

République Tunisienne  
Ministère de l'Enseignement Supérieur, de la Recherche  
Scientifique et de la Technologie

Université de Sfax  
École Nationale d'Ingénieurs de Sfax



Ecole Doctorale Sciences et Technologies

N° d'ordre :

République Française  
Université de Limoges  
Ecole Doctorale Gay Lussac,  
Sciences pour l'environnement  
Spécialité Eau, Sol, Environnement  
Faculté des Sciences et Techniques



Groupement de Recherche Eau  
Sol Environnement - EA 4330

Thèse N°

---

## THESE EN COTUTELLE

*Présentée à*

**L'École Nationale d'Ingénieurs de Sfax**

*En vue de l'obtention du*

### DOCTORAT

**De l'Université de Sfax**

École Nationale d'Ingénieurs de Sfax

*Génie de l'environnement et de l'aménagement*

**De l'Université de Limoges**

*Sciences pour l'environnement, Spécialité : Eau Sol Environnement*

*Chimie et Microbiologie de l'Eau*

*Par*

**Nebil BELAID**

---

**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**

---

*Soutenance, le 15 janvier 2010, devant le jury composé de:*

M. GHRABI Ahmed, Professeur, CERTE, Borj Cedria	<i>Président</i>
Mme LEDESERT Béatrice, Professeur, Université de Cergy-Pontoise	<i>Rapporteur</i>
M. HTIRA Abdessatar, Maître de Conférences, FS Tunis	<i>Rapporteur</i>
M. AYADI Abdel-moneim, Professeur, ENI Sfax	<i>Directeur de thèse</i>
M. BAUDU Michel, Professeur, FST Limoges	<i>Directeur de thèse</i>
Mme NEEL Catherine, Maître de Conférences, FST Limoges	<i>Co-directrice</i>
M. KALLEL Monem, Maître de Conférences, ENI Sfax	<i>Co-directeur</i>
M. AYOUB Tarek, Ingénieur principal, CRDA Sfax	<i>Invité</i>

## Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'une cotutelle entre l'université de Sfax, Laboratoire Radio-Analyses et Environnement (LRAE) et Laboratoire Eau, Energie, Environnement (L3E) de l'Ecole Nationale d'ingénieurs de Sfax (ENIS) et l'université de Limoges (France), Laboratoire GRESE (Groupement de Recherche Eau, Sol, Environnement) de la Faculté Sciences et Techniques (FST). Ce travail s'est aussi effectué avec la collaboration du Commissariat Régional du Développement Agricole (CRDA) de Sfax.

Je tiens d'abord à témoigner ma reconnaissance au Professeur Abdel-moneim AYADI, qui était toujours disponible et qui m'a toujours encouragé depuis mon mastère jusqu'à la fin de cette thèse.

J'exprime ma reconnaissance au Professeur Michel BAUDU pour la confiance qu'il m'a témoignée en m'accueillant au sein de son laboratoire dans le cadre de la cotutelle de la thèse. Je vous remercie également pour votre disponibilité et vos précieux conseils.

C'est un plaisir de remercier M. Monem KALLEL pour m'avoir confié ce sujet de thèse. Merci pour votre disponibilité et votre enthousiasme.

J'adresse mes remerciements à Mme Catherine Néel pour avoir co-encadrer ce travail. Son dynamisme et ses qualités humaines ont été une source de motivation permanente durant ces années de thèse. Je la remercie également pour toutes les connaissances que j'ai pu acquérir à son contact. En fin, merci de votre patience.

Je suis très reconnaissant à M. Abdessatar Htira et Mme Béatrice Ledesert pour avoir accepté d'être rapporteurs de ce mémoire.

J'exprime mes remerciements à M. Ghrabi Ahmed qui m'a fait l'honneur d'examiner ce travail et de présider le jury.

Il m'est agréable de témoigner mon estime et ma reconnaissance à M. Tarek AYOUB, chef d'arrondissement des périmètres irrigués au CRDA-Sfax, de m'avoir ouvert son bureau pour accéder à toutes les informations.

Mes remerciements s'adressent aussi aux personnels du CRDA -Sfax, particulièrement, M. Thameur KANOUN, M. Fouèd MAALEJ, M. Mohamed LAHIANI, M. Rachid CHARFI pour leurs disponibilités et leurs aides sur le terrain.

J'exprime aussi mes remerciements à M. Habib TRABELSI, agronome et responsable du domaine de l'OTD, et M. Jawher BOUZGANDA, exploitant, pour leurs accueils et leurs coopérations.

Il m'est particulièrement agréable d'exprimer ma gratitude et ma reconnaissance à M. Jean Francois LENAIN, pour m'avoir effectué les tests statistiques.

Je tiens surtout à adresser mes plus vifs remerciements à tous les membres du GRESE avec qui j'ai eu le plaisir de travailler, particulièrement François BORDAS, Rémy BUZIER, Gilles GUIBAUD, Emmanuel JOUSSEIN, Raad AL SHUKKRI, Martine CASTEIGNAU. Je ne saurais jamais oublier leurs aides et leurs disponibilités.

J'adresse un très grand merci à mes amis, compagnons de laboratoire et voisins de bureau, que ce soit à l'ENIS ou bien au GRESE, pour avoir apporté de la bonne humeur dans le travail.

Enfin, je voudrais tout autant exprimer ma reconnaissance à tous ceux qui m'ont permis de mener à bien ce travail.

# Sommaire

<i>Introduction générale</i>	1
<i>Chapitre I: Synthèse bibliographique</i>	5
<b>1. Introduction</b>	5
2. Composition des eaux usées	6
2.1. Généralités	6
2.2. Microorganismes	7
2.2.1. Les bactéries	7
2.2.2. Les virus	7
2.2.3. Les protozoaires	8
2.2.4. Les helminthes	8
2.3. Eléments traces et métaux lourds	8
2.4. Substances nutritives	10
2.5. Autres paramètres caractéristiques	12
2.5.1. Matière en suspension et matière organique	12
2.5.2. Eléments toxiques organiques	12
2.5.3. Salinité	13
<b>3. La réutilisation des eaux usées</b>	14
3.1. Bilan mondial	14
3.2. Traitement et réutilisation des eaux usées en Tunisie	16
3.2.1. Introduction	16
3.2.2. Niveau de traitement	17
3.2.3. Domaines de réutilisation des eaux usées traitées en Tunisie	17
3.3. Les différentes réglementations dans le monde	18
3.3.1. Les recommandations de l'OMS	18
3.3.2. Les recommandations de l'USEPA	19
3.3.3. Les recommandations de l'Union Européenne	22
3.3.4. Aspects réglementaires et juridiques de la Tunisie	24
3.4. Modes de réutilisation des eaux usées traitées	26
3.4.1. Généralités	26
3.4.2. Conditionnements et usages	27
a. Agriculture et aquaculture	27
b. Secteur industriel	27
c. Milieu urbain et périurbain	28
<b>4. Risques associés à la réutilisation des eaux usées</b>	28
4.1. Risque sanitaire	28
4.2. Risques environnementaux	29
4.2.1. La salinisation du sol	29
a. L'eau d'irrigation	29
b. Les modes d'irrigation	30
c. La couverture pédologique	31
d. Les facteurs socio-économiques	31
4.2.2. Accumulation de métaux dans le sol	31
4.2.3. Effet de l'irrigation par les EU sur les propriétés physicochimiques du sol	34
4.2.4. Effet de l'irrigation par les EU sur les plantes cultivées	34
4.2.5. Impact de l'irrigation par les EU sur la nappe phréatique	36
<b>5. Conclusion</b>	36

**Chapitre II: Contexte de l'étude** \_\_\_\_\_ **37**

<b>1. Région d'étude</b>	<b>37</b>
1.1. Localisation	37
1.2. Contexte climatique	38
1.2.1. Pluviométrie	38
1.2.2. Les températures	39
1.2.3. Evapotranspiration potentielle	39
1.2.4. Vents	40
1.3. Morphologique du paysage	41
<b>2. Cadre géologique et pédologique</b>	<b>42</b>
2.1. Cadre géologique général	42
2.2. Stratigraphie	42
2.3. Les sols	44
2.3.1. Types de sols	44
2.3.2. Occupation du sol et pratiques culturales	46
<b>3. Ressources en eau</b>	<b>48</b>
3.1. Ressources en eau naturelle	48
3.2. Les Eaux Usées Traitées (EUT)	48
3.2.1. La station d'épuration des eaux usées (STEP) de Sfax Sud	48
a. Données générales	48
b. Principe de fonctionnement du nouveau système de traitement	50
3.2.2. Les eaux usées traitées	51
a. Qualité	51
b. Quantité	52
<b>4. Conclusion</b>	<b>54</b>

**Chapitre III: Matériel et méthodes** \_\_\_\_\_ **55**

<b>1. Choix et présentation des sites</b>	<b>55</b>
1.1. Localisation	55
1.2. Présentation des sites	56
1.2.1. Mode d'irrigation et systèmes de cultures	56
<b>2. Description des sols sélectionnés</b>	<b>58</b>
2.1. Calcisols	58
2.1.1. Profil de calcisol témoin (OTD Pt)	59
2.1.2. Profil de calcisol irrigué par les EUT: (OTD Pi)	60
2.2. Fluvisols	60
2.2.1. Profil de fluvisol témoin (BZ Pt)	61
2.2.2. Profil de fluvisol irrigué par les EUT (BZ Pi)	62
2.2.3. Profils de fluvisol irrigué par eau de puits (BZ P2)	64
<b>3. Echantillonnage</b>	<b>66</b>
3.1. Sol	66
3.1.1. Echantillonnage dans les fosses pédologiques	68
3.1.2. Echantillonnage à la tarière	68
3.1.3. Echantillonnage de surface selon des transects	68
3.2. Echantillonnage des plantes	69
<b>4. Caractérisation des eaux et des sols</b>	<b>70</b>
4.1. Eau usée traitée	70
4.1.1. Caractérisation physico-chimique des EUT	70
4.1.2. Détermination de la fraction labile des métaux lourds	70
a. Principe de la technique DGT	70
b. Démarche expérimentale	71
c. Calcul de la concentration en métal labile	71

4.2.	Caractérisation physicochimique des sols	72
4.2.1.	Paramètres chimiques	72
4.2.2.	Paramètres physiques	75
4.2.3.	Composition minéralogique	75
4.2.4.	Calculs des stocks isovolumiques et de profils d'enrichissements par LogRatio	76
a.	Bilans de masses isovolumiques	77
b.	Facteur d'enrichissement (EF)	78
c.	Profil d'enrichissement par LogRatio	79
4.3.	Analyses des plantes	79

**Chapitre IV: Impact de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les propriétés physicochimiques des sols irrigués** \_\_\_\_\_ **81**

1.	Introduction	81
2.	Qualité des eaux usées traitées	82
2.2.	Classification chimique des EUT	83
3.	Caractérisation physicochimique des sols	86
3.1.	Porosité des sols	87
3.2.	Minéralogie des sols (par DRX)	88
3.3.	Caractérisation physico-chimique des sols irrigués et témoins	90
3.3.1.	Calcaire total	91
3.3.2.	pH des sols	92
3.3.3.	Capacité d'échange cationique	95
3.3.4.	Bases échangeables	96
3.3.5.	Corrélation entre les mesures de cations échangeables à l'acétate d'ammonium et celles à la cobaltihexamine	99
4.	Effet de l'irrigation par EUT sur la salinité du sol	100
4.1.	Evolution de la salinité selon la profondeur	100
4.2.	Evolution de la composition chimique des sels solubles dans les sols irrigués	104
4.2.1.	Calcisol	104
4.2.2.	Fluvisol	106
5.	Effet de l'irrigation par les EUT sur la sodicité des sols	108
6.	Relation entre salinité et sodicité	110
7.	Effets des EUT sur la fertilité des sols irrigués	111
7.1.	Azote soluble	111
7.2.	Matière organique (MO)	115
7.2.1.	Evolution de la MO	117
a.	Rapport C/N	117
b.	Le Carbone organique dissous (COD)	117
c.	Absorbance UV254 et SUVA	118
7.2.2.	Effet de la salinité sur la fertilité du sol	119
7.3.	Impact à long terme de l'irrigation par les EUT	120
8.	Conclusion	121

**Chapitre V: Transfert vertical des éléments chimiques dans les sols et jusqu'aux plantes** \_\_\_\_\_ **123**

1.	Introduction	123
2.	Etude qualitative de l'accumulation des éléments métalliques dans les sols et les plantes irriguées	123
2.1.	Accumulation des métaux dans les sols	123
2.1.1.	Les teneurs totales	

2.1.2.	Teneurs en fractions biodisponibles	126
2.2.	Accumulation des métaux dans les plantes irrigués par les EUT	128
2.2.1.	Teneur dans les plantes fourragères	128
2.2.2.	Teneurs dans les feuilles d'olives	129
3.	Mise en évidence de l'enrichissement des sols en métaux par l'irrigation: Etude quantitative	131
3.1.	Analyse des données brutes	131
3.2.	Etude de la distribution verticale des éléments majeurs et traces	133
3.2.1.	Comparaisons des deux profils de LogRatio	133
a.	Eléments majeurs	133
b.	Eléments métalliques	134
3.3.	Effet de l'irrigation dans le calcisol	135
3.3.1.	Effet sur les éléments majeurs	135
3.3.2.	Effet sur les métaux	136
3.4.	Effet de l'irrigation dans le fluvisol	136
3.4.1.	Effet sur les éléments majeurs	136
3.4.2.	Effet sur les métaux	137
4.	Enrichissements relatifs et bilans des stocks isovolumiques des éléments majeurs et métalliques	139
4.1.	Enrichissements relatifs des éléments majeurs et métalliques	139
4.1.1.	Parcelle OTD	139
4.1.2.	Parcelle BZ	141
5.	Bilan des stocks isovolumiques des éléments majeurs et métalliques	144
5.1.	Calcisol	144
5.2.	Fluvisol	145
6.	Analyse statistique de l'effet de l'irrigation sur les transferts	146
7.	Transfert des métaux dans les feuilles d'oliviers	148
8.	Bilan des métaux transférés dans le tissu des plantes fourragères	150
8.1.	Détermination des rendements en masse sèche des plantes fourragères	150
8.2.	Quantification des transferts verticaux des métaux vers les plantes fourragères	151
9.	Conclusion	152

*Chapitre VI: Accumulation et biodisponibilité des métaux à partir du transfert latéral des EUT à la surface du sol* \_\_\_\_\_ 155

1.	Introduction	155
2.	Caractérisation physico-chimique des sols	155
2.1.	pH	155
2.2.	Calcaire total	156
2.3.	Matière organique	156
3.	Etude de la variabilité latérale des métaux	158
3.1.	Spéciation des métaux dans les EUT	158
3.2.	Métaux présents dans le sol	158
3.2.1.	Métaux totaux	158
3.2.2.	Métaux biodisponibles	159
3.2.3.	Facteur de biodisponibilité	161
3.3.	Variabilité spatiale des teneurs en métaux	161
3.4.	Influence du système d'irrigation sur la variabilité spatiale des métaux	165
3.5.	Analyses statistiques des variations	165
4.	Transfert et accumulation des métaux dans les plantes	167
4.1.	Métaux dans les plantes	167
4.2.	Transfert et accumulation des métaux dans les tissus des plantes	169

4.2.1.	Luzerne	170
4.2.2.	Sorgho	171
4.3.	Mécanisme de transfert des métaux du sol à la plante	174
4.3.1.	Représentativité de l'extrait $\text{AcNH}_4\text{-EDTA}$ comme indicateur de biodisponibilité	175
4.3.2.	Etude statistique du transfert sol-plantes des métaux: Enrichissements successifs sol-racines et racines- parties aériennes	176
4.4.	Facteurs influençant l'absorption des métaux par les plantes	179
4.4.1.	Types et physiologies des plantes	179
4.4.2.	Effets de la qualité des EUT	181
5.	Conclusion	182
<i>Conclusion générale</i>		<i>183</i>

## Références

## Annexes



## Listes des figures

<b>Figure I.1 :</b> Intégration des eaux usées traitées dans le cycle général des ressources en eau .....	5
<b>Figure I.2:</b> Cycle géochimique simplifié des métaux.....	9
<b>Figure I.3:</b> Volume moyen journalier des eaux usées recyclées en Europe et quelques pays de la Méditerranée. ....	14
<b>Figure I.4:</b> Aspects de réutilisation des EU dans les différentes régions du monde.....	26
<b>Figure II.1:</b> Localisation du périmètre irrigué par les eaux usées traitées .....	37
<b>Figure II.2:</b> Variation annuelle de la pluviométrie .....	38
<b>Figure II.3:</b> Variation mensuelle de la pluviométrie.....	39
<b>Figure II.4:</b> Carte du réseau hydrographique de la région d'étude .....	41
<b>Figure II.5:</b> Carte géologique du sahel de Sfax.....	44
<b>Figure II.6:</b> Carte pédologique de Thyna.....	45
<b>Figure II.7:</b> Occupation des sols et classes culturales de Thyna.....	47
<b>Figure II.8:</b> Configuration de l'ancienne STEP de Sfax Sud.....	49
<b>Figure II.9:</b> Nouveaux procédé de la STEP de Sfax Sud .....	51
<b>Figure II.10:</b> Variations mensuelles des volumes des EUT utilisées.....	53
<b>Figure III.1:</b> Localisation des sites d'étude et des parcelles témoins correspondantes.....	55
<b>Figure III.2 :</b> Système d'irrigation installé au niveau de la parcelle Galia .....	57
<b>Figure III.3 :</b> Profils détaillés des calcisols isohumiques:.....	58
<b>Figure III.4:</b> Profil détaillé du fluvisol calcique témoin.....	61
<b>Figure III.5:</b> Profil détaillé du fluvisol calcique irrigué par EUT .....	63
<b>Figure III.6 :</b> Profil détaillé du fluvisol calcique irrigué par eaux de puits .....	65
<b>Figure III.7 :</b> Carte d'échantillonnage des sols et des plantes.....	67
<b>Figure III.8:</b> Schéma montrant le mode d'échantillonnage selon un transect dans une sous parcelle occupant l'inter-rang d'oliviers .....	69
<b>Figure III.9 :</b> a) Système d'irrigation, b) Méthode d'échantillonnage de sol et des plantes .....	69
<b>Figure III.10:</b> Photo de deux dispositifs DGT assemblés et schéma d'un dispositif démonté .....	71
<b>Figure III.11:</b> Principe d'établissement des bilans isovolumiques .....	78
<b>Figure IV.1 :</b> Diagramme de Piper des eaux usées traitées de la station d'épuration de Sfax-sud .....	84
<b>Figure IV.2 :</b> Diagramme de Shöeller Berkaloff des EUT de la station d'épuration de Sfax-sud.....	85
<b>Figure IV.3 :</b> Classification des EUT de la station d'épuration de Sfax-Sud selon le diagramme de Riverside.....	86
<b>Figure VI.4 :</b> Diffractogrammes des lames orientés des fractions < 2 mm saturées Ca .....	89
<b>Figure IV.5 :</b> Variation du taux du calcaire total en fonction de la profondeur .....	92
<b>Figure IV.6 :</b> Variation du pH-eau et pH-KCL en fonction de la profondeur dans le calcisol .....	93
<b>Figure IV.7 :</b> Variation du pH-eau et pH-KCL en fonction de la profondeur dans le fluvisol.....	94
<b>Figure IV.8:</b> Corrélation entre CEC obtenue par méthode de Metson et celle obtenue par la méthode de cobalthexamine (Cohex) pour les deux types de sols .....	95
<b>Figure IV.9 :</b> Teneurs en cations échangeables (extraction par Ac-NH <sub>4</sub> ) dans le calcisol .....	97
<b>Figure IV.10 :</b> Teneurs en cations échangeables (extraction par Ac-NH <sub>4</sub> ) dans le fluvisol .....	98
<b>Figure IV.11:</b> Corrélation entre teneurs en bases échangeables obtenues par la méthode de Metson et la méthode de cobalthexamine .....	100
<b>Figure IV.12 :</b> Corrélation entre la CE <sub>e</sub> et la CE <sub>1/5</sub> dans le calcisol irrigué.....	101
<b>Figure IV.13 :</b> Variation de la salinité dans le calcisol .....	102
<b>Figure IV.14 :</b> Variation de la salinité dans le fluvisol .....	103
<b>Figure IV.15 :</b> Teneures en sels solubles dans le calcisol .....	105
<b>Figure IV.16 :</b> Teneurs en sels solubles dans le fluvisol .....	107

