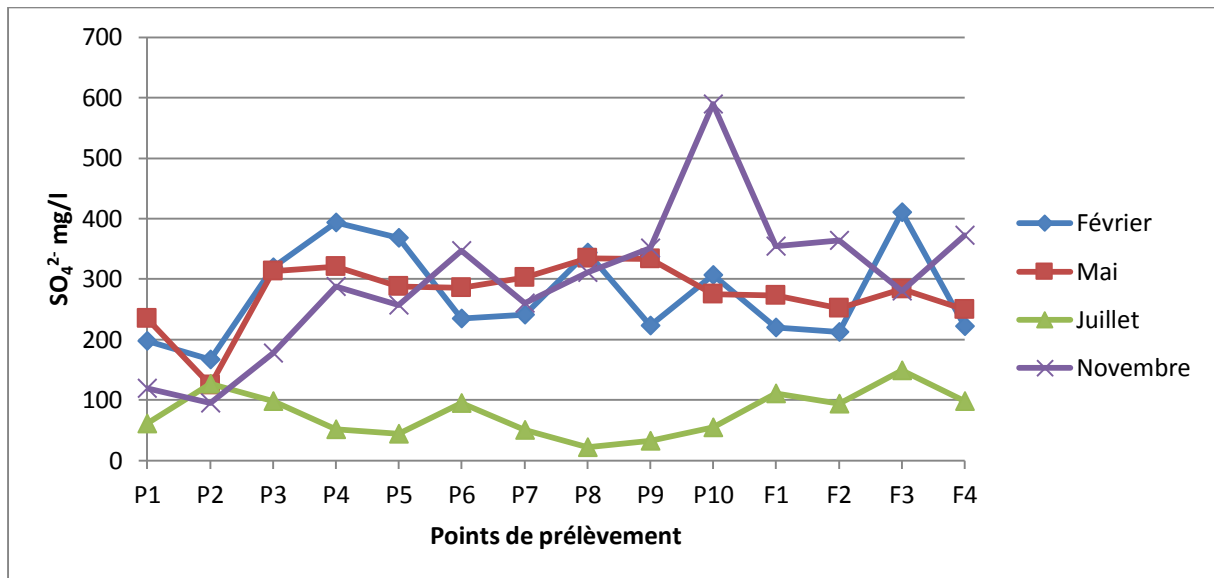


Figure 52. Variation spatio-temporelle des valeurs de sulfates des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

Ces teneurs élevées en sulfates peuvent provenir de la dissolution des formations gypseuses ou de l'infiltration des rejets liquides de l'Oued El Gourzi. En effet les teneurs en sulfates des eaux souterraines de la région de Fesdis restent inférieures à celles rapportées par DERWICH et al. [2010] des eaux de la nappe alluviale du haut sebou (Maroc) et à celles des eaux souterraines de la région d'El Kantara, Sud-est Algérien [KERBOUB et FEHDI, 2014]. Mais sont largement supérieures à celles des eaux souterraines de la région d'Adiaké (Sud-est côtier de la Côte d'Ivoire) [EBLIN et al, 2014].

3-3-8- Les ortho-phosphates

Selon RODIER et al. [2009], la contamination des eaux de nappes par les phosphates est liée aux rejets industriels et domestiques ou par le lessivage des terres cultivées renfermant des engrais phosphatés ou traités par certains pesticides.

Concernant les eaux souterraines de la région de Fesdis, nous avons enregistré l'absence des ortho-phosphates dans la majorité des échantillons des puits et des forages étudiés, sauf la campagne de juillet (Fig. 53) durant laquelle nous avons enregistré de faibles teneurs. Ces valeurs restent inférieures à celles préconisées par la norme Algérienne ainsi que celle de l'OMS pour l'eau potable (0.5 mg/l). Par conséquent, ce paramètre ne constitue pas un risque de pollution majeur pour les eaux de la nappe alluviale étudiée.

Ces teneurs sont comparables à celles obtenus par DERWICH et al. [2010] des eaux de la nappe alluviale du haut sebou (Maroc). Mais restent inférieures à celles rapportées par HASSOUNE et al. [2006] des eaux souterraines au nord de la ville de Settat (Maroc).

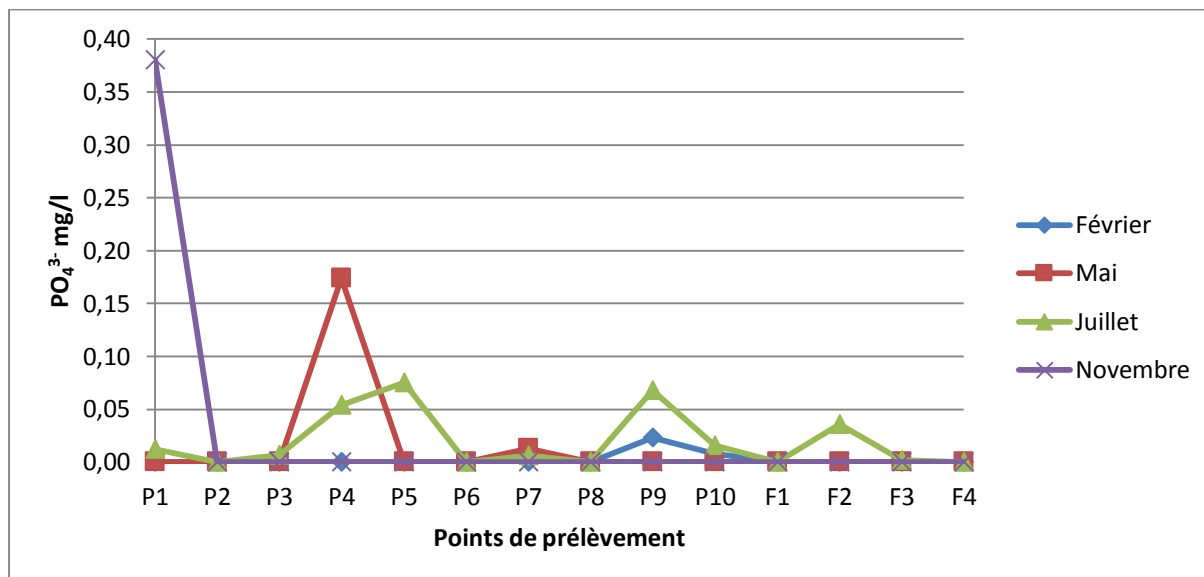


Figure 53. Variation spatio-temporelle des valeurs des orthophosphates des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages). .

3-3-9- Calcium et magnésium

Le calcium est généralement l'élément dominant des eaux potable et sa teneur varie essentiellement suivant la nature des terrains traversés (terrain calcaire ou gypseux) [RODIER et al, 2009].

L'analyse de la variation des résultats obtenus des eaux souterraines montre des différences hautement significatives dans les valeurs de deux paramètres dans l'espace (Tab. 15). La majorité des puits et des forages étudiés présentent des valeurs en Ca^{2+} et en Mg^{2+} variables. Un minimum de 140.28 mg/l pour le calcium et de 54.92 pour le magnésium ont été enregistrés généralement au puits1, les valeurs maximales ont été mesurées aux puits 5, 6, 7, 8, 10 et forage 3 et sont comprises entre 240.48 mg/l et 315mg/l de Ca^{2+} et aux puits 4, 5, 7, 10, forage 1, 2 et 3 et sont variés entre 100.60 mg/l et 134.62 mg/l de Mg^{2+} durant la période humide généralement (Fig. 54). Cependant la plupart des échantillons des eaux souterraines dépassent largement la norme de l'OMS de Ca^{2+} (75 mg/l) et Mg^{2+} (50 mg/l) recommandée pour l'eau potable [OMS, 2008]. L'augmentation de Ca^{2+} et de Mg^{2+} dans les eaux souterraines de la région de Fesdis peut être attribuée soit à l'infiltration des eaux résiduelles riches en calcium et en magnésium, soit à la lithologie de réservoir des terrains traversés. En effet les eaux des pluies successives peuvent solubiliser les ions Ca^{2+} à partir des roches

carbonatées et les ions Mg^{2+} à partir des roches dolomitiques [RODIER, 1996] et les faire pénétrer jusqu'aux eaux de la nappe. En effet, selon le même auteur les eaux s'infiltrant à travers des couches constituées par des roches carbonatées peuvent contenir jusqu'à 100 mg/l de Ca^{2+} .

Les teneurs en Ca^{2+} et en Mg^{2+} dans les eaux souterraines de la région de Fesdis sont largement supérieures à celles des eaux souterraines de la région d'Adiaké (Sud-est côtier de la Côte d'Ivoire) [EBLIN et al, 2014].

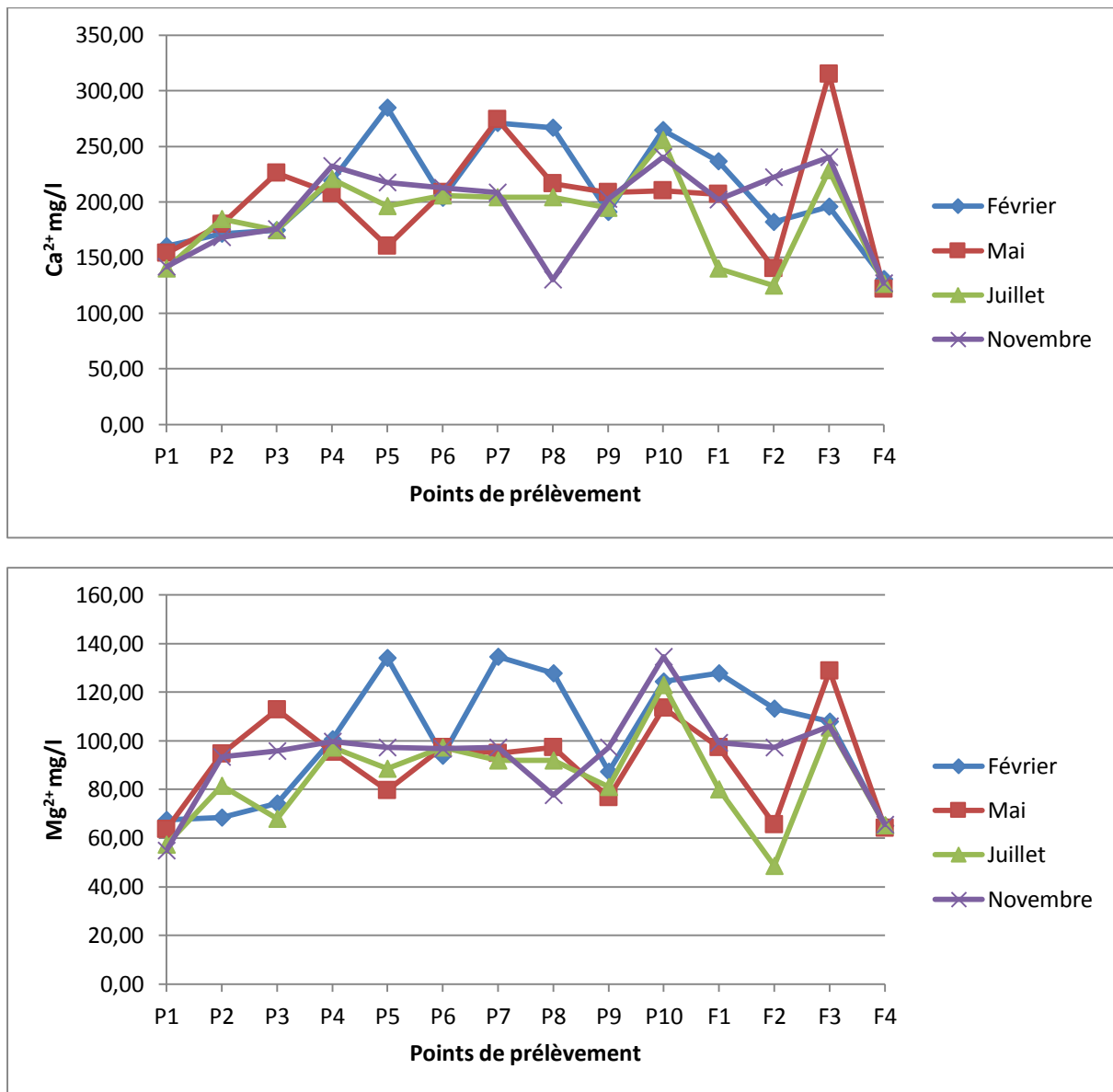


Figure 54. Variation spatio-temporelle des valeurs de calcium et de magnésium des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

3-3-10- Les bicarbonates

Les teneurs en bicarbonates dans les eaux souterraines de la région de Fesdis sont aussi élevées. En effet l'analyse de la variance de résultat de HCO_3^- montre des différences significatives dans les valeurs entre les différentes campagnes de prélèvement (Tab. 15), ces valeurs oscillent de 185.48 mg/l (puits 4) en juillet à 684.50 mg/l (puits 10) en novembre (Fig. 55). Avec des valeurs moyennes minimales et maximales de 291.09 mg/l et de 427.67 mg/l respectivement. Cependant la campagne de mai présente généralement les teneurs les plus élevées. Ces teneurs élevées en HCO_3^- dans les eaux souterraines peuvent être attribuée soit à l'infiltration des effluents liquides de l'Oued El Gourzi riches en bicarbonates, soit à la lithologie de réservoir des terrains traversées (dissolution à partir des sols argileux ou des terres d'âge crétacé).

Les teneurs en bicarbonates dans les eaux souterraines de la région de Fesdis sont largement supérieures à celles des eaux souterraines de la région d'Adiaké (Sud-est côtier de la Côte d'Ivoire) [EBLINet al, 2014].

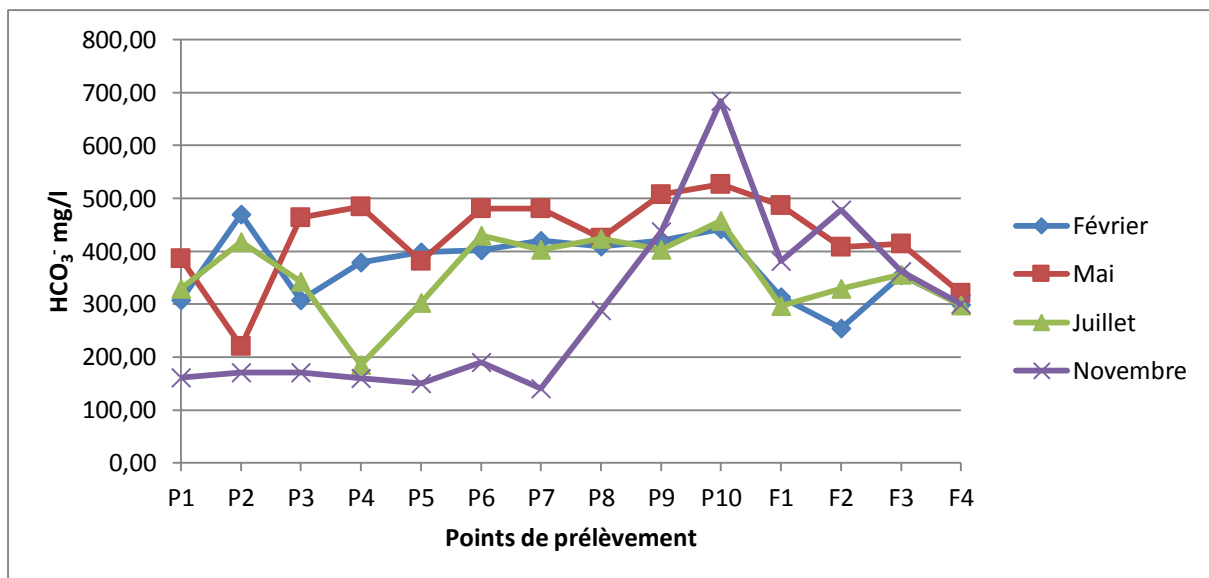


Figure 55. Variation spatio-temporelle des valeurs de bicarbonates des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

3-3-11- Le sodium

Le sodium est un élément constant de l'eau, toutefois, les concentrations peuvent être extrêmement variables allant de quelques dizaines de milligrammes à 500 mg/L et même au-delà. Indépendamment de la lixiviation des formations géologiques contenant du chlorure de sodium, le sel peut provenir de la décomposition de sels minéraux comme les silicates de

sodium et d'aluminium, des retombées d'origine marine, de la venue d'eaux salées dans les nappes aquifères, de son emploi pour faire fondre la neige, des nombreux usages industriels, etc.[RODIER et al, 2009].

Les teneurs en sodium dans les eaux souterraines de la région de Fesdis sont élevées. La plus part des échantillons analysés durant les quatre campagnes de prélèvement présentent des teneurs supérieures à la norme Algérienne et à celle de l'OMS (200 mg/l) de Na⁺ recommandée pour l'eau destinée à la consommation humaine. Les concentrations sont comprises entre 160.2 mg/l et 235.66 mg/l (Fig. 54). Les teneurs élevées de cet élément dans ces eaux sont liées soit à la dissolution des formations triasiques dans la région qui peuvent contenir des évaporites, soit à l'infiltration des effluents liquides de l'Oued El Gourzi.

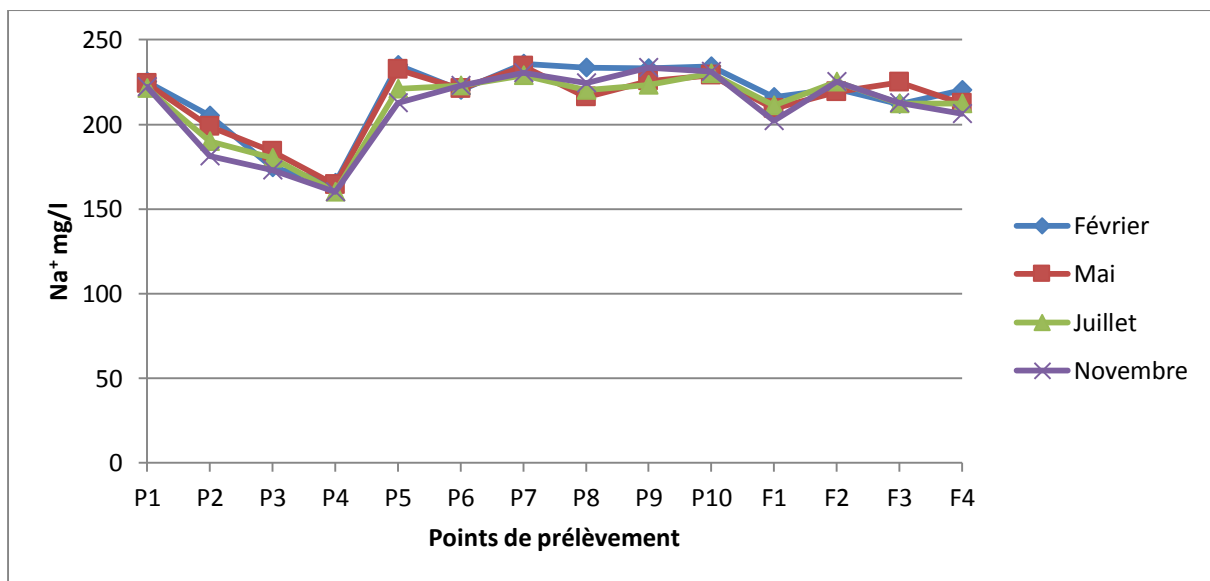


Figure 56. Variation spatio-temporelle des valeurs de sodium des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

3-3-12- Le potassium

Selon RODIER et al. [2009], dans les roches ignées la teneur en potassium est presque aussi importante que celle du sodium, sa présence à peu près constante dans les eaux naturelles ne dépasse pas habituellement 10 à 15 mg/L. Le seuil de perception gustative du chlorure de potassium se situe à environ 20 fois cette valeur. Certains rejets industriels, en particulier de mines de potasse et d'usines d'engrais, peuvent entraîner dans l'eau des quantités de potassium relativement importantes.

L'analyse de la variance des résultats de potassium des eaux souterraines de la région de Fesdis montre une différence hautement significative dans les valeurs de ce paramètre entre

les points de prélèvement (Tab. 15). En effet les teneurs varient entre une valeur minimale de 4.84 mg/l (puits 6) et une valeur maximale de 15.16 mg/l (puits 2) en novembre (Fig. 57).

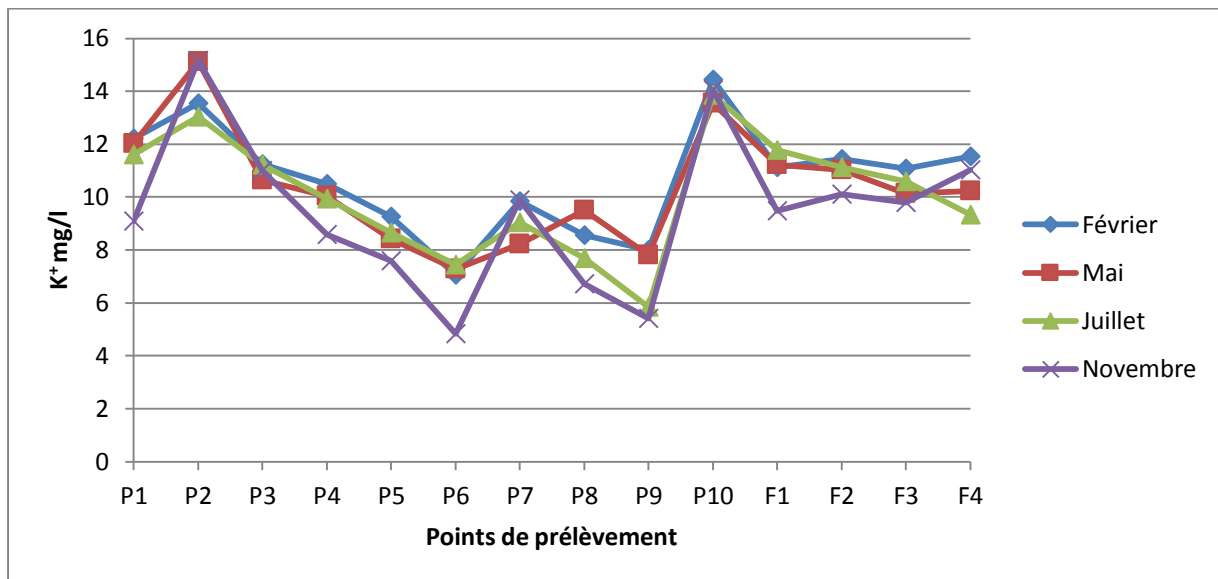


Figure 57. Variation spatio-temporelle des valeurs de potassium des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

À titre indicatif, OMS indiquait comme teneur du potassium dans l'eau destinée à la consommation humaine une concentration maximale admissible de 12 mg/l. La réglementation algérienne retenait cette même teneur limite de 12 mg/l. Néanmoins, les concentrations en potassium observées dans tous les échantillons des eaux souterraines durant les quatre campagnes de prélèvement sont inférieures aux normes de potabilité sauf au niveau des puits 2 et 10, qui présentent des teneurs dépassant légèrement la valeur 12 mg/l. ces deux derniers représentent les puits les plus proches du trajet de l'écoulement des eaux usées.

3-3-13- Les composés azotés

En milieu aquatique la concentration des nitrates dépasse rarement 0.45 mg/l. des valeurs supérieures indiquent des rejets d'eaux usées dans les milieux aquatiques superficiels et souterrains, et surtout une utilisation excessive des fertilisants utilisés en agriculture [CHAMPAN et KIMSTACH, 1996].

Dans les eaux souterraines de la région de Fesdis, Les concentrations en nitrates varient énormément d'une saison à une autre. Pendant les campagnes février, mai et novembre, la pluparts des puits présentent des teneurs en nitrates dépassant largement 50 mg/l recommandée par l'OMS [OMS, 2008] et la norme Algérienne [JORADP, 2011] pour l'eau

potable. De ce fait, les eaux étudiées sont sujettes à un risque de pollution par les nitrates. Des pics importants ont été enregistrés pendant la campagne de février au niveau des puits 4 et 9 avec respectivement 126.40 mg/l et 147.9 mg/l (Fig. 58). Cette augmentation dans les teneurs en nitrates est liée à une infiltration des effluents de l'Oued El Gourzi et au lessivage des terres agricoles. Selon ARUMI et al.[2006] et MOUNI et al. [2009], les aquifères peu profonds ou non confinés peuvent être contaminés par des rejets ou des suintements dus aux pratiques agricoles ou aux réseaux d'égout présents sur le site. La même hypothèse de la faible profondeur est évoquée également par d'autres études [TURIN, 1991; ROUABHIA et al,2004 ; DEGBEY et al 2011]. Cependant la nappe alluviale étudiée connue par sa faible profondeur (8 à 20 m), ce qui pourrait favoriser l'hypothèse de sa contamination par les nitrates issus des eaux résiduaires de l'Oued El Gourzi.

Les concentrations en **ions nitrite** et en **ammonium** de ces eaux souterraines sont faibles à nulles, sauf puits 2 et 4 qui présentent des valeurs dépassant légèrement la norme de potabilité pour les deux paramètres (0.1 mg/l pour les NO_2^- et 0.5 mg/l pour le NH_4^+) (Fig. 59). Ces faibles teneurs en deux ions dans les eaux souterraines de la région de Fesdis pourraient être le résultat de la bonne oxygénation de ces eaux (de 6.7 à 7.6 mg/l d' O_2 dissous).

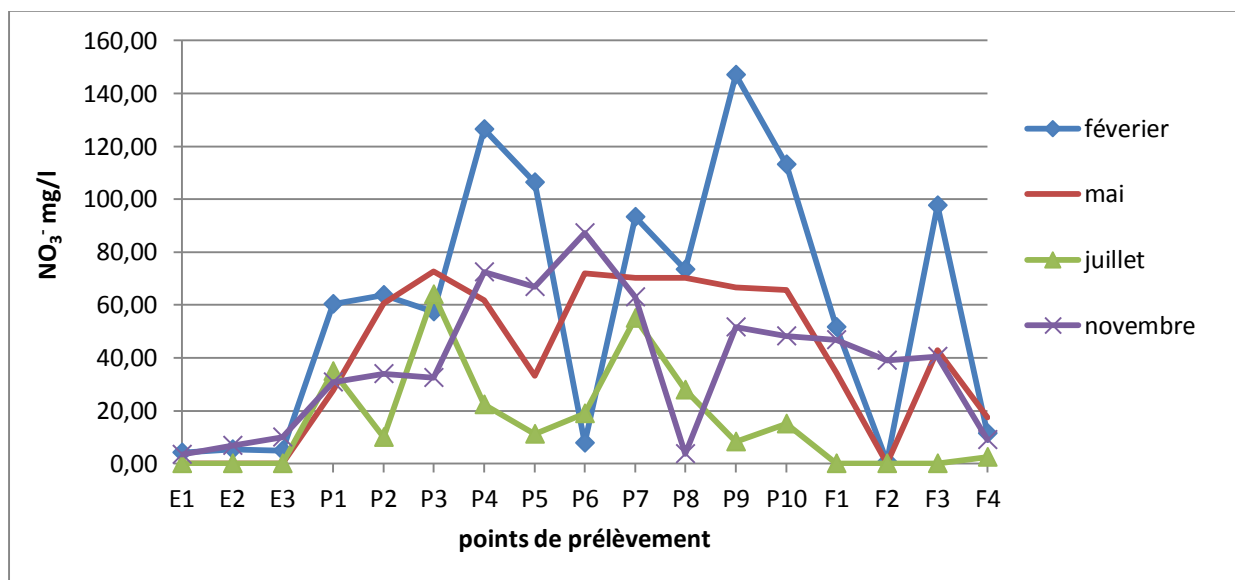


Figure 58. Variation spatio-temporelle des valeurs des nitrates des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

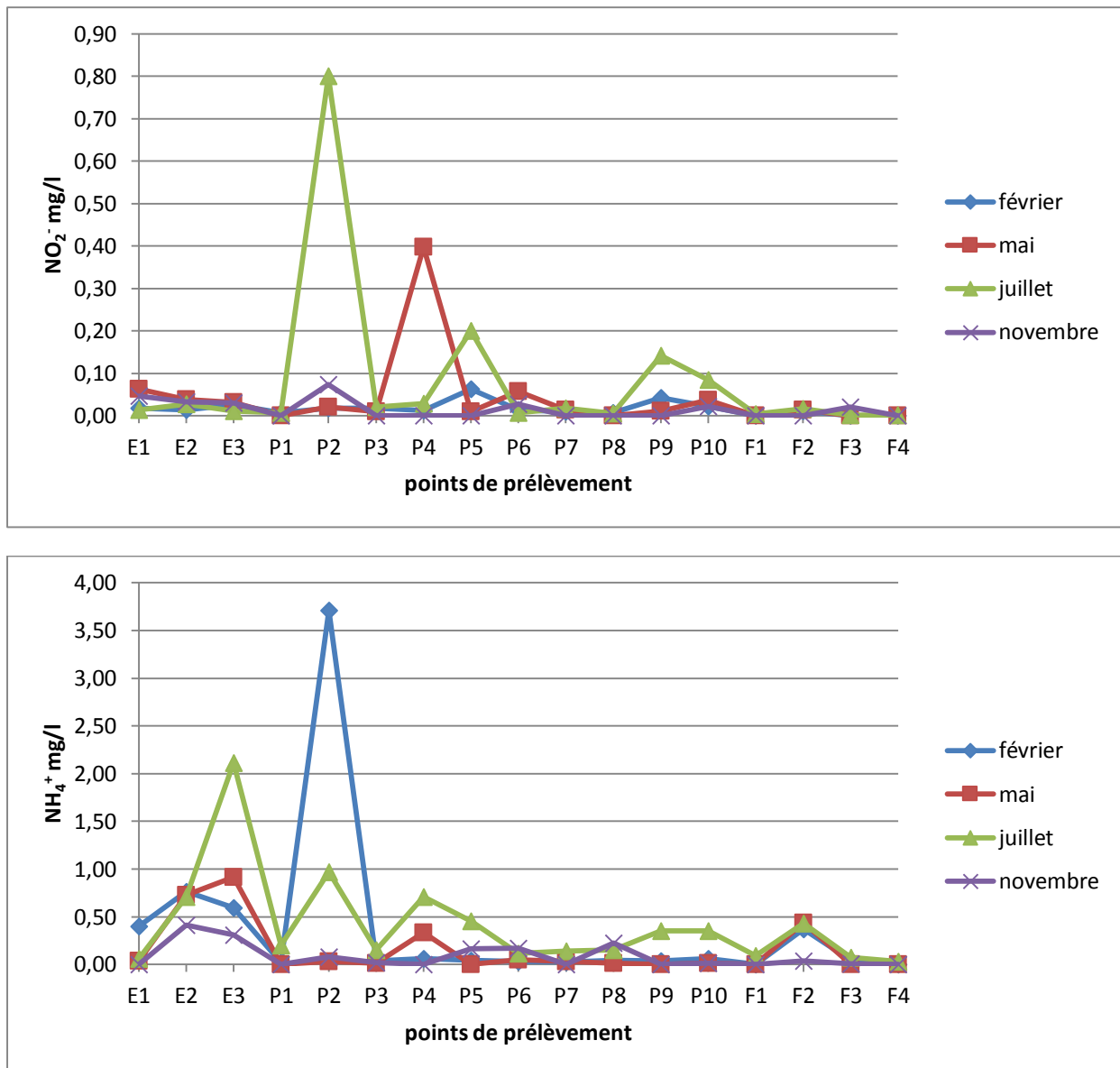


Figure 59. Variation spatio-temporelle des valeurs de nitrite et d'ammonium des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

Les teneurs en nitrates dans les eaux souterraines de la région de Fesdis sont comparables à celles des eaux souterraines de la plaine d'Annaba (Algérie) pendant la période des basses eaux [BOUGHERIRA et AOUN-SEBAITI, 2012] et sont supérieures à celles des eaux souterraines au nord de la ville de Settat (Maroc) [HASSOUNE et al, 2006], à celles des eaux de la nappe alluviale du haut sebou-Maroc [DERWICHE et al, 2010] et à celles rapportées par KERBOUB et FEHDI [2014] des eaux souterraines de la région d'El Kantara, Sud-est Algérien.

3-3-14- La demande biochimique en oxygène, la demande chimique en oxygène et l'oxygène dissous

D'une manière générale ces eaux souterraines ont présenté de bonnes caractéristiques pour ce qui concerne les teneurs en O₂ dissous, DBO₅ et DCO. Ces eaux souterraines montrent bien oxygénées (de 4.46 mg/l à 8.6 mg/l d'O₂), les valeurs de la DBO₅ varient généralement de 1 mg/l à 2 mg/l et celles de la DCO de 18 mg/l à 22 mg/l (Fig. 60, 61, 62). Les concentrations de ces deux derniers paramètres ne dépassent pas 3 mg/l et 30 mg/l respectivement exigée par la norme Algérienne pour l'eau potable. Les faibles valeurs de la DBO₅ et de la DCO sont attribuées au pouvoir épurateur du sol. En effet plusieurs expériences ont montré l'abattement de 80 % à 95 % de la matière organique des eaux usées lors de leur percolation à travers le sol [BICHARA, 1987; BIZE et MINAULT, 1989], cette élimination se fait par dégradation, transformation et oxydation bactérienne.

Ces résultats sont inférieurs à ceux rapportées par KERBOUB et FEHDI [2014] des eaux souterraines de la région d'El Kantara, Sud-est Algérien, à ceux des eaux souterraines de la région de Mzamza (Nord de la ville de Setta, Maroc)[HASSOUNE et al, 2006] et à ceux rapportées par DERWICH et al [2010]des eaux de la nappe alluviale du haut sebou (Maroc).

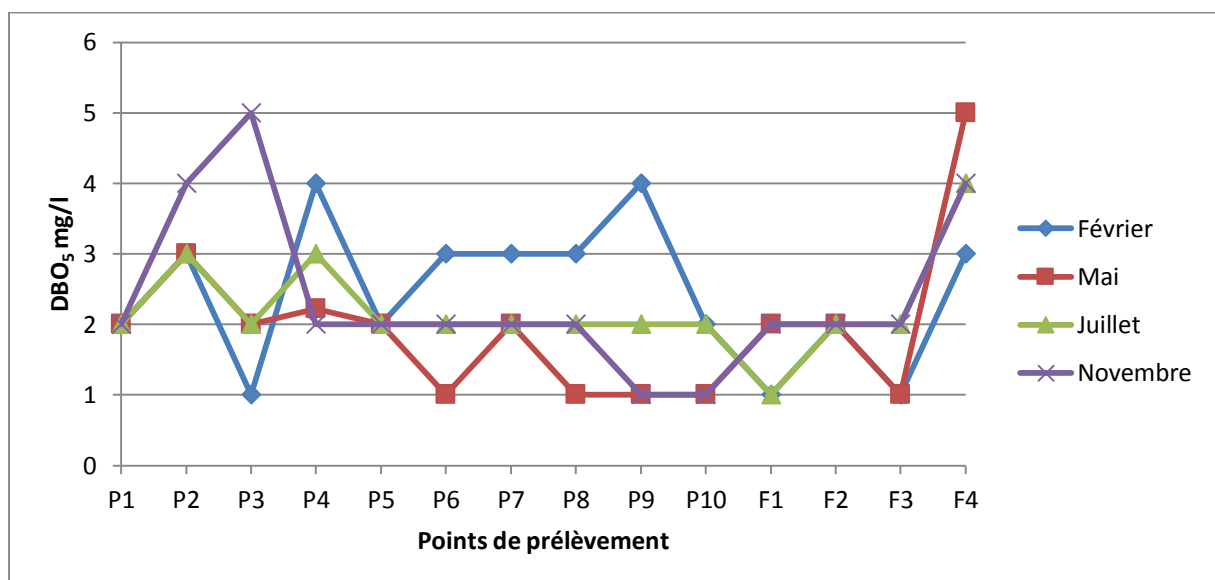


Figure 60. Variation spatio-temporelle des valeurs de DBO₅ des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

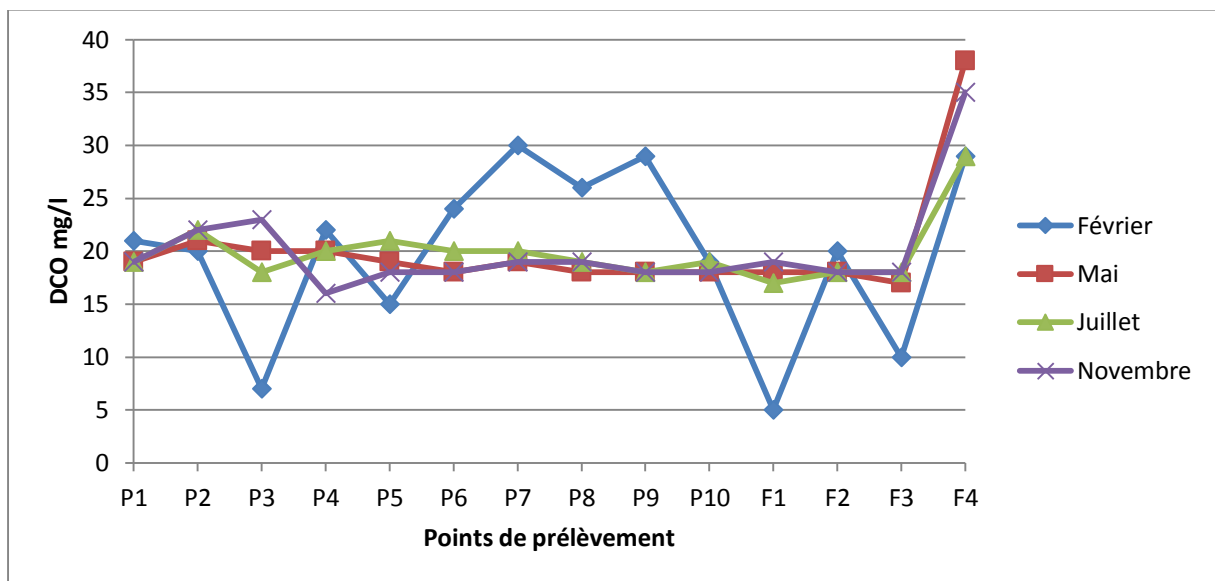


Figure 61. Variation spatio-temporelle des valeurs de DCO des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

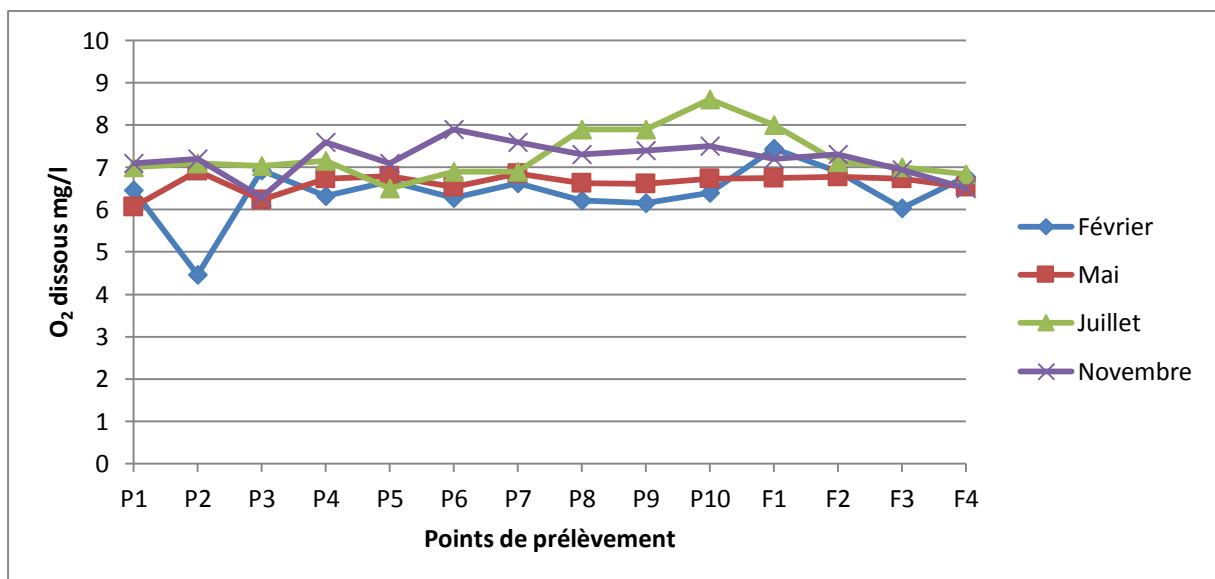


Figure 62. Variation spatio-temporelle des valeurs de l'O₂ dissous des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

3-3-15- Les métaux lourds

En ce qui concerne la concentration des métaux lourds dans les eaux souterraines de la région de Fesdis, les éléments qui semblent être problématiques sont le Fe, Pb, Cd, Cr et Ni. Toutefois il faut signaler que le Zn et Cu sont inexistantes (concentration inférieure à la limite de détection de l'appareil). Ces valeurs varient de 0.01 mg/l à 0.29 mg/l pour le Fe, de 0.22 mg/l à 2.03 mg/l pour le Pb, de 0.02 mg/l à 0.13 mg/l pour Cd, de 0.21 mg/l à 2.55 mg/l pour

le Cr et de 0.01 mg/l à 0.14 mg/l pour le Ni. Les teneurs de ces eaux en Pb, Cd, Cr, et Ni dépassent largement la norme Algérienne et celle de l’OMS pour l’eau potable. En effet, les valeurs étaient de l’ordre de 0.01 mg/l, de 0.003 mg/l, de 0.05 mg/l et de 0.07 mg/l respectivement pour les quatre métaux lourds. La contamination de la nappe par ces métaux lourds est attribuée probablement à la géologie de l’aquifère et à l’infiltration des rejets liquides de l’Oued El Gourzi.

Selon ABDALLA [1994], la contamination de la nappe par les métaux lourds peut avoir des effets sur la santé humaine. La consommation d’eau avec des bas niveaux de contamination peut mener à des maladies chroniques telles que le cancer ou même la mort.

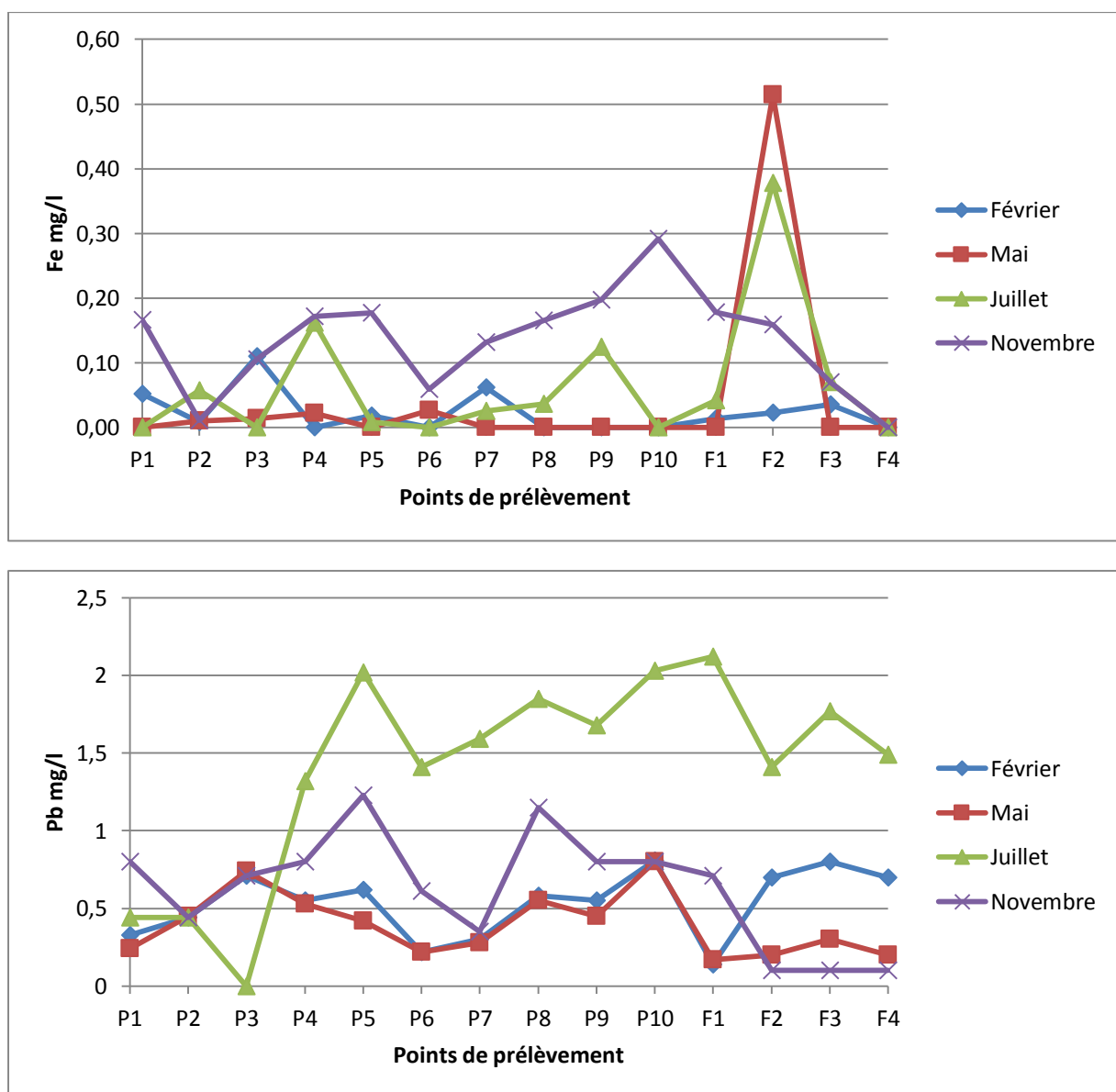


Figure 63. Variation spatio-temporelle des valeurs de Fe et de Pb des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

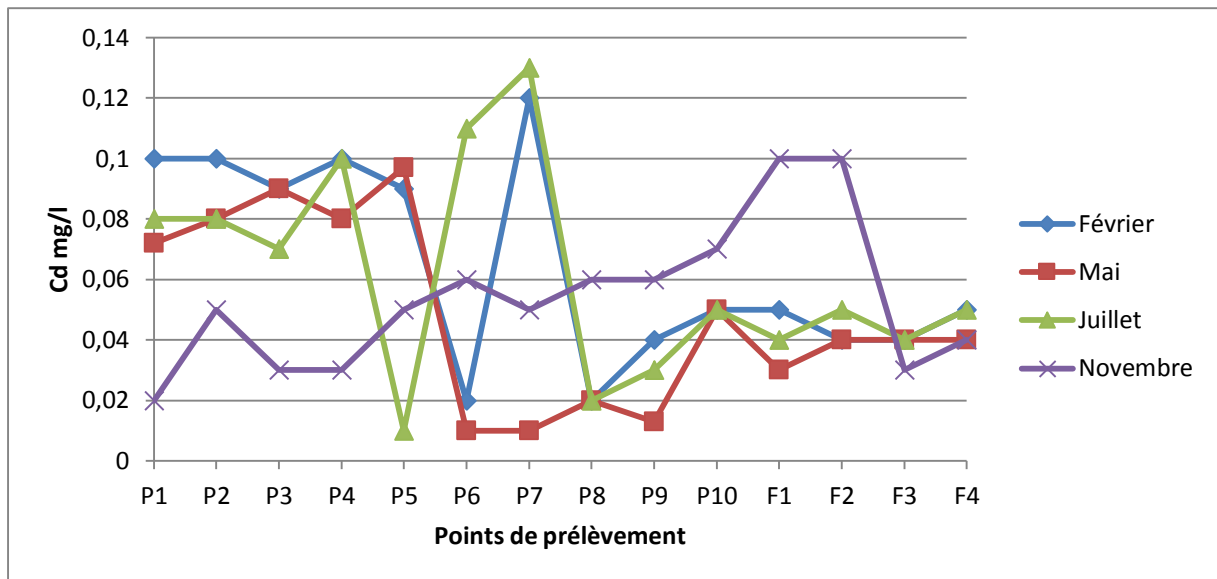


Figure 64. Variation spatio-temporelle des valeurs de Cd des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

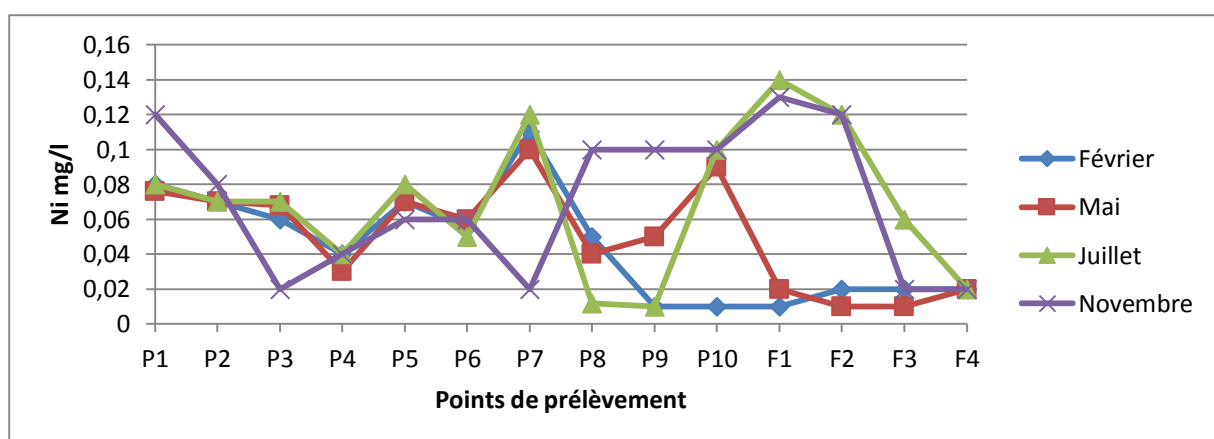
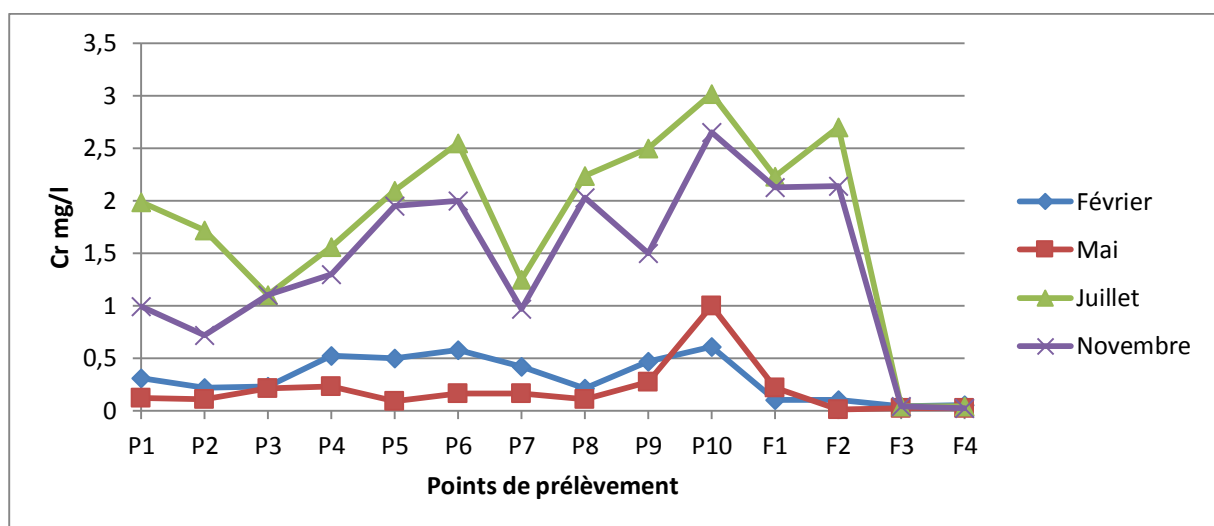


Figure 65. Variation spatio-temporelle des valeurs de Cr et de Ni des eaux souterraines de la région de Fesdis (P1-P10 = puits, F1-F4 Forages).

3-4- Caractérisation hydro-chimique des eaux souterraines de la région de Fesdis

Pour mieux déterminer le faciès chimique des eaux de la région d'étude, des représentations graphique sur le diagramme triangulaire de PIPER et le diagramme logarithmique de Schöeller et Berkaloff ont été effectuées à partir des résultats analytiques obtenus pour les quatre campagnes des prélèvements : février, Mai, Juillet et novembre.

3-4-1- Diagramme triangulaire de PIPER

Les résultats des analyses chimiques des échantillons prélevés durant les quatre campagnes ont été reportés sur le diagramme de Piper (Fig. 66). En février, Mai et novembre il apparaît que la majorité des échantillons (environ 78.57%) tombent dans le domaine de Ca^{2+} - Mg^{2+} - Cl^- - SO_4^{2-} démontrant la dominance des alcalino-terreux par rapport aux alcalins (à savoir $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+$). Seuls quelques échantillons (14.28%) tombent dans le domaine de Na^+ - K^+ - Cl^- - SO_4^{2-} , et 7.14% dans le domaine de Ca^{2+} - Mg^{2+} - HCO_3^- en février et Mai et environ 21.43% des échantillons dans le domaine de Na^+ - K^+ - Cl^- - SO_4^{2-} en novembre. En Juillet, il a été révélé que 57.14% des échantillons tombent dans le domaine de Ca^{2+} - Mg^{2+} - Cl^- - SO_4^{2-} , 21,42% dans le domaine de Na^+ - K^+ - HCO_3^- , 14.28% dans le domaine de Ca^{2+} - Mg^{2+} - HCO_3^- et 7.14% dans le domaine de Na^+ - K^+ - Cl^- - SO_4^{2-} .

Le faciès dominant est en liaison directe avec la géologie des terrains traversés et les changements dans la composition de la recharge et les modèles d'écoulement et des processus chimiques entre l'eau et l'environnement poreux. Le faciès chloruré provient probablement du contact avec les marnes helvétiques salines ou de l'infiltration des eaux usées de l'Oued El Gourzi non conventionnelles. Le faciès sulfaté provient de lessivage des terrains argileux et marneux gypsifères. Le ruissellement des eaux de précipitation sur les calcaires et les dolomies, d'âge Crétacé induit un enrichissement de l'eau en Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- . La pollution par les eaux usées et les déchets industriels peuvent aussi contribuer.