<b>Figure IV.17</b> : Variation de la sodicité dans le calcisol .....	109
<b>Figure IV.18</b> : Variation de la sodicité dans le fluvisol .....	109
<b>Figure IV.19</b> : Teneur en $\text{NH}_4^+$ dans le calcisol .....	112
<b>Figure IV.20</b> : Teneur en nitrate dans le calcisol .....	112
<b>Figure IV.21</b> : Teneur en $\text{NH}_4^+$ dans le fluvisol.....	114
<b>Figure IV.22</b> : Teneur en nitrate dans le fluvisol .....	114
<b>Figure IV.23</b> : Teneur en MO dans le calcisol .....	116
<b>Figure IV.24</b> : Teneur en MO dans le fluvisol .....	116
<b>Figure IV.25</b> : Corrélation entre le COD et la CE des sols irrigués par les EUT.....	119
<b>Figure V.1</b> : Variation de la teneur totale en métaux lourds dans les calcisols et fluvisols .....	125
<b>Figure V.2</b> : Variation de la teneur en métaux lourds biodisponibles dans les calcisols et fluvisols ..	127
<b>Figure V.3</b> : Variation des LogRatio des éléments majeurs en fonction de la profondeur dans le deux profils témoins du calcisol et du fluvisol .....	134
<b>Figure V.4</b> : Variation des LogRatio des éléments métalliques en fonction de la profondeur dans le deux profils témoins du calcisol et du fluvisol .....	135
<b>Figure V.5</b> : Variation des LogRatio des éléments majeurs en fonction de la profondeur dans les profils témoin et irrigué du calcisol.....	135
<b>Figure V.6</b> : Variation des LogRatio des éléments métalliques en fonction de la profondeur dans les deux profils témoin et irrigué du calcisol .....	136
<b>Figure V.7</b> : Variation des LogRatio des éléments majeurs en fonction de la profondeur dans les profils témoin et irrigués par EUT et eaux de puits du fluvisol .....	138
<b>Figure V.8</b> : Variation des LogRatio des éléments métalliques en fonction de la profondeur dans les profils témoin et irrigués par EUT et eaux de puits du fluvisol .....	138
<b>Figure V.9</b> : Variation des facteurs d'enrichissement en éléments métalliques en fonction de la profondeur dans les deux profils témoin et irrigué par EUT du calcisol.....	140
<b>Figure V.10</b> : Variation des facteurs d'enrichissement en éléments métalliques en fonction de la profondeur dans les deux profils témoin et irrigué par EUT du calcisol.....	141
<b>Figure V.11</b> : Variation des enrichement factor des éléments majeurs en fonction de la profondeur dans les profils témoin et irrigués par EUT et eaux de puits du fluvisol .....	143
<b>Figure V.12</b> : Variation des enrichement factor des éléments métalliques en fonction de la profondeur dans les profils témoin et irrigués par EUT et eaux de puits du fluvisol .....	143
<b>Figure VI.1</b> : Photo montrant le système d'irrigation appliqué au niveau du périmètre de l'OTD.....	155
<b>Figure VI.2</b> : Variation du pH du sol selon la distance dans le transect L et S.....	157
<b>Figure VI.3</b> : Variation du calcaire total du sol selon la distance dans le transect L et S .....	157
<b>Figure VI.4</b> : Variation de la MO du sol selon la distance dans le transect L et S .....	157
<b>Figure VI.5</b> : Teneurs totales en métaux selon la distance, dans le sol des transects L et S.....	163
<b>Figure VI.6</b> : Teneurs en métaux biodisponibles, selon la distance, dans le sol des transects L et S .	164
<b>Figure VI.7</b> : Relation entre enrichissements successifs sol-racines .....	177
<b>Figure VI.8</b> : Relation entre enrichissements successifs racines-parties aérienne .....	179

## Listes des tableaux

<b>Tableau I.1:</b> Directives pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation.....	13
<b>Tableau I.2 :</b> Différents procédés pour le traitement secondaire .....	17
<b>Tableau I.3:</b> Recommandations microbiologiques révisées de l'OMS (1989) pour la réutilisation en agriculture des eaux usées .....	21
<b>Tableau I.4:</b> Normes bactériologiques appliquées dans certains pays et préconisées par des organisations .....	23
<b>Tableau I.5 :</b> Limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation .....	23
<b>Tableau I.6:</b> teneurs en métaux lourds dans le sol irrigué par EU comparés à un témoin et aux normes anglaises pour les sols agricoles.....	32
<b>Tableau I.7 :</b> Teneurs en métaux lourds dans les plantes de luzerne comparés au teneurs conventionnelles trouvés dans les tissus des plante et corrélation (r) avec les teneurs dans le sol ....	35
<b>Tableau II.1:</b> Variation mensuelle de la température.....	39
<b>Tableau II.2:</b> Evapotranspiration potentielle moyenne mensuelle et déficit hydrique.....	40
<b>Tableau II.3:</b> Concentration des métaux lourds dans les EUT de la STEP de Sfax .....	52
<b>Tableau II.4:</b> Teneurs en métaux lourds dans les boues sèches de la STEP de Sfax .....	52
<b>Tableau II.5:</b> Quantité d'eaux usées traitées et réutilisées en Sfax.....	53
<b>Tableau III.1 :</b> Différents types de cultures.....	57
<b>Tableau IV.1 :</b> Qualité des eaux usées traitées de la station d'épuration de Sfax Sud.....	83
<b>Tableau IV.2 :</b> Densité apparente, densité réelle et porosité des différents horizons.....	87
des profils de sol.....	87
<b>Tableau IV.3:</b> Principales propriétés des profils irrigué et témoin du calcisol.....	90
<b>Tableau IV.4 :</b> Principales propriétés des profils irrigués et témoin du fluvisol .....	90
<b>Tableau IV.5 :</b> Variation de la CEC dans le calcisol et le fluvisol exprimée en $\text{cmol}^+/\text{kg}$ .....	96
<b>Tableau IV.6 :</b> Teneurs en bases échangeables obtenues par la méthode à l'acétate d'ammonium .	99
<b>Tableau IV.7:</b> Effets de l'irrigation par les EUT sur pH, CEe et ESP du calcisol et du fluvisol.....	103
<b>Tableau IV.8:</b> Matrice de corrélation linéaire entre les éléments solubles, la conductivité électrique et la profondeur dans le calcisol.....	106
<b>Tableau IV.9:</b> Matrice de corrélation linéaire entre les éléments solubles, la CE et la profondeur dans le fluvisol.....	107
<b>Tableau IV.10 :</b> Matrice de corrélation linéaire entre ESP, bases échangeables, pH, CE, CEC et la profondeur du sol.....	111
<b>Tableau IV.11:</b> Effets de l'irrigation par les EUT sur pH, CEe et ESP du calcisol et du fluvisol.....	113
<b>Tableau IV.12 :</b> Rapport C/N, COD et SUVA des niveaux de surfaces des sols irrigués par les EUT et de leurs témoins correspondant .....	117
<b>Tableau V.2 :</b> Teneurs en éléments métalliques et majeurs dans les tissus des plantes fourragères irriguées par EUT comparées aux teneurs critiques pour la croissance des plantes et l'alimentation de bétail.....	130
<b>Tableau V.3 :</b> Teneurs en éléments métalliques et majeurs dans les feuilles d'olives irriguées par EUT de la parcelle OTD .....	130
<b>Tableau V.5 :</b> Teneurs en éléments majeurs et en métaux dans les différents horizons des profils de sols.....	132
<b>Tableau V.4 :</b> Variation des bilans de Stocks isovolumiques des éléments majeurs.....	144
<b>Tableau V.5 :</b> Analyses de variance d'effet de l'irrigation et effet sol sur les paramètres des sols....	147
<b>Tableau V.6:</b> Analyses de variance d'effet de l'irrigation et effet sol sur les paramètres des sols ....	148

<b>Tableau V.7:</b> Teneurs en métaux lourds et éléments majeurs dans les feuilles d'oliviers irrigués par les EUT et les témoins .....	149
<b>Tableau V.8:</b> Analyses de variance d'effet de l'irrigation et effet sol sur les transferts sol feuilles d'oliviers .....	150
<b>Tableau V.9 :</b> Historique des rendements des cultures fourragères .....	151
<b>Tableau V.10:</b> Quantité des métaux soustraites par la luzerne et le sorgho/ stocks dans le calcisol	152
<b>Tableau VI.1 :</b> Spéciation des métaux lourds réalisée sur deux échantillons d'EUT.....	158
<b>Tableau VI.2 :</b> Teneurs totales en métaux, teneurs biodisponibles et facteur de biodisponibilité des sols des deux transects L et S .....	160
<b>Tableau VI.3:</b> Analyses multivariées de l'effet de la MO et de la distance par rapport à l'arrivée des EUT sur la biodisponibilité des métaux dans le sol de deux transects L et S .....	167
<b>Tableau VI.4 :</b> Teneur en métaux dans le tissu de la luzerne (mg/Kg).....	168
<b>Tableau VI.5:</b> Teneur en métaux dans le tissu du sorgho (mg/Kg) .....	169
<b>Tableau VI.6:</b> Facteur de transfert et coefficient de transport dans la luzerne .....	170
<b>Tableau VI.7:</b> Facteur de transfert et coefficient de transport dans le sorgho .....	171
<b>Tableau VI.8:</b> Matrice de corrélation entre les teneurs en métaux dans la partie aérienne, dans les racines de la luzerne et les teneurs en métaux biodisponible et total dans le sol .....	173
<b>Tableau VI.9:</b> Matrice de corrélation entre les métaux dans la partie aérienne et les racines du sorgho et métaux biodisponible et total dans le sol .....	173

## Liste des abréviations

**AcNH<sub>4</sub>**: acétate d'ammonium  
**ANPE**: agence nationale de la protection de l'environnement  
**CE**: conductivité électrique  
**CEC**: capacité d'échange cationique  
**COD**: carbone organique dissout  
**CT**: coefficient de transport  
**DBO<sub>5</sub>**: Demande Biochimique en Oxygène  
**DCO**: demande chimique en oxygène  
**DGGR**: direction générale du génie rural  
**DGT**: diffusive gradient in thin films  
**DRX**: diffraction des rayons X  
**EDTA**: acide éthylène-diamine-tétraacétique  
**EF** : enrichment factor (facteur d'enrichissement)  
**EM**: éléments métalliques  
**ESP**: taux de sodium échangeable  
**EU**: eaux usées  
**EUT**: eaux usées traitées  
**FAO**: Food and Agriculture Organisation  
**FB**: facteur de biodisponibilité  
**MES**: matières en suspension  
**MO**: matière organique  
**OMS**: Organisation Mondiale de la Santé  
**ONAS**: office national de l'assainissement  
**RS**: résidu sec  
**SAR**: sodium absorption ratio (ratio du Sodium Absorbable)  
**STEP**: station d'épuration  
**SUVA**: specific UV absorbance  
**TF**: facteur de transfert  
**USEPA**: United States Environmental Protection Agency  
**USAID**: United States Agency of International Development

## Introduction générale

Le volume d'eau utilisée dans le monde a progressé plus de deux fois plus que le taux de croissance de la population, et un nombre grandissant de régions atteint la limite au-delà de laquelle il n'est plus possible de fournir des services fiables d'approvisionnement en eau (pour différents usages) (FAO, 2007). La croissance démographique et le développement économique exercent une pression sans précédent sur les ressources en eau, renouvelables mais limitées, notamment dans les régions arides. Il est estimé qu'à l'horizon 2025, 1,8 milliard de personnes vivront dans des pays ou des régions disposant de moins de 500 m<sup>3</sup> d'eau renouvelable par an et par habitant (FAO, 2007). Dans les pays de la marge sud de la Méditerranée et notamment dans la région arabe, connue pour son climat aride à semi aride, la pénurie d'eau sera un fait marquant. La totalité des pays de cette région tombent sous le niveau de pénurie de 500 m<sup>3</sup> d'eau renouvelable par personne et par an (Hamoda, 2004). Presque toutes les ressources accessibles d'eau douce dans la région sont déjà mobilisées. Par conséquent, il est normal de se tourner vers des ressources d'eau non conventionnelles pour satisfaire l'accroissement de la demande. Plusieurs pays de la région (comme les Etats du Golfe) ont fait de grands efforts en matière de dessalement de l'eau de mer afin de satisfaire la demande de leurs populations urbaines (Qadir et al., 2007). Cependant, en raison du coût élevé associé à cette technologie, son adoption est généralement limitée aux usages domestiques dans des pays à haut revenu. D'autres options, comme l'utilisation de l'eau de drainage, les eaux de qualité marginale à salinité élevée et les eaux usées peuvent être aussi valorisées pour l'irrigation afin de préserver les ressources en eau de bonne qualité pour la potabilisation (Qadir et al., 2007 ; FAO, 2007).

Parmi les domaines de réutilisation possible des eaux usées, l'irrigation constitue le secteur le plus intéressant. En fait, l'agriculture consomme plus 70 % des ressources en eaux notamment dans les pays en développement tels que les pays arabes (Hamoda, 2004). Actuellement, les

eaux usées non traitées sont utilisées dans l'irrigation de 10 % des récoltes dans le monde selon une première étude mondiale sur l'irrigation par les eaux usées (Scott et al., 2004). Ces eaux procurent à l'agriculture une ressource précieuse et renouvelable et libèrent un volume supplémentaire d'eau de bonne qualité pour des utilisations prioritaires. Elles constituent en outre, une alternative aux rejets dans les milieux récepteurs qui peuvent présenter des capacités d'absorption limitées (Papaiacovou, 2001). Par ailleurs, le contenu de ces eaux en éléments nutritifs, notamment en azote, potassium et phosphore, permet de diminuer les frais de fertilisation des sols. L'utilisation des eaux usées peut également prévenir l'eutrophisation et éviter la croissance des algues dans les zones de rejets, telles les lacs et étangs. Si cette ressource constitue une valeur hydrique et un potentiel d'apport de matières fertilisantes, elle peut être également une source de pollution. Son contenu en éléments traces organiques et métalliques et en pathogènes ainsi que sa teneur élevée en azote peuvent présenter un risque pour l'environnement et la santé humaine.

Pour une meilleure utilisation des eaux usées traitées, une des mesures prises consiste à assurer un suivi périodique et régulier de l'utilisation de ces eaux. Un tel suivi est sanctionné par une évaluation de leur impact sur le sol et une recherche des solutions idoines pour résoudre les éventuels problèmes qui peuvent se poser.

En Tunisie, dans le cadre d'une stratégie nationale d'utilisation optimale des ressources et d'économie en eau, une politique de réutilisation des eaux usées traitées (EUT) a été adoptée au début des années 80. En effet, sur 170 millions de m<sup>3</sup> d'eaux usées collectées par an, environ 40 millions m<sup>3</sup> d'eaux usées traitées sont valorisés en agriculture. A Sfax, deuxième ville de la Tunisie et premier pôle industriel (2400 unités industrielles), la réutilisation des eaux usées traitées atteint 25% des eaux épurées, évaluée à 10 millions m<sup>3</sup>/an. A la lumière des résultats encourageants et du fait de la croissance de la demande en eaux usées traitées, un projet de dédoublement de la superficie des périmètres irrigués (de 500 à 1000 ha) est en cours de validation. Cependant, le sol du périmètre d'El Hajeb-Sfax, déjà pauvre en éléments organiques, est vulnérable à l'eau dont la salinité est élevée. Il est donc nécessaire d'être vigilant quant à la qualité de l'eau utilisée.

L'étude que nous présentons est une contribution à l'évaluation de l'impact de l'irrigation par les EUT au niveau du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax. L'objectif de travail est d'examiner l'état des sols en terme de salinisation, d'accumulation et de phytodisponibilité des éléments métalliques. Cette étude s'inscrit dans le cadre du programme national d'optimisation de la réutilisation des eaux usées traitées.

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'une cotutelle entre l'université de Sfax (Laboratoire Radio-Analyses et Environnement (LRAE) et Laboratoire Eau, Energie, Environnement (L3E) de l'ENIS (Ecole Nationale d'ingénieurs de Sfax) et le laboratoire GRESE (Groupement de Recherche Eau, Sol, Environnement) de l'université de Limoges, France. Ce travail s'est aussi effectué avec la collaboration du Commissariat Régional du Développement Agricole (CRDA) de Sfax. Le choix des sites d'études et l'échantillonnage a été piloté par le CRDA (arrondissement des périmètres irrigués) qui gère la réutilisation des eaux usées traitées.

Cette étude a été réalisée selon trois approches dont chacune présente une méthodologie d'échantillonnage et de caractérisation spécifique.

Une première approche axée sur l'effet général de l'irrigation par les eaux usées traitées sur deux types de sols largement représentés au niveau du périmètre d'irrigation étudié (calcisol et fluvisol). Ainsi, une caractérisation qualitative à travers la salinité, la sodicité et la fertilité a été effectuée sur des échantillons de sols prélevés de manière aléatoire et systématique à différentes profondeurs et dans deux sites différents.

La deuxième approche consiste en une évaluation quantitative de la migration verticale des éléments métalliques et majeurs dans les deux types de sols irrigués par les EUT. Cette quantification est réalisable par la caractérisation du fond pédogéochimique local et le calcul de bilans géochimiques. Pour cela, une étude pédologique des sites étudiés (irrigués et non irrigués) est réalisée permettant de quantifier la quantité des métaux apportés par les EUT par rapport au stock initial estimé en considérant un horizon de référence comme roche mère.

La troisième approche vise à étudier l'effet des pratiques agricoles sur l'accumulation et le transfert sol-plantes des métaux lourds dans le calcisol (site de l'OTD). Ce transfert est étudié par la quantification des teneurs en métaux dans le sol, les racines et les parties aériennes de deux plantes (sorgho et luzerne) présentant des cycles de vie différents.

Le travail de cette thèse fait l'objet d'une présentation en six chapitres. Les deux premiers chapitres sont consacrés au contexte de l'étude. Le premier présente un aperçu bibliographique de la réutilisation des eaux usées alors que le second récapitule les caractéristiques générales des sites d'étude. Le troisième chapitre présente une description détaillée des différents sols étudiés suivie de l'indication des différentes méthodes adoptées et des protocoles d'analyses utilisés. Les résultats des différentes approches évoquées plus haut sont présentés dans les 3 chapitres suivants. Ils traitent donc successivement :



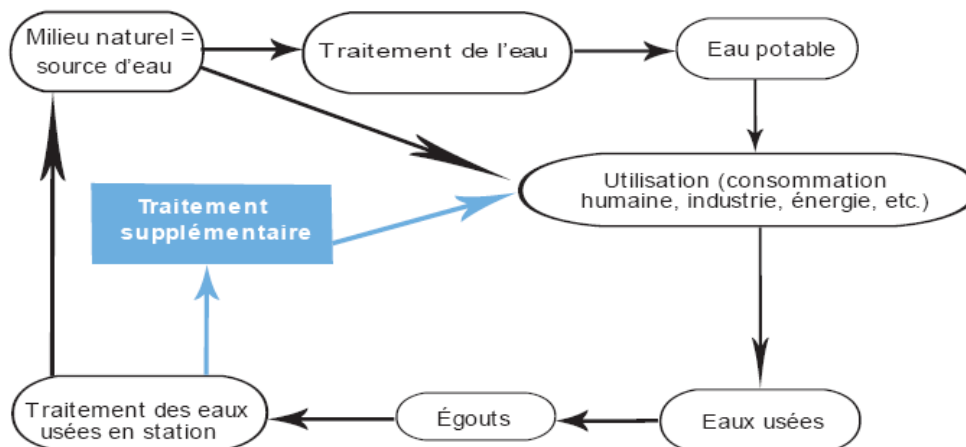
- Chapitre IV : de l'Impact de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les propriétés physicochimiques des sols irrigués
- Chapitre V : du transfert vertical des éléments chimiques dans les sols et jusqu'aux plantes
- Chapitre VI : de l'accumulation et de la biodisponibilité des métaux à partir du transfert latéral des EUT à la surface du sol

Enfin, nous concluons sur les effets des EUT dans ce périmètre irrigué après des années d'application et présenterons les perspectives qu'ouvre ce travail pour des éventuelles extensions de cette pratique.

## Synthèse bibliographique

### 1. Introduction

Dans les régions souffrant de pénurie d'eau, les eaux usées ne sont plus considérées comme déchets à éliminer mais comme partie intégrante des ressources potentielles en eau. D'après la figure I.1, la valorisation des eaux usées passe obligatoirement par deux étapes essentielles. La première étape est la collecte des eaux usées. Cette étape nécessite l'installation d'un réseau d'égouts couvrant les différents secteurs urbains. En effet, la nature et les volumes des eaux usées collectées sont les facteurs les plus déterminants pour le choix du procédé de traitement et bien entendu, pour le dimensionnement des stations d'épuration. Ainsi, l'installation des stations d'épuration constitue la deuxième étape du schéma général de valorisation des eaux usées, bien que dans certains pays en voie de développement, ces eaux sont encore réutilisées à l'état brut. Les effluents une fois traités, au lieu d'être déversés dans le milieu naturel, vont être réutilisés pour différents usages. Dans certains pays où les normes de réutilisation sont drastiques, ces eaux usées vont subir des traitements supplémentaires pouvant aller jusqu'à la désinfection. En effet, c'est la finalité d'usage qui définit le niveau de traitement complémentaire.



**Figure I.1 : Intégration des eaux usées traitées dans le cycle général des ressources en eau**

La réutilisation agricole constitue la principale filière de réutilisation des eaux usées à travers le monde. Cette réutilisation trouve sa motivation en trois points essentiels : 1) la nécessité de réserver les eaux de bonne qualité à l'alimentation en eau potable, 2) la préservation des

milieux naturels et 3) l'économie d'engrais chimiques en exploitant le pouvoir fertilisant de ces eaux.

La connaissance de la composition des eaux usées est une étape primordiale pour la prévention des risques inhérents à leurs diverses utilisations. Au cours de ce chapitre, la composition des eaux usées est tout d'abord présentée. Par la suite, un aperçu est donné sur la réutilisation des eaux usées traitées ainsi que sur les aspects juridiques et techniques à l'échelle nationale et internationale. Enfin, les différents impacts sur le milieu récepteur que peut engendrer la pratique de la réutilisation des eaux usées traitées sont considérés surtout sur le plan physico-chimique.

## **2. Composition des eaux usées**

### **2.1. Généralités**

Les eaux usées urbaines proviennent essentiellement des activités domestiques et industrielles ainsi que des eaux souterraines et des précipitations (les réseaux étant généralement unitaires). Les eaux domestiques proviennent des activités humaines quotidiennes, alors que les eaux usées industrielles sont très variées en termes de quantité et de qualité. Leurs caractéristiques dépendent du type d'industrie et du niveau de traitement que les eaux usées subissent avant leur rejet.

La composition des eaux résiduaires urbaines brutes dépend donc, en d'autres termes:

- essentiellement de l'activité humaine (eaux ménagères et eaux vannes),
- de la composition des eaux d'alimentation en eau potable et accessoirement de la nature des matériaux entrant dans la constitution des canalisations d'eau pour quelques constituants chimiques,
- de la nature et de la quantité des effluents industriels éventuellement rejetés dans le réseau urbain.

Les eaux usées urbaines contiennent des matières solides, des substances dissoutes et des microorganismes. Ces derniers sont la cause des principales restrictions imposées à la réutilisation des eaux usées.

En effet, la réglementation distingue des niveaux de qualité pour les eaux usées épurées, déterminés essentiellement par les taux de concentration en microorganismes. Il est donc

indispensable de connaître la composition des eaux usées afin de définir les domaines de réutilisation possibles et le niveau de restriction.

## 2.2. Microorganismes

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes : les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes.