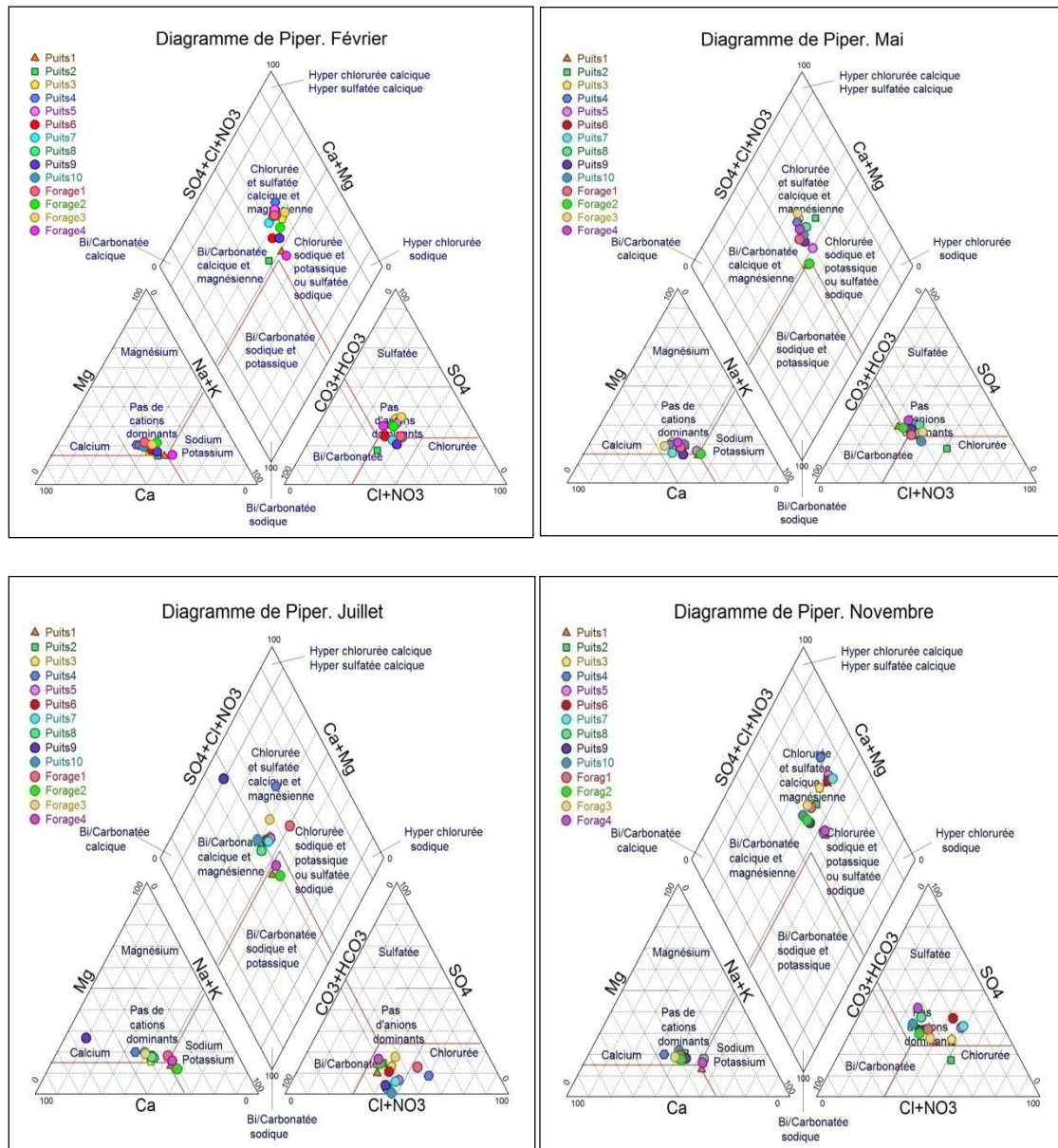


Figure 66. Présentation des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Piper

3-4-2- Diagramme de Schöeller et Berkloff

Le diagramme logarithmique de Schöeller et Berkloff nous permet de classer les eaux en familles correspondant aux principaux ions analysés (Fig. 67, 68, 69, 70). Dans ce type de représentation, nous portons sur un semi logarithmique les quantités en réactions des anions et des cations sur l'axe des ordonnées et sur les abscisses les éléments chimiques à pas régulier, et ceci pour chaque point d'eau de prélèvement.

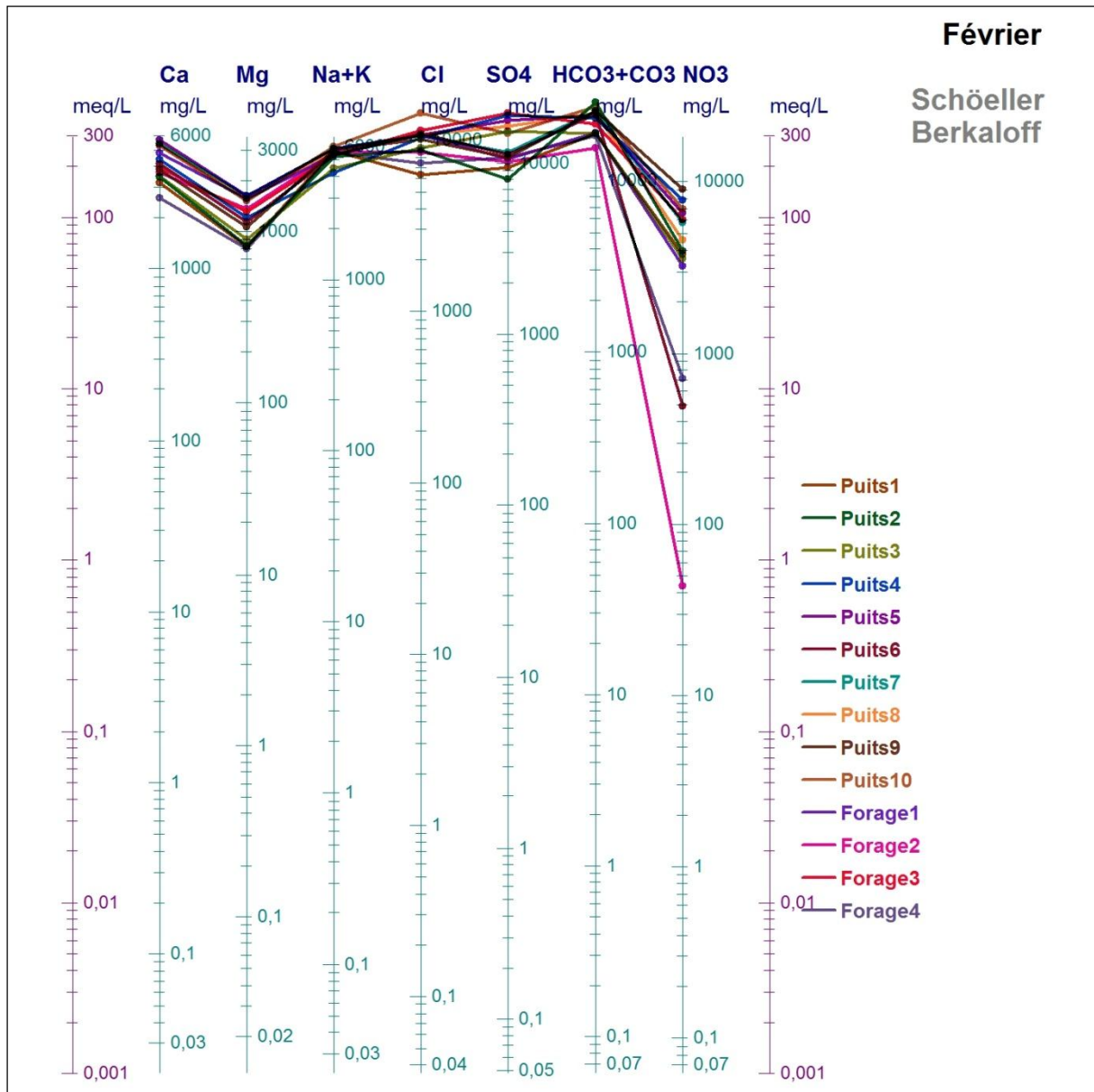


Figure 67. Présentation des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Scholler-Berkaloff (février)

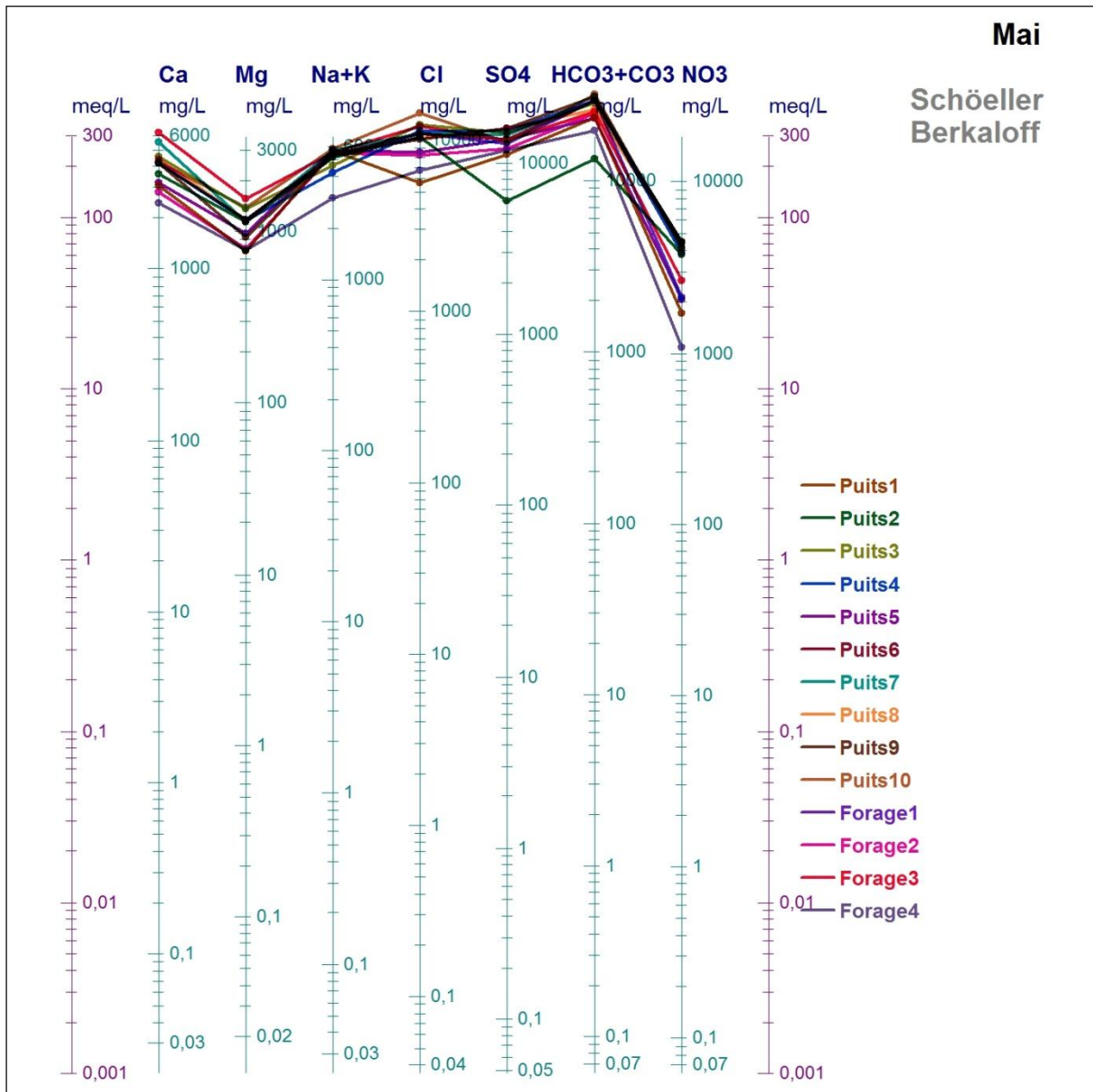


Figure 68. Présentation des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Scholler-Berkaloff (mai)

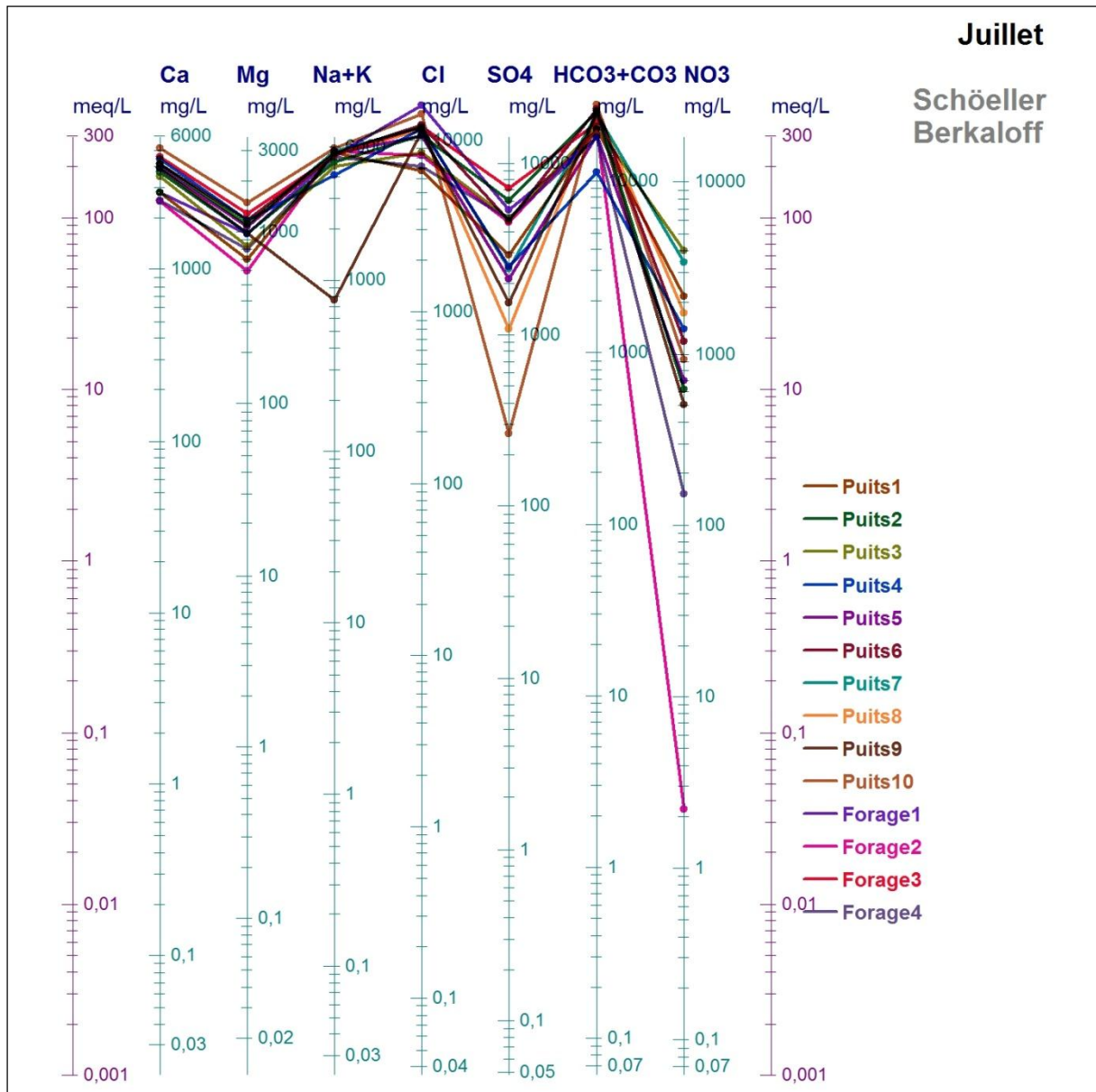


Figure 69. Présentation des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Scholler-Berkaloff (juillet)

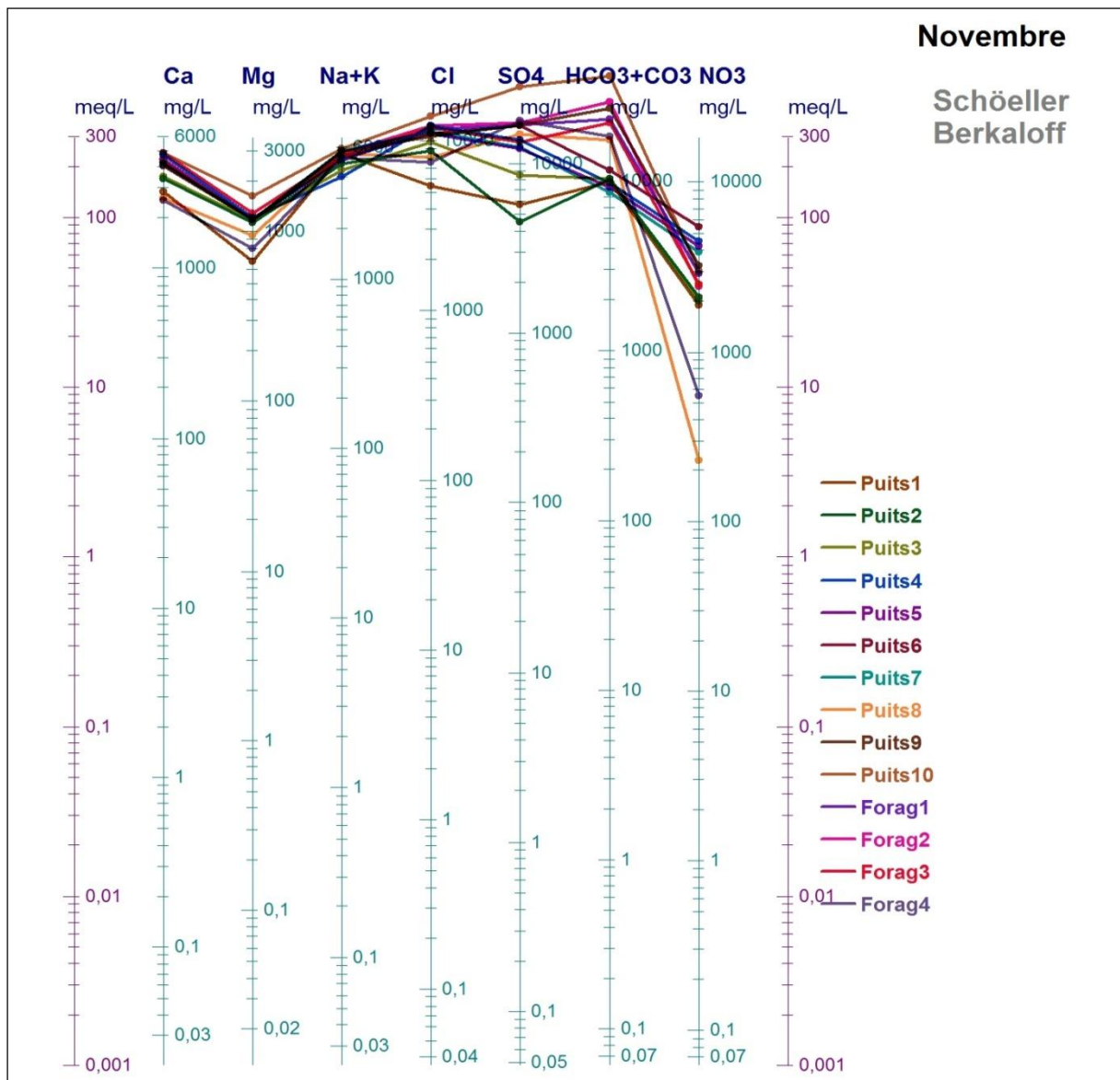


Figure 70. Présentation des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le Diagramme de Scholler-Berkaloff (novembre)

Les diagrammes tracés pour la période d'étude indiquent la dominance du faciès chloruré calcique suivie par le faciès chloruré sodique en deuxième position, puis le bicarbonaté sodique en 3^{ème} position pour les campagnes de février, mai et juillet, mais la campagne de novembre est caractérisé par la présence des faciès sulfaté sodique et calcique en 3^{ème} position. Ces faciès chimiques ont relativement évolués au cours de la période d'étude.

La période de février-mai : sur les 14 points d'eau de la présente étude (Fig. 67 et 68), les deux puits 2 et 9 sont passés du faciès bicarbonaté sodique et chloruré sodique respectivement à chloruré calcique. Le puits 5 est passé du faciès chloruré calcique en février à celui chloruré sodique en mai. Le forage2 a évolué du faciès chloruré sodique à celui bicarbonaté sodique.

La période de mai-juillet : durant cette période nous avons noté une augmentation des chlorures. Le puits 5 est passé du faciès chloruré sodique en mai à chloruré calcique en juillet.

Au contraire, le forage F1 qui est passé du faciès chloruré calcique à celui chloruré sodique, alors que le forage F2 est passé du faciès bicarbonaté sodique à celui chloruré sodique (Fig. 68 et 69).

La période de juillet-novembre : les puits 8, 9 et 10 sont passés du faciès chloruré calcique en juillet à celui de sulfaté sodique, chloruré sodique et sulfaté calcique en novembre respectivement. Alors que le puits 1 est passé d'un faciès bicarbonaté sodique à celui de chloruré sodique, et le forage F4 de chloruré sodique à sulfaté sodique (Fig. 69 et 70). Ces eaux se sont enrichies en sulfates et sodium.

A partir des calculs des concentrations des ions en mé/l, nous avons déterminé les faciès chimiques des eaux souterraines de la région de Fesdis durant les quatre campagnes de prélèvement :

Campagne de février :

- Chloruré calcique 64.28%
- Chloruré sodique 21.42%
- Bicarbonaté sodique 14.22%

Campagne de mai :

- Chloruré calcique 71.42%
- Chloruré sodique 14.22%
- Bicarbonaté sodique 14.22%

Campagne de juillet :

- Chloruré calcique 71.42%
- Chloruré sodique 21.42%
- Bicarbonaté sodique 7.14%

Campagne de novembre :

- Chloruré calcique 64.28%
- Chloruré sodique 14.22%
- Sulfaté calcique 7.14%
- Sulfaté sodique 14.22%

Sur toute la période d'observation, nous avons remarqué que la majorité des puits et des forages (64%) présentent un changement de faciès hydrochimique. Et uniquement 36% qui gardent le faciès «chloruré-calcique » dominant entre les campagnes. Ce changement du faciès est pourrait être expliqué par la pluviométrie (diminution et/ou augmentation des concentrations par dilution) et par l'infiltration des eaux usées de l'Oued El Gourzi.

En générale le faciès chloruré-calcique domine tous les autres à l'image des résultats obtenus durant cette étude. Tandis que le faciès chloruré sodique garde le même pourcentage de répartition 21.42% entre les campagnes de février et juillet, et de 14.22% entre les campagnes de mai et novembre. Le faciès bicarbonaté sodique représente 14.22% durant les campagnes de février et mai et 7.14% durant la campagne de juillet. La campagne de novembre est caractérisée par la disparition de faciès bicarbonaté sodique et l'apparition des deux faciès sulfaté calcique et sulfaté sodique qui représentent 7.14% et 14.22% respectivement.

3-5- Analyse en Composantes Principales

Une analyse en composantes principales (ACP) globale a été effectuée sur les observations des échantillons des eaux souterraines de la région de Fendis sur une matrice de données brutes comportant 12 variables physico-chimiques (CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NO_3^- , O_2 , DCO, DBO_5) et 56 individus. La première étape de l'analyse des composantes principales est la détermination de la matrice de corrélation des paramètres. Le coefficient de corrélation est couramment utilisé pour estimer la relation entre deux variables. C'est un outil statistique simple pour montrer le degré de liaison entre les différentes variables.

Tableau 16. Matrice des corrélations des paramètres physicochimiques

	CE	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	NO_3^-	O_2	DCO	DBO_5
CE	1,00											
Ca^{2+}	0,38	1,00										
Mg^{2+}	0,47	0,87	1,00									
Na^+	0,09	0,17	0,19	1,00								
K^+	-0,14	-0,09	0,05	0,06	1,00							
Cl^-	0,55	0,65	0,69	0,05	0,03	1,00						
SO_4^{2-}	0,45	0,29	0,36	0,20	-0,08	0,13	1,00					
HCO_3^-	-0,02	0,34	0,29	0,18	0,06	0,34	0,33	1,00				
NO_3^-	0,24	0,49	0,41	0,15	-0,04	0,21	0,46	0,16	1,00			
O_2	0,37	0,07	0,11	-0,10	-0,16	0,33	-0,22	-0,19	-0,31	1,00		
DCO	-0,15	-0,29	-0,23	-0,09	-0,01	-0,32	-0,08	-0,04	-0,12	-0,25	1,00	
DBO_5	-0,15	-0,30	-0,23	-0,30	0,11	-0,37	-0,20	-0,32	-0,05	-0,29	0,77	1,00

CE : conductivité électrique, DCO : demande chimique en oxygène, DBO_5 : demande biologique en oxygène

La matrice de corrélation issue de cette ACP (Tab. 16), montre que la CE présente une bonne corrélation positive avec Cl^- (0.55) et Cl^- avec Ca^{2+} et Mg^{2+} (0.65, 0.69). Ceci traduit la participation de ces éléments à l'acquisition de la charge saline des eaux souterraines dans la région. Les alcalino-terreux (Ca^{2+} et Mg^{2+}) présentent une forte corrélation positive entre eux (0,87). Il ressort de cette valeur de corrélation que les couples ont une origine commune, évoluent dans le même sens et sont produits par des phénomènes naturels identiques. DBO_5 possèdent également une très bonne corrélation positive avec DCO (0.77). La DCO et la DBO_5 constituaient un indicateur de pollution organique et pourraient être attribuées à des rejets domestiques non contrôlés [SU et al, 2011].

Le second résultat de cette analyse est la liaison entre les différentes variables et les individus car il est utilisé pour examiner les motifs sous-jacents pour un grand nombre de variables puis pour déterminer les facteurs contributifs possibles dans l'hydrochimie des échantillons d'eau [VOUDOURIS et al, 1997]. Le critère de Kaiser [KAISER, 1960] a été appliqué pour déterminer le nombre total de facteurs significatifs. Selon ce critère, seuls les facteurs ayant une valeur propre supérieure ou égale à 1 seront acceptés comme sources possibles de variance dans les données.

Cette analyse a permis d'extraire quatre principaux facteurs (Tab. 17), dont la somme des variances exprimées est de 70.00%, ce qui est assez bon et peut être utilisée pour identifier les principales variations dans l'hydrochimie. CP1 représente 32.47% de la variance totale (Fig. 71) et il est déterminé positivement par (CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- et SO_4^{2-}) et négativement par DCO. Les charges positives élevées indiquent une forte corrélation linéaire entre le facteur et les paramètres. Ainsi, le facteur 1 peut être appelé facteur de salinisation. Cet axe reflète le rôle de facteurs naturels tels que la dissolution de certains minéraux carbonatés, dolomitiques, évaporites et salifères dans l'aquifère. Le CP2, qui représente 15.78% de la variance totale, est déterminé positivement par NO_3^- et négativement par O_2 . Le NO_3^- peut provenir de diverses sources, y compris les déchets municipaux, l'érosion des sols et les applications d'engrais [SU et al, 2011]. Le CP3 (12.12%) est déterminée négativement par Na^+ et positivement par DBO_5 . Par conséquent, CP3 est associé à une opposition entre la dissolution des formations évaporitique et la pollution organique provenant des eaux usées. CP4 explique la plus faible variance (9.62%), n'est déterminé que positivement par K^+ qui lui est un indicateur de la pollution agricole. CP2, CP3 et CP4 expliquent bien la pollution anthropique, qui est généralement identifié dans les zones urbaines, industrielles et à forte intensité d'agriculture en raison des rejets d'eaux usées domestiques et des activités agricoles

[DRAGON, 2006] et le CP1 représente principalement les principaux processus géochimiques responsables de la présence et la dissolution de certains minéraux carbonates, dolomitiques, évaporitiques et salifères dans l'aquifère mais sans négliger l'effet de la pollution. Donc les quatre facteurs CP1, CP2, CP3 et CP4 sont supposés être représentatifs du processus d'acquisition du chimisme de l'eau lié à l'interaction eau-roche et à la pollution par l'activité agricole et l'infiltration des eaux usées.

Tableau 17. Corrélations entre les variables et les axes principaux.