### 2.2.1. Les bactéries

Les bactéries sont les microorganismes les plus communément rencontrés dans les eaux usées (Toze, 1999). Les eaux usées urbaines contiennent environ  $10^6$  à  $10^7$  bactéries/100 mL dont la plupart sont proteus et entérobactéries,  $10^3$  à  $10^4$  streptocoques et  $10^2$  à  $10^3$  clostridium. La concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de  $10^4$  germes  $L^{-1}$ . Parmi les plus détectées sont retrouvées, les *salmonellas*, dont celles responsables de la typhoïde, des paratyphoïdes et des troubles intestinaux. Les coliformes thermotolérants sont des germes témoins de contamination fécale communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau.

### 2.2.2. Les virus

Les virus sont des parasites intracellulaires obligés qui ne peuvent se multiplier que dans une cellule *hôte*. On estime 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. Les virus entériques sont ceux qui se multiplient dans le trajet intestinal. Parmi les virus entériques humains les plus nombreux il faut citer les entérovirus (exemple: polio), les rotavirus, les retrovirus, les adénovirus et le virus de l'Hépatite A. Il semble que les virus soient plus résistants dans l'environnement que les bactéries. Aulicino et al. (1996), ont constaté que, au cours de processus de traitement des eaux usées, les virus sont plus difficiles à éliminer que les bactéries classiquement utilisées comme indicateurs de la qualité bactériologique des eaux. De plus les auteurs ont détecté plusieurs virus dans les milieux récepteurs recevant des effluents traités tels que les rivières et les étangs. D'autre part, Blanc et Nasser (1996), ont constaté que les virus sont plus persistants, à température ambiante, dans un sol irrigué par des EUT que certains autres bactériophages.

### 2.2.3. Les protozoaires

Au cours de leur cycle vital, les protozoaires passent par une forme de résistance, les kystes, qui peuvent être véhiculés par les eaux résiduaires. Ces parasites sont très persistants. Ainsi, selon les conditions du milieu, ces organismes peuvent survivre plusieurs semaines voir même plusieurs années (Campos, 2008). Plusieurs protozoaires pathogènes ont été identifiés dans les eaux usées (Gennaccaro et al., 2003). Parmi les plus importants du point de vue sanitaire, il faut citer *Entamoeba histolytica*, responsable de la dysenterie amibienne, *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum* (Toze 1997, in Toze, 2006). En revanche, 10 à 30 kystes, est une dose suffisante pour causer des troubles sanitaires (Campos, 2008).

### 2.2.4. Les helminthes

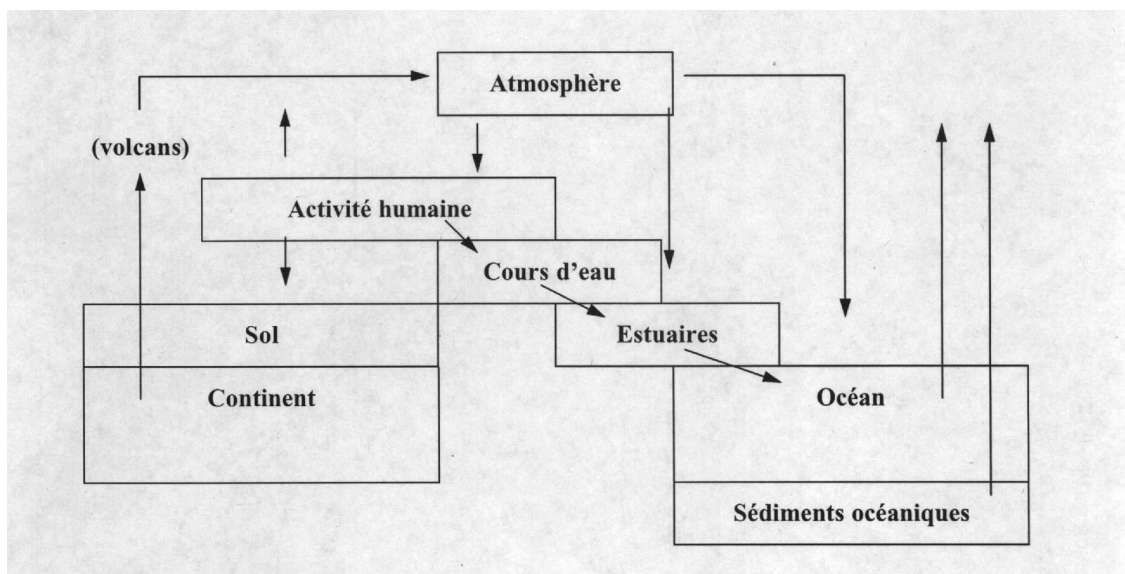
Les helminthes sont des parasites intestinaux, fréquemment rencontrés dans les eaux résiduaires. Dans les eaux usées urbaines, le nombre d'oeufs d'helminthes peut être évalué entre 10 et  $10^3$  germes  $L^{-1}$ . Beaucoup de ces helminthes ont des cycles de vie complexes comprenant un passage obligé par un hôte intermédiaire (Toze, 2006). Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce sont les oeufs. Les oeufs et les larves sont résistants dans l'environnement et le risque lié à leur présence est à considérer pour le traitement et la réutilisation des eaux résiduaires. 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*.

L'analyse des risques sanitaires liés aux agents pathogènes susceptibles d'être transportés par les eaux usées est le fondement des recommandations proposées par l'Organisation Mondiale de la Santé en 1989 (OMS, 1989).

## 2.3. Eléments traces et métaux lourds

Les sources de métaux pour les milieux aquatiques sont multiples. On différencie principalement les sources d'origine naturelle et anthropique. En effet, les métaux sont présents naturellement dans les sols. Certains en sont des constituants majeurs (Al) ou importants pour la structure des minéraux (Fe, Mn) (Baize and Sterckeman, 2001; Hamon et al., 2004; Horckmans et al., 2005).

La figure I.2 montre le cycle des métaux dans l'environnement. Les principaux phénomènes naturels conduisant à la dissémination des métaux dans les compartiments environnementaux sont l'activité volcanique et l'érosion des roches (Doelsch et al., 2006). Dans le cas de l'activité volcanique, bien que la majeure partie de ces métaux retombe dans un rayon de 100 km, une partie significative atteint la stratosphère et se dissémine alors sur l'ensemble du globe terrestre (Garrett, 2000). Ainsi, par l'intermédiaire du compartiment atmosphérique, ils pourront ultérieurement atteindre les milieux aquatiques. D'autre part, l'altération chimique des roches permet une mise en circulation naturelle des métaux sous forme dissoute.



**Figure I.2 : Cycle géochimique simplifié des métaux (source : Miquel, 2001)**

En plus du fond géochimique, les milieux aquatiques sont enrichis en métaux par les activités humaines. Les métaux sont utilisés par l'homme comme matériaux mais également comme réactifs dans l'industrie (traitement de surface, intermédiaire réactionnel...) et l'agriculture (phytosanitaires). Les activités industrielles, ainsi que le trafic automobile émettent de fines particules métalliques dans l'atmosphère, principalement dans les zones urbaines (Azimi et al., 2005). Les métaux ainsi disséminés se déposent dans les divers compartiments environnementaux tels que les plans d'eau et les sols. Les métaux déposés sur les sols peuvent cependant atteindre les cours d'eau par ruissellement au cours des événements pluvieux.

Dans le cas du réseau unitaire de collecte des eaux usées, les eaux usées urbaines sont composées d'un mélange, d'eaux usées domestiques, d'eaux usées industrielles et d'eaux de ruissellement. Les métaux contenus dans les eaux de ruissellement proviennent des dépôts atmosphériques mais également de la corrosion des surfaces de ruissellement (ex : toitures,

gouttières) (Gromaire et al., 2001). En effet, la plupart des métaux dans les eaux de ruissellement sont majoritairement associés aux matières en suspension ou aux colloïdes (Makepeace et al., 1995). Dans les eaux industrielles, les métaux découlent directement de leur utilisation dans les procédés industriels. Ces eaux usées sont caractérisées par une importante variabilité de leur charge polluante. La charge en métaux des eaux domestiques est au contraire cyclique car elle découle de l'activité journalière des ménages. Les métaux contenus dans les eaux domestiques ont pour origine, d'une part, la corrosion des canalisations d'eau potable et, d'autre part, de l'usage des métaux dans les activités domestiques et dans des produits ménagers.

Dans certaines régions, les rejets miniers constituent, également, une source ponctuelle importante de métaux lourds (Braungardt et al., 2003 ; Figueira and Ribeiro, 2005).

Les eaux usées urbaines sont une des principales voies d'apport de métaux vers les écosystèmes aquatiques (Buzier et al., 2006). A l'entrée des stations d'épuration, une large partie des métaux contenue dans les eaux usées se trouve complexée avec la matière organique dissoute (Kunz et Jardin 2000, Giokas et al. 2002). Les métaux qui peuvent être présents dans les eaux résiduaires, cadmium (Cd), cuivre (Cu), molybdène (Mo), nickel (Ni) et zinc (Zn), peuvent constituer un risque sanitaire significatif pour les humains et les animaux et peuvent également affecter, à long terme, les cultures irriguées par suite d'accumulation dans le sol (FAO, 2003).

Cependant, il faut noter que, sauf exception, telles la présence d'établissements industriels très polluants raccordés directement au réseau d'assainissement ou la réutilisation directe des eaux usées brutes, les concentrations en métaux lourds dans les eaux résiduaires traitées sont faibles et ne constituent pas un facteur limitant la réutilisation des eaux usées en irrigation (Toze, 2006). En effet, l'essentiel de ces métaux est retenu dans les boues des stations d'épuration lors du traitement des eaux usées (Faby et Brissaud, 1997).

#### **2.4. Substances nutritives**

Les nutriments se trouvent en grande quantité dans l'eau usée, et constituent un paramètre de qualité important pour la valorisation de ces eaux en agriculture et en gestion des paysages (Hamoda, 2004). Les éléments les plus fréquents dans les eaux usées sont l'azote, le phosphore et parfois le potassium, le zinc, le bore et le soufre. Ces éléments se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables que ce soit, dans les eaux usées

épurées ou brutes. D'après Faby et Brissaud (1997), une lame d'eau résiduaire traitée de 100 mm peut apporter à l'hectare de terre agricole environ :

- 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,
- de 27 à 182 kg de sodium

D'autres macro- et micronutriments peuvent également être présents dans les eaux usées. En outre, la présence de matière organique sous différentes formes dans l'eau usée (solides en suspension, éléments colloïdaux et matières dissoutes) peut, par son effet à long terme sur la fertilité du sol, contribuer également à la stabilité structurale du sol (FAO, 2003).

Cette matière organique présente dans l'eau usée influe sur la biodisponibilité des macro- et des micronutriments qui sont essentiels à la nutrition des plantes (Toze, 2006), y-compris sur ceux se trouvant originellement dans le sol. Cependant, la valeur nutritive de l'eau usée peut excéder les besoins de la plante et constituer alors une source potentielle de pollution des eaux de nappe. Elle peut également poser des problèmes de développement végétatif excessif, en retardant la maturité ou en réduisant la qualité des cultures irriguées. Il est donc nécessaire de considérer les nutriments présents dans l'effluent traité en tant qu'élément du programme global de fertilisation des cultures irriguées. À cet égard, en usage agricole, l'analyse d'eau usée est requise au moins une fois au début de la saison culturale (FAO, 2003).

Le potentiel de fertilisation de l'eau usée traitée due à la présence de nutriments est un atout pour les cultures mais peut également être une source de pollution pour l'environnement, en fonction principalement de la gestion des eaux usées appliquées par les agriculteurs. Dans ce cadre, la FAO (2003) a promulgué de nouvelles mesures : Il est recommandé de surveiller  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , P et K, pour trois raisons principales :

- l'estimation des engrais additionnels à fournir pour optimiser le rendement et la qualité des cultures ;
- le choix du système agricole approprié pour la meilleure efficacité d'utilisation des nutriments et de l'eau ;
- la protection des eaux de surface et souterraine de la pollution par  $\text{NO}_3\text{-N}$ .



## **2.5. Autres paramètres caractéristiques**

### **2.5.1. Matière en suspension et matière organique**

Les matières en suspension (MES) sont, en majeure partie, de nature biodégradable. La plus grande part des microorganismes pathogènes contenus dans les eaux usées, est associée aux MES (FAO, 2003). Les particules en suspension peuvent, par définition, être éliminées par décantation. C'est une étape simple et efficace pour réduire la charge organique et la teneur en germes pathogènes des eaux usées. Toutefois, un traitement beaucoup plus poussé est généralement requis pour faire face aux risques sanitaires.

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 (FAO, 2003). De plus, les concentrations significatives en matière organique peuvent aussi entraîner des odeurs désagréables, notamment s'il arrive que les eaux stagnent en surface. Enfin, une présence excessive de matières en suspension peut entraîner des difficultés de transport et de distribution des effluents ainsi que l'obturation des systèmes d'irrigation.

### **2.5.2. Eléments toxiques organiques**

Les eaux usées contiennent des composés chimiques toxiques très persistants et qui ont une grande lipophilicité. Parmi ces composés, on peut citer les hydrocarbures polycycliques aromatiques, les alkyl-phénols, chlorophénols, phtalates, les pesticides et les résidus pharmaceutiques actifs. Certains composés ont un pouvoir de perturber le système endocrinien tels que les hydrocarbures polycycliques aromatiques et les alkylphénols (Belgiorno et al., 2007). En effet plusieurs environnements aquatiques ont été pollués par ces composés en plus des autres substances pharmaceutiques dont la principale source est les eaux usées (Kimura et al. 2004). Il s'est avéré que les stations d'épuration sont des sources potentielles de ces produits toxiques (Belgioro et al., 2007; Andreozzi et al., 2003). Cependant, les faibles concentrations en ces composés dans les eaux usées limitent le risque d'exposition lors de leur réutilisation pour l'irrigation (Toze, 2006). De plus, En raison de la faible solubilité de ces éléments organiques, on les retrouvera concentrés dans les boues plutôt que dans les eaux résiduaires (FAO, 2003).

### 2.5.3. Salinité

La salinité d'une eau correspond à sa concentration en sels dissous dans leur ensemble. Elle est exprimée soit par la valeur de la conductivité électrique (CE) ou par le résidu sec (RS). La CE de l'eau, peut être estimée à partir de la concentration en RS exprimé en g/l, en utilisant à titre indicatif les relations approximatives suivantes :

- $RS (g/l) = 0,64 \times CE (dS/m)$  lorsque  $CE < 5 dS/m$ .
- $RS (g/l) = 0,80 \times CE (dS/m)$  lorsque  $CE > 5 dS/m$ .

D'une manière générale, la concentration en sels de l'eau usée excède celle de l'eau du réseau d'alimentation en eau potable (Faby et Brissaud, 1997). Lorsque les eaux usées sont valorisées en irrigation, d'autres paramètres entre en considération notamment le SAR (ratio du Sodium Absorbable) qui exprime l'activité relative des ions de sodium dans les réactions d'échange dans les sols. Cet indice mesure la concentration relative du sodium par rapport au calcium et au magnésium échangeables. Généralement, le SAR et la CE de l'eau destinée pour l'irrigation, sont utilisés en combinaison afin d'évaluer le risque potentiel de salinisation des sols (Tableau I.1).

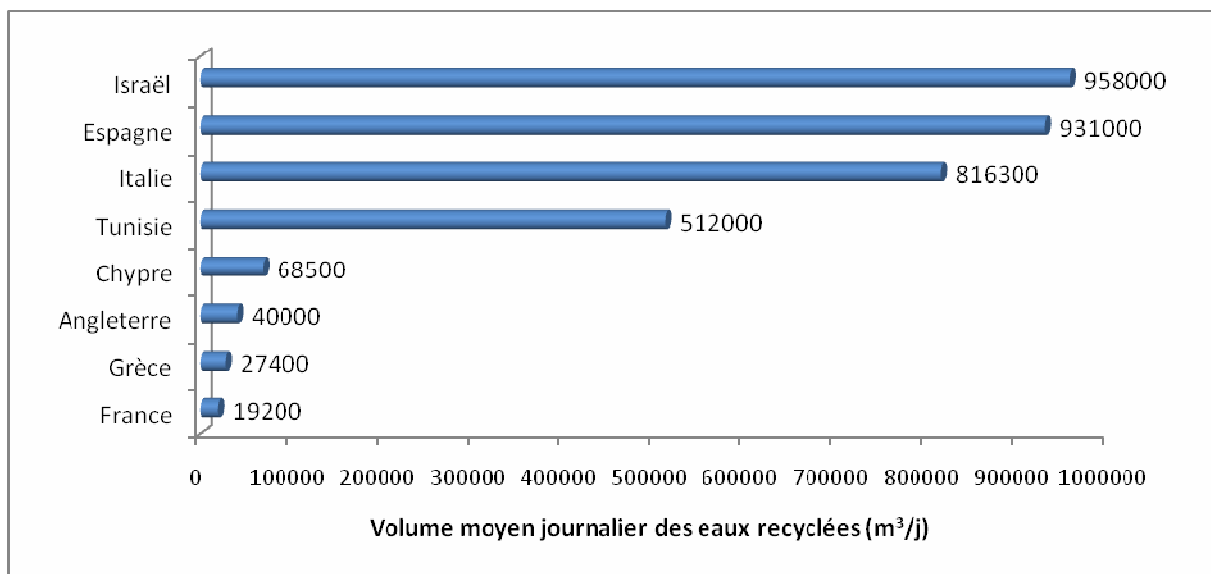
**Tableau I.1: Directives pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation (Ayers et Westcot, 1985)**

Problèmes potentiels en irrigation	Unités	Degré de restriction		
		Aucun	Léger à modéré	Sévère
<b>Salinité</b>				
CE	dS/m	<0,7	0,7-3,0	>0,30
TDS	mg/L	<450	450-2000	>2000
<b>Infiltration</b>				
SAR= 0-3 et CE =	dS/m	>0,7	0,7-0,2	<0,2
= 3-6 =		>1,2	1,2-0,3	<0,3
= 6-12 =		>1,9	1,9-0,5	<0,5
= 12-20 =		>2,9	2,9-1,3	<1,3
= 20-40 =		>5,0	5,0-2,9	<2,9
<b>Toxicité Spécifique des ions</b>				
<b>Sodium (Na)</b>				
Irrigation de surface	SAR	<3	3-9	>9
Irrigation par aspersion	méq/L	<3	>3	
<b>Chlorure (Cl)</b>				
Irrigation de surface	méq/L	<4	4-10	>10
Irrigation par aspersion	méq/L	<3	>3	
<b>Bore (B)</b>	méq/L	<0,7	0,7-3,0	>3,0
<b>Effets divers</b>				
Azote (NO <sub>3</sub> -N)	méq/L	<5	5-30	>30
Bicarbonates (HCO <sub>3</sub> )	méq/L	<1,5	1,5-8,5	>8,5
pH		Gamme normale 6,5 - 8,4		
CE: conductivité électrique; TDS: total dissolved solids; SAR: rapport d'absorption du sodium				

### 3. La réutilisation des eaux usées

#### 3.1. Bilan mondial

Pendant les dernières années, la réutilisation des eaux usées a connu un développement très rapide avec une croissance des volumes d'eaux usées réutilisées de l'ordre de 10 à 29 % par an, en Europe, aux États Unis et en Chine, et jusqu'à 41 % en Australie. Le volume journalier actuel des eaux réutilisées atteint le chiffre impressionnant de 1,5-1,7 millions de m<sup>3</sup> par jour dans plusieurs pays, comme par exemple en Californie, en Floride, au Mexique et en Chine (Lazarova et Brissaud, 2007). La figure I.3 illustre l'ampleur de la valorisation des eaux usées dans différents pays du monde (Jiménez et Asano, 2007).



**Figure I.3: Volume moyen journalier des eaux usées recyclées en quelques pays de la Méditerranée (données pour les années 2000-2003, adaptées de Jiménez et Asano, 2007).**

Il est bien évident, que la réutilisation des eaux usées (rejets bruts ou traités) a connu une promotion à travers le monde entier, sur la base de vraies expériences. En Amérique Latine (Peasey et al. 2000), environ 400 m<sup>3</sup>/s d'eaux usées brutes s'écoulent dans les eaux de surface et presque 500 000 hectares de terres agricoles sont irrigués avec des eaux usées, essentiellement sans conditionnement (Mexique-350000, Chili-16000, Pérou-5500 et Argentine-3700). Au Mexique, l'irrigation avec les eaux usées a débuté depuis 1926 pour l'irrigation de différents types de cultures. Ainsi, après plus de 80 ans, il existe 40 départements qui réutilisent les eaux usées, dont uniquement 11% sont traitées, pour l'irrigation des terres agricoles avec une surface totale de 350 milles hectares (Peasey et al. 2000). Dans la Vallée d'Amezquital se trouve le plus grand projet de réutilisation des eaux

usées au monde avec 83 000 hectares irrigués avec des eaux usées brutes (Domínguez-Mariani et al., 2004).

Aux Etats-Unis, depuis 1955, les eaux usées sont réutilisées à des fins paysagères. En effet, outre l'arrosage de parcs, de parcours de golf et de jardins publics, des lacs artificiels ont été alimentés en tout ou partie par des eaux usées épurées (Puil, 1998). A titre d'exemple, en 1961, le lac Santee en Californie a été mis en eau et alimenté par des eaux épurées et désinfectées. Parmi les exemples de réutilisation agricole des eaux usées traitées (EUT), on peut citer ceux de Bakersfield et Orange en Californie et Manatee County en Floride. A Bakersfield, des effluents ayant en partie subi un traitement poussé sont utilisés pour l'irrigation de coton, de luzerne, de maïs, d'orge et de betteraves à sucre. A Orange (USA), 800 hectares d'espaces verts urbains sont arrosés et 400 hectares de terres agricoles sont irrigués. Enfin, à Manatee County, des terrains de golf et des parcs et 3000 hectares de cultures agricoles et de pépinières sont irrigués (Puil, 1998).

En France, la réutilisation des eaux épurées est peu développée. Cela est essentiellement dû à l'abondance de ressources en eau dont la consommation ne dépasse pas 24 % des ressources disponibles (Lazarova et Brissaud, 2007). Bien que, dans ce pays, la réutilisation des EUT a débuté depuis les années quatre-vingt, la réutilisation directe d'eaux usées est restée limitée à quelques cas particuliers, notamment dans les îles de Ré, Noirmoutier, Oléron et de Porquerolles. A Noirmoutier, l'irrigation est réalisée sur 220 hectares de pommes de terre et de courgettes. A Ars-en-Ré, l'irrigation par aspersion est effectuée sur des cultures de maïs, de tournesol et de pomme de terre. Les cultures maraîchères et les vergers (pêchers, amandiers) de Porquerolles sont arrosées à la raie ou par irrigation localisée sur une surface d'irrigation de 30 hectares (Puil, 1998). Le projet de Clermont-Ferrand est le cas le plus important de réutilisation des eaux usées épurées en France. En 1996 et 1997, l'irrigation se faisait sur 50 ha (réseau pilote), puis en 1998, le périmètre s'est étendu à 580 ha, sur 8 communes totalisant 17 000 habitants. Pendant la saison d'irrigation (de juin à octobre), les effluents épurés subissent un traitement complémentaire en passant par des lagunes de stabilisation. En 1998, 150 000 m<sup>3</sup> d'effluents industriels et 440 000 m<sup>3</sup> d'effluents domestiques ont été ainsi utilisés après traitement pour l'agriculture. Les principales cultures sont le maïs, le maïs-semence et la betterave.

D'une manière générale, pratiquement tous les autres pays du pourtour de la Méditerranée, de l'Espagne à la Syrie, réutilisent des eaux usées (traitées et non traitées) pour diverses applications (Bixio et al., 2005). En effet, le bassin méditerranéen est une région où la pénurie en eau est particulièrement ressentie. C'est aussi l'une des régions où la réutilisation agricole des effluents urbains est la plus pratiquée. Dans certains pays, cette réutilisation est devenue l'objet d'une politique nationale comme en Tunisie, en Grèce et en Jordanie (Rebhun, 2004, Tsagarakis et al., 2004, Ammary, 2007, Bahri et Brissaud, 2002). En Tunisie, les EUT représentent 4,3% des ressources en eau disponibles pour l'année 1996, et elles vont atteindre 11 % à l'horizon 2030. En Israël, ces eaux représentent 15 % des ressources disponibles pour l'année 2000 et environ 20% vers 2010 (Kamizoulis et al., 2003). En revanche, par rapport au total des ressources en eau, les volumes en eaux usées reconditionnées représentent environ, 7% en Tunisie, 8% en Jordanie, 24% en Israël et 32% au Kuwait. Cependant, la fraction réutilisée des eaux usées est très variable, avec pour ce dernier pays environ 10% alors que les chiffres sont de 20 -30 % en Tunisie, 85 % en Jordanie et 92% en Israël (Kamizoulis et al., 2003).

La Jordanie se rapproche de son objectif de réutilisation de 100% des EU. Environ 90% des 73 millions de mètres cubes d'eau récupérées sur les 19 stations de traitement des eaux usées sont aujourd'hui réutilisés, directement et indirectement, dans l'industrie, l'aménagement et l'agriculture (sources nouvelles, 2006).

### **3.2. Traitement et réutilisation des eaux usées en Tunisie**

#### **3.2.1. Introduction**

Lors de la création de l'office national de l'assainissement (ONAS), en 1974, la priorité en matière de traitement était d'assurer un traitement biologique aux effluents qui devaient être rejetés dans le milieu naturel. Les volumes traités ont évolué de 12 M (million) $m^3$ /an en 1975 à 169 M $m^3$ /an en 2001 sur une capacité d'épuration totale de 218 M $m^3$ /an. En 2008, les volumes traités ont atteint 230 M $m^3$  (ONAS, 2008).

En 2009, les eaux usées sont traitées dans 100 stations d'épuration. Près de 50% des volumes d'eaux traitées sont produits dans le pôle du Grand Tunis. La réutilisation étant encore relativement limitée, près de 80% des eaux traitées sont rejetées en mer. Des émissaires marins ont été par conséquent réalisés afin d'éloigner les effluents des grandes agglomérations et pour la préservation du littoral (Alatiri et al., 2002).

### 3.2.2. Niveau de traitement

Les stations d'épuration traitent les eaux usées d'origine domestique (71%), industrielles (22%) et touristique (7%). Le volume d'eau traité de 169 millions m<sup>3</sup> /an correspond à 89 millions de kg de DBO<sub>5</sub>/an et à 5,5 millions d'équivalents habitants (Benabdallah et Neubert, 2003).

Les procédés proposés incluent :

- le traitement primaire : comprend essentiellement le dégrillage et le dessablage qui peut être aéré ou non.
- le traitement secondaire (traitement biologique) : se fait selon les différents procédés d'épuration (Tableau I.2).
- le traitement tertiaire : Cinq stations d'épuration assurent un traitement tertiaire avec des étapes de déphosphatation et de dénitrification (rejet dans un oued et un barrage). Ces traitements concernent environ 4,8% des eaux usées traitées.

**Tableau I.2 : Différents procédés pour le traitement secondaire**

Types de procédés	Volume d'effluents traités (%)
Boues activées moyenne charge	46,9
Boues activées à faible charge	31,8
Lagunage	16,2
Lit bactérien	0,7
Lit bactérien et boues activées	4,4

### 3.2.3. Domaines de réutilisation des eaux usées traitées en Tunisie

Les critères technico-économiques ont permis d'installer jusqu'à présent 9750 hectares de périmètres irrigués pouvant mobiliser 30% des effluents rejetés (ONAS, 2008). Les volumes consommés varient énormément d'un périmètre à l'autre selon les conditions climatiques (soit de 11 à 21 Mm<sup>3</sup>/an). Les EUT constituent pour les agriculteurs une source d'eau disponible, cependant, celle-ci ne permet pas de développer les cultures à haute rentabilité économique et présente des risques sanitaires. Les meilleurs niveaux d'utilisation sont rencontrés dans les périmètres arboricoles, dans les régions ayant une tradition de l'irrigation et dans les régions semi-arides (Rejeb et al., 2002). En application du décret du 10/12/1999 qui vise le contrôle de la réutilisation des EUT par les services du ministère de l'agriculture de l'environnement et

des ressources hydriques ainsi que par ceux du ministère de la santé publique, plusieurs projets sont programmés à moyen et à long terme pour la réutilisation des EUT (Ben Abdallah, 2003). Autour de la ville de Tunis, un grand projet est en cours d'étude pour la création de 6.000 ha de périmètres irrigués dont la première tranche couvrant 100 ha est programmée pour 2011. A long terme, il est envisagé d'irriguer 22.000 ha par les eaux usées traitées à l'horizon de 2020, soit une augmentation de plus de 300% par rapport à la situation actuelle. En outre, six terrains de golf sont programmés à Djerba, Ghammarth, Mahdia et Tozeur couvrant une superficie supplémentaire de 570 ha. En 2006, un programme national de création de parcs urbains alimentés à partir d'eaux usées traitées a permis de couvrir une superficie de 607 ha et devra atteindre 959 ha à terme. D'autres projets d'alimentation en EUT des jardins d'hôtels sur une surface de 82 ha dans la zone touristique de Monastir et de 262 ha dans la zone touristique de Sousse sont envisagés à l'horizon de 2011.

D'autres projets d'espaces verts irrigués sont programmés pour l'autoroute Tunis-Msaken et pour l'embellissement des berges du lac Nord de Tunis, totalisant une superficie de 257 ha à l'horizon de 2011 et 481 à l'horizon de 2021.

### **3.3. Les différentes réglementations dans le monde**

A l'échelle mondiale, il n'existe pas une réglementation commune concernant la réutilisation des eaux usées. Ceci est dû à la diversité du climat, de la géologie et de la géographie, du type de sols et de cultures, mais surtout au contexte économique, politique et social du pays. Cependant, quelques gouvernements et organismes ont déjà établi des normes de réutilisation tel l'état de Californie, l'OMS, la FAO, etc... La plupart des pays en voie de développement ont formulé leurs normes de réutilisation des eaux usées sur la base des recommandations fixées par l'un des organismes précités.

#### **3.3.1. Les recommandations de l'OMS**

Les recommandations de l'OMS (Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture) ou « Recommandations sanitaires pour l'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture » (1989) sont les seules à l'échelle internationale (Tableau I.3). Elles ne concernent que l'usage agricole et sont ciblées sur des paramètres exclusivement microbiologiques. Elles sont source d'inspiration pour de nombreux pays à travers le monde. En 2000, elles ont été révisées, en intégrant les résultats de nouvelles études épidémiologiques (Blumenthal et al., 2000). Les modifications ont essentiellement porté sur la norme " oeufs

d'helminthes ” qui pour certaines catégories est passée de 1 à 0,1 oeuf L<sup>-1</sup>. Ces recommandations sont destinées à une utilisation internationale et sont donc adaptées aux pays en voie de développement. Elles représentent la limite au-delà de laquelle la santé publique n'est plus assurée.

L'OMS a publié en 2006 de nouvelles lignes directrices sur l'utilisation des eaux usées (WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater), qui tiennent compte des situations locales et privilégient les moyens à prendre pour réduire au minimum les risques sanitaires posés par ces eaux. L'approche innove surtout parce qu'elle encourage l'adoption de mesures relativement simples pour protéger la santé à tous les maillons de la chaîne alimentaire. Il s'agit d'une approche à barrières multiples qui cherche à protéger la santé des consommateurs avant que les aliments irrigués au moyen d'eaux usées n'atteignent leur assiette. Cette approche peut inclure la combinaison des éléments suivants: le traitement des eaux usées, la restriction des cultures, les techniques d'irrigation, le contrôle de l'exposition aux EU ainsi que le lavage, la désinfection et le cuisson des produits (OMS, 2006).

### **3.3.2. Les recommandations USEPA**

L'USEPA (United States Environmental Protection Agency) a publié en 1992, en collaboration avec l'USAID (United States Agency of International Development), ses propres recommandations sur la réutilisation des EUT, intitulées “*Guidelines for Water Reuse*”. Contrairement à l'OMS, ces recommandations ne sont pas basées sur des études épidémiologiques ni sur une estimation du risque, mais sur un objectif de zéro pathogène dans les eaux réutilisées. Ces normes microbiologiques sont donc beaucoup plus strictes.

Les recommandations de l'USEPA concernent tous les usages envisageables pour des eaux usées épurées (usage urbain, agricole, industriel, recharge de nappe, etc.) ce qui en fait un outil puissant. Précisons que chaque état américain peut lui-même fixer ses propres recommandations, en s'inspirant plus ou moins de celles de l'USEPA. Ainsi, les normes californiennes “Title 22” sont extrêmement sévères, et ont inspiré de nombreuses réglementations dans le monde. Dans les recommandations de l'USEPA plusieurs paramètres sont pris en compte : le pH, la Demande Biologique en Oxygène (DBO<sub>5</sub>), la turbidité ou les solides en suspension et les coliformes fécaux.



Les deux recommandations (OMS et USEPA) s'opposent à plusieurs points de vue. Une des différences concerne le niveau de traitement recommandé. Il est dit dans le document de l'OMS qu'un traitement extrêmement efficace peut être atteint par des bassins de stabilisation, alors que l'USEPA n'évoque que des traitements de désinfection tertiaire type chloration, ozonation, etc. Les modes de contrôle varient aussi : alors que l'OMS préconise de contrôler le nombre de nématodes, l'USEPA recommande le comptage des coliformes totaux comme unique contrôle de la qualité microbiologique. En général, l'OMS est taxée d'être trop laxiste, et l'USEPA de préconiser des traitements trop chers et trop technologiques, inaccessibles aux pays en voie de développement.

**Tableau I.3: Recommandations microbiologiques révisées de l'OMS (1989) pour la réutilisation en agriculture des eaux usées**

Catégories	Conditions de réutilisation	Groupes exposés	Techniques d'irrigation	Nématodes intestinaux <sup>b</sup>	Coliformes fécaux <sup>c</sup>	Traitements recommandés pour atteindre le niveau de qualité microbiologique
A	Irrigation sans restrictions A1 Pour les cultures maraîchères consommées crues, les terrains de sports, les parcs publics <sup>g</sup>	Travailleurs, consommateurs, public	Toutes	$\leq 0,1$ <sup>e</sup>	$\leq 10^3$	Série de bassins de stabilisation bien conçus, réservoir de stockage et de traitement remplis séquentiellement, ou traitement équivalent (p. ex. traitement secondaire conventionnel suivi soit d'un lagunage tertiaire, soit d'une filtration et d'une désinfection)
		B1 Travailleurs (mais pas les enfants < 15 ans), populations alentour	Par aspersion	$\leq 1$	$\leq 10^3$	Série de bassins de rétention dont un bassin de maturation ou un bassin séquentiel ou un traitement équivalent (p. ex. traitement secondaire conventionnel suivi soit par des lagunages tertiaires, soit une filtration)
B	Irrigation restreinte. Céréales, cultures industrielles, fourragères, pâturage et forêt <sup>f</sup>	B2 comme B1	Par rigole d'infiltration ou par gravité	$\leq 1$	$\leq 10^3$	Comme pour la catégorie A
		B3 Travailleurs dont les enfants < 15 ans, population alentour	Toutes	$\leq 0,1$	$\leq 10^3$	Comme pour la catégorie A
C	Irrigation localisée sur des cultures de la catégorie B s'il n'y a pas d'exposition des travailleurs ou du public	Aucun	Goutte-à-goutte, micro-jet, etc.	Pas de norme	Pas de norme	Pré-traitement nécessaire pour des raisons techniques liées à l'irrigation, mais pas moins qu'une sédimentation primaire

(a) Dans certains cas particuliers, les facteurs épidémiologiques, socio-culturels et environnementaux devront être pris en compte, et les recommandations modifiées en conséquence.

(b) Moyenne arithmétique du nombre d'œufs/l. Les espèces considérées sont *Ascaris*, *Trichuris* et l'ankylostome ; la recommandation correspond aussi à une protection contre les protozoaires parasites.

(c) Moyenne géométrique<sup>e</sup> du nombre/100 ml. La moyenne géométrique (G) est définie comme étant la racine Nième du produit des N termes d'une série statistique.

(d) Une limite plus restrictive ( $\leq 200$  coliformes fécaux / 100 ml) est appropriée pour les pelouses publiques, comme les pelouses d'hôtels, avec lesquelles le public peut avoir un contact direct.

(e) Cette limite peut être augmentée à  $\leq 1$  œuf/l si (i) il fait chaud et sec et que l'irrigation de surface n'est pas pratiquée ou (ii) le traitement de l'eau contient aussi des traitements chimiothérapeutiques anti-helminthes.

(f) Dans le cas des arbres fruitiers, l'irrigation doit s'arrêter deux semaines avant la récolte, et aucun fruit ne doit être récolté au sol. L'irrigation par aspersion ne doit pas être utilisée.

### 3.3.3. Les recommandations de l'Union Européenne

L'Union Européenne accuse un retard en terme de législation sur la réutilisation des eaux usées épurées, puisqu'elle se limite à cette phrase de l'article 12 de la directive CEE numéro 91/271 de 1991 sur les eaux usées, qui établit que "des eaux usées traitées devront être réutilisées quand ce sera approprié" (Bontoux, 1997). Cette lacune n'a pas empêché les pays membres d'adopter leur propre réglementation, sans homogénéisation à l'échelle européenne. En effet, aujourd'hui, certains pays comme l'Italie s'inspirent des normes américaines, et d'autres, comme la France, des normes de l'OMS.

Les pays d'Europe qui ont une réglementation sont l'Italie, l'Espagne et la France (Junger, 2000). Certains pays tels que l'Espagne, Chypres ou l'Italie (Andreadakis et al., 2003) ont tendance à adopter des normes plus strictes que celle de l'OMS. L'Italie est le premier à avoir adopté une réglementation en 1977 qui suit dans les grandes lignes l'approche californienne. Cependant, en Sicile, une réglementation régionale, plus proche de celle de l'OMS, a été mise en place (Andreadakis et al., 2003).

Le tableau I.4 montre les normes bactériologiques adoptées dans certains pays et organismes. Les conditions climatiques et géographiques, le niveau de développement et les moyens financiers sont les principaux facteurs influençant le choix des normes de réutilisation. Ainsi, des pays comme la Tunisie et l'Afrique de sud ont opté pour les recommandations de l'OMS qui sont destinées essentiellement aux pays en développement. Alors que des pays développés tel que le Japon et Israël et d'autres pays riches comme le Koweït et l'Arabie Saoudite, ont choisi des normes plus sévères, généralement inspirées de celles de la Californie (Tite 22). Par contre, les normes établies dans certains pays développés comme la France, sont basées sur les recommandations de l'OMS.

D'autres organismes ont établi des recommandations complémentaires pour quelques paramètres chimiques. 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 (Tableau I.5).

**Tableau I.4: Normes bactériologiques appliquées dans certains pays et préconisées par des organisations (Lavison et Moulin, 2007)**

<b>Pays/Organisation</b>	<b>Recommandations</b>
<b>OMS (niveau A)</b>	1000 coliformes thermotolérants/100mL + 1 œuf d'helminthe/L
<b>USEPA</b>	< 1 ou 200 coliformes thermotolérants/100mL selon culture
<b>Title 22 (Californie)</b>	2,2 ou 2,3 coliformes totaux/100mL selon cultures + filière de traitement agréée
<b>France (CSHPF, niveau A)</b>	1000 coliformes thermotolérants/100mL + 1 œuf d'helminthe/L + contrainte techniques particulières
<b>Afrique de Sud</b>	1 ou 1000 coliformes thermotolérants/100mL selon culture + filière imposés
<b>Japon</b>	1 E. coli/100mL + résiduel de chlore total > 0,4 mg/L
<b>Koweït</b>	100 ou 10000 coliformes totaux/100mL selon culture + effluent oxydé + filtré et désinfecté
<b>Israël</b>	2,2 ou 500 coliformes thermotolérants/100mL selon culture
<b>Arabie Saoudite</b>	2,2 coliformes totaux/100mL (culture à accès restreint)
<b>Tunisie</b>	< 1 nématode intestinal/L

**Tableau I.5 : Limites recommandées en éléments traces ( $\text{mgL}^{-1}$ ) dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (FAO, 2003)**

<b>Eléments</b>	<b>Utilisation à long terme</b>	<b>Utilisation à court terme</b>
<b>Aluminium</b>	0,5	20
<b>Arsenic</b>	0,1	2
<b>Béryllium</b>	0,1	0,5
<b>Bore</b>	0,75	2
<b>Cadmium</b>	0,01	0,05
<b>Chrome</b>	0,1	1
<b>Cobalt</b>	0,05	5
<b>Cuivre</b>	0,2	5
<b>Fluor</b>	1	15
<b>Fer</b>	5	20
<b>plomb</b>	5	10
<b>Lithium</b>	2,5	2,5
<b>manganèse</b>	0,2	10
<b>Molybdène</b>	0,01	0,05
<b>Nickel</b>	0,2	2
<b>Sélénium</b>	0,02	0,02
<b>Vanadium</b>	0,1	1
<b>Zinc</b>	2	10

### 3.3.4. Aspects réglementaires et juridiques de la Tunisie

L'utilisation des eaux usées traitées a été prévue et règlementée depuis 1975, dès la parution du Code des Eaux (loi n° 75-16 du 31 mars 1975). Ce dernier, notamment dans son article 106, interdit d'une part l'utilisation des eaux usées brutes et d'autre part l'irrigation des cultures consommables crues par les eaux usées traitées (DGGR, 1997). En 1985, les rejets des eaux usées dans le milieu récepteur ont été règlementés par le décret n° 85-56 du 2 janvier 1985. Les normes de rejet et de réutilisation des eaux usées traitées, respectivement (NT 106-002) et (NT 106-03) parus en 1989, ont été élaborées sur la base des recommandations de la FAO et de l'OMS de telle sorte que les effluents rejetés puissent être réutilisés sans risque majeur.

Les eaux usées subissent un traitement primaire et secondaire et la restriction fixée en 1975 est toujours maintenue. Plusieurs décrets sont parus à partir de 1989, pour règlementer dans ce sens l'utilisation des eaux usées traitées dans le secteur agricole qui regroupe l'essentiel des usages.

**a-** Le décret n° 89-1047 du 28 juillet 1989, fixe les conditions d'utilisation des eaux usées traitées à des fins agricoles; ce texte stipule que l'utilisation des eaux usées doit faire l'objet d'une autorisation du Ministère de l'Agriculture, prise après accord du Ministère de la Santé Publique et du Ministère de l'Environnement et du Développement Durable et détermine les précautions nécessaires à la protection de la santé des manipulateurs, des consommateurs et de l'environnement. Un contrôle de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau usée traitée d'une part et des cultures irriguées d'autre part est prévu. La fréquence des analyses y est de même spécifiée. Les ministres de l'intérieur, de l'économie nationale, de l'équipement et de l'habitat, de l'agriculture, de l'environnement et de la santé publique sont chargés de l'application de ce décret.

**b-** le décret n° 93 - 2447 du 13 décembre 1993, modifie le décret ci-dessus, et apporte quelques éléments nouveaux. L'article 4 indique que les analyses citées à l'article 3 du décret sont à la charge des organismes distributeurs, sous le contrôle des ministres de l'environnement et de l'aménagement du territoire et de la santé publique. L'article 5 interdit l'irrigation des cultures maraîchères qui peuvent être contaminées par les eaux usées traitées, alors que l'article 7 limite l'utilisation des eaux usées traitées à une liste des cultures à condition qu'aucune autre culture ne soit contaminée. Enfin, l'article 12 mentionne la décision de règlementer la réutilisation par un cahier des charges. Il fixe d'autre part les modalités de

prélèvement et la fréquence des analyses pour les différents paramètres globaux de la pollution, ainsi que la recherche des œufs d'helminthes et des métaux lourds.

**c-** L'arrêté du ministre de l'agriculture du 21 Juin 1994 fixe la liste des cultures qui peuvent être irriguées par les eaux usées traitées, soit les fourrages, les céréales, les arbres fruitiers et fourragers, les cultures florales (à sécher).