Variables	F1	F2	F3	F4
CE	0,62	-0,156036	0,506952	-0,223943
Ca ²⁺	0,846260	0,119894	0,149762	0,169824
Mg ²⁺	0,844766	0,116109	0,230732	0,267166
Na ⁺	0,305750	0,196995	-0,441907	-0,140333
K ⁺	-0,075191	0,174541	-0,225132	0,737208
Cl ⁻	0,787008	-0,223624	0,193097	0,340125
SO ₄ ²⁻	0,525354	0,467591	0,001204	-0,432075
HCO ₃ ⁻	0,443973	0,331811	-0,392551	0,219661
NO ₃ ⁻	0,514771	0,546282	0,098970	-0,204838
O ₂ dissous	0,195728	-0,829300	0,255990	0,004717
DCO	-0,503112	0,473045	0,484418	0,106641
DBO ₅	-0,577596	0,428793	0,612535	0,194084
Valeur propre	3.89	1.89	1.45	1.15
% de variance total	32.47	15.78	12.12	9.62
Valeur propre cumulative	3.89	5.79	7.24	8.40
% cumulatifs	32.47	48.25	60.38	70.00

CE : conductivité électrique, DCO : demande chimique en oxygène, DBO₅ : demande biologique en oxygène

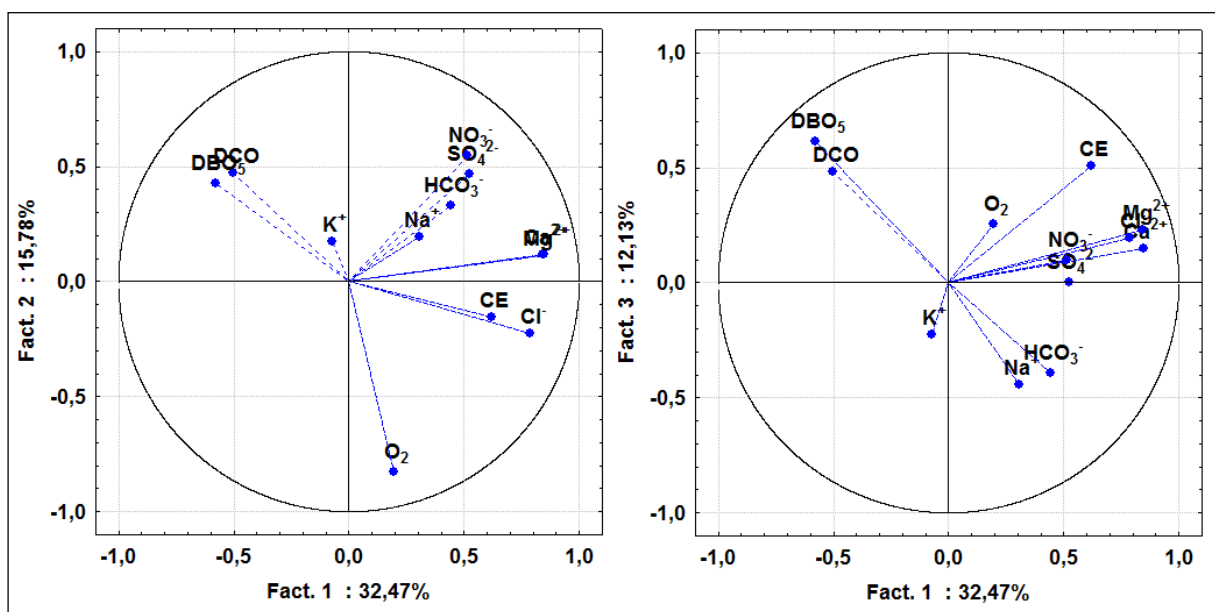


Figure 71. Projection des variables sur les plans factoriels F1x F2 et F1x F3

3-6- Aptitude des eaux souterraines de la région de Fesdis à l'irrigation et les problèmes associés

Les eaux d'irrigation quelles que soient leurs origines contiennent des substances chimiques susceptibles de détériorer la structure et la fertilité du sol et de réduire les rendements des cultures.

Cinq principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation :

- 1- Salinité : Contenu total en sel soluble
- 2- Sodium : Proportion relative des cations sodium (Na^+) par rapport aux autres
- 3- Alcalinité et la dureté : Concentration d'anions Carbonate (CO_3^{2-}) et bicarbonate (HCO_3^-) en relation avec la concentration en calcium (Ca^{2+}) et en magnésium (Mg^{2+})
- 4- Concentration en éléments qui peuvent être toxiques
- 5- pH de l'eau d'irrigation

Les deux premiers critères sont d'importance majeure car un excès de sel augmente la pression osmotique de l'eau du sol et provoque des conditions qui empêchent les racines d'absorber l'eau. Ces conditions provoquent une sécheresse physiologique. Même si le sol semble avoir beaucoup d'humidité, les plants flétrissent parce que les racines n'absorbent pas suffisamment d'eau pour remplacer celle perdue par évapotranspiration [COUTURE, 2004].

Les tableaux 18, 19, 20 et 21 présentent l'adéquation des eaux souterraines à des fins d'irrigation, qui a été évalué sur la base des niveaux de salinité, de sodicité, de l'alcalinité, de l'indice de perméabilité, de pourcentage en sodium, de concentration en Cl^- , Na^+ , HCO_3^- et de pH.

3.6.1. pH

Les résultats de l'analyse de la qualité de l'eau (Tab. 18, 19, 20, 21) indiquent que le pH des échantillons des eaux souterraines se situe dans la fourchette normale (6,5-8,5) [AYERS et WESTCOT, 1985] proposé pour l'eau d'irrigation. Le pH de l'eau n'a pas de conséquences directes sur les cultures, sauf aux extrêmes [BRIYAN et al, 2007]. Le $\text{pH} > 8,2$ avec HCO_3^- excessif affecte significativement la production des cultures et crée un problème de colmatage, en cas de systèmes d'irrigation goutte à goutte et micro-pulvérisation. De plus, l'eau à pH élevé peut provoquer la précipitation des sels et réduire l'efficacité des pesticides [BAUDER et al, 2014].

Tableau 18. Paramètres de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation. Février 2012.

Points de prélèvement	pH	CE μS/cm	Cl ⁻ méq/l	Na ⁺ méq/l	HCO ₃ ⁻ méq/l	RSC méq/l	SAR méq/l	Na ⁺ %	IP %
P1	7,31	1680	4,96	9,78	5,05	-8.53	3,76	42,62	51,45
P2	7,07	2220	7,04	8,92	7,70	-6.52	3,35	39,46	50,52
P3	7,17	2060	7,17	7,59	5,03	-9.83	2,79	34,65	44,05
P4	7,96	2580	8,22	7,18	6,22	-13.0	2,32	27,93	36,62
P5	7,35	2970	8,54	10,22	6,53	-18.8	2,88	29,27	36
P6	6,92	2530	8,70	9,57	6,58	-11.3	3,20	35,26	44,15
P7	6,91	2580	8,45	10,25	6,88	-17.7	2,93	30	36,9
P8	6,96	2550	8,54	10,15	6,72	-17.7	2,94	30,28	37,45
P9	7,06	2860	8,10	10,14	6,88	-9.86	3,51	38,18	47,47
P10	7,05	3520	11,42	10,18	7,25	-16.2	2,98	31	38,25
F1	7,33	2310	8,58	9,40	5,15	-17.1	2,81	30,23	36,76
F2	8,02	2090	6,82	9,61	4,17	-14.2	3,17	34,95	41,56
F3	7,16	3100	9,12	9,22	5,82	-15.8	3,02	33,74	41,71
F4	7,06	1794	5,84	9,58	4,89	-7.00	3,94	45,4	54,91
Limites^a recommandées	6.5– 8.5	0–2	4-10 ^d <3 ^e	3-9 ^d <3 ^e	1.5-8.5	<1.5 ^b - 2.5 ^c	0–10	≤60	>75

P1 – P10 : puits, F1 – F4 : forages, CE: conductivité électrique, IP: indice de perméabilité, RSC: alcalinité.

a —Ayers and Westcot (1985). b = 1.5 pour les sols à texture fine, c = 2.5 pour les autres types de sol, d = Irrigation de surface ; e = Irrigation par aspersion.

Tableau 19. Paramètres de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation. Mai 2012

Points de prélèvement	pH	CE μS/cm	Cl ⁻ méq/l	Na ⁺ méq/l	HCO ₃ ⁻ méq/l	RSC méq/l	SAR méq/l	Na ⁺ %	IP %
P1	7,22	1194	4,48	9,75	6,33	-6.61	3,84	43,73	54,03
P2	7,05	2380	8,31	8,63	3,62	-13.2	2,98	34,94	41,42
P3	6,97	2760	9,75	8,00	7,61	-12.9	2,50	28,66	37,65
P4	7,13	2540	9,11	7,15	7,93	-10.3	2,38	28,91	39,26
P5	7,11	2060	6,83	10,11	6,26	-8.32	3,74	41,47	51,07
P6	6,81	2540	8,76	9,61	7,89	-10.5	3,17	34,72	44,27
P7	6,92	2560	8,76	10,18	7,89	-13.6	3,11	32,57	50
P8	6,94	2530	8,24	9,40	6,98	-11.8	3,07	33,87	42,6
P9	6,94	2510	8,06	9,81	8,31	-8.43	3,39	37,42	47,8
P10	6,98	3380	11,57	9,95	8,63	-11.2	3,16	34,16	43,25
F1	7,08	2490	8,71	9,10	7,98	-10.4	3,01	33,86	43,44
F2	7,18	1942	6,48	9,53	6,68	-5.73	3,84	44,15	55,19
F3	7,01	2810	9,62	9,77	6,78	-19.6	2,70	27,57	34,24
F4	7,15	1790	5,27	9,23	5,27	-6.1	3,88	45,49	55,65
Limites^a recommandées	6.5– 8.5	0–2	4-10 ^d <3 ^e	3-9 ^d <3 ^e	1.5-8.5	<1.5 ^b - 2.5 ^c	0–10	≤60	>75

P1 – P10 : puits, F1 – F4 : forages, CE: conductivité électrique, IP: indice de perméabilité, RSC: alcalinité.

a —Ayers and Westcot (1985). b = 1.5 pour les sols à texture fine, c = 2.5 pour les autres types de sol, d = Irrigation de surface ; e = Irrigation par aspersion.

Tableau 20. Paramètres de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation. Juillet 2012

Points de prélèvement	pH	CE μS/cm	Cl ⁻ méq/l	Na ⁺ méq/l	HCO ₃ ⁻ méq/l	RSC méq/l	SAR méq/l	Na ⁺ %	IP %
P1	7,52	1467	5,27	9,62	5,40	-6.33	3,98	45,81	55,92
P2	7,08	2360	8,54	8,27	6,85	-9.09	2,93	35,04	44,94
P3	7,14	1605	6,83	7,84	5,61	-8.73	2,94	36,18	46,03
P4	6,97	2730	9,33	6,96	3,04	-15.9	2,26	27,48	33,48
P5	7,01	2480	8,44	9,62	4,96	-12.5	3,29	36,5	44,27
P6	6,96	2640	9,81	9,70	7,04	-11.3	3,12	35,08	44,1
P7	6,93	2620	9,52	9,96	6,60	-11.2	3,34	36,43	45,16
P8	6,86	2630	9,17	9,57	6,94	-10.8	3,21	35,46	44,6
P9	6,88	2550	8,92	9,71	6,60	-9.82	3,39	37,52	47
P10	6,98	3370	11,27	10,01	7,50	-15.4	2,96	31,14	38,7
F1	7,47	2590	12,83	9,18	4,86	-8.75	3,53	41,05	49,93
F2	7,33	1890	6,48	9,79	5,40	-4.85	4,33	49,55	60,42
F3	6,92	2680	9,71	9,23	5,84	-14.3	2,91	32,09	39,68
F4	7,1	1792	5,58	9,23	4,88	-6.83	3,83	44,71	54,63
Limites^a recommandées	6.5– 8.5	0–2	4-10 ^d < 3 ^e	3-9 ^d < 3 ^e	1.5-8.5	<1.5 ^b - 2.5 ^c	0–10	≤60	>75

P1 – P10 : puits, F1 – F4 : forages, CE: conductivité électrique, IP: indice de perméabilité, RSC: alcalinité.

a —Ayers and Westcot (1985). b = 1.5 pour les sols à texture fine, c = 2.5 pour les autres types de sol, d = Irrigation de surface ; e = Irrigation par aspersion.

Tableau 21. Paramètres de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation. Novembre 2012

Points de prélèvement	pH	CE μS/cm	Cl ⁻ méq/l	Na ⁺ méq/l	HCO ₃ ⁻ méq/l	RSC méq/l	SAR méq/l	Na ⁺ %	IP %
P1	7,78	2490	4,29	9,66	2,64	-8.97	4,03	46	53,03
P2	6,85	3550	7,01	7,88	2,80	-3.3	2,78	33,93	39,82
P3	7,05	3590	7,81	7,53	2,79	-13.9	2,61	31,91	38,03
P4	6,82	4840	9,87	6,97	2,63	-17.2	2,22	26,62	32,06
P5	6,73	4580	8,86	9,24	2,46	-16.4	3,01	33,33	38,16
P6	6,85	4590	8,80	9,70	3,13	-15.5	3,19	34,57	40,52
P7	6,74	4570	9,07	10,02	2,30	-16.1	3,31	35,8	40,54
P8	7,56	3280	6,45	9,76	4,72	-8.17	3,86	43,51	52,67
P9	6,88	4540	8,45	10,15	7,17	-15.1	3,04	31,58	39,51
P10	6,91	5590	11,25	10,05	11,22	-11.9	2,96	31,06	40,42
F1	6,98	4580	9,44	8,79	6,25	-12.0	2,91	33,09	41,74
F2	6,82	4610	9,78	9,79	7,85	-11.3	3,17	34,47	43,57
F3	7,1	2720	9,64	9,24	5,94	-14.8	2,87	31,39	38,92
F4	6,95	3060	5,95	8,96	4,92	-6.81	3,70	44,06	54
Limites^a recommandées	6.5– 8.5	0–2	4-10 ^d <3 ^e	3-9 ^d <3 ^e	1.5-8.5	<1.5 ^b - 2.5 ^c	0–10	≤60	>75

P1 – P10 : puits, F1 – F4 : forages, CE: conductivité électrique, IP: indice de perméabilité, RSC: alcalinité.

a —Ayers and Westcot (1985). b = 1.5 pour les sols à texture fine, c = 2.5 pour les autres types de sol, d = Irrigation de surface ; e = Irrigation par aspersion.

3.6.2. Salinité

Le risque de salinité (Tab.18, 19, 20, 21) a été déterminé en fonction de la valeur de la CE, qui est la capacité de l'eau à conduire un courant électrique [AYERS et WESTCOT, 1985]. On estime qu'en dessous de 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$, une eau est de très bonne qualité pour l'irrigation. Elle demeure toutefois convenable jusqu'à 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Entre 750 et 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, des problèmes légers à modérés de salinisation peuvent se manifester. Au-delà de 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, une dégradation inéluctable du sol et des rendements est prévisible [AYERS et WESTCOT, 1985].

Les valeurs de la conductivité électrique pour la majorité des points de prélèvement des eaux souterraines sont supérieures aux limites des valeurs recommandées pour l'irrigation. Ces eaux sont classées dans les classes C3 et C4 pour les campagnes de février, mai et juillet et dans les classes C4, C5 pour la campagne de novembre. Les eaux de la classe C3 et C4 présentent un risque de salinité élevé à très élevé qui peut entraîner une détérioration de la structure du sol et une réduction significative des rendements. L'eau d'irrigation à haute salinité est toxique pour les plantes et pose un risque de salinité [NISHANTHINY et al, 2010]. Un taux élevé de sel dans l'eau d'irrigation peut réduire considérablement le rendement et la qualité des cultures et peut entraîner une défaillance totale des cultures dans des conditions extrêmes. La salinité affecte la croissance physiologique des plantes en raison du stress osmotique (effet osmotique), de la toxicité spécifique des ions (par exemple brûlure des feuilles) (effet toxique), du déséquilibre nutritionnel ou hormonal (en raison de l'altération de l'interaction des éléments nutritifs). Un niveau élevé de sel dans le sol peut entraîner une «sécheresse physiologique» (c'est-à-dire l'incapacité de la plante à entrer en compétition avec les ions dans la solution du sol pour l'eau) est le principal effet de la salinité élevée sur la productivité des cultures. C'est une condition où les plantes se fanent parce que les racines incapables d'absorber l'eau, bien que le champ semble avoir de l'eau d'irrigation [NISHANTHINY et al, 2010]. La salinité de l'eau peut affecter les propriétés physiques du sol en amenant de fines particules à se lier ensemble en agrégats [KHODAPANAH et al, 2009]. Une salinité accrue peut également entraîner la corrosion des machines et des infrastructures, ce qui peut être extrêmement coûteux.

En général, les effets de la salinité sont surtout préoccupants dans les régions arides et semi arides, où les sels accumulés ne sont pas évacués par lavage des profils pédologiques par les précipitations naturelles et où l'on utilise des eaux usées [OMS, 2012].

3.6.3. Sodicité

L'indice de danger de Na⁺ ( galement appelé sodicité) a été évalué en fonction de la valeur de SAR (le ratio d'absorption du sodium) ou de pourcentage en sodium (Na⁺%). Le SAR décrit la quantité de sodium en excès par rapport aux cations calcium et magnésium, qui eux, peuvent être tolérés en relativement grande quantité dans l'eau d'irrigation.

SAR = [Na²⁺] / [√ (Ca²⁺ + Mg²⁺)/2] [ABJEHU et DILSEBO, 1998]. Les concentrations des ions Na⁺, Ca²⁺ et Mg²⁺ sont exprimées en milliequivalent par litre.

Dans la plupart des échantillons des eaux souterraines de la région de Fesdis (Tab. 18, 19, 20, 21), les valeurs estimées de SAR ou de % Na⁺ ne dépassaient pas les valeurs seuils recommandées (SAR ≤ 10 ou % Na < 60) [KHODAPANAH et al, 2009]. Donc un risque minimal d'accumulation du sodium [GOULA et al, 2007].

Les RAS extrêmes (trop de Na⁺ par rapport au Ca²⁺ et au Mg²⁺) dans l'eau d'irrigation affectent significativement le rendement de la culture (réduction de la qualité et de la quantité) et altèrent la condition physique du sol [AYERS et WESTCOT, 1985]. Poursuite de l'utilisation d'eau ayant un SAR élevé ou % Na⁺ endommage les propriétés physiques du sol en raison du fait que l'ion Na⁺ remplace les ions Ca²⁺ et Mg²⁺ adsorbés sur les argiles du sol et provoque la dispersion des particules du sol. La dispersion des particules du sol entraîne la dégradation des agrégats du sol, ce qui conduit à un sol très dur et compact lorsqu'il est sec et imperméable à la pénétration de l'eau [HERGERT et KNUDSEN, 1977]. Les sols à texture fine, surtout ceux riches en argile, sont la plupart du temps soumis aux effets secondaires de Na⁺.

Les problèmes dus au sodium sont aussi reliés à la concentration totale en sel de l'eau d'irrigation. Par conséquent, des eaux d'irrigation avec des salinités entre 1,5 et 3,00 mS/cm avec un RAS au-dessus de 4 doivent être utilisées avec prudence. Des échantillons de sols doivent être prélevés annuellement afin d'éviter d'éventuels problèmes de salinité des sols [COUTURE, 2004].

3.6.4. Alcalinité

L'alcalinité est définie comme l'effet combiné de HCO₃⁻ plus CO₃²⁻ par rapport aux ions Ca²⁺ plus Mg²⁺. C'est une mesure de la capacité de l'eau à neutraliser les acides [EATON, 1950]. RSC est calculé en utilisant l'équation : **RSC** = (HCO₃⁻ + CO₃⁻) - (Ca²⁺ + Mg²⁺) [ABJEHU, 2005]. En ce qui concerne le risque d'alcalinité (Tab. 18, 19, 20, 21), les valeurs de RSC dans les différents échantillons d'eaux sont largement inférieures aux valeurs 1.5 méq/l recommandée pour les sols à texture fine et 2.5 méq/l recommandée pour les autres types de

sol. Ceci s'explique par la richesse des eaux souterraines de la région de Fesdis par autant d'ions de calcium et de magnésium que d'ions de bicarbonates.

En effet, les valeurs de HCO_3^- des eaux souterraines de la région de Fesdis sont situées dans les limites des valeurs recommandées par AYERS et WESTCOT [1985] pour l'eau d'irrigation (90–500 mg/l). Les carbonates et les bicarbonates peuvent également provoquer une défloculation des sols. Cet effet reste modéré lorsque la concentration de bicarbonates se situe entre 90 et 500 mg/l ; au-dessus de 500 mg/l, des problèmes peuvent apparaître [OMS, 2012]. Eau alcaline augmente le pH du sol ou du milieu de culture à un niveau inacceptable causant une carence en fer [DWAF, 1996]. De plus, une forte alcalinité (élévation de $\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$) dans l'eau a tendance à précipiter Ca^{2+} et Mg^{2+} sous la forme de CaCO_3 et MgCO_3 , respectivement à cause des réactions chimiques. Cette condition réduit essentiellement le risque de salinité, mais augmente le risque de Na^+ à un niveau plus élevé. L'eau alcaline pourrait intensifier l'impact de l'eau sodique (SAR élevé) sur les sols sodiques [BAUDER et al, 2014].

3.6.5. Perméabilité

Le potentiel de problèmes d'infiltration d'eau a été évalué par la combinaison de la CE et de SAR de l'eau ou de la classe de l'indice de perméabilité IP (Tab.18, 19, 20, 21). L'IP est estimé en utilisant : $\text{PI} = (\text{Na}^+ + \sqrt{\text{HCO}_3^-} / \text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \times 100$ [ASHRAF et al, 2007].

Selon DONEEN [1964] les eaux de la classe I ($\text{PI} > 75$) sont de bonne qualité et peuvent causer des problèmes d'infiltration légers à modérés, celles de la classe II (PI entre 25-75) sont de qualité permmissible à l'irrigation et celles de la classe III ($\text{PI} < 25$) sont impropres à l'irrigation et causent des problèmes d'infiltration très élevé. En effet, il n'existe pas de problème élevé d'infiltration d'eau si les eaux souterraines de la région de Fesdis ($\text{PI} =$ Classe II) sont utilisés pour l'irrigation. Pour certaines valeurs CE et SAR, les problèmes d'infiltration d'eau ont tendance à être élevés pour les sols ayant une teneur en argile plus élevée. La plupart des sols de la région de Fesdis sont de type argileux lourd, par conséquent, de plus grands problèmes d'infiltration sont attendus. Les eaux présentant un risque modéré peuvent ou non entraîner un problème important d'infiltration d'eau. Pour les eaux présentant un risque important d'infiltration d'eau, des pratiques de gestion sont nécessaires pour éviter la perte de la structure du sol [AYERS et WESTCOT, 1994].

3.6.6. Toxicité spécifique des ions

Le problème de toxicité spécifique des ions est habituellement évalué sur la base des valeurs des ions Na^+ , Cl^- et B. Les teneurs en Na^+ et Cl^- dans tous les échantillons d'eau souterraine ont été jugées suffisamment élevés pour causer des problèmes de toxicité (Tab. 18, 19, 20, 21). La présence de Na^+ élevé crée une perturbation dans d'autres nutriments dans le sol et les plantes [ZHU, 2002]. Le sodium est un métal alcalin qui réagit avec l'eau pour former des ions Na^+ fortement chargés positivement solubles. Par exemple, Na^+ avec CO_3^{2-} forme un sol alcalin (NaCO_3) et Na^+ avec Cl^- forme un sol salin (NaCl); les deux ne sont pas souhaitables pour la croissance des plantes [PANDIAN et SANKAR, 2007].

Chlorure, l'anion de l'élément chlore couramment constitutif dans l'eau, est un micronutriment végétal essentiel, très soluble, et une fois en solution a tendance à s'accumuler. Le chlore se trouve uniquement sous forme de chlorure (NaCl , KCl , CaCl_2 et de MgCl_2). Les Cl^- de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} sont tous très solubles dans l'eau, et s'ils sont absorbés par les racines des plantes ou le feuillage peuvent affecter le rendement et la qualité des cultures de manière significative [DWAF, 1996]. Un excès de Cl^- déposé sur les feuilles des plantes provoque une brûlure du feuillage [BRIYAN et al, 2007].

Les taux de sodium et de chlorures dans les eaux souterraines de la région de Fesdis sont cependant supérieurs à 3 méq/l (Tab.18, 19, 20, 21), dépassant ainsi largement le seuil tolérable pour les modes d'irrigation par aspersion [AYERS et WESTCOT, 1985], ce qui aurait un effet toxique sur les cultures sensibles irriguées par ces eaux [FAO, 1985]. L'irrigation par aspersion avec une eau renfermant des concentrations relativement élevées d'ions sodium ou chlorure peut endommager les feuilles de cultures sensibles, en particulier lorsque les conditions climatiques favorisent l'évaporation (températures élevées et faible degré d'humidité) [AYERS et WESTCOT, 1985].

3.6.7. Aptitudes générales

La catégorisation générale de l'aptitude à l'irrigation a été évaluée en utilisant la classification de USSL [United States Salinity Laboratory, 1954] (Fig. 70, 71), et celle de WILCOX [WILCOX, 1955](Fig. 72, 73, 74, 75).

Tableau 22. Résultats de classification des eaux d'après les diagrammes de Richards

Campagne	Février	Mai	Juillet	Novembre
Classes. Richards				
C3S1	P1, P3, F2, F4	P1, P5, F2, F4	P1, P3, F2, F4	/
C4S1	P2,P4,P5,P6,P7,P8, P9,P10, F1, F3	P2, P3, P4, P6,P7,P8,P9,P10, F1, F3	P2,P4,P5,P6,P7,P8,P9 ,P10, F1, F3	P2,P3,P4, F3
C4S2	/	/	/	P1,P5,P6,P7,P8 ,P9, F1, F2, F4
C5S2	/	/	/	P10

Tableau 23. Résultats de classification des eaux d'après les diagrammes de wilcox

Campagne	Février	Mai	Juillet	Novembre
Classes. Wilcox				
Excellente	/	/	/	/
Bonne	P1, F4	P1, F4, F2	P1, P3, F2, F4	/
Admissible	/	/		/
Médiocre	P2,P3,P4,P5,P6,P7 P8,P9, F1,F2	P2,P3,P4,P5,P6,P7 P8,P9, F1,F3	P2,P4,P5,P6,P7 P8,P9, F1,F3	P1, F3
Mauvaise	P10, F3	P10	P10	P2,P3,P4,P5,P6,P7 P8,P9, P10,F1, F2, F4

Les normes de salinité combinées au coefficient d'absorption du sodium (SAR) permettent de mieux apprécier la qualité d'eau d'irrigation (Diagramme permettant de déterminer la qualité des eaux d'irrigation en fonction de la CE et SAR).

En général, Le report des valeurs du SAR en fonction de la conductivité électrique sur le diagramme de RICHARDS (Fig. 72, 73), (Tab. 22) donne les catégories suivantes : C3S1, C4S1, C4S2 et C5S2.

C3S1 : ces eaux sont caractérisées par une forte salinité et une sodicité (pouvoir alcalinisant) modérée (SAR inférieur à 10 pour les eaux peu salées et à 2,5 pour les eaux très salées). Ces eaux peuvent provoquer une accumulation de sels solubles dans le sol, diminuant le rendement de plantes sensibles au sel (agrumes, haricots) et pouvant même limiter, la germination des graines d'espèces plus résistantes comme le coton, la betterave, la luzerne.

Leur emploi exigera la mise en œuvre d'un aménagement spécial : fort lessivage, drainage adéquat et le choix des cultures tolérantes au sel.

C4S1 : ces eaux sont caractérisées par une très forte salinité une sodicité (pouvoir alcalinisant) modérée. Elles ne conviennent généralement pas à l'irrigation. Selon AYERS et WESTCOT [1985], les types C4 ne conviennent pas à l'irrigation, sauf dans des conditions particulières de bonne perméabilité du sol, de drainage adéquat, de lixiviation excessive et de cultures très tolérantes au sel.

C4S2 : ces eaux sont caractérisées par une très forte salinité une sodicité moyenne (SAR compris entre 10 et 18 pour les eaux peu salées, entre 2,5 et 7 pour les eaux très salées). Ces eaux ne conviennent pas à l'irrigation, leur emploi exigera la mise en œuvre d'un aménagement spécial : les sols à texture grossière ou à forte teneur en matière organique de bonne perméabilité, de drainage adéquat, de lixiviation excessive et de cultures très tolérantes au sel. Le danger d'alcalinisation du sol est appréciable dans les sols à texture fine et à forte capacité d'échange, surtout dans des conditions de faible lessivage, à moins que du gypse ne soit présent dans le sol [AYERS et WESTCOT, 1985 ; NDOYE, 1998].

C5S2 : ces eaux sont caractérisées par une salinité excessive et une sodicité (pouvoir alcalinisant) moyenne. Elles ne conviennent pas à l'irrigation. Sont uniquement acceptables pour irriguer des plantes très tolérantes (les palmeraies) au sel dans des terrains à texture grossière ou à forte teneur en matière organique, très perméables, avec un excellent drainage et un lessivage conséquents.