**d-** Le cahier des charges approuvé par arrêté des ministres de l'agriculture, de l'environnement et de l'aménagement du territoire et de la santé publique du 28 Septembre 1995 fixe les modalités et les conditions particulières de l'utilisation des eaux usées traitées à des fins agricoles. Le cahier des charges prévoit, entre autres, une série de mesures de prévention et de contrôle des agriculteurs exposés aux risques de contamination directe par les EUT. On peut notamment citer l'analyse des paramètres physico-chimiques et parasitologiques des EUT à effectuer par des laboratoires publics ou privés.

Au niveau environnemental, les projets d'irrigation à partir des eaux usées traitées doivent se conformer au décret n°91-362 du 1er mars 1991 réglementant les procédures d'élaboration d'une étude d'impact qui doit être approuvée par l'agence nationale de la protection de l'environnement (ANPE) du ministère de l'environnement et du développement durable.

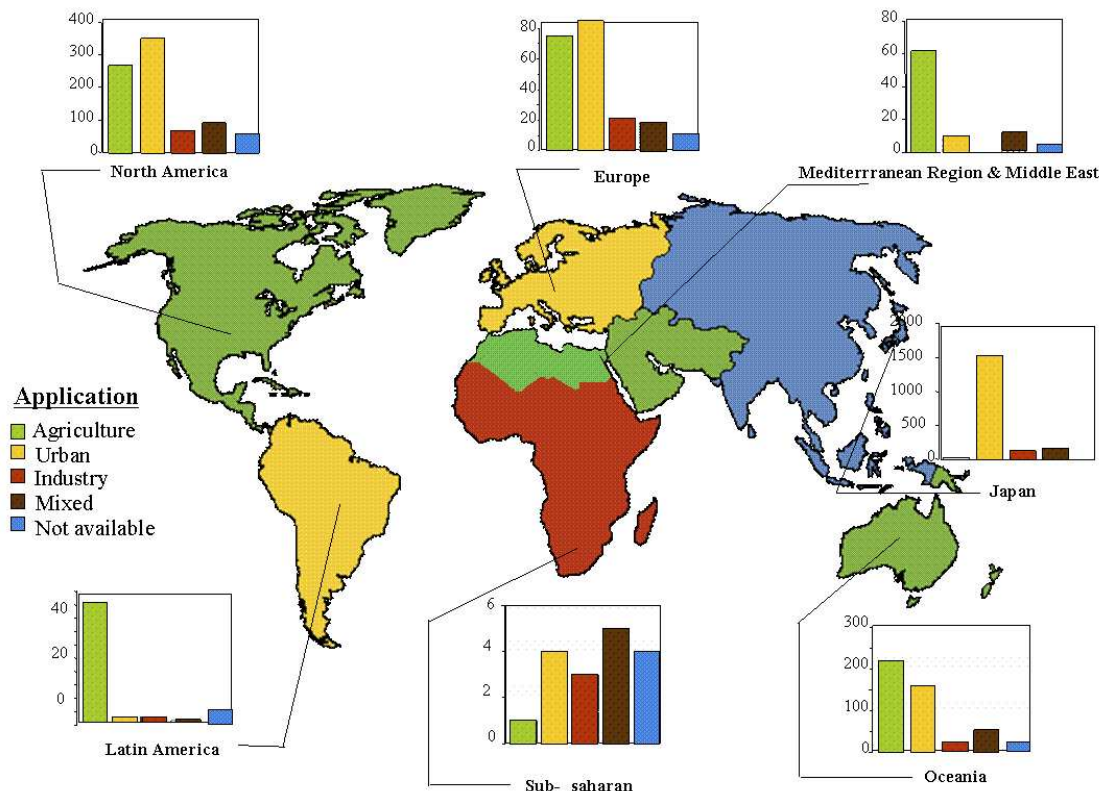
Il faut rappeler également que la réglementation en vigueur interdit l'usage des eaux usées brutes ainsi que l'irrigation des cultures maraîchères par les EUT. Toute infraction, constatée par un agent de l'un des ministères concernés par la réutilisation, subit les pénalisations prévues par le code des eaux. Les cultures irriguées en question sont détruites sur le champ sous la responsabilité du Gouverneur de la région. Une commission de contrôle et de suivi de l'utilisation des eaux usées est instaurée dans chaque région depuis 1995 sous l'autorité du Gouverneur concerné suite à des directives présidentielles.

### 3.4. Modes de réutilisation des eaux usées traitées

#### 3.4.1 Généralités

La réutilisation des eaux usées est répandue dans le monde entier avec plusieurs types de valorisation. Il existe des milliers de projets utilisant des eaux usées (Boxio et al. 2008), mais dans la plupart des cas, les eaux usées sont utilisées à l'état brut ou après un traitement minimal, et pratiquement aucune mesure n'est prise pour protéger la santé (OMS, 1989).

Boxio et al. (2005) ont classés les différents types de réutilisation selon 4 catégories 1) usage agricole, 2) usage urbain et périurbain et recharge des nappes, 3) usage industriel, 4) usages mixte. Sur le plan mondial, la réutilisation des EUT pour l'agriculture, l'industrie et les usages domestiques couvrent respectivement 70 %, 20 %, 10 % de leur demande en eau (Ecosse, 2001). Cependant, ces proportions varient selon les régions dans le monde (figure I.4).



**Figure I.4: Aspects de réutilisation des EU dans les différentes régions du monde (Boxio et al. 2005)**

### 3.4.2. Conditionnements et usages

#### *a. Agriculture et Aquaculture*

La majorité des projets de réutilisation des eaux usées concerne des utilisations agricoles. La réutilisation pour l'irrigation est essentiellement présente dans les pays réputés agricoles mais dont les ressources hydriques sont faibles, comme le bassin méditerranéen, 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 (Lazarova, 1998).

La production commerciale du poisson dans des étangs avec les EUT est une pratique courante en Asie du sud et en Chine. Il existe en Inde, plus de 130 réseaux de viviers fertilisés par des eaux usées, couvrant une superficie d'environ 12 000 ha. La plupart sont situées dans l'Ouest du Bengale. Le plus vaste système d'aquaculture alimenté par des eaux usées se trouve à Calcutta (OMS, 1989). Une production de poissons à grande échelle avec des EUT est également réalisée aux Etats Unis. La plupart des étangs de loisirs qui utilisent les EUT aux Etats Unis permettent généralement la pêche. Quand des poissons sont pêchés dans ces étangs et sont destinés à la consommation humaine, la qualité du traitement des eaux doit être minutieusement évaluée (qualité chimique et microbiologique) afin d'éviter la bioaccumulation de contaminants toxiques à travers la chaîne alimentaire. Ainsi, les recommandations de l'OMS, 1989, exigent un nombre de coliformes totaux de  $10^3$  germes/100mL et l'absence d'œufs de nématode.

#### *b. Secteur industriel*

La réutilisation industrielle des eaux usées et le recyclage interne sont désormais une réalité technique et économique. Pour certains pays, l'eau recyclée fournit 85 % des besoins globaux en eau pour l'industrie (OMS, 1989). Les plus grands secteurs consommateurs de l'eau sont les centrales thermiques et nucléaires (eau de refroidissement) et les papeteries. La qualité de l'eau réutilisée est réglementée et dépend du type d'application ou de production industrielle. Aux Etats-Unis, par exemple, le volume des eaux résiduaires réutilisées en industrie est d'environ 790 000 m<sup>3</sup>/j, dont 68 % pour le refroidissement (Lazarova, 1998). En Arabie Saoudite, 15000 m<sup>3</sup>/j des EUT issue de la ville de Riyadh sont réutilisés dans les circuits de refroidissement de la raffinerie pétrolière de la région (USEPA, 2004).



### *c. Milieu urbain et périurbain*

Les usages urbains et périurbains des eaux usées ayant subi un traitement se développent rapidement et deviennent un élément fondamental de la politique de gestion intégrée de l'eau dans les grandes agglomérations. Les bénéfices obtenus sont importants. Il faut noter en premier, la réduction de la demande en eau potable qui peut atteindre 10-15 %, voir 40 % dans les zones résidentielles avec beaucoup d'espaces verts (Miller, 1990). Les usages les plus courants sont l'irrigation d'espaces verts (parcs, golfs, terrains sportifs), l'aménagement paysager (cascades, fontaines, plans d'eau), le lavage des rues ou des véhicules et la protection contre l'incendie. Les normes qui régissent la qualité des eaux usées destinées à de tels usages sont très sévères et voisines de celles en vigueur pour l'eau potable. Dans ce cas, les filières de traitement se rapprochent de celles de la production d'une eau potable.

La principale motivation concernant la recharge de nappe est la dégradation de sa qualité physico-chimique et/ou la diminution de sa capacité. Ce mode de réutilisation a lieu essentiellement dans des zones arides qui doivent faire face à des problèmes d'assèchement de nappes, ou dans des zones côtières où les nappes sont envahies par l'eau de mer.

## **4. Risques associés à la réutilisation des eaux usées**

### **4.1. Risque sanitaire**

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 (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 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). Le mode d'irrigation a une influence directe sur le risque : ainsi, l'irrigation souterraine ou gravitaire peut nuire à la qualité des eaux souterraines et de surface. Des contaminations directes peuvent avoir lieu lors de la maintenance du système d'irrigation. L'irrigation par aspersion crée des aérosols contaminants qui peuvent être transportés sur de longues distances. Alors que l'irrigation gravitaire à la raie et par inondation exposent les travailleurs à des hauts risques sanitaires, notamment lorsque le travail de la terre se fait sans protection (Peasey et al., 2000). Les nouvelles recommandations de l'OMS ont prévu des niveaux de risque selon la technique d'irrigation et les types des cultures (OMS, 2006).

## 4.2. Risques environnementaux

### 4.2.1. La salinisation du sol

La salinisation du sol par une eau d'irrigation résulte des effets combinés de plusieurs facteurs (climat, caractéristiques du sol, topographie du terrain, techniques culturales, conduite des irrigations...etc.). En effet, chaque facteur va contribuer, selon son état, à l'accentuation ou à l'atténuation de la salinisation du sol.

#### *a. L'eau d'irrigation*

La qualité de l'eau utilisée en irrigation est un facteur de premier ordre dans la salinisation du sol. En effet, le risque de salinisation du sol est exclu si l'eau d'irrigation est de bonne qualité même si les autres facteurs influençant ce processus sont favorables. La qualité d'une eau d'irrigation est estimée en prévoyant son influence sur les propriétés du sol et en considérant la tolérance des cultures pratiquées à la salure. Une eau est dite "de bonne qualité" lorsqu'elle n'entraîne ni la salinisation du sol irrigué (CE du sol > 4 mS/cm), ni sa désagrégation (taux de sodium échangeable ESP du sol > 15%) (Brady and Weil, 2002). Les effets d'une eau d'irrigation sur le sol sont jugés à travers la concentration totale de cette eau en sels solubles et par son rapport de sodium absorbable (SAR) (Leone et al., 2007). Une grande quantité d'ions sodium dans l'eau affecte la perméabilité des sols et pose des problèmes d'infiltration (Suarez et al., 2006). Ceci est dû au fait que lorsque le sodium apporté par les eaux d'irrigation au sol est sous une forme échangeable, il remplace le calcium et le magnésium adsorbé sur les agrégats du sol et cause ainsi la dispersion de ces particules argileuses. Cette dispersion a comme conséquence la désagrégation des sols. Le sol devient alors dur et compact (lorsqu'il est sec). Sa porosité se colmate, réduisant ainsi les vitesses d'infiltration de l'eau et de l'air, affectant ainsi sa structure (Halliwell et al., 2001; Leone et al., 2007).

Le choix du domaine de la réutilisation des eaux usées dépend essentiellement, de la qualité de l'effluent, des types de cultures, du système d'irrigation et des conditions édaphiques du sol (Pereira et al. 2002). Ainsi, la connaissance de la qualité physico-chimique de ces eaux usées est fondamentale afin de prévoir les éventuels impacts sur le milieu récepteur. En effet, lors de la réutilisation pour l'irrigation agricole, leur qualité est déterminée essentiellement par la salinité et surtout le contenu en ion sodium (Toze, 2006).

Herpin et al. (2007) ont constaté que l'irrigation avec des EUT chargées en  $\text{Na}^+$ , entraîne une élévation des teneurs en cet élément dans tout le profil d'un sol de type « Typic Haplustox ».

De plus, ils ont signalé que le Calcium apporté par les EUT, entraîne la libération des ions sodium du complexe absorbant du sol sous forme échangeable, ce qui facilite sa migration en profondeur ainsi que sa biodisponibilité.

L'étude d'un autre cas d'irrigation avec des EUT, dont la charge en sel est de 1,8 g/l, a montré, après deux années de suivi, une augmentation de la conductivité électrique du sol de 0,92 dS/m à 1,93 dS/m sur les 40 premiers centimètres du sol, ce qui correspond à un apport en sel de l'ordre de 6,2 T/ha (Zekri et al., 1997).

Cette augmentation de la salinité du sol suite à l'irrigation par des eaux usées est également signalée par d'autres auteurs (Yadav et al., 2002; Al-Nakshabandi et al., 1997)

### ***b. Les modes d'irrigation***

Lorsque l'eau est de mauvaise qualité, le mode, la dose et la fréquence d'irrigation ont une influence directe sur le processus de salinisation du sol. Dans ces conditions, une dose supérieure aux besoins du sol est favorable à une lixiviation (lessivage) des sels. Ce qui permet de maintenir la salinité du sol à un niveau raisonnable surtout si le drainage interne et externe est convenable. Heidarpour et al. (2007) ont étudié l'effet de l'irrigation par les EUT sur les propriétés chimiques du sol en testant deux systèmes d'irrigations différents. Le premier système est de surface, alors que le second est de subsurface. Ils ont constaté que système d'irrigation en subsurface augmentait la conductivité électrique du sol dans les horizons de surface. Par contre, le résultat inverse est observé avec le système d'irrigation de surface où la conductivité électrique est plus importante dans les niveaux inférieurs. D'après les auteurs, l'augmentation de la CE dans le premier cas est due à une remontée capillaire des sels en surface suite à l'évapotranspiration. Dans le second cas, c'est plutôt le lessivage des sels par les eaux d'irrigation qui est à l'origine de l'augmentation de la CE en profondeur. Il en résulte donc, que l'irrigation de surface permet mieux le lessivage des sels vers la profondeur. Des périodes d'irrigation rapprochées conduisent au même résultat. Une irrigation fréquente entraîne le lessivage du sodium apporté par les EUT vers la profondeur du sol ce qui se manifeste par une augmentation du taux du sodium échangeable (Herpin et al., 2007). Le mode classique d'irrigation par submersion convient mieux à la désalinisation du profil de sol à chaque irrigation que tout autre mode d'irrigation localisée.

### *c. La couverture pédologique*

Les caractéristiques du sol qui jouent un rôle primordial dans l'accentuation ou l'atténuation du processus de salinisation sont la texture, la perméabilité et le taux en calcaire. Villagra et Cavanignaro (2005) ont mené une expérience d'irrigation par des eaux salées sur deux sols de texture différentes, un premier sableux et un second plutôt argileux. Ils ont constaté que la salinité a atteint des niveaux élevés dans le sol argileux. A la fin de l'expérience, la salinité est entre 15,8 et 19,1 mS/cm dans le sol à texture argileuse, alors qu'elle est entre 1,2 et 6,6 mS/cm dans le sol sableux.

Miyamoto et Chacon (2006) ont mené une étude statistique sur l'influence de certains paramètres pédologiques sur la salinisation de sol lorsqu'il est irrigué par une eau de salinité élevée. Ils ont constaté que les sols à texture argileuse ou ceux qui présentent un niveau calcrèteux, imperméable ou moyennement perméable, sont les plus vulnérables à la salinisation.

### *d. Les facteurs socio-économiques*

Les facteurs socio-économiques englobent le savoir faire des agriculteurs (maîtrise des pratiques agricoles adéquates) et le capital dont ils disposent pour couvrir le coût des aménagements indispensables et celui des techniques culturales courantes (labour, semis et autres traitements). En effet, au sein d'un même périmètre irrigué, la gestion de l'irrigation, les soins apportés dans la préparation du sol et les pratiques culturales influencent largement l'accentuation ou l'atténuation du processus de salinisation selon le niveau de technicité des agriculteurs.

## **4.2.2. Accumulation de métaux dans le sol**

Bien que la concentration en métaux dans les eaux usées surtout traitées soit faible, l'irrigation peut, à terme, entraîner l'accumulation de ces éléments dans le sol (Rattan et al., 2005). En effet, la rétention, par le sol, des éléments métalliques est gouvernée par divers phénomènes d'ordre mécanique, physico-chimique et même biologique (Mantinelli, 1999).

Bien entendu, les métaux acheminés vers le sol par les eaux usées, ne sont pas tous sous une forme assimilable ou biodisponible. En effet la forme chimique des métaux va dépendre des conditions intrinsèques du sol tels que le pH, le Eh, la matière organique, le taux d'argile, la CEC... (Mapanda et al., 2005).

L'accumulation d'éléments métalliques (EM) suite à l'irrigation avec des eaux usées brutes est souvent constatée. Ainsi, Mapenda et al. (2005) ont constaté une augmentation des teneurs en EM dans les horizons de surface des sols irrigués par des eaux usées brutes durant des périodes de temps plus ou moins importantes. Les teneurs trouvées dans les horizons de surface sont largement supérieures à celles trouvées dans les horizons de subsurface et dans le sol témoin (tableau I.6). Les auteurs ont signalé qu'au bout de 5 à 60 ans, les teneurs des EM dans les sols de toutes les parcelles irriguées vont dépasser les limites exigées par les normes anglaises de teneur en métaux lourds dans les sols agricoles.

**Tableau I.6: teneurs en métaux lourds (mg/kg) dans le sol irrigué par EU comparées à un témoin et aux normes anglaises pour les sols agricoles (Mapenda et al., 2005)**

Eléments	Sol irrigué par EU (Horizon de surface)	Sol irrigué par EU (Horizon de subsurface)	Sol témoin	Normes anglaises (mg/kg)
<b>Cu</b>	7 – 145	3 – 40	10	50(pH< 5,5); 100 (5,5<pH<6,5)
<b>Zn</b>	14 – 228	9 – 72	14	200; pH< 5,5
<b>Cd</b>	0,5 - 3,4	0,5 - 2,9	0,5 - 2	3
<b>Ni</b>	<0,01 – 21	0 – 17	1 - 3,2	50; pH< 5,5
<b>Cr</b>	33- 225	8 – 47	54	400
<b>Pb</b>	4 – 59	3 – 38	1,2 - 18	300

Assadian et al. (1998) ont constaté qu'après 40 années de pratique, l'irrigation avec des eaux usées brutes mélangées avec des eaux de rivière a entraîné une augmentation des teneurs en métaux dans le sol. Les teneurs trouvées dépassent les 50 mg/kg pour le Zinc alors que pour les autres éléments (Cr, Ni, Pb, Co et Cd) elles sont au-dessous de 35 mg/Kg. Les fortes teneurs trouvées dans les horizons de surface montrent une corrélation positive avec les taux d'argiles et négative avec le taux de sable. D'une manière générale, les valeurs trouvées sont 29 fois plus supérieures aux teneurs trouvées dans des sols irrigués avec des eaux de rivières uniquement.

Flores et al. (1997) ont étudié l'effet de l'épandage d'eaux usées brutes sur des terres agricoles, pendant une longue période du temps allant de 60 à plus de 90 ans. Ils ont constaté une importante accumulation des métaux lourds dans le sol, essentiellement dans les horizons de surface, avec des teneurs variant entre 36 et 131 mg/kg pour le Pb, 1,28 et 5 mg/ kg pour le Cd, 10,5 et 86,5 mg/kg pour le Cu et entre 154 et 235 mg/kg pour le Zn. Une étude de la spéciation chimique indique une fraction organique dominante suivie par la fraction carbonatée. Par contre, les fractions mobiles et échangeables ne dépassent pas 4,5 % du stock total de métaux dans la plupart des cas. De plus, les teneurs en métaux diminuent en fonction

de la profondeur dans le sol. Ce phénomène est attribué par les auteurs, au taux de MO et de carbonates plus important en surface, ainsi qu'au pH élevé du sol. L'ensemble de ces facteurs a réduit la mobilité des métaux, issus des EU, dans le sol (Hatira et al., 1990).

Lucho-Constantino et al., (2005) ont étudié l'effet du temps sur l'accumulation des EM dans des sols agricoles irrigués par des EU sur des périodes de temps allant de 6 à 41 ans. Ils ont constaté une corrélation positive entre les teneurs en métaux dans le sol et les périodes d'épandage des eaux usées. Les teneurs trouvées dans les horizons de surface (0-30) varient entre 0,51 et 1,89 mg/kg pour le Cd, 11,59 et 2742 mg/kg pour Cr, 3,99 et 47,08 mg/kg pour le Pb et entre 9,2 et 123,8 mg/kg pour le bore. Ils montrent également que les fractions de métaux trouvées dans le sol, après spéciation chimique, sont essentiellement échangeables, liées à la MO et résiduelles.

Rattan et al., (2005) ont étudié l'effet du temps sur l'enrichissement du sol en forme échangeable des EM suite à l'irrigation par des EU brutes. L'équipe a constaté que les teneurs en métaux dans le sol sont d'autant plus importantes que la période d'irrigation par EU est plus importante. Les mêmes auteurs montrent que les teneurs en Mn dans le sol, contrairement à ce qui était observé pour les autres éléments (Zn, Cu, Fe, Pb, Ni), enregistrent une diminution au cours des années d'irrigation. Ils ont attribués cette diminution des teneurs en manganèse à un effet de lessivage de cet élément qui se trouvait sous forme échangeable dans le sol récepteur.

Toutefois, il faut préciser que si l'augmentation des teneurs des métaux dans les sols irrigués par les EU, est une fonction de la durée de l'irrigation, l'effet du temps reste difficile à évaluer, car souvent les concentrations en métaux des effluents sont variables et méconnues. Dans ce cadre, Xiong et al., (2001) ont constaté une importante accumulation des métaux lourds dans les horizons A et B des sols agricoles suite à l'épandage des EU depuis plus d'un siècle. D'après les auteurs, ces teneurs élevées sont dues à des accumulations au cours des années avec une augmentation des concentrations en métaux dans les effluents, notamment en Cr et en Zn.

Solis et al., (2005) ont signalé également le rôle de certains paramètres physicochimiques du sol, tels que le pH et le carbone organique total (COT), sur la rétention ou la libération des métaux issus des EUT. En comparant les teneurs en métaux entre des sols irrigués par des eaux usées depuis 50 et 100 ans, les auteurs ont constaté une différence peu significative. En effet, dans la parcelle à 100 ans d'irrigation, les auteurs ont constaté une diminution du pH et

du COT du sol. Suite à cet effet, les métaux adsorbés sur les agrégats du sol ont été libérés sous forme plus échangeable, ce qui a facilité, par conséquent, leur migration dans le sol ainsi que leur biodisponibilité.

#### **4.2.3. Effet de l'irrigation par les EU sur les propriétés physicochimiques du sol**

Bien évidemment, l'irrigation avec les eaux usées, affecte avec le temps certains paramètres du sol. Ainsi, une légèrement diminution du pH est observée dans certains sols basiques, (Yadav et al., 2002; Abbass et al., 2006; Rattan et al., 2005; Solis et al., 2005; Herpin et al., 2007). Cette diminution est expliquée par un lessivage par les eaux d'irrigation des calcaires actifs qui sont responsables de l'alcalinité du sol (Solis et al., 2005). Les eaux usées, à travers leur pouvoir fertilisant, entraînent également une augmentation du taux de la MO et des éléments nutritifs du sol (Rattan et al., 2005; Yadav et al., 2002). Toutefois, ces éléments nutritifs stimulent l'activité microbologique du sol (Magesan et al., 2000, Ramirez-Fuentes et al., 2002), ce qui favorise la minéralisation de la MO entraînant du même coup la diminution de la CEC du sol (Solis et al., 2005; Herpin et al., 2007).

Magesan et al. (2000), signalent également que, suite à l'irrigation par les EU, cette intensification de l'activité microbologique du sol diminue la conductivité hydraulique du sol du fait de la formation de biofilms bactériens qui colmatent la porosité du sol.

#### **4.2.4. Effet de l'irrigation par les EU sur les plantes cultivées**

Du fait de leur teneur en éléments nutritifs et de leur richesse en oligoéléments, les eaux usées lorsqu'elles sont réutilisées pour l'irrigation, entraînent une amélioration des rendements des plantes cultivées. Dans ce cadre, Fars et al. (2003) et Mohammad Rusan et al. (2007) ont constaté une augmentation de la biomasse d'une plante fourragère lorsqu'elle est 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.

De même, l'irrigation par les EU entraîne un enrichissement important du tissu des plantes cultivées en oligoéléments (Yadav et al., 2002, Fars et al., 2003; Charfi, 1995). Les éléments traces qui sont généralement immobilisés dans les couches supérieures du sol peuvent provoqués, à long terme, des risques pour le développement des plantes. En effet, certains

éléments traces (le bore, le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre et le molybdène), peu nombreux, sont reconnus nécessaires au développement des végétaux en très faibles quantités, (Faby et Brissaud, 1997). L'irrigation, à partir d'eaux usées, va apporter ces éléments, mais aussi d'autres oligo-éléments, non indispensables à la plante tels que le plomb, le mercure, le cadmium, le brome, le fluor, l'aluminium, le nickel, le chrome, le sélénium et l'étain. La biodisponibilité de ces éléments dans le sol peut engendrer leur accumulation dans les tissus des plantes et dans certains cas, les teneurs en ces éléments peuvent atteindre des seuils de phytotoxicité (Faby et Brissaud, 1997).

Cependant, Yadav et al. (2002) ont constaté que les teneurs en métaux lourds au niveau des plantes irriguées par des eaux usées depuis 30 ans sont au dessous de seuil de toxicité pour les plantes. De même, Assadian et al. (1998) ont constaté que les teneurs en métaux dans des plantes de luzerne irriguées par EU, à l'exception du Zn, sont largement inférieures à celles trouvées dans le sol (tableau I.7). Les auteurs précisent également qu'il n'existe pas une corrélation évidente entre les teneurs en métaux dans les plantes cultivés et les sols. Ce résultat a été également rapporté par Solis et al. (2005.) et Rattan et al. (2005) qui précisent que le coefficient de transfert (TF) des métaux du sol vers les plantes, à l'exception du Zn également, ne varie pas de façon linéaire avec les teneurs dans le sol.

**Tableau I.7 : Teneurs en métaux lourds (mg/kg) dans les plantes de luzerne comparées aux teneurs conventionnelles trouvées dans les tissus des plantes et corrélation (r) avec les teneurs dans le sol (Assadian et al., 1998)**

Métaux lourds	Max.	moyenne	r	teneurs conventionnelles
<b>Zn</b>	44,4	26,7	0,6	21 – 120
<b>Cr</b>	12	1,7	0,01	10% du sol
<b>Ni</b>	5,1	1,7	0,01	0,1 - 5,0
<b>Pb</b>	16,6	0,6	0,2	0,5 - 5,3
<b>Co</b>	0,5	0,04	- 0,3	0,02- 0,5
<b>Cd</b>	0,2	0,01	0,3	0,1 - 7,6

Par ailleurs, il est possible dans certains cas que les teneurs en métaux lourds dans les plantes irriguées par les EU dépassent les teneurs trouvées dans des plantes témoins ou les limites de certaines valeurs guides telles que signalées par Xiong et al. (2001) et Muchuweti et al. (2006).



#### 4.2.5. Impact de l'irrigation par les EU sur la nappe phréatique

L'irrigation ou l'épandage des eaux usées sur des surfaces agricoles est l'une des techniques de recharge artificielle des nappes phréatiques couramment utilisée en région aride ou semi-aride (Asano et Cotruvo, 2004). Dans ce contexte, Ben Marzouk (2006), a constaté une remontée continue du niveau de la nappe phréatique suite à la pratique de l'irrigation par des eaux usées traitées dans la région d'El Hajeb. Au bout d'une dizaine d'année, cette remontée a atteint plus de 10 m. L'apport de l'irrigation à la recharge de la nappe est estimé à 0,1 Mm<sup>3</sup>/an ce qui correspond à 5% du volume des EUT réutilisées pour l'irrigation. Dans la même zone d'étude, Kallel et Bouzid (2002) ont constaté une augmentation de la salinité et de la concentration en éléments fertilisants (N et P) des eaux de la nappe suite à l'irrigation par les EUT.

Dans le périmètre de Sokra, du côté du Tunis, Zekri et al., (1995) ont constaté trois effets, de l'irrigation par les EUT sur la nappe phréatique :

- une augmentation de la salinité qui a passé de 2,3 à 4 mS/cm après 20 ans d'irrigation
- une contamination microbiologique liée à la proximité de la nappe de la surface du sol
- une pollution par les métaux lourds

### 5. Conclusion

A travers leur composition chimique et biologique, les eaux usées constituent un mélange très complexe. Ainsi, même après traitement, ces eaux peuvent garder une pollution chimique et biologique résiduelle. Par ailleurs, les normes établies pour la réutilisation en irrigation des ces eaux, dans la plupart des cas, prennent en compte exclusivement les risques sanitaires et les impacts directs de cette pratique sur les exploitants et les consommateurs. Cependant, les exemples cités précédemment, montrent que la qualité physicochimique de ces effluents peut entraîner, à terme, la dégradation des sols irrigués et une accumulation d'éléments métalliques dans les sols et les plantes. Dans la région de Sfax, le périmètre d'El Hajeb est irrigué par des eaux usées issues de la station d'épuration de Sfax-Sud. Ces eaux ont subi pendant une longue période un traitement partiel (lagunage aérée et décantation). Ainsi, après plus de 15 ans d'exploitation et en absence de suivi, l'impact sur les sols irrigués est peu connu. La présente étude a donc pour objet l'évaluation des effets de l'irrigation sur les sols et plus particulièrement sur la salinisation du sol et l'accumulation de métaux dans les sol et les plantes.

## Contexte de l'étude

### 1. Région d'étude

#### 1.1. Localisation

Le périmètre irrigué par les eaux usées traitées de la station d'épuration Sud de Sfax appartient administrativement à la délégation de Thyna. Il est situé à environ 10 km à vol d'oiseau de la ville de Sfax (figure II.1). La délégation de Thyna est localisée sur le littoral sud de la ville de Sfax. Elle est traversée par la route nationale GP1 qui relie Sfax à Gabes. Le périmètre irrigué comprend deux composantes :

1) les parcelles irriguées depuis plus d'une quinzaine d'année, situées dans le sud et le sud ouest de Thyna. L'accès à ces parcelles se fait à travers une route secondaire goudronnée (route Thyna-Agareb).

2) Des parcelles irriguées depuis 4 à 7 ans. Cette nouvelle composante du périmètre d'irrigation est située vers le nord de la délégation et on y accède par la route d'El Hajeb.

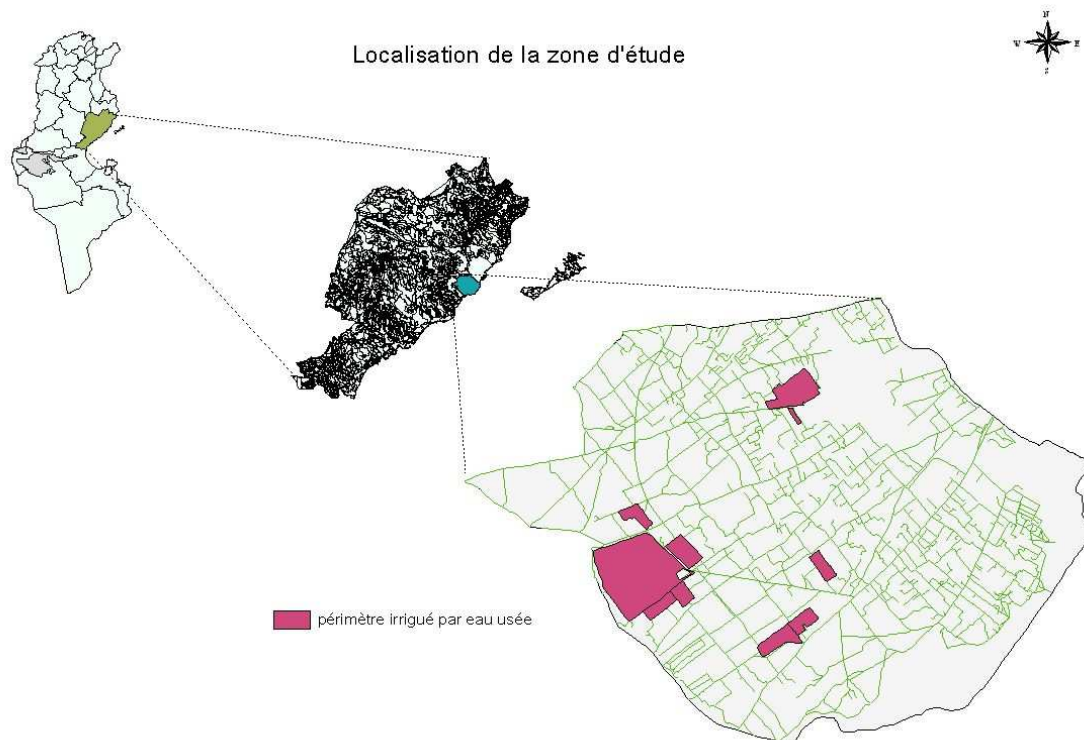


Figure II.1 : Localisation du périmètre irrigué par les eaux usées traitées

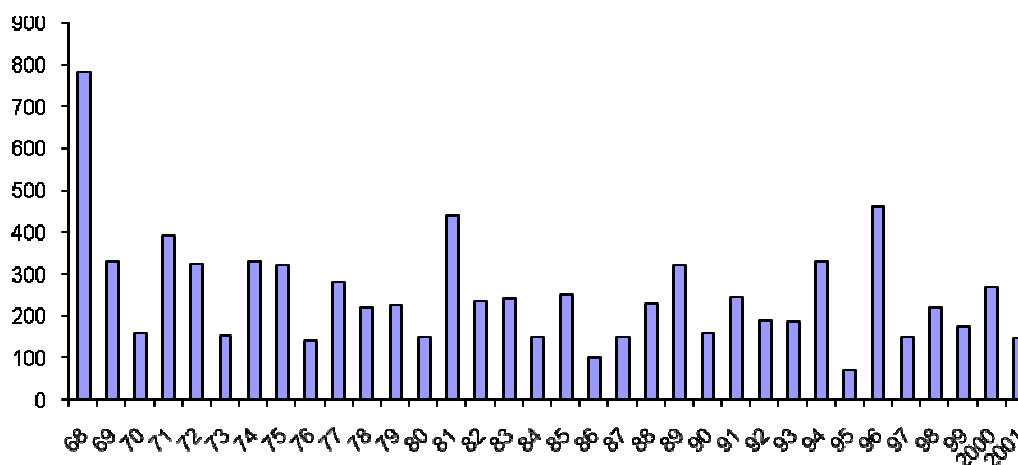
## 1.2 Contexte climatique

La région de Sfax possède un climat assez particulier. Son originalité s'explique par trois facteurs essentiels, l'absence de relief, l'exposition maritime et l'influence du Sahara. Soumise à l'influence continentale et maritime, la région se distingue par un climat semi-aride à aride caractérisé par un été chaud et sec et un hiver froid et relativement arrosé. Mais ce ne sont là que des tendances, car l'aspect dominant du climat de la région est son irrégularité.

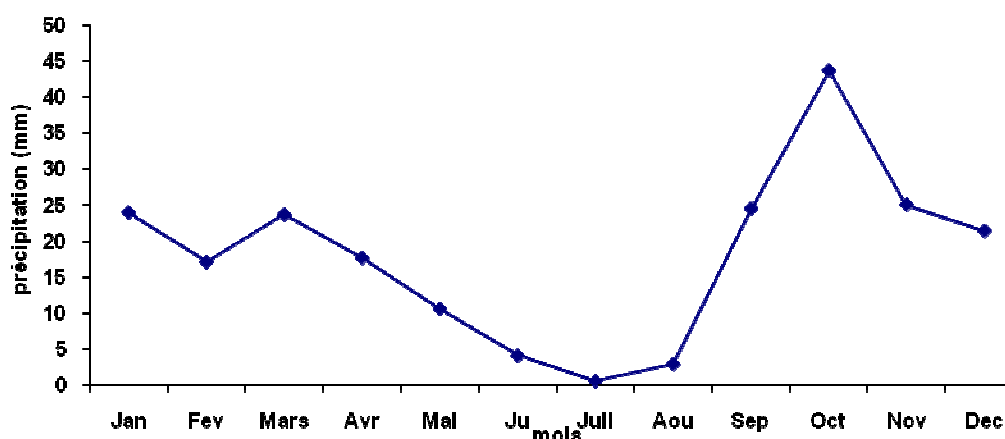
### 1.2.1. Pluviométrie

La pluviométrie, dans le Sahel de Sfax, se caractérise par des irrégularités aussi bien inter annuelles qu'intra annuelles (figure II.2 et II.3). Dans la station El Maou, les précipitations annuelles enregistrées depuis un demi-siècle (1950-2001), donnent une pluviométrie moyenne de l'ordre de 212,3 mm.

L'automne et l'hiver sont les saisons les plus arrosées avec 41 et 30 % des précipitations annuelles respectivement (Atlas de Sfax, 1994). L'été, faiblement pluvieux voire sec, peut être accompagné par des pluies fines qui acquièrent un caractère torrentiel dès la fin août. Les trois mois de l'été communément définis (Juin, Juillet, Août) ne totalisent que 8,2 mm, soit 4 % de la pluviométrie annuelle. Le printemps, saison semi sèche, contribue pour 25% à la pluviométrie annuelle moyenne, notamment au mois de mars marqué par des pluies de faible intensité et de longue durée.



**Figure II.2 : Variation annuelle de la pluviométrie (période 1968-2001, institut national de la météorologie)**



**Figure II.3 : Variation mensuelle de la pluviométrie**

### 1.2.2. Température

La région de Sfax se caractérise en général par un été assez chaud et un hiver relativement doux (Atlas de Sfax). La température moyenne mensuelle varie de 11,3°C en janvier à 26,7°C en août soit une moyenne annuelle de 19°C (tableau II.1). Pendant l'hiver, les valeurs moyennes maximales diurnes s'élèvent à 17°C, alors que les minima nocturnes chutent à 8°C. Cette douceur hivernale n'exclut pas pour autant la manifestation d'advections froides polaires responsables d'un fléchissement notable de la température de l'air notamment en décembre (Bousnina, 1997).

**Tableau II.1: Variation mensuelle de la température (°C)**

Mois	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Année
Température moyenne (°C)	25,1	23	15,9	12,2	11,3	12,2	14	16,4	19,8	23,4	26	26,7	19
Moyenne des minima	19,8	16,1	10,6	6,7	5,8	6,5	8,4	11,0	14,4	17,8	19,9	21,1	13,2
Moyenne des maxima	29,8	26	21,4	17,6	16,7	18	19,5	21,8	25,4	28,9	32	35,2	24,1

Source: Institut National de la météorologie Station de Sfax sur une période de 30 ans.

### 1.2.3. Evapotranspiration potentielle

D'après les mesures effectuées à la station de Thyna, l'évapotranspiration potentielle (ETP), est en moyenne de 1200 mm/an, répartie par mois comme il est indiqué dans le tableau II.2.

La comparaison des relevés mensuels de la pluviométrie et des valeurs de l'ETP, montre un déficit hydrique important de l'ordre de 980 mm/an. Ce déficit est accentué de manière considérable durant la période allant de mai à septembre.

**Tableau II.2: Evapotranspiration potentielle moyenne mensuelle et déficit hydrique**

Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	Jan.	Fev.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
<b>Pluie (mm)</b>	25,2	39,9	25,7	19,7	23,4	17,6	23,8	18	10,8	4,2	0,7	3,3	212,3
<b>ETP (mm)</b>	125	91,5	55,3	36	40	49,5	78,5	102	134	153	165	165	1194,8
<b>D (mm)</b>	-99,8	-51,6	-30	-16,3	-16,6	-31,9	-54,7	-84	-123,2	-148,8	-165	-162	-978,7

#### 1.2.4. Vents

La région de Sfax est soumise à cinq principaux vents dominants (Atlas de Sfax, 1994) à savoir :

- Vents du Nord et du Nord-Ouest (Djebili) : ils sont d'origine marine, mais qui ont traversé d'importantes zones montagneuses. De ce fait, ils sont généralement secs. en hiver et même au printemps, ces vents sont froids et parfois glacés.
- Vents de Nord-Est (Chergui) : ils sont souvent porteurs de pluies dans des quantités relativement appréciables, car ce sont les seuls vents marins qui arrivent directement sur la région. En été le « Chergui » apporte à la région un peu de fraîcheur et d'humidité.
- Vents de Sud-Est (Guibli) : ils sont toujours tièdes et ayant soufflés au dessus des zones littorales humides, ils peuvent occasionner quelques pluies sur la région.
- Vents d'Ouest (Gharbi) : ce sont des vents presque toujours secs, froids en hiver et chauds en été. Lorsqu'ils soufflent fréquemment en automne, ils annoncent une année sèche.
- Vents de Sud ou de Sud-ouest (Chihili ou Sirocco) : ce sont des vents brûlants et secs, surtout en été. En cette saison le Sirocco provoque une brusque élévation des températures et assèche le sol.

Les vitesses des vents sont généralement moyennes à faibles, avec une moyenne de 9 m/s, un maximum de 15 m/s et un minimum de 5 m/s.



## 2. Cadre géologique et pédologique

### 2.1. Cadre géologique général

Les affleurements du Miocène, Pliocène et du Quaternaire sont ceux qui dominent la géologie du sahel de Sfax (Ben Akacha, 2001) (Figure II.5). Celui du Pliocène montre deux faciès de milieux différents : un faciès marin qui se loge en bordure des côtes actuelles et un autre faciès qui est continental indifférencié. Pour les affleurements du Mio-pliocène se situent au centre de la plaine ainsi que sur les reliefs de bordure : Jebel Arf ; Zebbouz ; Bouthadi ; Chorbane...

### 2.2. Stratigraphie

On distingue de haut en bas la série stratigraphique suivante:

- **Le Quaternaire:** Les dépôts du Quaternaire se présentent sous forme de terrasses et de glacis de milieu continental.
- **L'Holocène:** Représenté par des dépôts variés, on distingue :
  - ✓ des limons gris formant la basse terrasse des oueds et les épandages alluviaux d'inondation ;
  - ✓ les dépôts éoliens qui remplissent les petites dépressions ;
  - ✓ les sols salins des sebkhas et des dépressions ;
  - ✓ les alluvions actuelles des cours d'eau qui sont formées par des sables, des graviers et des galets occupant les lits des principaux oueds (Bouaziz, 1995).
- **Le Pléistocène supérieur :** Caractérisé par un niveau de croûte gypseuse, le Pliocène supérieur repose sur un matériel limono-gypseux de quelques mètres, englobant des galets et des graviers (Bouaziz, 1995).
- **Le Pléistocène inférieur (Villafranchien) :** Au-dessus des argiles érodées du Pliocène marin reposent des dépôts blancs d'encroûtement de 2 m d'épaisseur, à nodules limono-carbonatés et englobant des endroits des galets remaniés. Ils sont coiffés par une dalle calcaire saumon compacte. (Bouaziz, 1995).
- **Le Pliocène :** Le Pliocène marin est bien représenté en bordure des côtes actuelles de la plaine de Sfax (Castany, 1953). A la base on trouve des conglomérats reposant en discordance sur des formations plus anciennes. En haut des marnes grises fossilifères sont surmontées de sables jaunes riches en faunes. A Kerkennah, un forage a traversé

226 m de Pliocène marin associé à des argiles brunes de type Mio-Pliocène (Burolet, 1956).

- **Le Miocène** : Caractérisé par des alternances argilo-sableuses avec des niveaux gréseux (Bédir, 1995), le Miocène présente des unités lithostratigraphiques groupées dans une série épaisse où on distingue :

+ La formation Segui : représentée par une série continentale détritique et conglomératique continentale, a marqué la fin du cycle marin Miocène (Castany, 1953 ; Burolet, 1956). Cette série est caractérisée par des alternances de sables grossiers et de conglomérats qui sont constitués par des éléments de teintes et d'origines différentes. Elle renferme aussi des marnes sableuses rouges accumulées sous forme de couches très épaisses.