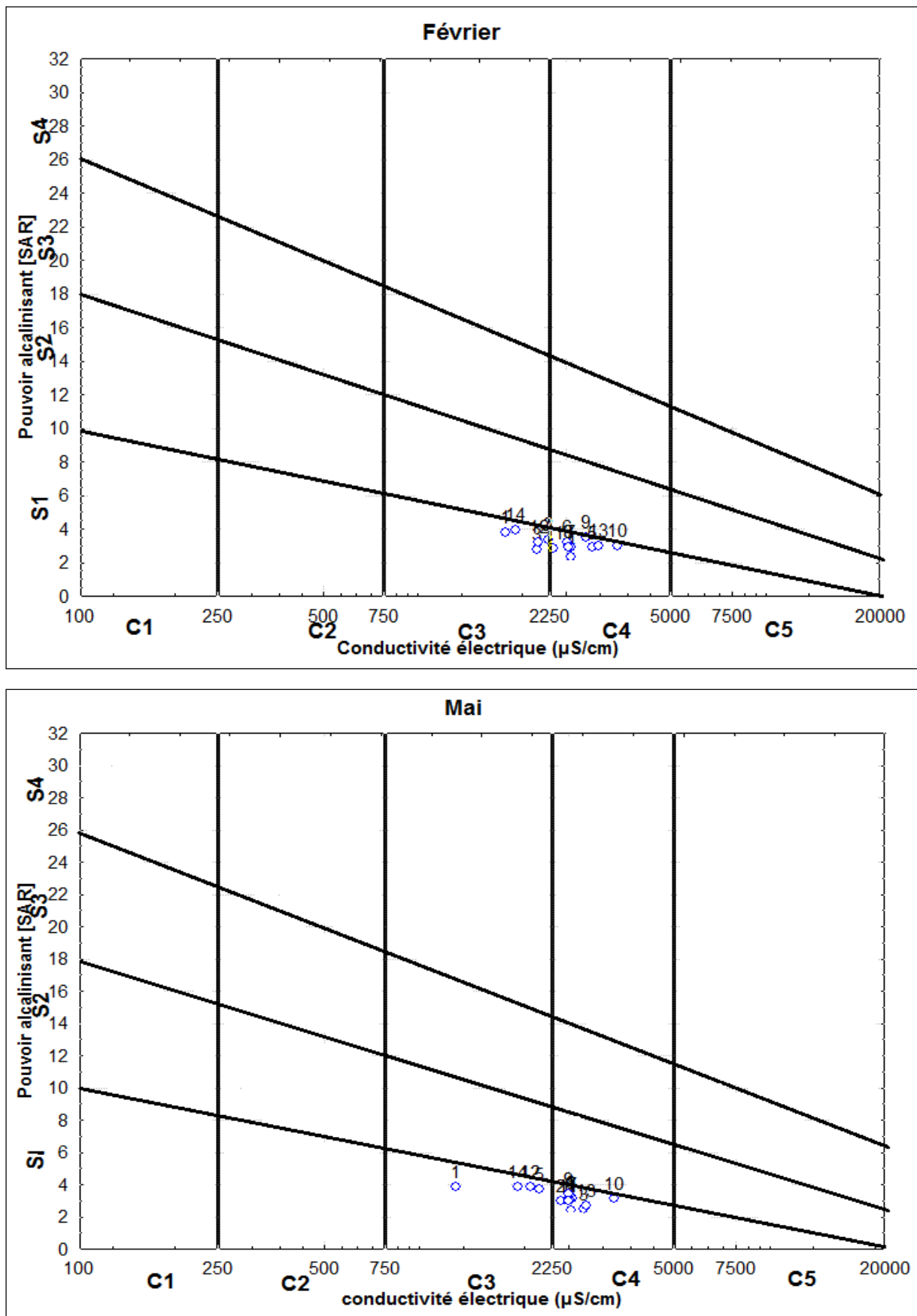


Figure 72. Classification des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le diagramme de Richards. Février et Mai

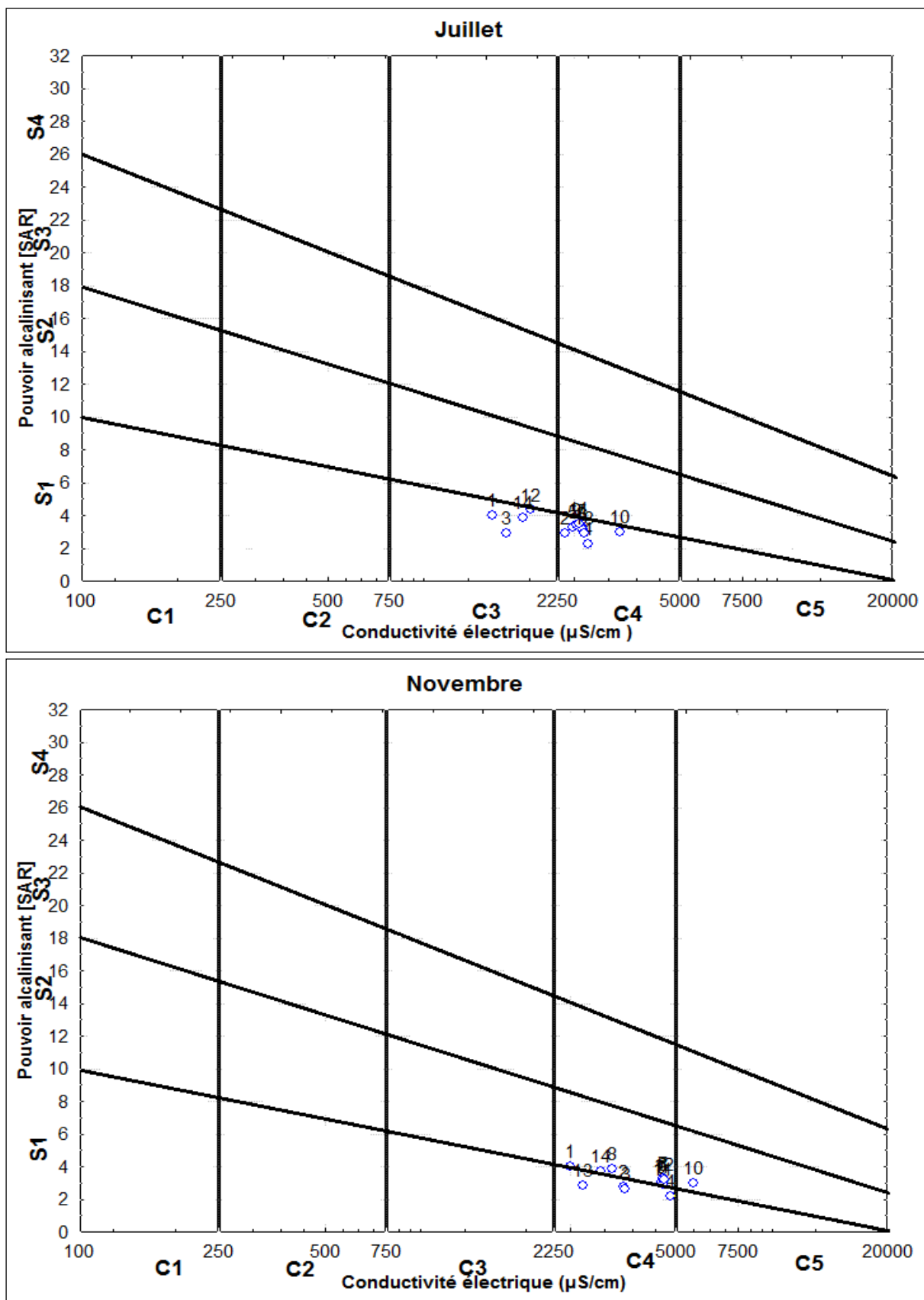


Figure 73. Classification des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le diagramme de Richards. Juillet et novembre

La classification de Wilcox fondée sur la conductivité électrique et la teneur en sodium dans l'eau. Le pourcentage du sodium est défini par la relation :

$Na\% = \frac{Na^+ + K^+}{(Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+)} \times 100$ [BARRETT-LENNARD, 2003], tous les éléments sont exprimés en méq/l.

Cette classification définit cinq classes d'eau : Excellente, bonne, admissible, médiocre, et mauvaise.

La représentation du pourcentage de sodium en fonction de la conductivité sur le diagramme de Wilcox (Fig. 74, 75, 76, 77), montre que 14.29% des points d'eau sont de bonne qualité, 71.43% de qualité médiocre et 14.29% sont de mauvaise qualité pour l'irrigation durant la campagne de février. Pour la campagne de mai, 21.42% des points d'eau sont de bonne qualité, 71.43% de qualité médiocre et 7.14% sont de mauvaise qualité. Pour la campagne de juillet 28.57% des points d'eau sont de bonne qualité, 64.29% de qualité médiocre et 7.14% sont de mauvaise qualité pour l'irrigation.

Pour la campagne de novembre, nous avons remarqué une forte détérioration de la qualité des eaux souterraines où la plupart des points d'eaux (85.71%) sont de mauvaise qualité pour l'irrigation et seulement 14.29% ont une qualité médiocre.

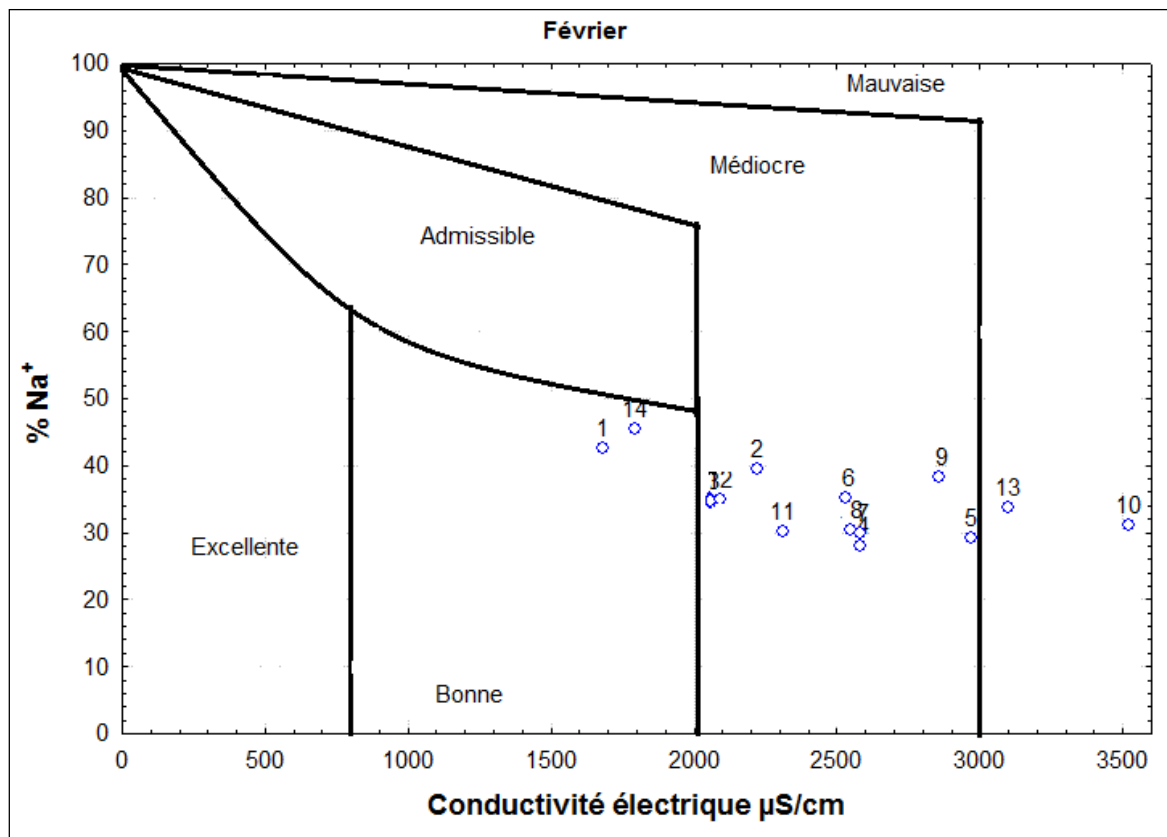


Figure 74. Classification des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le diagramme de Wilcox. Février

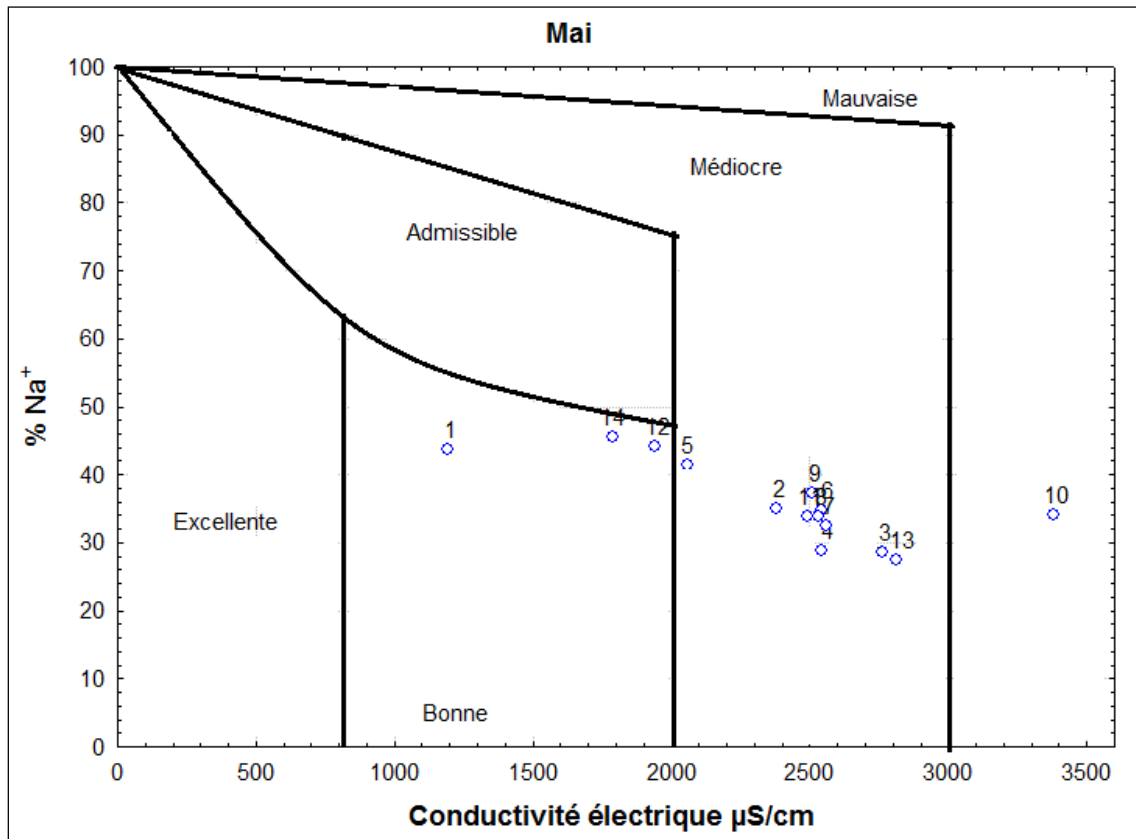


Figure 75. Classification des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le diagramme de Wilcox. Mai.

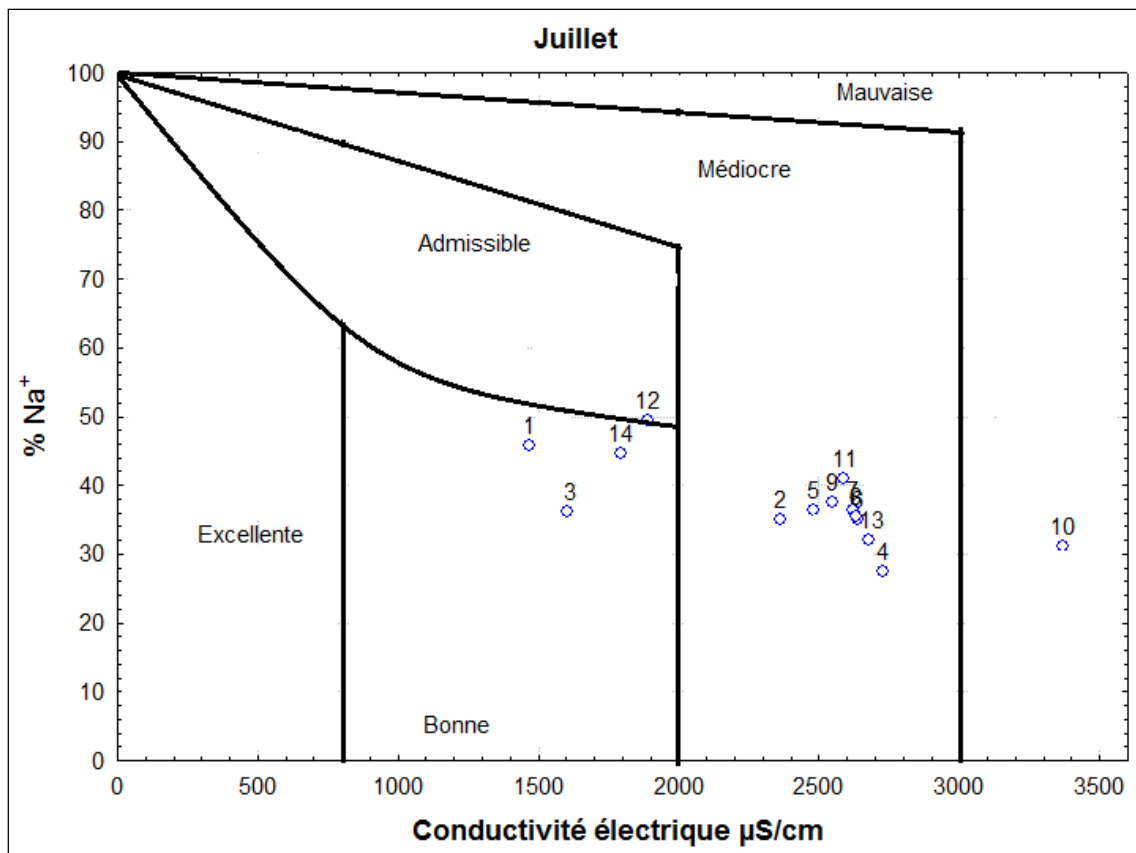


Figure 76. Classification des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le diagramme de Wilcox. Juillet

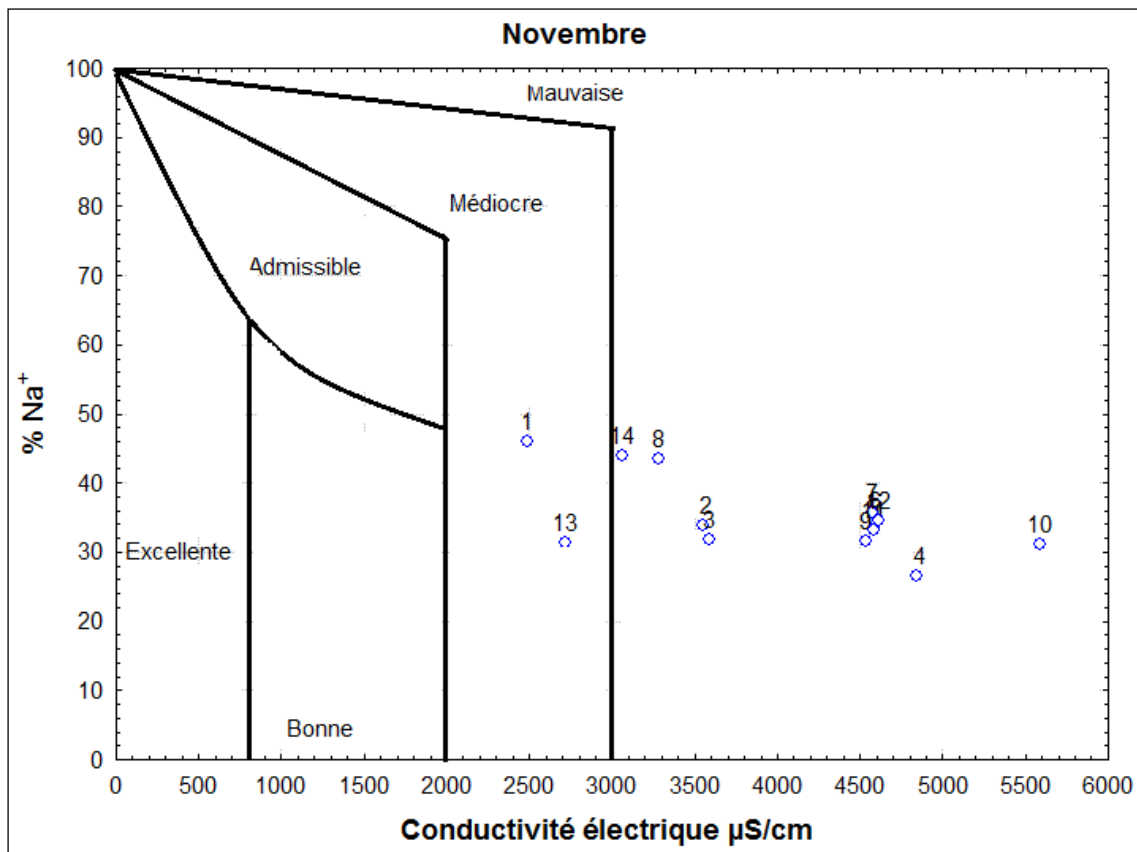


Figure 77. Classification des eaux souterraines de la région de Fesdis sur le diagramme de Wilcox. Novembre

3.6.8. Conclusion

Les résultats des analyses physicochimiques montrent que les eaux de la nappe étudiée présentent des signes de dégradation de la qualité de l'eau. Elles sont caractérisées par un PH relativement neutre à alcalin. Les eaux sont fortement minéralisées avec des valeurs de la CE comprises entre 1467 et 3520 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ces eaux usées sont trop chargées en chlorures, en sulfates, en Na^+ , en Ca^{2+} , en Mg^{2+} , en HCO_3^- et en NO_3^- . Cependant la plupart des échantillons des eaux souterraines dépassent largement la norme algérienne et celle de l'OMS pour l'eau potable. Les valeurs maximales sont enregistrées généralement durant la période de hautes eaux (novembre). L'augmentation de ces éléments est attribuée à l'infiltration des eaux résiduaires riches en ces éléments et à la lithologie de réservoir des terrains traversés. Ces eaux présentent de bonnes caractéristiques pour ce qui est des teneurs en $\text{O}_{2\text{dis}}$, DBO_5 et DCO . L'analyse en composantes principales montre que le processus d'acquisition du chimisme de l'eau lié à l'interaction eau-roche et à la pollution par l'activité agricole et l'infiltration des eaux usées. La plupart des points d'eaux présentent un changement de faciès hydrochimique à travers les quatre campagnes de prélèvement, et uniquement 36% qui gardent le faciès

«chloruré-calcique » dominant entre les campagnes. Ce changement du faciès peut être expliqué par la pluviométrie (diminution et/ou augmentation des concentrations par dilution) et par l'infiltration des eaux usées de l'Oued El Gourzi. L'étude indique la dominance du faciès chloruré calcique suivie par le faciès chloruré sodique en deuxième position, puis le bicarbonaté sodique en 3^{ème} position pour les campagnes de février, mai et juillet, mais la campagne de novembre est caractérisée par la disparition de faciès bicarbonaté sodique et l'apparition des deux faciès sulfaté calcique et sulfaté sodique.

Concernant l'aptitude de ces eaux à l'irrigation, la classification de RICHARDS basée sur la relation entre le taux d'adsorption du sodium et la conductivité électrique, montre que pour les trois campagnes février, mai et juillet les eaux souterraines de la région, appartiennent à deux classes. La première est caractérisée par une forte salinité et une alcalinité modérée. La deuxième est caractérisée par une très forte salinité et une alcalinité modérée. Pour la campagne de novembre, tous les points d'eaux sont caractérisés par une très forte salinité à salinité excessive et une alcalinité modérée à moyenne. Elles ne conviennent pas à l'irrigation.

La classification de Wilcox fondée sur la conductivité électrique et la teneur en sodium dans l'eau, montre que pour les trois campagnes : février, mai et juillet, les eaux souterraines ont majoritairement une qualité médiocre. Quelques échantillons présentent une qualité bonne et mauvaise. Pour la campagne de novembre, la plupart des points d'eaux sont de mauvaise qualité pour l'irrigation et seulement quelques échantillons sont de qualité médiocre.

Conclusion générale

L'étude a été menée dans la région de Fesdis. Elle est située en zone semi aride de l'est algérien, confrontées à la rareté de l'eau. Il a pour cadre naturel un glacis de la haute plaine de l'est avoisinant les monts des Aurès. Dans cette zone la couverture pédologique est dominée par les calcisols. Le climat se caractérise par une grande variabilité inter et intra annuelle en pluviométrie et en température.

La présente étude s'inscrit dans l'objectif d'évaluer les effets de l'irrigation par les eaux usées de l'Oued El Gourzi sur les propriétés physicochimiques des sols agricoles et des eaux souterraines de la région.

Les résultats des analyses physicochimiques obtenus montrent que les eaux usées de l'Oued El Gourzi sont caractérisées par un pH relativement stable au voisinage de la neutralité. Les valeurs de la conductivité électrique et de la salinité pour toutes les stations de prélèvement sont situées dans les limites des valeurs recommandées pour l'irrigation par Ayers et Westcot (1994) et FAO (2003) (0-3 mS /cm et 0-2000 mg/l) respectivement. Mais, d'après la classification des eaux d'irrigation (Richards, 1969), les effluents de l'Oued El Gourzi, aux points de leurs exploitations, appartiennent à *la classe III* caractérisée par une forte à très forte salinité et un risque encouru par la plante élevé. Ces effluents contiennent des concentrations élevées de matière en suspension (497.32 à 1518. mg/l), chlorures (258.08 mg/l), sulfates (324.8mg/l), bicarbonates (635.79 mg/l), sodium (134.75mg/l), DBO5 (381 mg/l) et DCO (735 à 1010 mg/l) Pb (10.92 mg/l), Cd (3.33 mg/l), Cr (8.07 mg/l) et Ni (6.75 mg/l). Les valeurs de ces paramètres dépassent les concentrations maximales admissibles recommandées par la norme Algérienne (JORADP, 2012) et celle de la FAO (FAO, 1985) des eaux usées destinées à l'irrigation. Avec ces teneurs élevées, ces eaux constituent une vraie menace pour l'environnement de la région et notamment pour les sols agricoles et les eaux souterraines.

L'irrigation avec les eaux usées affecte significativement les propriétés du sol. Elle a entraîné une augmentation très significative du pH et une accumulation des sels dans les sols. Ainsi, la CE mesurée atteint la barre de 0.6 dS/m dans quelques points de mesure. Une augmentation significative du pourcentage de sodium échangeable a été notée dans les sols des parcelles irriguées par les eaux usées brutes. Cependant, ces taux sont relativement faibles et loin de la limite de 15% à partir de laquelle les agrégats du sol commencent à subir les processus de dégradation structurale. Les résultats des analyses montrent aussi une

augmentation significative de la teneur de matière organique, de trois éléments majeurs (NPK), de la capacité d'échange cationique et des cations échangeables dans les sols des parcelles irriguées avec les eaux usées brutes comparés au témoin. L'irrigation à l'eau usée montre un effet significatif sur la concentration en ETM, mais, sans dépasser les limites préconisées par la norme AFU44 041 dans le sol. Au même titre que les caractéristiques chimiques, les propriétés hydro physiques du sol sont influencées par l'irrigation à l'eau usée. Ces eaux contribuent à l'amélioration de la porosité et de la capacité de rétention en eau du sol, par leur apport en matières organiques.

Concernant les eaux souterraines de la région de Fendis, sur toute la période d'observation, nous avons remarqué que la majorité des échantillons (64%) présentent un changement de faciès hydrochimique, et uniquement 36% qui gardent le faciès «chloruré-calcique » dominant entre les campagnes. Ce changement du faciès est peut être expliqué par la pluviométrie (diminution et/ou augmentation des concentrations par dilution) et par l'infiltration des eaux usées de l'Oued El Gourzi. L'étude indique la dominance du faciès chloruré calcique suivie par le faciès chloruré sodique en deuxième position, puis le bicarbonaté sodique en 3^{ème} position pour les campagnes de février, mai et juillet, mais la campagne de novembre est caractérisée par la disparition de faciès bicarbonaté sodique et l'apparition des deux faciès sulfaté calcique et sulfaté sodique.