+ La formation Oum Douil : se représente par un faciès gréseux et marneux à lignite, d'âge serravalien. Cette formation peut atteindre une épaisseur de 790 m au niveau des forages de sainte Juliette ainsi qu'au niveau du forage de Kerkennah (Burolet, 1956).

+ La formation Ain Grab : caractérisée par une épaisse dalle de calcaire fossilifère avec des conglomérats à la base marquant une transgression du Miocène au dessus des grés sub-continentaux de l'Oligocène supérieur (Burolet, 1956).

Le Mio-Pliocène atteint au total une épaisseur de 170 m au niveau du forage de Sainte Juliette (Amouri, 1998).

- **L'Oligocène** : Du haut en bas, on trouve une partie gréseuse surmontée souvent par des couches calcaires rouges attribuées à l'Aquitaniens. En bas se trouve une partie à alternance argilo-gréseuse (Burolet, 1956). L'oligocène se caractérise aussi par des calcaires bioclastiques de la formation Ketatna, Ramla et Salambo (Bismuth, 1973).
- **L'Eocène** : Affleurant à Djebel Jebbous, Boudinar et Kchem el Artsouma, l'Eocène supérieur est représenté par un faciès argileux à intercalations de calcaires coquilliers et de lumachelles caractérisant la formation Souar.

L'Eocène inférieur se présente sous forme de couches calcaires à nummulites qui sont l'équivalent de la formation El Gueria qui affleure au niveau de jebel Goubrar et Kchem el Artsouma (Burolet, 1956).



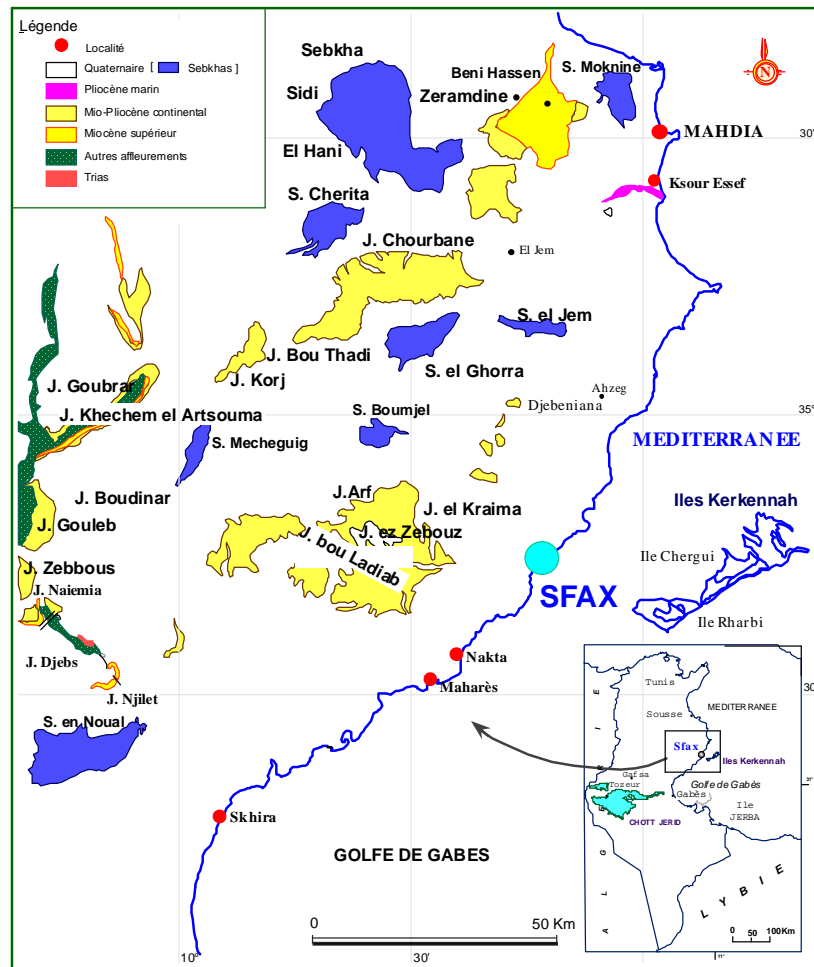


Figure II.5 : Carte géologique du sahel de Sfax (Maliki, 2000)(Extrait de la carte géologique de la Tunisie au 1/500 000)

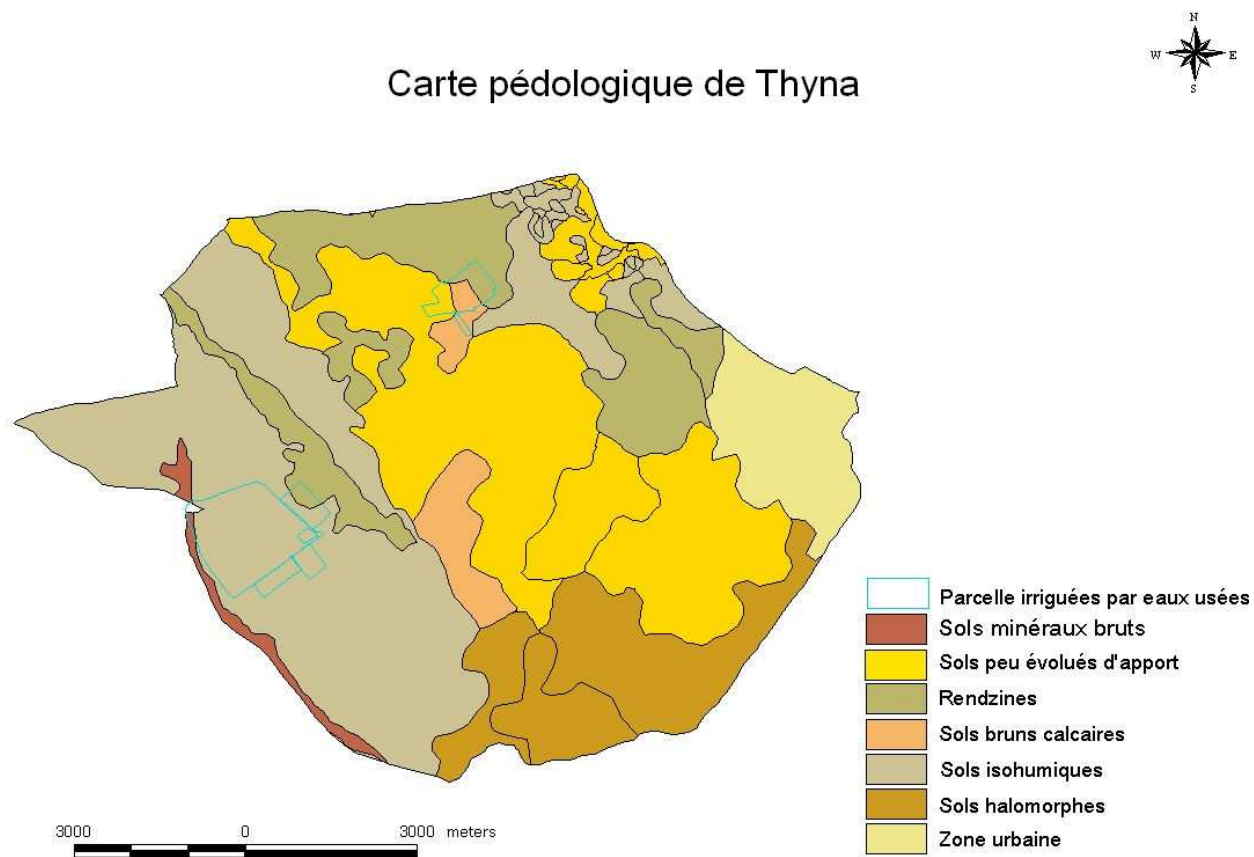
### 2.3. Les sols

#### 2.3.1. Types de sols

Dans la région de Sfax, le relief de vastes plaines, de larges cuvettes privées d'écoulement vers la mer et de collines légères explique l'extension considérable des sols d'alluvions et même l'existence de terrains salés. Ce sont des terrains détritiques et alluvionnaires. Les sols sont généralement éoliens, sableux ou sablo-calcaires très légers avec affleurement de croûtes.

Les matériaux originels des sols du périmètre irrigué d'Elhajeb sont essentiellement d'origine quaternaire. Ce sont des matériaux du Mio-Pliocène continental constitués par des sables et des argiles (carte géologique de la Tunisie, figure II.5), qui ont été érodés sur les petits reliefs puis transportés et déposés en aval (sur les glacis, les plaines et au niveau des dépressions). Ces matériaux sont des colluvions et des alluvions fluviales de texture légère. On distingue trois classes des sols au niveau du périmètre (figure II.6) :

- Les sols isohumiques (calcisol)
- Les sols peu évolués d'apport (fluviosol)
- Les rendzines



**Figure II.6 : Carte pédologique de Thyna (source CRDA-Sfax)**

### 2.3.2. Occupation du sol et pratiques culturales

Les sols de la région de Sfax sont occupés à plus de 90 % par des arboricultures dont deux spéculations (oliviers et vergers) couvrent plus de 80% des terres cultivées (atlas de Sfax, 1994). Les autres terrains sont occupés par la céréaliculture pour 4,5%, le maraîchage pour 2,8%, les fourrages pour 0,4% et le reste par d'autres cultures annuelles ou pluri-annuelles.

D'après la carte d'occupation des sols de notre zone d'étude, trois types d'activité agricole sont prédominants (figure II.7) :

- Des exploitations en extensif plantées généralement en oliviers et vergers. Les oliviers, destinés à la production oléicole, sont plantés en faible densité (20 pieds/ha en moyenne) et conduits à sec (i.e. pas d'irrigation).
- Des exploitations en intensif irriguées à partir des puits de surface. Il s'agit de cultures maraîchères de saison et de contre saison et des cultures fourragères cultivées en plein ou en intercalation avec les oliviers.
- Des cultures fourragères intensives, irriguées par les eaux usées traitées. Ces cultures sont pratiquées en plein et en intercalation avec les oliviers et sont valorisées pour l'élevage bovin laitier.

### Carte d'occupation des sols de Thyna

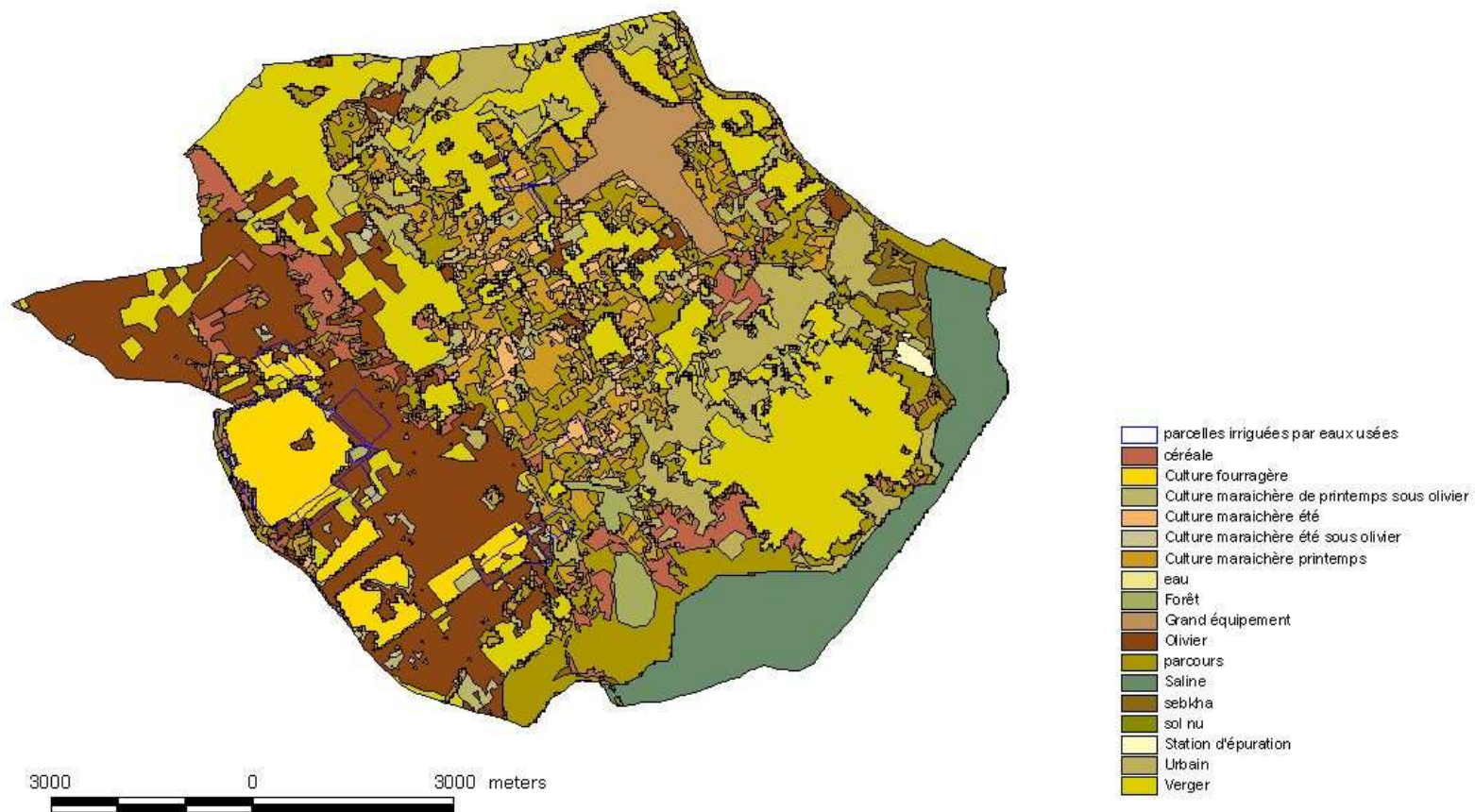
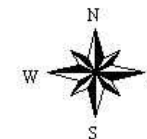


Figure II.7 : Occupation des sols et classes culturales de Thyna (source CRDA-Sfax)

### **3. Ressources en eau**

#### **3.1. Ressources en eau naturelle**

Dans la plaine de Sfax où les pentes sont faibles, le volume d'eau ruisselée est évalué à 45 millions de m<sup>3</sup>/an. Le potentiel mobilisable est estimé à 50%. Cependant les aménagements effectués n'ont permis de mobiliser que 4,2 millions de m<sup>3</sup>/an (Atlas de Sfax, 1994).

Il existe à Sfax, quinze nappes phréatiques subdivisées en deux unités hydrographiques : 1) les nappes côtières, au nombre de 9 dans lesquelles l'écoulement se fait vers la mer, de l'ouest vers l'est et 2) les nappes intérieures où l'écoulement se fait vers le Nord Nord Est. Ces nappes ont un potentiel évalué à 39,28 Mm<sup>3</sup>/an dont la majorité est surexploitée. En 2005 l'exploitation avait atteint 48,12 Mm<sup>3</sup> (Ben Marzouk, 2005). La nappe exploitée dans notre zone d'étude est celle de Sfax Agreb. Il s'agit d'une grande nappe de 737 km<sup>2</sup> de superficie dont les ressources exploitables sont évaluées à 6,2 Mm<sup>3</sup>/an. En 2005, les prélèvements de cette nappe ont atteint 7,83 Mm<sup>3</sup> assurés par 1011 puits (Ben Marzouk, 2005), mais 47% de ces ressources présentent une salinité > à 4 g/L.

La nappe profonde de Sfax présente une extension importante de 20 000 km<sup>2</sup>, avec une profondeur de captage se situant entre 200 et plus de 600 m, offrant ainsi des réserves considérables. Logée dans la série sableuse du Miocène supérieur (Serravalien supérieur-Tortonien), la nappe profonde de Sfax est exploitée depuis longtemps par des forages artésiens, à destination industrielle, dans sa partie Sud (Maliki, 2000). Le bilan provisoire de cette nappe montre un excédent de 16 Mm<sup>3</sup>/an, avec 34,5 Mm<sup>3</sup>/an de ressources exploitables contre 18,4 Mm<sup>3</sup>/an exploitées (Amouri, 1995 in Maliki, 2000).

#### **3.2. Les Eaux Usées Traitées (EUT)**

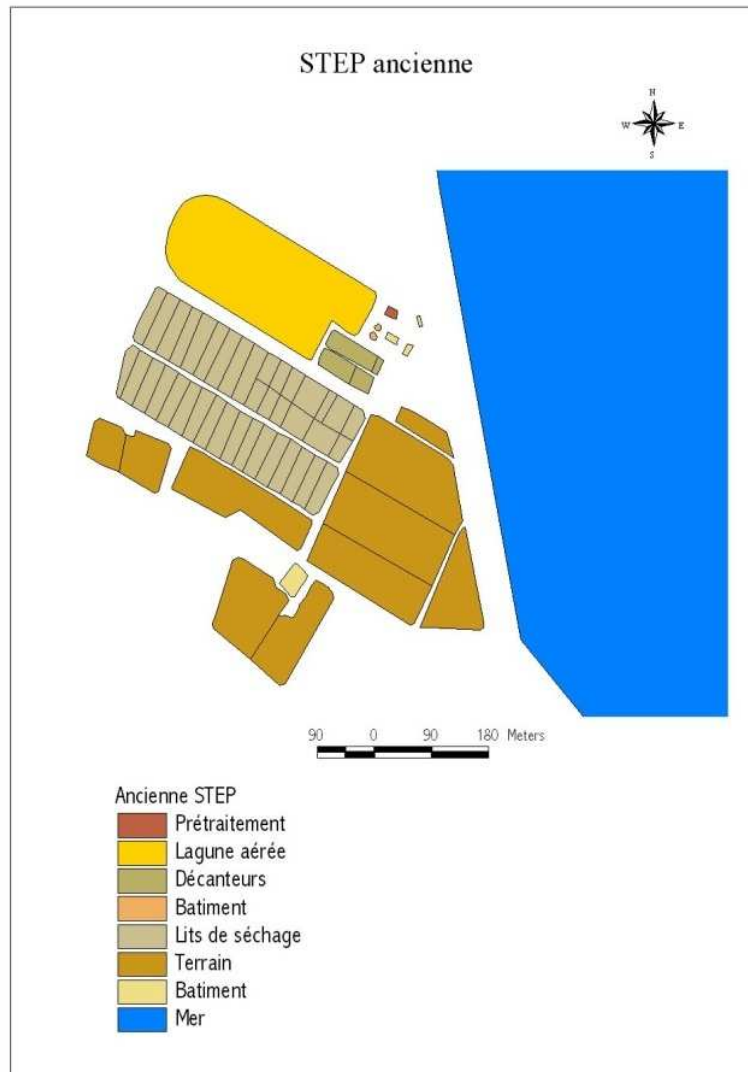
##### **3.2.1. La station d'épuration des eaux usées (STEP) de Sfax Sud**

###### **a. Données générales**

La station d'épuration de Sfax Sud a été créée en 1983 pour traiter les eaux usées du Grand Sfax (ville de Sfax et ses environs). Elle se situe à 6 km au Sud de la ville. Les eaux arrivant à la station sont à dominance domestiques et en second lieu industrielles. Pour l'année 2006, la répartition des eaux est estimée comme suit :

EU domestiques: 47%, EU collectives: 10%, EU industrielles: 21 %, EU touristiques: 2% et EU d'infiltration (Eaux Claires Parasites): 20%.

La station d'épuration, dès sa création à 1983, a fonctionné sous la forme d'un lagunage aéré dimensionné pour un volume d'eau journalier moyen de 24 000 m<sup>3</sup>. Le volume de la lagune était de 140 000 m<sup>3</sup> pour une profondeur de 3,2 m. Elle s'étalait sur une superficie moyenne de 4,7 hectares (figure II.8). La STEP sous cette configuration fut rapidement en sur capacité avec pour exemple durant l'année 2004, un volume d'eau arrivant à la station de 30 000 m<sup>3</sup>/jour en moyenne.



**Figure II.8 : Configuration de l'ancienne STEP de Sfax Sud**

La saturation des ouvrages durant plusieurs années et les grandes quantités de boues qui se sont accumulées au niveau de la lagune ont affecté considérablement l'efficacité du procédé de traitement ce qui a engendré une détérioration progressive de la qualité des eaux produites (Allani, 1993). En effet, les paramètres de traitement (DCO, DB0<sub>5</sub> et MES) dépassent de loin et depuis longtemps les normes en vigueur.

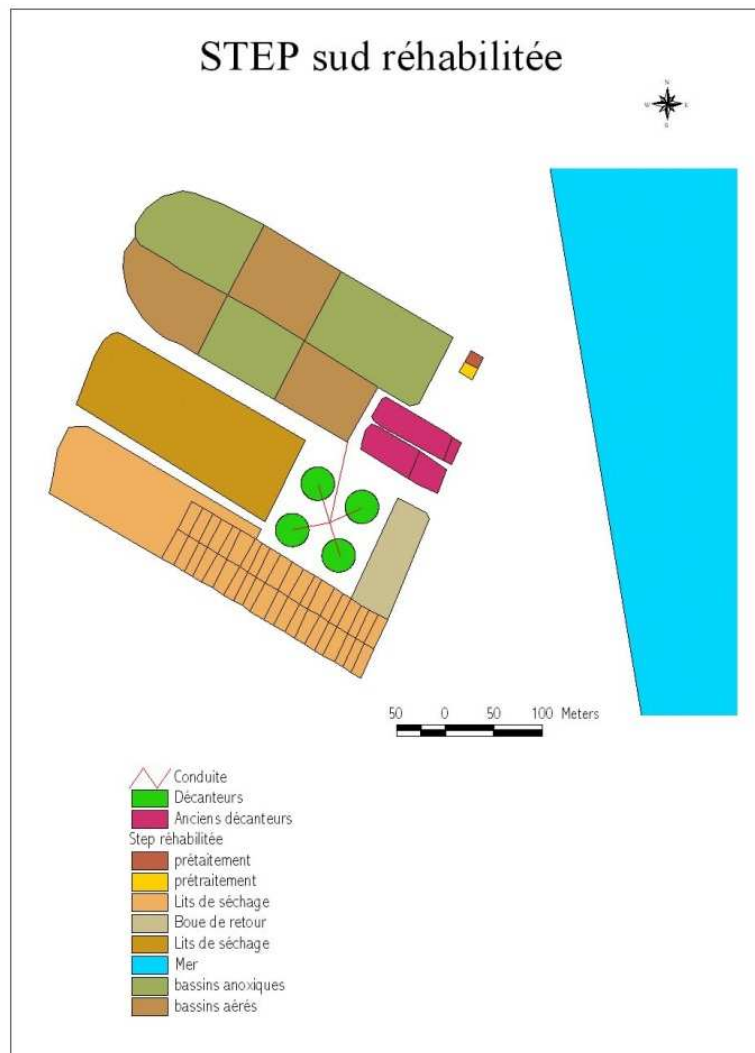
Pour assurer un traitement adapté au volume et aux caractéristiques des eaux collectées, une réhabilitation et une extension de la station ont été réalisées en 2007 par l'ONAS. Ce projet a permis d'installer un système de traitement par boue activée à faible charge à la place du lagunage aéré.