Dans ce périmètre irrigué, plusieurs facteurs, comme la profondeur de la nappe, la distance au lit d'écoulement des eaux usées, les pluies qui accélèrent le processus de l'infiltration à travers le sol et d'autres activités anthropiques locales peuvent accentuer le processus de pollution diffuse des ressources des eaux souterraines surtout par les eaux usées de l'Oued El Gourzi. Les résultats des analyses physicochimiques de ces eaux montrent que la nappe étudiée présente des signes de dégradation. En effet la plupart des paramètres (CE, Chlorures, sulfates, nitrates, calcium, magnésium, sodium, bicarbonates et ETM) présentent des valeurs qui dépassent les normes Algériennes et celles de l'OMS préconisées pour l'eau potable. L'augmentation de ces éléments peut être attribuée soit à l'infiltration des rejets liquides urbains et industrielles de l'Oued El Gourzi riches en chlorures, sulfates, nitrates, sodium, calcium, magnésium et en bicarbonates, soit à la lithologie de réservoir des terrains traversés. L'analyse en composantes principales montre que le processus d'acquisition du chimisme de l'eau lié à l'interaction eau-roche et à la pollution par l'activité agricole et l'infiltration des eaux usées.

L'étude de l'aptitude de ces eaux à l'irrigation selon la classification de RICHARDS basée sur la relation entre le taux d'adsorption du sodium et la conductivité électrique, montre que

pour les trois campagnes février, mai et juillet les eaux souterraines de la région, appartiennent à deux classes. La première est caractérisée par une forte salinité et une alcalinité modérée. La deuxième est caractérisée par une très forte salinité et une alcalinité modérée. Leur emploi exigera la mise en œuvre d'un aménagement spécial : fort lessivage, drainage adéquat et le choix des cultures tolérantes au sel. Pour la campagne de novembre, tous les points d'eaux sont caractérisés par une très forte salinité à salinité excessive et une alcalinité modérée à moyenne. Elles ne conviennent pas à l'irrigation.

La classification de Wilcox fondée sur la conductivité électrique et la teneur en sodium dans l'eau, montre que pour les trois campagnes février, mai et juillet, les eaux souterraines ont majoritairement une qualité médiocre. Quelques échantillons présentent une qualité bonne et mauvaise. Pour la campagne de novembre, la plupart des points d'eaux sont de mauvaise qualité pour l'irrigation et seulement quelques échantillons ont une qualité médiocre.

Les eaux usées constituent une ressource importante, elles ont un réel potentiel de valorisation en agriculture puisqu'elles constituent une alternative en matière de ressources hydriques en saison sèche, tout en apportant d'importantes quantités d'éléments fertilisants, notamment d'azote. Mais leur valorisation doit être réalisée en tenant compte des effets sur le sol, la nappe et sur la santé humaine. Ainsi, il est nécessaire de prendre certaines mesures afin de minimiser les risques d'entraînement de l'azote et des sels vers la nappe et de la salinisation du sol.

Pour réduire et/ou surmonter les problèmes, les aspects suivants sont recommandés:

- Le prétraitement préalable des rejets avant qu'ils atteignent l'Oued El Gourzi ;
- il serait judicieux de caractériser les rejets de chaque industrie et d'analyser les processus de chaque industrie en vue d'améliorer la qualité des effluents rejetés ;
- réhabilitation de la station d'épuration de la ville de Batna pour améliorer le contexte environnemental de la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation dans la région ;
- établissement du programme d'irrigation basé sur les besoins en eau des cultures, la capacité de stockage en eau du sol et la qualité de l'eau usée ;
- sélection des cultures qui peuvent absorber les constituants potentiellement dangereux présents dans l'eau usée ;
- en cas d'eaux salines, introduction dans la rotation culturale, de plantes consommant les sels et cultiver des espèces végétales plus tolérantes aux sels ;
- limitation de la quantité d'eau de façon à assurer l'apport exacte en azote nécessaire à la culture, afin d'éviter la contamination des eaux souterraines par les nitrates.

Références bibliographiques

- ABDALLA C.W. 1994. Groundwater value from avoidance cost studies: Implications for policy and future research. *American journal of agricultural economics*. Vol. 76. Iss 5.
- ABJEHU G., DILSEBO H. 1998. A study on Quality of Basaka Hot Spring Water. Research report (unpublished) submitted to Matahara Sugar Factory Research Services, Matahara, Ethiopia.
- ABJEHU G. 2005. Evaluation of Irrigation Water Quality in Ethiopian Sugar Estates, Report (unpublished), Wonji, Ethiopia: Ethiopian Sugar Industry S.C. Research and Training Services Division.
- ABU AWWAD A.M. 1996. Irrigation water management for onion trickle irrigated with saline drainage water. *Dirasat*, Vol. 23. Iss. 1 p.46-55.
- ASHRAF M., KANWAR S.R., TAHI M.A., SARWAR A., Ali L. 2007. Differential salt tolerance of sugarcane genotypes, *Pakistan J. Agr. Sci*. Vol. 44. Iss. 1 p. 85–89.
- ADLER E. 2005. Eléments sur l'épuration des eaux usées et la gestion des sous-produits de l'assainissement. Centre d'Affaires des Monts d'or, St Genis les Ollières, 87 p.
- ADRIANO D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. 1st Ed. Edited by Springer-Verlag New York. ISBN 978-1-4757-1907-9, pp. 533.
- ADRIANO D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments, Biogeochemistry, bioavailability and risk of metals. 2nd Ed. Edited by Springer-Verlag New York Berlin Heidelberg. ISBN 978-1-4684-9505-8, pp. 867.
- AFD. 2011. Réutilisation des eaux usées traitées-perspectives opérationnelles et recommandations pour l'action. France, AFD, pp. 85.
- AGARWAL A.S., SING B.R., KANEIRHO Y. 1980. Cultivation and soil biomass. *Soil Biol Bioch*. Vol. 12 p. 29-33.
- ALAM M.G.M., SNOW E.T., TANAKA, A. 2003. Arsenic and heavy metal contamination of vegetables grown in Samta village, Bangladesh. *The Science of Total Environment*. Vol. 308. Iss. 1-3 p. 83-96.
- ALEEM A., MALIK A. 2003. Genotoxic hazards of long-term application of wastewater on agricultural soil. *Mutation Research*. Vol. 538 Iss. 1-2 p. 145-154.
- Al-Zu'BI Y. 2007. Effect of irrigation water on agricultural soil in Jordan valley : An example from arid area conditions. *J. of Arid Environments*. Vol. 70. Iss. 1 p. 63-79.
- ANONYME. 2003. Fiche technique de l'APC de Fisdis (W. de Batna). APC de Fisdis, pp. 18.

- ARIAS M., BARRAL M.T., DIAZ-FIERROS F. 1996. Effects of associations between humic acids and iron or aluminium on the flocculation and aggregation of the kaolin and quartz. *European Journal of Soil Science*. Vol. 47. Iss. 3 p. 335-343.
- ARMON R., GOLD D., BRODSKY M., ORON G. 2002. Surface and subsurface irrigation with effluents of different qualities and presence of cryptosporidium oocysts in soil and on crops. *Water Science and Technology*. Vol. 46. Iss. 3 p. 115-122.
- ARRIGNON J. 1976. *Aménagement écologique et piscicole des eaux douces*. Editions Gauthier-Villars, Paris.
- ARSHAD M.A., FRANZLUEBBERS A.J., AZOOZ R.H. 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. *Soil and Tillage Research* Vol. 53. Iss. 1 p. 41-47.
- ARUMI J.L., NUÑEZ J., SALGADO L., CLARET M. 2006. Evaluación del riesgo de contaminación con nitrato de pozos de suministro de agua potable rural en Chile. *Rev Panam Salud Publica*, Vol. 20 p. 385-392.
- ASANO T. 1998. Wastewater reclamation and reuse. *Water quality management library*, volume 10, Edition Taylor Francis Inc. ISBN13 9781566766203 pp. 1828.
- ASANO T., BURTON F.L., LEVERENZ H.L., TSUCHIHASHI R., TCHOBANOGLOUS G. 2007. *Water reuse: Issues, technologies, and applications*, 1st Edition. Edited by Mac Graw Hill Education. ISBN-13: 978-0071459273 pp. 1616.
- AULICINO E.A., MASTRANTONIO A., ORSINI E, BELLUCCI C., MUSCILLO M., LAROSA G. 1996. Enteric viruses in a wastewater treatment plant in Rome. *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol. 91. Iss. 3 –4 p. 327-334.
- AYERS R.S., WESTCOT D.W. 1985. *Water quality for agriculture*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage Paper 29, Revision 1; <http://www.fao.org/docrep/003/T0234E/T0234E00.htm>).
- AYERS R.S., WESTCOT D.W. 1994. *Water quality for agriculture*. FAO. Irrigation and drainage paper. N° 29 Rev. 1 FAO, Rome, pp. 174.
- B**ABICH H., STOTZKY G. 1977. Sensitivity of various bacteria, including actinomycetes and fungi to cadmium and the influence of pH on sensitivity. *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 33 p. 681-695.
- BADAWY S.H., HELAL M.I.D., CHAUDRI A.M., LAWLOR K., MC GRATH S.P. 2002. Soil solid-phase controls lead activity in soil solution. *J. Environ. Qual.* Vol. 31. Iss. 1 p. 162-167.
- Baize D. 1988. *Guide des analyses courantes en pédologie* I.N.R.A, France. Imprimée par Jouve, Paris. pp. 172.

- Baize D. 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Editions, Paris, EAN13 : 9782738007476. pp. 410.
- Baize D. 2000. Guide des analyses en pédologie: choix, expression, présentation, interprétation 2^{ème} Ed, INRA-paris, pp. 257.
- BARGAGLI R. 1998. Trace elements in terrestrial plants. an ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. springer-verlag, berlino, pp. 324.
- BARRETT LENNARD E.G. 2003. The interaction between waterlogging and salinity in higher plants: causes, consequences and implications, Plant Soil, Vol. 253, Iss. 1 p. 35–54.
- BASIC F., KISIC I., MESIC M., NESTROY O., BUTORAC A. 2004. Tillage and crop management effects on soil erosion in central Croatia. Soil and Tillage Research, Vol. 78. Iss 2 p. 197-206.
- BAUDER J.W., HERSHBERGER K.R., BROWNING L.S. 2008. Soil solution and exchange complex response to repeated wetting–drying with modestly saline–sodic water. Irrig. Sci. Vol. 26 p.121-130.
- BAUDER T.A., WASKOM R.M., SUTHERLAND P.L., DAVIS J.G. 2014. Irrigation Water Quality Criteria, Colorado State University Extension, no. 0.506; <http://www.ext.colostate.edu/pubs/crops/00506.html>.
- BAUMHARDT R. L., JONES O. R. 2002. Residue management and tillage effects on soil water storage and grain yield of dryland wheat and sorghum for a clay loam in Texas. Soil and Tillage Research. Vol. 68 p.71-82.
- BAUMONT S., CAMARD J-P., LEFRA A, FRANCONI A. 2005. Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport de stage. Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France ENSAT (Toulouse), pp. 169.
- BAZZA M. 2002. Wastewater reuse in the Near East region: Experiences and issues. Regional symposium on recycling in the Mediterranean region, Iraklio, Crete, Greece. 26-29 Sept 2002, pp. 21.
- BELAID N. 2010. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse de doctorat de l'Université de Sfax et de l'Université de Limoges, pp. 183.
- BELOUANAS H. 2012. Influence du comportement des argiles sur les écoulements souterrains au sein des formations du recouvrement de la zone de Fesdis–El Madher (Nord-Est Algérien). Mémoire de Magister. Université de Batna. Algérie, pp. 126.
- BHATTACHARYYA R., PRAKASH V., KUNDU S., GUPTA H.S. 2006. Effect of tillage and crop rotations on pore size distribution and soil hydraulic conductivity in sandy clay loam soil of the Indian Himalayas. Soil and Tillage Research. Vol 86. Iss 2 p. 129-140.

- BICHARA S. 1987. Etude expérimentale de l'épuration des eaux usées d'Agadir par infiltration dans le sol. Colloque international eau usée et milieux récepteurs, Casablanca 9, 10 et 11 Avril 1987.
- BIEMI J. 1992. Contribution à l'étude géologique, hydrogéologique et par télédétection des bassins versants subsahéliens du socle Précambrien d'Afrique de l'Ouest : hydrostructurale, hydrodynamique, hydrochimie et isotopie des aquifères discontinus de sillon et aires grantiques de la haute Marahoué (Côte d'Ivoire). Thèse Univ. Natio. Côte d'Ivoire, pp. 493.
- BIZE J.M., MINAULT N. 1989. Epuration des eaux usées par le sol. Journées techniques: Assainissement urbain au Maroc, Agadir, 6, 7 et 8 Septemb, 1989, pp.16.
- BLANCO-CANQUI H., GANTZER C.J., ANDERSON S.H., ALBERTS E.E. 2004. Tillage and crop influences on physical properties for an Epiaqualf. Soil Science Society of America Journal. Vol. 68. Iss. 2 p. 567-576.
- BLEVINS R. L., THOMAS G.W., SMITH M. S., FRYE W.W., CORNELIUS P. L. 1983. Changes in soil properties after 10 years continuous non-tilled and conventionally tilled corn. Soil and Tillage Research. Vol 3. Iss.2 p. 135-146.
- BOLE J., BELL R. 1978. Land application of municipal sewage wastewater: yield and chemical composition of forage crops. Journal of Environmental Quality. Vol. 7 p.222–226.
- BONTOUX J. 1993. Introduction à l'étude des eaux douces, eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson. CEBEDOC Ed, Liège, pp. 169.
- BOUGHERIRA N., AOUN-SEBAITI B. 2012. Impact des rejets urbains et industriels sur l'eau superficielle et souterraine dans la plaine d'Annaba(Algérie). Université Annaba, Algérie. Courrier de savoir -N°13 p. 63-69.
- BOUTIN C, HEDUIT A, HELMER J.M. 2009. Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT). Rapport final. Sciences, eaux et territoires, pp. 100.
- BOUHOUM K., AMAHMID O. 2002. Municipal wastewater reuse for irrigation: productivity and contamination level of irrigated crops by pathogens. EPCOWM'2002– International Symposium on Environmental Pollution control and Waste Management, 7-10 January, Tunis. P. 582-587.
- BRAR M.S., KHURANA M.P.S., KANSAL B.D. 2002. Effect of irrigation by untreated sewage effluents on the micro and potentially toxic elements in soils and plants. Department of soils, Punjab Agr. Univ. India.
- BRGM. 2010. La réutilisation des eaux usées : un enjeu majeur de développement durable. Les enjeux des géosciences, Fiche de synthèse scientifique n° 24, pp. 4.

- BRIYAN G., DONALD A., ROBERT G., JASON W., DAN M. 2007. Managing Irrigation Water Quality: for Crop Production in the Pacific Northwest, A Pacific Northwest Extension Publication, PNW 597_E.
- BURNS J.C., WESTERMAN P., KING L.D., CUMMINGS G.A., OVERCASH M.R., GOODE L. 1985. Swine lagoon effluent applied to coastal bermudagrass : 1. Forage yield, quality and element removal. *J. Environ. Qual.* Vol. 14. Iss 1 p.9-14.
- BUTLER J.E. 1993. The reuse of sewage for agriculture and the role of gravel bed hydroponics. *Advanced short course on sewage : Treatment- Practices- Management for agriculture use in the Mediterranean countries.* Vol. 1 p. 75-102.
- CALVET R. 2003. Le sol, propriété et fonction, phénomènes physiques et chimiques. Tome 2. Ed. France. Agricole/ DUNOD, ISBN 13: 9782855570846.pp. 511.
- CAMPOS C. 2008. New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse. *Desalination.* 218. p. 34–42.
- CANCEILL M., LANDREAU A. 1978. Analyse statistique multidimensionnelle : propositions méthodologiques pour l'analyse de données concernant la chimie des eaux souterraines. Rapport BRGM, 78 SGN 001 HYD, pp. 36.
- CARRILLO-AVILA. 1995. Modélisation de transfert hydraulique dans le système sol plante atmosphère. Application à la plaine de la Bièvre(Isère), université Joseph Fourier-Grenoble 1, pp. 213.
- CAUCHI, HYVRARD, NAKACHE, SCHWARTZBROD, ZAGURY, BARON, CARRE, COURTOIS, DENIS, DERNAT, LARBAIGT, DERANGERE, MARTIGNE, SEGURET. 1996. Dossier : la réutilisation des eaux usées après épuration. *Techniques, Sciences et Méthodes.* Vol. 2 p. 81-118.
- CHAMAYOU H., LEGROS J.P. 1989. Les bases physique, chimique et minéralogiques de la science du sol. Agence de coopération culturelle et technique. Presses universitaires de France.
- CHAMPAN D., KIMSTACH V. 1996. Selection of water quality variable. *Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring,* Champan edition, 2nd ed. E and FN Spon, London. P. 59-126.
- CHANG A.C., PAGE A.L, ASANO T. 1995. Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed wastewater and sewage sludge applications in agriculture. Geneva, World Health Organization.
- CHARLAND K. 2014. Analyse des perceptions de réutilisation des eaux usées municipales au Québec. Essai présenté au centre universitaire de formation en environnement et développement durable en vue de l'obtention du grade de maître en environnement. Université de Sherbrooke, pp. 80.

- CHARREAU C. 1975. Organic matter and biochemical properties of soils of dry tropical West Africa. In: FAO (1975): Organic Materials as Fertilizers. FAO Soils Bulletin No. 27 p. 313 – 336.
- CHEN Z.S. 1992. Metal contamination of flooded soils, rice plants, and surface waters in Asia. In: Adriano DC, ed. Biogeochemistry of trace metals. Boca Raton, FL, Lewis Publishers. p. 85–108.
- CHENU C., LE BISSONNAIS Y., ARROUAYS D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. Soil Science Society of America Journal. Vol. 64. Iss. 4 p. 1479-1486.
- CHERAK L. 1999. Incidences des eaux usées résiduelles sur la microflore et le comportement de l'avoine. Thèse magister Université de Batna (Algérie), pp. 110.
- CHIOU R.J. 2008. Risk assessment and loading capacity of reclaimed wastewater to be reused for agricultural irrigation. Environmental Monitoring and Assessment. Vol. 142. Iss. 1-3 p. 255-262.
- CHRISTENSEN T.H. 1984. Cadmium soil sorption at low concentrations: I. Effect of time, cadmium load, pH and calcium. Water Air Soil Pollut. Vol. 21 p. 105-114.
- CHURCHMAN G.J., SKJEMSTAG J.O., OADES J.M. 1993. Influence of clay mineral and organic matter on effects of sodicity on soils. Australian Journal of Soil Research. Vol. 31. Iss. 6 p. 779-800.
- CLEMENT M., PIeltaIN F. 2003. Analyse chimique des sols, méthodes choisies. Ed. TEC, Paris, pp.386.
- COUTURE I, 2004. Analyse d'eau pour fin d'irrigation. Mapaq Montérégie-Est. AGRIVISION 2003-2004, pp. 8.
- DA** FONSECA A.F., HERPIN U., DE PAULA A.M., VICTORIA R.L., MELFI A.J. 2007. Agricultural use of treated sewage effluents: Agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. Scientia Agricola. Vol. 64. Iss. 2 p. 194-209.
- DAGNELIE P. 1970. Théorie et méthodes statistiques : applications agronomiques. Vol. 2. Gembloux, Pesses agronomiques, pp. 451.
- DAGNELIE P. 2006. Statistique théorique et appliquée: Inférences à une et à deux dimensions. T. 2. Bruxelles-Univ. Boeck & Larcier. ISBN 978-2- 8041-6336-5 pp. 736.
- DAO T. H. 1993. Tillage and winter wheat residue management effects on water infiltration and storage. Soil Science. Society of America Journal. Vol. 57. Iss. 6 p. 1586-1595.
- DAVIS R.S. 1978. Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barely. Plant and soil. Vol. 79 p. 395-408.

- DEATB. 2012. Direction de l'Environnement et d'Aménagement du territoire de Batna, Algérie, 2012.
- DEGBEY C., MAKOUTODE M., AGUEH V., DRAMAIX M., DE BROUWER C. 2011. Facteurs associés à la qualité de l'eau de puits et prévalence des maladies hydriques dans la commune d'Abomey Calavi (Bénin). Cahiers d'étude et de recherches francophones/santé .Vol. 21 p. 47-55.
- DELISLE C.E., SCHMIDT J.W. 1977. The effect of sulphur on water and aquatic life in Canada. Sulphur and its inorganic derivatives in the Canadian environment. NRCC, n°. 15015, Centre National des recherches du Canada, Ottawa.
- DENEUX-MUSTIN S., ROUSSEL-DEBET S., MUSTIN C., HENNER P., MUNIER-LAMY C., COLLE C., BERTHELIN J., GARNIER-LAPLACE J., LEYVAL C. 2003. Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces: influence des micro-organismes du sol. Tec & Doc. - Lavoisier, Paris.
- DERWICHE E., BENAABIDATE L., ZIAN A., SADKI O., BELGHITY D. 2010. Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec Oued Fes. Maroc . Larlyss journal. Vol.8 p. 101-111.
- DESHPANDE T.L., GREENLAND D.J., QUIRK J.P. 1968. Changes in soil properties associated with the removal of iron and aluminium oxides. Journal of Soil Science.Vol. 19. Iss. 1 p. 108-122.
- DEXTER A. R. 1991. Amelioration of soil by natural processes. Soil and Tillage Research. Vol. 20 p. 87-100.
- DINON E., GERSTMANS. 2008. L'Influence du pH sur l'assimilation des éléments nutritifs du sol par les plantes et sur la variété des plantes, Université de Liège, Printemps des Sciences, pp.4.
- DONEEN L.D. 1964. Notes on Water Quality in Agriculture, Water Science and Engineering, Department of Water Sciences and Engineering, Univ. of California, pp. 4001.
- DORIOZ J.M., ROBERT M., CHENU C. 1993. The role of roots, fungi and bacteria on clay particle organization. An experimental approach. Geoderma. Vol 56. Iss. 1-4 p. 179-194.
- DRAGON K. 2006. Application of factor analysis to study contamination of a semi-confined aquifer (Wielkopolska Buried Valley aquifer, Poland). J Hydrol. Vol. 331. Iss.1p. 272-279.
- DRAKATOS P et al. 2002. Antagonistic action of Fe and Mn in Mediterranean-type plants irrigated with wastewater effluents following biological treatment. International Journal of Environmental Studies. Vol. 59. Iss. 1 p. 125-132.

- DUCHAUFFOUR P. 2001. Introduction à la science du sol; sol, végétal, environnement, Ed. DUNOD, paris, pp. 331.
- DUNGLAS J. 2014. La réutilisation des eaux usées. Académie d'Agriculture de France : agriculture, alimentation, environnement. Groupe Eau. Notes de travail n° 5, pp. 9.
- DUPRARQUE A., RIGALLE P. 2011. Composition des MO et turnover ; Rôles et fonctions des MO, actes du colloque « Gestion de l'état organique des sols », 27 janvier 2011, Agro transfert.
- DWAF. 1996. Department of Water Affairs and Forestry: South African Water Quality Guidelines, 2nd Ed., vol. 4: Agricultural Use: Irrigation, Pretoria: CSIR Environmental Services.
- E**ATON F.M. 1950. Significance of carbonates in irrigation waters, Soil Sci., Vol. 69. Iss.2 p. 123-133.
- EBLIN S.G., SORO G.M., SOMBO A.P., AKA N., KAMBIRÉ O., SORO N. 2014. Hydrochimie des eaux souterraines de la région d'adiaké (sud-est côtier de la côte d'ivoire). Larhyss Journal. n°17 p. 193-214.
- ECOSSE D. 2001. Techniques alternatives en vue de subvenir à la pénurie d'eau dans le monde. Mém. D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau », Fac. Sciences, Amiens, pp. 62.
- EDWARDS W.M., SHIPITALO M.J., OWENS L.B., NORTON L.D. 1990. Effect of Lumbricus terrestris L. burrows on hydrology of continuous no-till corn fields. Geoderma. Vol. 46. Iss. 1-3 p. 73-84.
- EHLERS W., KOPKE U., HESSE F., BOHM W. 1983. Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. Soil and Tillage Research. Vol 3 p. 261-275.
- EICK M.J., PEAK J.D., BRADY P.V., PESEK J.D. 1999. Kinetics of lead adsorption / desorption on goethite: residence time effect. Soil Sci. Vol. 164. Iss. 1 p. 28-39.
- EXALL K. 2004. A review a water reuse and recycling, with reference to Canadian practice and potential: 2. Application- Review article. Water Quality Research journal, Vol. 39. Iss 1p.13-28.
- EXALL K., MARSALEK J., SCHAEFER K. 2004. A review a water reuse and recycling, with reference to Canadian practice and potential: 1. Incentives and implementation- Review article. Water Quality Research journal. Vol. 39. Iss 1 p.1-12.
- F**ABY J.A. 1997. L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation, Document technique, FNDAE, Hors série n°11, pp. 80.
- FABY J.A., BRISSAUD F. 1997. La réutilisation des eaux usées épurées dans les schémas directeurs d'assainissement et dans certains cas, pour économiser l'eau. Environnement et techniques / infos – déchets Juillet- Août 1997. N° 168.

- FAO. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage paper 29, Rev. 1., FAO, Rome.
- FAO. 1989. Evaluation des terres pour l'agriculture irriguée : directives. Bulletin Pédagogique n° 55 <http://www.fao.org/DOCREP/003/S8500F/s8500f00.htm#Contents>.
- FAO. 2003. Irrigation avec les eaux usées traitées. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture. Bureau Régional pour le Proche Orient et Bureau sous-régional pour l'Afrique du Nord, pp. 73.
- FAILLAT J.P. 1986. Aquifère fissurés en zone tropicale humide : structure, hydrodynamique et hydrochimie (Afrique de l'Ouest). Thèse Univ. Sci. Tech. Languedoc, Montpellier, pp. 480.
- FARID MET AT. 1993. The impact of reuse of domestic wastewater from irrigation on ground water quality. Water Science and Technology. Vol. 27. Iss. 9 p. 147–157.
- FARS S., BOUSSELHAJ K., NEJMEDDINE A., OUAZZANI N. LAGHMARI A., BOUADILI A. 2003. Réutilisation d'une eau résiduaire brute et purée en agriculture: Disponibilité de l'azote et trois métaux lourds (Cu, Cd et Cr). Séminaire internationale: Réutilisation des eaux usées traitées et des sous-produits de l'épuration: optimisation, valorisation et durabilité, septembre 2003, Tunis, Tunisie.
- FEKHAOUI M., PATTEE E. 1993. Impact de la ville de Fès sur l'oued sebou : Etude physico-chimique. Bull. Ins. Sci (Rabat). Vol. 17, p. 1-12.
- FEIGIN A., BIELORAI H., DAG Y., KIPNIS T., GISKIN M. 1977. The nitrogen factor in the management of effluent-irrigated soils. Soil Science. Vol. 125. Iss. 4 p. 248-254.
- FERRERAS L.A., COSTA J.L., GARCIA F.O., PECORARI C. 2000. Effect of no-tillage on some soil physical properties of a structural degraded Petrocalcic Paleudoll of the southern "Pampa" of Argentina. Soil & Tillage Research. Vol. 54. Iss. 1-2 p. 31-39.
- FOUAD S., COHEN N., HAJJAMI K., CHLAIDA M. 2014. Qualité physicochimique et contamination métallique des eaux de l'oued Hassar: impacts des eaux usées de la localité de Mediouna (Periurbain de Casablanca, Maroc), Afrique SCIENCE. Vol. 10. Iss. 1 p. 91-102.
- FOLLETT R.F., PETERSON G.A. 1988. Surface soil nutrient distribution as affected by wheat-fallow tillage systems. Soil Science Society of America Journal. Vol. 52. Iss. 1 p. 141-147.
- FOSTER S et al. 2004. Urban wastewater as groundwater recharge – evaluating and managing the risks and benefits. Washington, DC, World Bank (Briefing Note 12; <http://lnweb18.worldbank.org/ESSD/ardext.nsf/18ByDocName/BriefingNote>
- FRAGOSO C., BROWN G.G., PATRON J.C., BLANCHART E., LAVELLE P., PASHANASI B., SENAPATI S., KUMAR T. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and

- agrosystem function in the tropics: the role of earthworm. *Applied Soil Ecology*. Vol. 6. Iss. 1 p. 17-35.
- FUENTES J.P., FLURY M., BEZDICEK D.F. 2004. Hydraulic properties in a silt loam soil under natural prairie, conventional till, and no-till. *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 68 p. 1679-1688.
- G**AID A. 1993. Traitement des eaux usées urbaines. *Techniques de l'Ingénieur*, C5 – 220, pp. 30.
- GAYE M., NIANG S. 2002. Epuration des eaux usées et agriculture urbaine, Études et recherches, ENDA-TM Dakar, pp. 130.
- GIROVICH M.J., (ed). 1996. Biosolids treatment and management: processes for beneficial use. New York, Marcel Dekker, Inc. (Environmental Science and Pollution Control 18).
- GOBAT J.M., ARAGNO M., MATTHEY W. 2003. Le sol vivant. Bases de pédologie, biologie des sols. (2^{ed}). Ed. Lausanne: Presses Polytechniques et universitaires romandes. ISBN 2-88074-501-2, pp. 569.
- GODFRING J.M ET., VAN BLADEL R. 1990. Influence du pH sur l'adsorption du cuivre et du zinc par les sols. *Sci. Sol*. Vol. 28 p. 15-26.
- GONZALEZ BARRIOS J.L. 1992. Eaux d'irrigation et salinité des sols en zone aride mexicaine : exemple dans la « Comarca Lagunera ». Thèse de Doctorat. Univ. Montpellier II, pp. 316.
- GOULA B.T.N., KOUAME IK., COULIBALY L., GNAGNE T., SAVANE I., DJOMAN P.D. 2007. Caractérisation des effluents de boues activées d'une usine agroalimentaire en vue de son utilisation comme eau d'arrosage de pelouses en zone tropicale humide. *Revue des Sciences de l'Eau*. Vol. 20. Iss. 3 p.:299-307.
- GRABER E.R., FINE P., LEVY G.J. 2006. Soil Stabilization in Semiarid and Arid Land Agriculture. *Journal of Materials in Civil Engineering*. Vol. 18. Iss. 2 p. 190-205.
- GRANT C.A., LAFOND G.P. 1993. The effects of tillage systems and crop sequences on soil bulk density and penetration resistance on a clay soil in southern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*. Vol. 73. Iss. 2 p. 223-232.
- GUILLET B., JEAN ROY E., ROUGIER C., SOUCHIER B. 1980. Le cycle biogéochimique et la dynamique du comportement des éléments traces (Cu, Pb, Zn, Ni, Co, Cr) dans les pédogenèses organiques acides. Rapport ATP «Formation et distribution des gisements». Note Techn, et Sci. du Centre de Pédologie, Nancy, n° 27, pp. 49 .
- GREENWOOD N.N., EARNSHAW A. 1984. Chemistry of the elements, Pergamon Press, Oxford, UK. ISBN 0-08-022057-6.

- GUERIF J. 1986. Modification de la répartition et de l'évolution des matières organiques par la simplification du travail du sol : conséquences sur quelques propriétés physiques. « Les rotations céréalières intensives – Dix années d'études concertées INRA, ONIC, ITCF 1973-1983 ». Ed. INRA, p. 63-88.
- GUPTA N., KHAN D., SANTRA S. 2008. An Assessment of Heavy Metal Contamination in Vegetables Grown in Wastewater-Irrigated Areas of Titagarh, West Bengal, India. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. Vol. 80. Iss. 2 p. 115-118.
- HAMMEL J.E. 1989. Long-term tillage and crop rotation effects on bulk density and soil impedance in Northern Idaho. *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 53 p. 1515-1519.
- HANNACHI A., GHARZOULI R., DJELLOULI TABET Y. 2014. Gestion et valorisation des eaux usées en Algérie. *Larhyss Journal*. N°19 p. 51-62.
- HANNACHI A., GHARZOULI R., DJELLOULI TABET Y. 2015. Gestion environnementale des eaux usées à Batna (Algérie): entre législation et réalité. *L'eau, l'industrie, les nuisances* - N°. 283 p. 55-61.
- HASSOUNE EL.M., BOUZIDI A., KOULALI Y., HADARBACH D. 2006. Effets des rejets liquides domestiques et industriels sur la qualité des eaux souterraines au nord de la ville de Setta (Maroc). *Bull. de l'inst. Sci., Rabat.Sect. Sci.De la vie*. N° 28 p.61-71.
- HAYES A.R., MANCINO C.F., PEPPER I.L. 1990. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent. I. Soil and leachate water quality. *Agron. J.* Vol. 82 p. 939-943.
- HERGERT G.W., KNUDSEN D., 1977. *Irrigation Water Quality Criteria, Historical Materials from University of Nebraska_Lincoln Extension*, pp. 1416.
- HERPIN U., GLOAGUEN T.V., DA FONSECA A.F., MONTES C. R., MENDONÇA F. C., PIVELI R.P., BREULMANN G., FORTI M.C. MELFI A.J. 2007. Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation- A pilot field study in Brazil. *Agricultural Water Management*. Vol. 89 p. 105 – 115.
- HILL R.L. 1990. Long-term conventional and no-tillage effects on selected soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 54. Iss.1 p. 161-166.
- HIMMI N., FEKHAOUI M., FOUTLANE A., BOURCHIC H., EL MMAROUFY M., BENAZZOUT T., HASNAOUI M. 2003. Relazione plankton-parametri fisici chimici in un bacino dimaturazione (laguna mista Beni Slimane – Morocco. *Rivista Di Idrobiologia*. *Universitadegli studi di perugia, Dipartimento di Biologia Animale. Ed Ecologia laboratorio Di Idrobiologia "G.B. Grassi"*, p. 110–111.
- HOUGH R.L., YOUNG S.D., CROUT N.M.J. 2003. Modelling of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn uptake, by winter wheat and forage maize, from a sewage disposal farm. *Soil Use Manage.* Vol. 19. Iss 1 p. 19-27.

HUYNH T.M.D 2009. impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ ver de terre/ microflore tellurique. Thèse de Doctorat. l'universite paris est, pp. 145.

INSPQ. 2006. Réutilisation d'effluents de stations de traitement d'eaux usées domestiques pour l'irrigation d'un terrain de golf. Québec. Direction des risques biologiques. Environnementaux et occupationnels. INSPQ, pp.11.

ISLAM E.U., YANG X.-E., HE Z.-I., MAHMOOD Q. 2007. Assessing potential dietary toxicity of heavy metals in selected vegetables and food crops. Journal of Zhejiang University SCIENCE B. Vol. 8. Iss.1 p. 1-13.

JARAUSCH-WEHRHEIM B., MOCQUOT B., MENCH M. 1996. Uptake and partitioning of sludge-borne copper in field-grown maize (*Zea mays* L.). European Journal of agronomy, Vol. 5. Iss. 3-4 P. 259-271.

JORADP. 1993. Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire. Décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet du 1993 réglementant les rejets d'effluents liquides industriels. N°. 32 p. 5-7.

JORADP. 2009. Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire. Décret exécutif n° 09-209 du 17 Jomada Ethania 1430 correspondant au 11 juin 2009 fixant les modalités d'octroi de l'autorisation de déversement des eaux usées autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration. N°.36 p. 17-18.

JORADP. 2011. Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire. Décret exécutif no11-125 du 17 Rabie Ethani 1432 correspondant au 22 mars 2011 relatif à la qualité de l'eau de consommation humaine. N°.18 p. 6-7.

JORADP. 2012. Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire. Arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 janvier 2012 fixant les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation. N°. 41 p. 18-20.

KAISER HF. 1960. The application of electronic computers to factor analysis. Educ. Psychol. Meas. Vol. 20 p. 141- 151.

KAO T., EL MEJAHED K., BOUZIDI A. 2007. Evaluation de la pollution métallique dans les sols agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Settat (Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section. Sciences de la Vie, N°. 29 p. 89-92.

KERBOUB D.J., FEHDI C.H. 2014. Impact des rejets urbains et industriels sur la qualité des eaux souterraines : cas de la région d'El Kantar, Sud-Est Algérien. Afrique science. Vol 10. Iss.1 p.127 - 138.

KESSIRA M., 2013. Valorisation des eaux usées épurées en irrigation. Politiques de soutien et cadres institutionnels. Synthèse Internationale du Projet "Sécurité d'utilisation des eaux usées en agriculture" Téhéran, Iran, 26-28 Juni 2013.

- KHODAPANAH L., SULAIMAN W.N.A., KHODA- PANAH N. 2009. Groundwater Quality Assessment for Different Purposes in Eshtehard District, Tehran, Iran, *Eur. J. Sci. Res.*, vol. 36. Iss. 4 p. 543–553.
- KOUAME I.K., GONE D.L., SAVANE I., KOUASSI E.A., KOFFI K., GOULA B.T., DIALLO M. 2006. Mobilité relative des ETM issus de la décharge d’Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal (Abidjan-Côte d’Ivoire). *Revue Afrique Science*. Vol. 2. Iss. 1 p.39-56.
- LAMPURLANES J., CANTERO-MARTINEZ C. 2003. Soil bulk density and penetration resistance under different tillage and crop management systems and their relationship with barley root growth. *Agronomy Journal*. Vol. 95. Iss. 3 p. 526-536.
- LAMPURLANES J., CANTERO-MARTINEZ C. 2006. Hydraulic conductivity, residue cover and soil surface roughness under different tillage systems in semiarid conditions. *Soil and Tillage Research*. Vol. 85. Iss.1-2 1 p. 3-26.
- LANDREAU A. 1987. La réutilisation des eaux usées épurées par le sol et le sous sol : Adéquation entre la qualité de l’eau, l’usage et la protection du milieu naturel. Séminaire sur les eaux usées et milieu récepteur, Casablanca (Maroc), 9-11 Avril. Chap. 5 p. 1-13.
- LARAQUE A. 1991. Comportements hydrochimiques des « Açudes » du nordeste Brésilien semi-aride. Evolutions et prévisions pour un usage en irrigation. Thèse de Doctorat. Univ.Montpellier II, pp.325.
- LAVELLE P. 1997. Fauna activities and Soil Processes : adaptative strategies that determine ecosystem function. *Ecological research*. Vol. 27 p. 93-132.
- LAZAROVA V., BRISSAUD F. 2007. Intérêt, bénéfices et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France. *L'eau, l'industrie et les nuisances*. N° 299 p. 43-53.
- LCA. 2008. Guide pratique : comprendre et utiliser les analyses agro-environnementales.
- Luxmoore, R.J., 1981. Micro-, meso-, macroporosity in soil. *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 45 p. 671-673.
- LEE K.E., FOSTER R.C., 1991. Soil fauna and soil structure. *Austr. J. Soil Res.* Vol. 29 p.:745-775.
- LOUVRIER M. 1971. Etude hydrochimique de quelques eaux minérales françaises. Applications des méthodes de traitement automatiques. Bureau de recherches géologiques et minières. Service géologique nationale (orléans). Département hydrogéologie, pp. 36.
- LUCHO-CONSTANTINO C.A., PRIESTO-GARCIA F., RAZO L.M.D., RODRIGUE-VASQUEZ R., POGGI-VARALDO H.M. 2005. Chemical fractionation of boron and heavy metals in

soils irrigated with wastewater in central Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 108 p. 57-71.

MAC CLUNG G. FRANKENBERGER W.T. 1987: Nitrogen mineralization rates in saline vs. salt-amended soils. *Plant soil*. Vol. 104. P.13-21.

MAC CORMICK R.W., WOLF D.C. 1980. Effect of sodium chloride on CO₂ evolution, ammonification and nitrification in *Sassafras* Sandy loam. *Soil Biol. Biochem.* Vol.12, pp: 153-157.

MAGESAN G.N., WILLIAMSON J.C., YEATES G.W., LLOYD-JONES A.R. 2000. Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. *Bioresource Technology*. Vol. 71. Iss. 1 p. 21-27.

MANCINO C.F., PEPPER I.L. 1992. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent: Soil quality. *Agron. J.* Vol. 84. Iss. 4 p. 650-654.

MANIOS T; PAPAGRIGORIOU I; DASKALAKIS G; SABATHIANAKIS I; TERZAKIS S; MANIADAKIS K; MARKAKIS G. 2006. Evaluation of primary and secondary treated and disinfected wastewater irrigation of tomato and cucumber plants under greenhouse conditions, regarding growth and safety considerations. *Water Environment Research*. Vol. 78. Iss 8 p. 797-804.

MARA D.D. 1980. *Sewage treatment in hot climate*. Editions John Wiley and sons, New York.

MARSCHNER H. 1995. *Mineral nutrition of higher plants*. 2nd edition. Academic press, NY.

MATHIEU C., PIELTAIN F. 2003. *Analyse chimique des sols – Méthodes choisies*. Editions TEC & DOC, pp. 386.

MCGARRY D., BRIDGE B. J., RADFORD B. J. 2000. Contrasting soil physical properties after zero and traditional tillage of an alluvial soil in the semi-arid subtropics. *Soil and Tillage Research*. Vol. 53 p. 105-115.

MELLOUL A.A., HASSANI L., RAFOUK L. 2001. Salmonella contamination of vegetables irrigated with untreated wastewater. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. Vol. 17. Iss. 2 p. 207-209.

MENCH M., JUSTE C., SOLDA P. 1992. Effets de l'utilisation de boue urbaine en essai longue durée : accumulation des métaux par les végétaux supérieurs. *Bull. Soc. Bot Fr.*, 1389, Actual. Bot. Vol.1 p. 141-156.

MENANI M.R. 1991. *Etude hydrogéologique de la plaine d'El-Madher (Algérie orientale): Géologie, climatologie, hydrogéologie et modélisation des écoulements souterrains de l'aquifère Moï-Plio-Quaternaire*. Thèse de doctorat. Univ de Nancy I G.E.S, pp. 409.

- MEYBECK M., FRIEDRICH G., THOMAS R., CHAPMAN D. 1996. Water quality assessments : a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, 2nd Ed. Edited by Deborah Chapman. Published by E & FN Spon, London, pp. 59-126.
- MINHAS P.S., SHARMA N., YADAV R.K., JOSHI P.K. 2006. Prevalence and control of pathogenic contamination in some sewage irrigated vegetable, forage and cereal grain crops. *Bioresource Technology*. Vol. 97. Iss 10 p. 1174-1178.
- MIKKELSEN R., CAMBERATO J. 1995. Potassium, sulphur, lime, and micronutrient fertilizers. . In *Environmental Aspects of Soil Amendments*, Vol. 1: Inorganic Fertilizers, Ed: Jack E. Rechcigl, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, p. 109-137.
- MILLER J.J., SWEETLAND N.J., LARNEY F.J., VOLKMAR K.M. 1998. Unsaturated hydraulic conductivity of conventional and conservation tillage soils in southern Alberta. *Canadian Journal of Soil Science*. Vol. 78. Iss.4 p. 643-648.
- MIQUEL G. 2003. La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, tome I, pp. 198.
- MOHAMMAD M.J., MAZAHREH N. 2003. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. *Soil Sci. Plant Anal*. Vol. 34. Iss. 9-10 p.1281-1294.
- MOHAMMAD RUSAN M.J., HINNAWI S., ROUSAN L. 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination*. Vol. 215. Iss.1-3 p. 143–152.
- MONTOROI J.P. 1995. Dynamique de l'eau et géochimie des sels d'un bassin versant aménagé de Basse-Casamance (Sénégal). Conséquences sur la gestion durable de l'écosystème de mangrove en période de sécheresse. Thèse de Dctorat, Université de Nancy I, France, pp. 349.
- MOUNI L., MERABET D., ARKOUB H., MOUSSACEB K. 2009. Etude et caractérisation physico-chimique des eaux de l'oued Soummam (Algérie). *Sècheresse*. Vol. 20. Iss.4 p. 360-366.
- MOUNJID J., COHEN N., FADLAOUI S., BELHOUARI A., OUBRAIM S. 2014. Contribution à l'évaluation de la qualité physico-chimique du cours d'eau merzeg (périurbain de Casablanca, Maroc). *Larhyss Journal*, N°18 p. 31-51.
- MUNAWAR A., BLEVINS R.L., FRYE W.W., SAUL M.R. 1990. Tillage and cover crop management for soil water conservation. *Agronomy Journal*. Vol. 82. Iss.4 p. 773-777.
- MRE. 2012. Ministère des Ressources en Eau. Le secteur de l'eau en Algérie, Algérie.
- MRE. 2014. Ministère des Ressources en Eau. Le secteur de l'eau en Algérie, Algérie.
- MUCHUWETI M., BIRKETT J. W., CHINYANGA E., ZVAUYA R., SCRIMSHAW M. D., LESTER J. N. 2006. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and

- sewage sludge in Zimbabwe: Implications for human health. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol. 112. Iss 1 p. 41-48.
- MUNAWAR A., BLEVINS R.L., FRYE W.W., SAUL M.R. 1990. Tillage and cover crop management for soil water conservation. *Agronomy Journal*. Vol. 82. Iss. 4 p. 773-777.
- NAJAFI P. 2006. Effects of using subsurface drip irrigation and treated municipal waste water in irrigation of tomato. *Pakistan Journal of Biological Sciences*. Vol. 9. Iss. 14 p. 2672-2676.
- NRC. 1996. National Research Council. Use of reclaimed water and sludge in food crop production. Washington, DC, National Academy Press, p. 64–65.
- NDOYE. 1998. Cours intensif. Qualité et traitement des eaux usées domestiques et agricoles. Delta du Fleuve Sénégal et Agglomération Dakaroise. 25 octobre au 10 novembre 1998. Institut Sénégalais de Recherches Agricoles, pp. 33.
- NELSON P.N., BALDOCK J.A., CLARKE P., OADES J.M., CHURCHMAN G.J. 1999. Dispersed clay and organic matter in soil: their nature and associations. *Australian Journal of Soil Research*. Vol. 37. Iss. 2 p. 289-315.
- NISBET M., VERNEAUX J. 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. *Annales de limnologie*, Tome 6, fasc. 2, p. 161-190.
- NISHANTHINY S.C., THUSHYANTHY M., BARATHITHASAN T., SARAVANAN S. 2010. Irrigation water quality based on hydro-chemical analysis, Jaffna, Sri Lanka, *Am.-Euras. J., Agr. Environ. Sci.* Vol. 7. Iss. 1 p. 100–102.
- OADES J.M. 1993. The rol of biology in the for formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*. Vol. 56. Iss. 1-4 p. 377-400.
- OMS. 1989. L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquiculture : recommandation avisées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé, Genève, 82 p.
- OMS. 1992. WHO (1992). Cadmium – environmental aspects. Geneva, World Health Organization, 156 pp. (Environmental Health Criteria 135).
- OMS. 2008. WHO (World Health Organization), Guidelines for drinking water quality. Vol.1, Recommendations .2nd ed, Geneva, pp. 130.
- OMS. 2012. Directives de l'OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères. Volume II utilisation des eaux usées en agriculture, Genève, pp. 254.
- ONA. 2012. Office National d'Assainissement. Unité de Batna, service d'assainissement, Algérie, 2012.

- P**ACHEPSKY Y.A., RAWLS W.J. 2003. Soil structure and pedotransfer functions. *European Journal of Soil Science*. Vol. 54 p. 443-451.
- PAHREN H.R., LUCAS J.B., RYAN J.A., DOTSON G. K . 1979. Health risks associated with land application of municipal sludge. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, Vol. 51. Iss. 11 p. 2588–2601.
- PANDIAN K., SANKAR K. 2007. Hydrochemistry and groundwater quality in the Vaippar river basin, Tamil Nadu, *J. Geol. Soc. India*. Vol. 69 p. 970–982.
- PARAMESWARAN M. 1999. Urban wastewater use. *Plant Biomass Production, Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 27. Iss. 1–2 p.39–56.
- PEKRUN C., KAUL H.P., CLAUPEIN W. 2003. Soil tillage for sustainable nutrient management. In Adel El Titi (ed.). *Soil tillage in agroecosystems*, CRC Press, New-York (USA), pp. 83 -113.
- PERRONO P. 1999. Les micropolluants métalliques des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole. Mémoire DUESS., DEP., Université Picardie, Amiens.
- PESCOD M.B. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage Paper 47).
- PHILIPPEAU G. 1986. Comment interpréter les résultants d'une analyse en composantes principales. *Institut Techniques des Céréales et Fourrages*, Paris, 63 p.
- R**ASHED M., AWARD S.R., SALAM M. A., SMIDT E.1995. Monitoring of groundwater in Gabal el Asfar wastewater irrigated area (Greater Cairo). *Water Science and Technology*. Vol. 32. Iss. 11 p. 163–169.
- RASMUSSEN K.J. 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: a Scandinavian review. *Soil and Tillage Research*. Vol.53. Iss. 1 p.3-14.
- RATEL C., NEJJAR A., BENTALEB M. 1986. La réutilisation des eaux usées pour l'irrigation au Maroc : Cas de la ville de Marrakech. Séminaire sur les technologies appropriées pour l'eau et l'assainissement en zones arides, Rabat (Maroc), 24-28 Novembre, p. 31-44.
- RATTAN R.K., DATTA S.P., CHHONKAR P.K., SURIBABU K., SINGH A.K. 2005. "Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater - a case study", *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109.
- RHOTON F.E., BRUCE R.R., BUEHRING N.W., ELKINS G.B., LANGDALE C.W., TYLER D.D. 1993. Chemical and physical characteristics of four soil types under conventional and notillage systems. *Soil and Tillage Research*. Vol.28. Iss. 1 p. 51-61.

- RICHARDS L.A. 1969. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Handbook. N° 60, pp. 160.
- RIETZ D.N., HAYNES R.J. 2003. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry*. Vol. 35 p. 845–854.
- RODIER J., BAZIN O., BROUTIN J.P., CHAMBON P., CHAMPSAUR H., RODI L. 2005. L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer : chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats, 8^{ème} édition. Paris. DUNOD . ISBN 2-10-049636-0 pp.1381.
- Rodier, J. 1996. L'analyse de l'eau .eaux naturelle. Eaux résiduaires. Eau de mer .8^{ème} édition. Dunod. Paris.
- RODIER J., LEGUBE B., MERLET N., COLL. 2009. L'analyse de l'eau, 9^{ème} édition entièrement mise à jour. Paris. DUNOD. ISBN 978-2-10-054179-9 pp. 1203.
- ROPER M.M., CUPTA V.V.S.R. 1995. Management practices and soil biota. *Australian Journal of Soil Research*. Vol. 33 p. 321-339.
- ROUABHIA A., BAALI F., KHERICI N., DJABRI L. 2004. Vulnérabilité et risqué de pollution des eaux souterraines de la nappe des sables miocènes de la plaine d'El-Ma-El-Abiod (Algérie). *Sècheresse*. Vol. 15. Iss. 4 p. 47-52.
- Sanders, J.R., McGrath, S.P., and Adams, T.M. 1986. Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH. *J. Sci. Food Agr.* Vol. 37. Iss. 10 p. 961-968.
- SEGURET F. 1994. Réutiliser les eaux usées en irrigation. Office international de l'eau, Juin 1994.
- SCOTT CA., ZARAZUA JA., LEVINE G. 2000. Urban-wastewater reuse for crop production in the water-short Guanajuato River basin, Mexico. Colombo, International Water Management Institute (IWMI).v,34p.(IWMI Research Report 041)doi: <http://dx.doi.org/10.3910/2009.047>
- SHAHALAM A., ABUZAHRA B., JARADAT A. 1998. Wastewater irrigation effect on soil, crop and environment – a pilot scale study at Irbid, Jordan. *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol. 106. Iss. 3–4 p. 425–445.
- SHEIKH B., COOPER R.C., ISRAEL K.E. 1999. Hygienic evaluation of reclaimed water used to irrigate food crops – a case study. *Water Science and Technology*. Vol. 40. Iss. 4-5. 261-267.
- SIMMONS R.W., COLL. 2009. Effet of long -term un-treated domestic wastewater reuse on soil quality wheat grain and straw yields and attributes of fodder quality) *Irrigation and drainage systems*.

- SINDHOU M.A., CORNFIELD A.H. 1967. Comparative effects of varying levels of chlorides and sulfates of Na; K; Ca and Mg on ammonification during incubation of soil. *Plant soil*. Vol. 27 p. 468-472.
- SING B.R., AGARWAL. A.S., KANEIRHO Y. 1969. Effects of chloride salts on ammonium nitrogen release in two Hawain soils. *Soil Sci SOC Am Proc*. Vol. 35 p: 557-60.
- SIX J., BOSSUYT H., DEGRYZE S., DENEK K. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*. Vol. 79. Iss. 1 p. 7-31.
- SOLIS C., ANDRADE E., MIRELES A., REYES-SOLIS I.E., GARCIA-CALDERON N., LAGUNAS-SOLAR M.C., PINA C.U., FLOCCHINI R.G. 2005. Distribution of heavy metals in plants cultivated with wastewater irrigated soils during different periods of time. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*. Vol. 241 p. 351–355.
- SOLTNER D. 1996. Les bases de la production végétale - Phytotechnie générale. Tome 1. Le sol et son amendement. 21^{ème} Ed. Edition Collection Sciences et Techniques Agricoles, pp. 468 .
- SOLTNER D. 2000. Les techniques culturales simplifiées. 2^{ème} Ed. Edition Collection Scientifique et Techniques Agricole, pp. 56.
- SOLTNER D. 2005. Les bases de la production végétale. Phytotechnie générale. Tom 1. Le sol et son amélioration. 24^{ème} Ed. Edition Collection Scientifique et Techniques Agricole, pp. 472.
- STENGEL P., DOUGLAS J.T., GUÉRIF J., GOSS M.J., MONNIER G., CANNELL R.Q. 1984. Factors influencing the variation of some properties of soils in relation to their suitability for direct drilling. *Soil and Tillage Research*. Vol. 4. Iss. 1 p. 35-53.
- SU S., ZHI J., LOU L., HUANG F., CHEN X., WU J. 2011. Spatio-temporal patterns and source apportionment of pollution in Qiantang River (China) using neural-based modeling and multivariate statistical techniques. *Phys. Chem. Earth*. Vol.36 P. 379–386.
- SWIFT, R., Mc LAREN R.1991. Micronutrient adsorption by soils and soil colloids. In Bolt, G.H.; Boodt, M.F.; Hayes, M.H.B.; McBride, M.B. (Ed.) *Interactions at the soil colloid-soil solution interface*. Dordrecht: Kluwer Academic Publications, p. 257-292.
- T**AMRABET L. 2011. Contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage. Thèse doctorat en science. Université de Hadj Lakhdhar Batna, pp. 146 .
- TAN C. S., DRURY C.F., REYNOLDS W.D., GAYNOR J.D., ZHANG T.Q., NG H.Y. 2002. Effect of long-term conventional tillage and no-tillage systems on soil and water quality at the field scale. *Water Science and Technology*. Vol. 46 p. 183-190.

- TAZISONG A., SENWO Z.N., TAYLOR R.W., MBILA M.O., WANG Y. 2004. Concentration and distribution of iron and manganese fractions in Alabama ultisols. *Soil Sci.* Vol. 165 p 489-496.
- TEBRUGE F., DURING R.A. 1999. Reducing tillage intensity, a review of results from a long term study in Germany. *Soil and Tillage Research.* Vol. 53: 15-28.
- THEODORATOS P., PAPASSIOPI N., XENIDIS A. 2002. Evaluation of monobasic calcium phosphate immobilization of heavy metals in contaminated soils from Lavrion. *J Hazard Mater.* Vol. 94. Iss. 2 p. 135–146.
- TOLLEFSON. 2005. Les sols et leur environnement. Département des sciences du sol. Université de la Saskatchewan, pp. 36.
- TOZE S. 2006. Reuse of effluent water—benefits and risks; *Agricultural Water Management.* Vol. 80. Iss. 1-3 p. 147–159.
- TRAD Rais M., Xanthoulis D. 2006. Rôle de la micro-irrigation dans l'atténuation des risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées à des fins agricole. *Vecteur-Environnement*, p.75-81.
- TRAVI Y., MUDRY J. 1997. Méthode pour l'évaluation et la gestion du risque nitrate dans les aquifères de socle de la zone sahélienne d'Afrique de l'Ouest. *Hydrogéologie.* Vol. 1 p. :13-21.
- TREMEL-SCHAUB A., FEIX I. 2005. Contamination des sols - Transferts des sols vers les plantes. Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie, pp. 413.
- TURIN A. 1991. La pollution des eaux souterraines en Lorraine, le cas des nitrates. Thèse Univ. Nancy II, France, pp. 266.
- UNGER P. W., JONES O. R. 1998. Long-term tillage and cropping systems affect bulk density and penetration resistance of soil cropped to dry land wheat and grain sorghum. *Soil and Tillage Research.* Vol 45 p. 39-57.
- US EPA. 2012. Guidelines for water reuse. Washington, U.S. environmental protection agency, office of wastewater management, pagination multiple.
- US NRC, 2012. Water reuse: potential for expanding the nation's water supply through reuse of municipal wastewater, Washington, National Academies Press, pp. 262.
- USSL (United States Salinity Laboratory), Diagnosis and improvement of saline and alkali soils, *Agricultural Handbook*, USDA, 1954, no. 60.
- VAN DER PERK, M. 2006. Soil and Water Contamination, from molecular to catchment scale. 1st Edition. Edited by eBook Published. London. ISBN 9780203963579 pp. 402.

- VEOLIA . 2006. Le recyclage de l'eau, une solution locale quand l'eau se fait rare. Veolia environnement, pp. 8.
- VEOLIA, 2010. Le recyclage des eaux usées in Veolia eau.Solutions.
<http://www.veoliaeau.com/solutio/recyclage-eau-usée/>(page consultée le 8 janvier 2014).
- VILA J. M. 1980. La Chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins algéro-tunisiens. Thèse de Doct. d'Etat. Univ. P. et M. Curie (Paris VI), 3 vol., Paris, pp 665.
- VILAGINES R. 2003. Eau, environnement et santé publique. Introduction à l'hydrologie, 2è édition, Editions Tec & Doc, pp. 198.
- VIVIANE G., IOVINO M., 2004. Wastewater reuse effects on soil hydraulic conductivity. Journal of Irrigation and Drainage Engineering. Vom.130. Iss. 6. 476-484.
- VOUDOURIS KS., LAMBRAKIS NJ., PAPTHEOTHOROU G., DASKALAKI P. 1997. An application of factor analysis for the study of the hydro geological conditions in Plio-Pleistocene aquifers of NW Achaia (NW peloponnesus, Greece). Math. Geol. Vol. 29. Iss. 1 P. 43-59.
- W**ALKLEY A., BLACK I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science. V.37 p.29-38.
- WANG X., HUANG G. 2008. Evaluation on the irrigation and fertilization management practices under the application of treated sewage water in Beijing, China. Agricultural Water Management. Vol. 95. Iss . 9 p. 1011-1027.
- Wilcox, L.V. 1955. Classification and use of irrigation water, USDA circular 969, pp. 19.
- WUDDIVIRA M.N., CAMPS-ROACH G. 2007. Effects of organic matter and calcium on soil structural stability. European Journal of Soil Science.Vol. 58. Iss. 3 p. 722-727.
- Y**ATES M.V., GERBA CP. 1998. Microbial considerations in wastewater reclamation and reuse. In: Asano T, ed. Wastewater reclamation and reuse. Lancaster, PA, Technomic Publishing Company, Vol. 10. p. 437-488.
- YELI M.S. 2009. Recyclage des eaux usées en irrigation : potentiel fertilisant, risques sanitaires et impacts sur la qualité des sols, thèse présentée à la faculté environnement naturel, architectural et construit, laboratoire d'écohydrologie école polytechnique fédérale de Lausanne, pp. 141.
- YEQING L., QIONGYING H., JIAHUA X. 1996. Effects of humic acid and solution pH on dispersion of Na- and Ca-soil clays. Pedosphere. Vol. 6. Iss. 4 p. 349-354.
- Z**HU J.K. 2002. Salt and drought stress signal transduction in plants, Ann. Rev. Plant. Biol. Vol. 53 p. 247-273.

ZOUIA N. 2002. Etude de la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine de El Mather (Nord-est algérien).Thèse de magister en hydraulique, université de Batna, pp. 97.

Annexes

Annexe 1

Tableau 1: Exigences fixées par les Etats pour un usage sans restriction (US-EPA, 2004)

	<i>Arizona</i>	<i>Californie</i>	<i>Floride</i>	<i>Hawaii</i>	<i>Nevada</i>	<i>Texas</i>	<i>Washington</i>
Traitement	Traitement secondaire : filtration, désinfection	Oxydation, coagulation, filtration et désinfection	Traitement secondaire : filtration, haut niveau de désinfection	Oxydation, filtration et désinfection	Traitement secondaire : désinfection	NS	Oxydation, coagulation, filtration et désinfection
DBO ₅	NS	NS	20 mg/L CDBO ₅ *15	NS	30 mg/L	5 mg/L	30 mg/L
MES	NS	NS	5 mg/L	NS	NS		30 mg/L
Turbidité	2 NTU (moy)	2 NTU (moy)	NS	2 NTU (max)	NS	3 NTU	2 NTU (moy)
	5 NTU (max))	5 NTU (max))					5 NTU (max))
Coliformes	Fécaux	Totaux	Fécaux	Fécaux	Fécaux	Fécaux	Totaux
	ND (moy)	2.2/100 mL (moy)	75 % des éch. sous la limite de détection	2.2/100 mL (moy)	2.2/100 mL (moy)	20/100 mL (moy)	2.2/100 mL (moy)
	23/100 mL (max)	23/100 mL (max en 30j))	25/100 mL (max)	23/100 mL (max en 30j)	23/100 mL (max)	75/100 mL (max)	23/100 mL (max)

NS : Non Spécifié et ND : Non Détectable

Tableau 2 : spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation : paramètres microbiologiques

ANNEXE		
SPECIFICATIONS DES EAUX USEES EPUREES UTILISEES A DES FINS D'IRRIGATION		
1. PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES		
GROUPES DE CULTURES	PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES	
	Coliformes fécaux (CFU/100ml) (moyenne géométrique)	Nématodes intestinaux (œufs/l) (moyenne arithmétique)
Irrigation non restrictive. Culture de produits pouvant être consommés crus.	<100	Absence
Légumes qui ne sont consommés que cuits. Légumes destinés à la conserverie ou à la transformation non alimentaire.	<250	<0,1
Arbres fruitiers (1). Cultures et arbustes fourragers (2). Cultures céréalières. Cultures industrielles (3). Arbres forestiers. Plantes florales et ornementales (4).	Seuil recommandé <1000	<1
Cultures du groupe précédent (CFU/100ml) utilisant l'irrigation localisée (5) (6).	pas de norme recommandée	pas de norme recommandée

(1) L'irrigation doit s'arrêter deux semaines avant la cueillette. Aucun fruit tombé ne doit être ramassé sur le sol.

L'irrigation par aspersion est à éviter.

(2) Le pâturage direct est interdit et il est recommandé de cesser l'irrigation au moins une semaine avant la coupe.

(3) Pour les cultures industrielles et arbres forestiers, des paramètres plus permissifs peuvent être adoptés.

(4) Une directive plus stricte (<200 coliformes fécaux par 100 ml) est justifiée pour l'irrigation des parcs et des espaces verts avec lesquels le public peut avoir un contact direct, comme les pelouses d'hôtels.

(5) Exige une technique d'irrigation limitant le mouillage des fruits et légumes.

(6) A condition que les ouvriers agricoles et la population alentour maîtrisent la gestion de l'irrigation localisée et respectent les règles d'hygiène exigées. Aucune population alentour.

Tableau 3 : spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation : paramètres physico - chimiques

20		JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 41		25 Châabane 143 15 juillet 201	
2. PARAMETRES PHYSICO - CHIMIQUES					
PARAMETRES		UNITÉ	CONCENTRATION MAXIMALE ADMISSIBLE		
Physiques	pH	—	6.5 ≤ pH ≤ 8.5		
	MES	mg/l	30		
	CE	ds/m	3		
	Infiltration le SAR = $\sigma - 3$ CE		0.2		
	3 - 6		0.3		
	6 - 12	ds/m	0.5		
	12 - 20		1.3		
	20 - 40		3		
Chimiques	DBO5	mg/l	30		
	DCO	mg/l	90		
	CHLORURE (Cl)	meq/l	10		
	AZOTE (NO3 - N)	mg/l	30		
	Bicarbonate (HCO3)	meq/l	8.5		
Eléments toxiques (*)	Aluminium	mg/l	20.0		
	Arsenic	mg/l	2.0		
	Béryllium	mg/l	0.5		
	Bore	mg/l	2.0		
	Cadmium	mg/l	0.05		
	Chrome	mg/l	1.0		
	Cobalt	mg/l	5.0		
	Cuivre	mg/l	5.0		
	Cyanures	mg/l	0.5		
	Fluor	mg/l	15.0		
	Fer	mg/l	20.0		
	Phénols	mg/l	0.002		
	Plomb	mg/l	10.0		
	Lithium	mg/l	2.5		
	Manganèse	mg/l	10.0		
	Mercuré	mg/l	0.01		
	Molybdène	mg/l	0.05		
	Nickel	mg/l	2.0		
Sélénium	mg/l	0.02			
Vanadium	mg/l	1.0			
Zinc	mg/l	10.0			
(*) : Pour type de sols à texture fine, neutre ou alcalin.					

Il présente douze classes qui sont :

1. Sand, 2. Silt, 3. Clay, 4. Loamy Sand, 5. Silty Clay, 6. Loam, 7. Clay-loam, 8. Loamy sand, 9. Sandy loam, 10. Silt loam, 11. Sandy clay loam, et 12. Silty clay loam (fig. III.2).

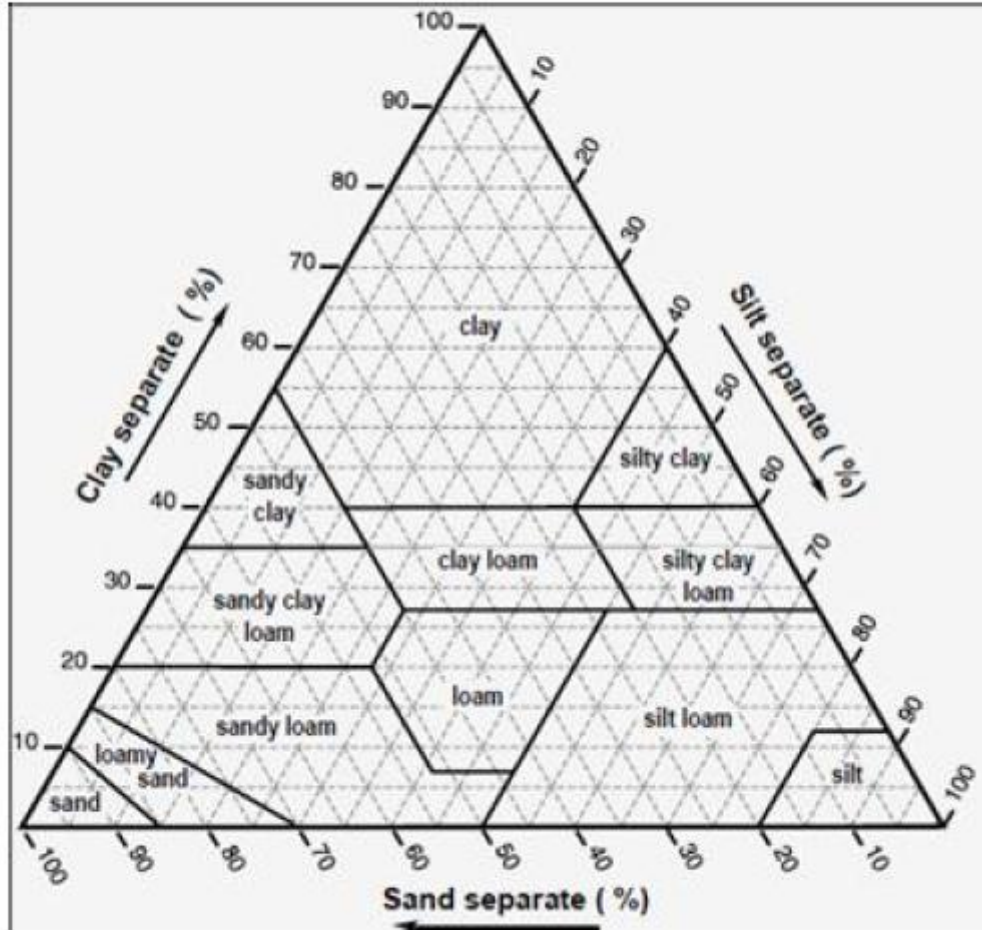


Fig. III.2 : Triangle textural Américain.

Figure 1 : Triangle des textures Américain

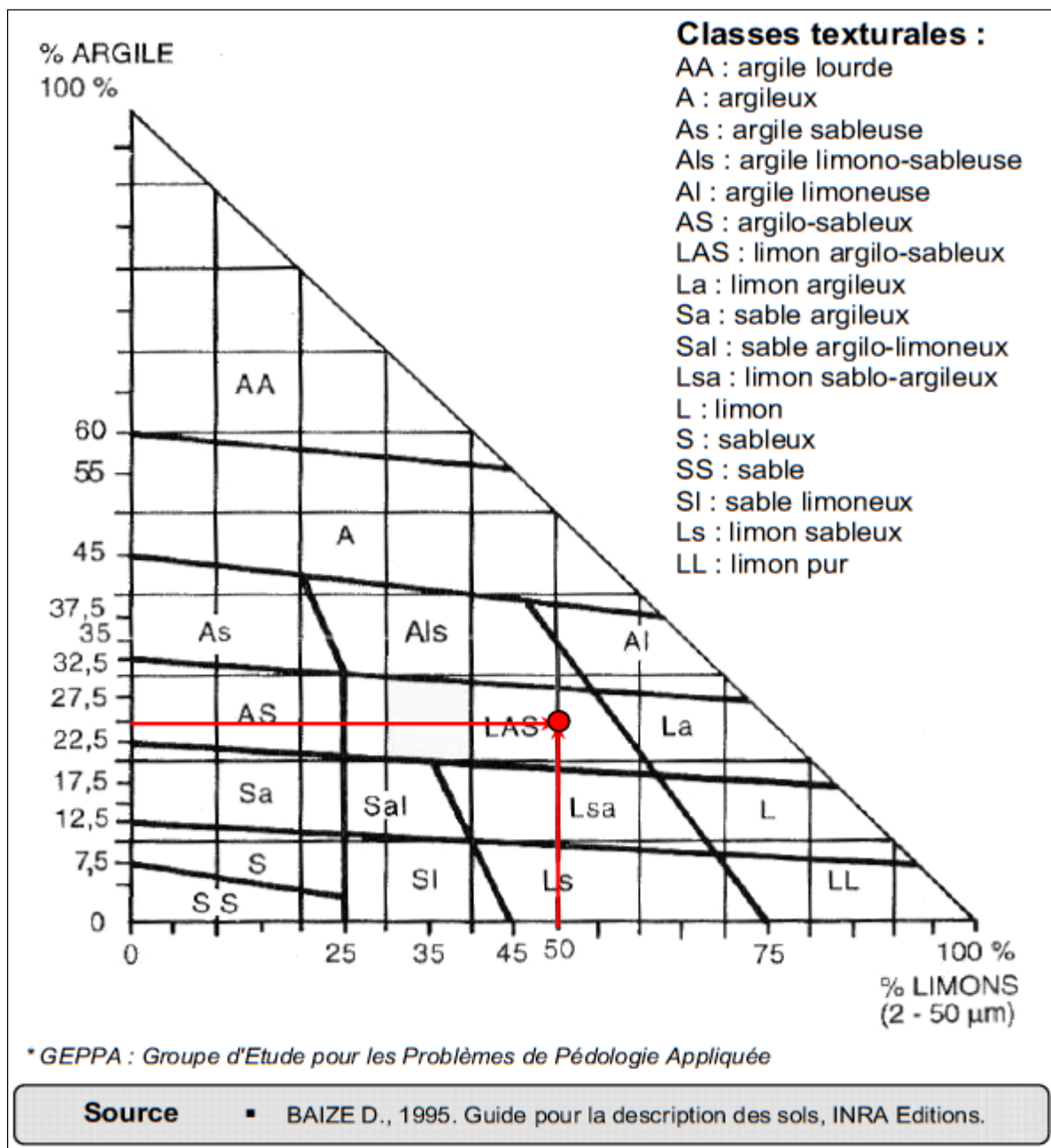


Figure 2 : Triangle des textures du G.E.P.P.A(un graphique plus couramment utilisé aujourd'hui par les laboratoires d'analyse de sols (Soltner, 2005).

Tableau 4 : Evaluation de type de sol en fonction des teneurs en calcaire total CaCO₃ (%) (GEPPA in Baize, 2000)

Teneur en calcaire total CaCO ₃ (%)	Type de sol
< 1	Non calcaire
1 à 5	Peu calcaire
5 à 25	Modérément calcaire
25 à 50	Fortement calcaire
50 à 80	Très fortement calcaire
> 80	Excessivement calcaire

Tableau 5 : Evaluation de type de sol en fonction de pH pour un rapport terre/eau = 1/2.5
(Référentiel pédologique in Baize, 2000).

pH	Type de sol
< 3.5	Hyper-acide
3.5 à 4.2	Très acide
4.2 à 5.0	acide
5.0 à 6.5	Peu acide
6.5 à 7.5	Neutre
7.5 à 8.7	Basique
> 8.7	Très basique

Tableau 6 : Appréciation de salinité du sol pour un rapport terre/eau 1/5 (Mathieu et Pieltain, 2003)

Echelle	0,6	1	2	4	
CE (rapport sol/eau 1:5) (dS/m)	Non salé	Légèrement salé	Salé	Très salé	Extrêmement salé

Annexe 2

Tableau 1 : Les coordonnées géographiques des différents points de prélèvement d'eau (Localisation des stations étudiées) et de sol

Points de prélèvement	Coordonnées
Puits1	35°35'29"N 06°12'35"E
Puits 2	35°35'37"N 06°12'47"E
Puits 3	35°35'54"N 06°13'11"E
Puits 4	35°36'19"N 06°13'44"E
Puits 5	35°36'35"N 06°14'04"E
Puits 6	35°36'38"N 06°14'20"E
Puits 7	35°36'28"N 06°14'40"E
Puits 8	35°36'31"N 06°15'16"E
Puits 9	35°36'40"N 06°15'39"E
Puits 10	35°37'03"N 06°16'34"E
Forage 1	35°36'26"N 06°13'48"E
Forage 2	35°36'57"N 06°16'38"E
Forage 3	35°37'04"N 06°15'25"E
Forage 4	35°38'12,8"N 06°16'45,5"E
Station 1 eau usée	35°35'11,8"N 06°12'14"E
Station 2 eau usée	35°36'36"N 06°15'34"E
Station 3 eau usée	35°37'06"N 06°16'12,6"E
Parcelle 1	35° 36' 30" N 06°13'54,93"E
Parcelle 2	35° 35'15,23"N 06°12'29,19"E
Parcelle 3	35° 36' 9,66"N 06°13'29,9"E
Parcelle 4	35° 36' 37,67"N 06°14'20,32"E
Parcelle 5	35° 36' 29,99"N 06° 15' 8,63"E
Parcelle 6	35° 36' 39,27"N 06°15'43,85"E
Parcelle 7	35° 36' 50,49"N 06°16'58"E

Parcelle 8	35° 36' 58,76"N 06°16'19,88"E
Parcelle Témoin	35° 36' 34,72"N 06°16'13,93"E

Tableau 2: Résultats d'analyse granulométrique des différents horizons des sols irrigués par les eaux usées et témoin

Parcelles	horizon	fractions granulométriques		
		Argile %	Limon %	Sable %
Parcelle 1	0-20 cm	54	28	18
	20-40 cm	60	22	18
Parcelle 2	0-20 cm	48	32	20
	20-40 cm	54	24	22
Parcelle 3	0-20 cm	56	29	15
	20-40 cm	57	29	14
Parcelle 4	0-20 cm	59	27	14
	20-40 cm	44	29	27
Parcelle 5	0-20 cm	50	42	8
	20-40 cm	53	39	8
Parcelle 6	0-20 cm	54	34	12
	20-40	50	40	10
Parcelle 7	0-20 cm	56	32	12
	20-40 cm	57	32	11
Parcelle 8	0-20 cm	59	28	13
	20-40 cm	57	31	12
Parcelle témoin	0-20 cm	49	31	20
	20-40 cm	48	34	18

Tableau 3: Résultats des analyses physicochimiques des différents horizons des sols irrigués par les eaux usées et témoin

paramètre	Horizon	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PT
Calcaire T %	0-20cm	30,83	30,7	30,76	31,53	31,3	30,46	30,5	30	30,4
	20-40cm	30,76	31	31,07	30,46	31,4	30	31,02	29,57	30,6
Calcaire A %	0-20cm	8	10,5	9,7	7,5	8,3	10,8	9,8	11,2	7,5
	20-40cm	10,5	11	9,8	9,7	7,5	12,3	11,5	12,5	7,5
PH	0-20cm	7,9	7,61	8,26	8,12	8,19	8,18	8,21	8,17	7,5
	20-40cm	8,01	7,85	8,34	8,35	8,45	8,56	8,01	8,2	7,54
CE dS/m	0-20cm	0,41	0,513	0,46	0,44	0,493	0,56	0,49	0,39	0,21
	20-40cm	0,424	0,47	0,533	0,54	0,61	0,69	0,66	0,395	0,22
ESP %	0-20cm	6,37	7,1	9,5	9,14	8,1	9,62	7,87	7,67	6,67
	20-40cm	5,77	7,23	7,77	9,42	8,1	8,65	9,12	8,22	5
CO %	0-20cm	4,1	4,32	3,83	4,14	4,08	4,16	3,15	3,16	0,73
	20-40cm	3,73	3,73	3,38	3,4	3,23	3,57	2,81	3,1	0,39
MO%	0-20cm	7,05	7,44	6,59	6,79	7,01	7,16	5,42	5,44	1,25
	20-40cm	6,41	6,41	5,65	5,85	5,55	6,15	4,82	5,33	0,67
CEC mé/100g	0-20cm	26,31	27,66	30,48	25,49	30,92	28,07	30	30	18
	20-40cm	26,69	23,92	28,3	24,85	29,81	26,94	25	26,66	18
C/N	0-20cm	17,86	15,78	12,58	14,25	13,8	12,5	10,62	10,24	4,87
	20-40cm	17,65	18,51	11,53	11,75	10,9	11,61	9,68	11,84	2,8
Azote Total %	0-20cm	0,23	0,28	0,31	0,29	0,3	0,33	0,3	0,31	0,15
	20-40cm	0,21	0,21	0,3	0,29	0,3	0,31	0,29	0,27	0,14
P assim- ilable %	0-20cm	0,27	0,28	0,35	0,27	0,35	0,36	0,3	0,29	0,12
	20-40cm	0,26	0,25	0,32	0,26	0,28	0,27	0,3	0,28	0,11
K assim- ilable %	0-20cm	0,403	0,343	0,469	0,435	0,445	0,491	0,445	0,452	0,24
	20-40cm	0,386	0,325	0,333	0,402	0,393	0,424	0,387	0,395	0,21
Ca ⁺⁺ éch mé/100g	0-20cm	20,6	20,8	25,48	20,84	22,53	20,33	24,68	25,1	17,3
	20-40cm	20,53	20,68	25,65	21,66	22,51	20,34	22,62	22,42	17,22
Mg ⁺⁺ éch mé/100g	0-20cm	7,53	6,56	9,18	7,8	8,3	9,18	6,9	7,6	4,21
	20-40cm	6,2	6,24	7,83	6,35	8	8,27	7,1	7,51	3,22
Na ⁺ éch mé/100g	0-20cm	1,7	1,95	2,89	2,33	2,5	2,7	2,36	2,3	1,2
	20-40cm	1,54	1,73	2,2	2,34	2,4	2,33	2,28	2,19	0,9
K ⁺ éch	0-20cm	0,73	0,69	0,66	0,67	0,97	0,79	0,67	0,93	0,35

mé/100g	20-40cm	0,62	0,6	0,63	0,62	0,77	0,62	0,68	0,69	0,3
Zn ppm	0-20cm	3,6	4,76	2,87	5,82	2,66	2,16	2,31	2,4	2,4
	20-40cm	3,82	3,36	2,54	2,31	2,42	2,2	2,2	2,7	2,2
Cu ppm	0-20cm	4,2	5	3,1	2,1	3,5	2,6	3,6	4,1	1,6
	20-40cm	4,1	3,2	2,7	1,6	2,3	2,8	2,1	2,3	1,8
Fe ppm	0-20cm	80	80,1	115,1	101,73	100,26	116	108	92,3	65,23
	20-40cm	65,13	72,53	110,66	81,53	81,53	105	94	96,3	63,13
Cr ppm	0-20cm	0,4	0,4	0,41	1,3	1,31	1,46	0,54	0,6	0,2
	20-40cm	0,2	0,5	0,37	1,3	0,4	0,47	0,35	0,7	0,26
Pb ppm	0-20cm	2,72	3,1	3,57	2,9	3,87	3,01	3,5	2,8	1,22
	20-40cm	2,22	2,38	3,59	2,8	3,59	2,8	2,9	2,8	0,63
Cd ppm	0-20cm	0,03	0,024	0,028	0,02	0,07	0,03	0,03	0,083	0,014
	20-40cm	0,024	0,02	0,02	0,025	0,022	0,024	0,021	0,07	0,011

Tableau 4: Résultats de la porosité de différents horizons des sols irrigués par les eaux usées et témoin

paramètre	Horizon	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PT
Porosité Pr-intemps %	0-20cm	48,67	50,28	50,18	49,14	49,83	49,81	49,16	49,82	44,41
	20-40cm	46,77	44,31	46,66	43,81	44,28	43,61	44,79	44,14	39,53
Porosité automne %	0-20cm	48,38	49,82	49,16	48,81	49,43	48,71	48,71	48,32	42,67
	20-40cm	46,2	43,73	44,88	44,05	43,88	40,68	41,53	43,6	39,24

Tableau 5: Résultats de la capacité de rétention d'eau (H%) en fonction du potentiel hydrique pour les différents horizons des sols irrigués par les eaux usées et témoin

PF	Horizon	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	PT
0	0-20cm	58,56	59,23	62,61	63,66	56,78	57,96	62,33	59,24	54,42
	20-40cm	55,82	59,72	56,4	62,42	56,71	57,23	58,26	58,6	54,29
1.6	0-20cm	39,4	43,17	47,35	44,89	41,57	43,15	44,15	47,6	37
	20-40cm	42,6	43,83	40,77	47,28	46,23	43,08	43,56	47,1	38,17
1.9	0-20cm	37	34,85	42,73	37,77	36,84	36,56	42,59	40,15	32,14
	20-40cm	37,88	40,38	38,94	42,12	41,36	36,42	41,2	41,23	32,97
2.5	0-20cm	33,91	34,41	33,95	29,87	29,21	32,8	35	35	29,25
	20-40cm	32,96	30,18	28,93	28,87	29,41	30,8	33,19	34,33	28,05
3	0-20cm	22,67	23,97	29,55	22,88	21,37	23,85	29,51	29,64	20,45
	20-40cm	21,84	25,39	24,3	22,11	23,18	22,84	26,11	29,18	19,78