Sachant que le réseau de collecte du Grand Sfax est divisé en trois secteurs, à savoir Sfax Centre, Sud et Nord. Actuellement, la station d'épuration de Sfax Sud ne reçoit que les eaux des deux secteurs de Sfax Centre et Sud. Les eaux du secteur de Sfax Nord sont traitées par une nouvelle station créée à Sidi Mansour et située à 10 km au Nord de la ville de Sfax.

### **b. Principe de fonctionnement du nouveau système de traitement**

Le procédé de lagunage aéré de la station d'épuration de Sfax Sud a été transformé en procédé à boues activées à faible charge, avec une configuration permettant une dénitrification en cascade (figure II.9). La station a été redimensionnée pour traiter un volume moyen journalier de 49 500 m<sup>3</sup>, avec une charge journalière en DBO<sub>5</sub> de 19 440 kg/j (ONAS, 2000). Les différents ouvrages du système de traitement sont les suivants :

- Un canal de dégazage à l'entrée de la station
- Un poste de dégrillage comportant deux grilles à fonctionnement automatique
- Un système de dessablage - déshuilage aéré
- Six bassins d'aération remplaçant l'ancienne lagune pour le traitement biologique, équipés de 16 aérateurs, soit 3 cascades formées chacune par un bassin anoxie et un bassin aérobie
- Une zone de décantation secondaire qui s'effectue dans 4 bassins circulaires de 43 m de diamètre
- Une station de pompage des boues en excès pour l'alimentation des épaisseurs et la recirculation en tête
- Un épaisseur des boues produites
- Une station de pompage des boues épaissies vers les lits de séchage ou le système de déshydratation mécanique.
- Un ensemble de lits de séchage des boues et un système de déshydratation mécanique.



**Figure II.9 : Nouveaux système de traitement de la STEP de Sfax Sud**

### 3.2.2. Les eaux usées traitées

#### a. Qualité

Les paramètres de contrôle du fonctionnement du procédé de traitement de la station d'épuration s'appuient sur les mesures standards de MES, de la DCO et de la DBO<sub>5</sub>. Ces mesures ont été effectuées sur les eaux de sortie de STEP pour une évaluation continue de la qualité et pour déceler tout dysfonctionnement de la station. Les premiers signes de défaillance du procédé de traitement sont apparus vers 1994, où les paramètres contrôlés ont dépassé largement les normes en vigueur (MES= 30mg/l, DCO= 90 mg/l et DBO<sub>5</sub>= 30 mg/l). Concernant les métaux lourds aucun suivi n'a été effectué sauf quelques analyses ponctuelles effectuées dans le cadre de diverses études. Les résultats des analyses sont rassemblés dans le



tableau II.3 et annexes I. Les concentrations en éléments métalliques enregistrées sont au dessous des limites exigées par les normes tunisiennes pour la réutilisation à des fins agricoles (NT 106.03), hormis les concentrations en chrome qui dépassent parfois la limite exigée. Cependant, on remarque que les teneurs en métaux lourds dans les boues de la station de Sfax sont très importantes comme le constate Allani en 1993 (tableau II.4). Il faut signaler également que les EUT de la STEP de Sfax ont une salinité élevée variant entre 3 et 5 g/l.

**Tableau II.3: Concentration des métaux lourds dans les EUT de la STEP de Sfax**

	02/84	1991	18/04/95	25/04/95	13/01/00	2002	04/03	27/12/04	13/03/06
<b>pH</b>	7,8	7,1	-	7,95	-	7,15	7,84	7,5	7,73
<b>Cd, mg/l</b>	0,01	0,001	<0,02	-	<0,004	-	<0,041	<0,004	<0,004
<b>Cr, mg/l</b>	0,03	0,007	-	0,23	<0,015	-	-	0,11	0,17
<b>Cu, mg/l</b>	0,02	0,012	0,03	0,02	0,1	<0,01	0,06	0,05	0,03
<b>Fe, mg/l</b>	0,48	1,07	1,69	1,25	2,7	<0,013	0,11	0,95	1,32
<b>Mn, mg/l</b>	0,09	-	0,04	0,07	0,3	-	-	0,12	-
<b>Ni, mg/l</b>	0,04	0,03	0,07	0,02	<0,088	-	-	<0,088	<0,088
<b>Pb, mg/l</b>	-	0,001	<0,05	-	0,2	-	<0,041	<0,041	<0,041
<b>Zn, mg/l</b>	0,06	0,052	0,05	0,04	0,2	0,05	0,01	0,16	0,25

**Tableau II.4: Teneurs en métaux lourds dans les boues sèches de la STEP de Sfax (Allani, 1993)**

Elément	Fe	Cu	Cd	Cr	Co	Ni	Pb	Zn
<b>Teneur (mg/kg)</b>	13410	391	6,9	287	4,9	28,5	541	1575

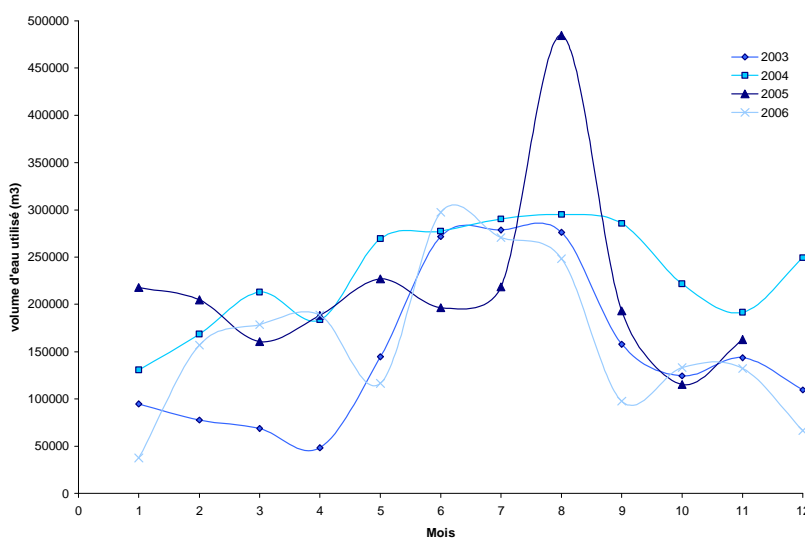
### b. Quantité

Les volumes d'eaux usées traitées ont augmenté régulièrement depuis 1990 (tableau II.5). Cette évolution revient essentiellement au développement du système d'évacuation des eaux usées et pluviales qui est à son tour en relation étroite avec l'évolution démographique. Cependant, le taux d'eaux usées traitées réutilisées est variable, cela malgré l'augmentation des superficies irrigables qui sont passées de 300 hectares en 1990 à 400 hectares en 1998 puis à 538 hectares actuellement. Cette fluctuation est due essentiellement à la demande en eau au niveau du périmètre irrigué, aux conditions climatiques (sècheresse ou pluie) et aussi aux problèmes techniques affectant la station d'épuration ou celle de pompage.

De même, les volumes mensuels utilisés sont très variables d'une année à l'autre (figure II.10). La demande maximale en eau est enregistrée durant l'été mais peut commencer au mois de mai pour se prolonger jusqu'en octobre.

**Tableau II.5: Quantité d'eaux usées traitées et réutilisées en Sfax  
(période 1990-2006, source CRDA-Sfax)**

Année	EU traitées (Mm <sup>3</sup> /an)	EUT réutilisées (Mm <sup>3</sup> /an)	Taux de réutilisation
1990	7,06	1,54	22
1991	7,28	2,21	30
1992	8,08	1,88	23
1993	7,62	2,79	37
1994	7,97	3,74	47
1995	9,08	3,23	36
1996	8,56	1,59	19
1997	8,9	2,37	27
1998	9,08	2,37	26
1999	9,28	0,83	9
2000	9,04	1,67	18
2001	9,34	2,3	25
2002	9,28	3,18	34
2003	10,9	1,8	16,5
2004	11,2	2,77	24,7
2005	-	2,37	-
2006	-	1,92	-



**Figure II.10 : Variations mensuelles des volumes des EUT utilisées (période 2003-2006)**

#### **4. Conclusion**

La région de Sfax se caractérise par un climat aride à semi aride de type steppique. Ce climat est responsable d'un bilan hydrologique négatif puisque l'évaporation l'emporte sur les précipitations (déficit hydrique de l'ordre de 1000 mm). De plus, la température moyenne annuelle de l'air de la région s'élève à 20°C témoignant d'un indice d'insolation élevé de l'ordre de 72 %. Tenant compte de l'ensemble de ces facteurs, le recours à l'irrigation est plus que nécessaire pour garantir les meilleurs rendements des cultures. Face à la rareté de ces ressources en eau ainsi qu'à la pression de la demande, l'option consiste à réutiliser les EUT. Cette ressource abondante et régulière, constitue la stratégie la plus adéquate. Cependant, la qualité de ces eaux doit garantir à la fois la sécurité des exploitants et non détérioration de la qualité des sols. Les données sur la station de Sfax sud montrent que durant 25 années, la qualité des eaux traitées n'est que très partiellement connue avec de probables dysfonctionnements et des concentrations en éléments métalliques plutôt importantes pour Fe, Zn, Pb, Cu, Cr par rapport à d'autres stations recevant des eaux usées domestiques essentiellement.

## Matériel et méthodes

### 1. Choix et présentation des sites

#### 1.1. Localisation

Dans le périmètre irrigué d'El Hajeb, l'irrigation par les eaux usées traitées se fait essentiellement sur deux types de sol : les calcisols isohumiques et les sols d'apport de type fluvisols peu évolués. Ces deux types de sol ont été, ainsi, choisis pour étudier l'effet de l'irrigation par les EUT. Les calcisols isohumiques sont localisés au niveau d'une « agro-combinat » appartenant à l'Office des Terres Domaniales (OTD), situé dans la partie Sud-Ouest du périmètre irrigué (figure III.1). Ce domaine est composé de plusieurs extensions dont la plus large est Galia. La parcelle témoin sélectionnée pour ce type de sol est située à la proximité Nord-Ouest de la parcelle Galia. Les fluvisols ont été identifiés au niveau d'une extension privée nommée BZ. Cette parcelle de 70 hectares de superficie est située au Nord du périmètre irrigué à environ 5 km de la première parcelle OTD. Un petit lot non exploité de cette parcelle a été choisi comme parcelle témoin pour ce type de sol.

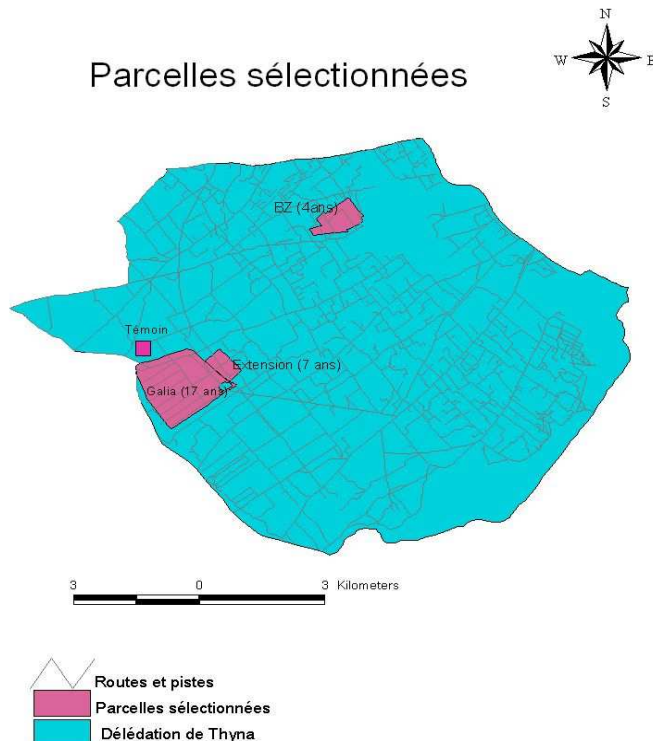


Figure III.1 : Localisation des sites d'étude et des parcelles témoins correspondantes

## 1.2. Présentation des sites

Dans le domaine de l'OTD, la parcelle Galia subit l'épandage des EUT depuis plus d'une quinzaine d'année. En effet, en 1989, une superficie de 280 hectares, occupée par des oliviers âgées a été aménagée pour être irriguée par les EUT. Au niveau de cette parcelle, les calcisols isohumiques sont caractérisés par la présence d'une croûte calcaire décelée à des profondeurs variant de 0 à 60 cm. En certains endroits, l'absence de cette croûte est due à des travaux de démantèlements.

La parcelle BZ, de 70 hectares de superficie, a été aménagée plus récemment. En 2003 un projet intégré de production et de transformation du lait en fromage était installé au niveau de ce domaine. Le fluvisol identifié dans cette parcelle est de type peu évolué d'apport alluvial. Ce sol montre un gradient textural du SW au NE de cette parcelle. Ainsi, un horizon unique de texture sablo fin à limono sableuse a été observé dans la partie SW du terrain. Au centre de la parcelle, cet horizon se trouve surmonté par un autre horizon argileux, alors qu'à l'extrémité NE, tout le profil devient argileux à argilo-sableux.

### 1.2.1. Mode d'irrigation et systèmes de cultures

Les cultures fourragères représentent la principale activité culturelle pratiquée sur ces parcelles irriguées par les eaux usées traitées (tableau III.1). Ces cultures sont utilisées comme foin pour l'alimentation des cheptels bovins élevés sur place.

Sur les calcisols, depuis plus d'une quinzaine d'années, les plantes fourragères sont cultivées en intercalation avec les rangs d'oliviers (i.e. système de cultures associées). L'irrigation de ces cultures se fait par submersion à la raie, à partir de réseaux de vannes distribuées sur l'ensemble du terrain (figure III.2).

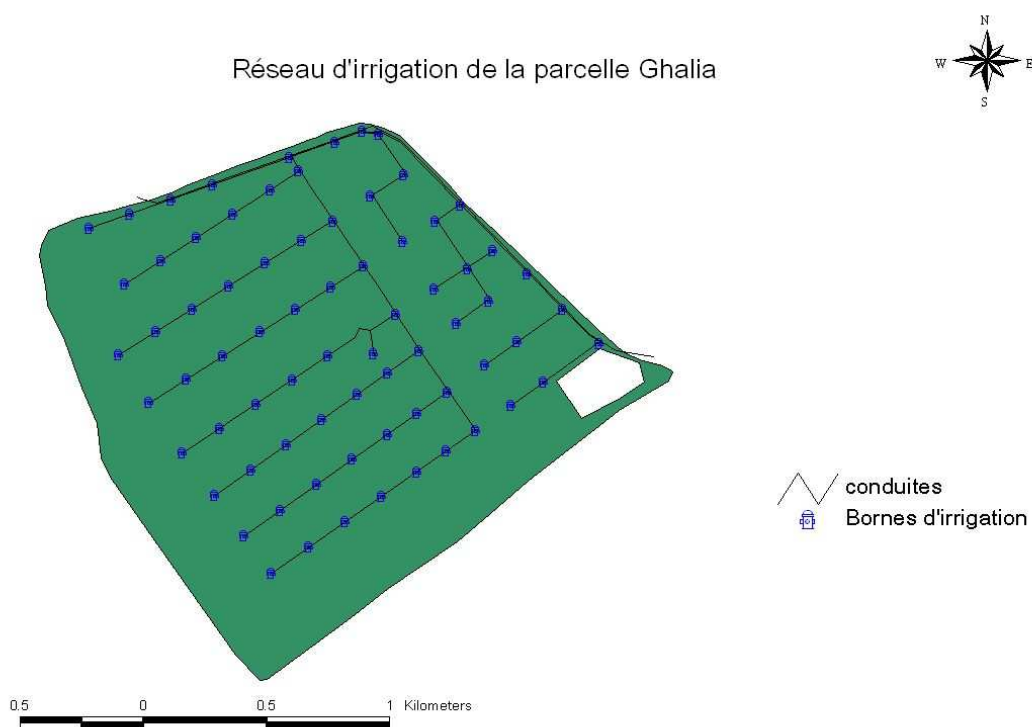
Sur le fluvisol, la culture des fourrages se fait directement sur sol nu (sans couvert végétal), à l'exception d'une partie occupée par quelques oliviers à l'extrémité Ouest de cette parcelle. Ainsi, depuis 4 ans, l'irrigation des cultures utilise essentiellement les EUT et localement, dans certains plots, des eaux relativement salées issues de puits de surface. Ces eaux souterraines sont, depuis longtemps, utilisées pour l'irrigation des cultures céréalières (l'ancienne activité agricole), mais avec une faible fréquence (une à deux fois par ans). Le système d'irrigation appliqué est une submersion selon un système de cuvettes. Cependant,

d'après les exploitants de la ferme, l'irrigation par aspersion est aussi pratiquée mais uniquement après le semi pendant la saison hivernale.

Il faut préciser que, pour les deux types de sol, les parcelles témoins sélectionnées qui sont occupées par des oliviers, ne sont pas cultivées.

**Tableau III.1 : Différents types de cultures**

Parcelles	Occupation	Culture annuelle	Culture d'hiver	Culture d'été
<b>Galia</b>	Olivier	luzerne	avoine/ray-grass	sorgho
<b>BZ</b>	nu	luzerne	avoine/ray-grass	sorgho
<b>Témoins</b>	Olivier	aucune	aucune	aucune



**Figure III.2 : Système d'irrigation installé au niveau de la parcelle Galia (OTD)**

## 2. Description des sols sélectionnés

### 2.1. Calcisols

Un profil pédologique a tout d'abord été creusé dans la parcelle témoin, puis dans la parcelle irriguée par les EUT, le sol le plus proche du profil témoin d'un point de vue emplacement et caractéristiques morphologiques a été recherché. La description de ces deux profils baptisés OTD témoin et OTD Pi est présentée ci-dessous (figure III.3).



**Figure III.3 : Profils détaillés des calcisols isohumiques:  
a: profil témoin (OTD Pt); b: profil irrigué par les EUT (OTD Pi)**

### 2.1.1. Profil de calcisol témoin (OTD Pt)

- morphologie : plaine labourée à faible pente
- occupation du sol : oliviers en sec

**0-20 cm (L) :** ocre rouge, sec, texture limono-sableuse fine, structure particulière, non cohérente, horizon peu organique, très forte effervescence à HCl, racines peu abondantes, cailloux en surface remontés par les labours profonds. Limite ondulée nette.

**20- 35 cm :** ocre rouge, sec, texture limono-sableuse fine, structure polyédrique anguleuse grossière, cohérente très compacte, très forte effervescence à HCl, racines peu abondantes, porosité visible à l'œil nu, précipitations et concrétions calcaro-salines remplissant les vides, mycéliums bien développés à la surface des agrégats, présence de quelques nodules calcaire millimétriques. Limite ondulée progressive.

**35-50 cm (horizon de transition):** beige clair, sec texture limono-sableuse fine, structure polyédrique anguleuse fine, cohérente et compacte, très forte effervescence à HCl, racines peu abondantes, fentes peu abondantes, nodules et cailloux calcaires abondants. Limite ondulée nette.

**40-70 cm :** Croûte calcaire bien indurée avec des bancs stratifiés, à nodules calcaires, des pisolites et du mycélium de manganèse et des débris de coquilles cimentés par une micrite très fine. Limite ondulée progressive.

**80-140 cm :** Tuf calcaire à texture limoneuse à nodule et cailloux calcaires plus gros au sommet de l'horizon, racines peu abondantes qui reposent sur la formation Ségui. Cette formation présente une microcroûte à sa surface.

### 2.1.2. Profil de calcisol irrigué par les EUT (OTD Pi)

- morphologie : plaine à faible pente
- occupation du sol : oliviers en bon état
- irrigué par les EUT depuis plus 15 ans



**0-10 cm (L) :** Ocre rouge, très sec, texture limono-sableuse, structure particulière à polyédrique fine, peu compacte, friable, peu organique, très forte effervescence à HCl, racines abondantes, fentes abondantes, présence de terrier de vers de terre. Limite ondulée progressive.

**10-30 cm :** épaisseur qui varie en fonction de la dénivellation de la croûte calcaire, ocre rouge, texture limono-sableuse, structure polyédrique anguleuse grossière (mottes pluricentimétriques), cohérent, très compacte, matière organique peu abondante, très forte effervescence à HCl, racines peu abondantes, fentes peu abondantes, présence de quelques nodules calcaire, quelques vides et terriers, nombreux grains noirs appartenant à une herbacée. Limite ondulée nette.

**30-50 cm (horizon de transition) :** beige clair, sec, texture limoneuse, structure polyédrique anguleuse fine, peu cohérent, peu compacte, très forte effervescence à HCl, racines fines et peu abondantes, fentes très peu abondantes, nodules et cailloux calcaires très abondants. Limite ondulée nette.

**50-60 cm :** croûte calcaire en plaquette d'origine sédimentaire (Villafranchien), d'épaisseur et de profondeur variable, disparaît sur le coté gauche du trou (il ne s'agit pas d'un démantèlement mais d'un biseau). Les plaquettes, de 20 à 30 cm de largeur, présentent des mycéliums sur leurs facettes et dans les fractures, ainsi que des coquilles fossiles. La croûte est plus dure que dans le calcisol témoin.

Limite ondulée nette.

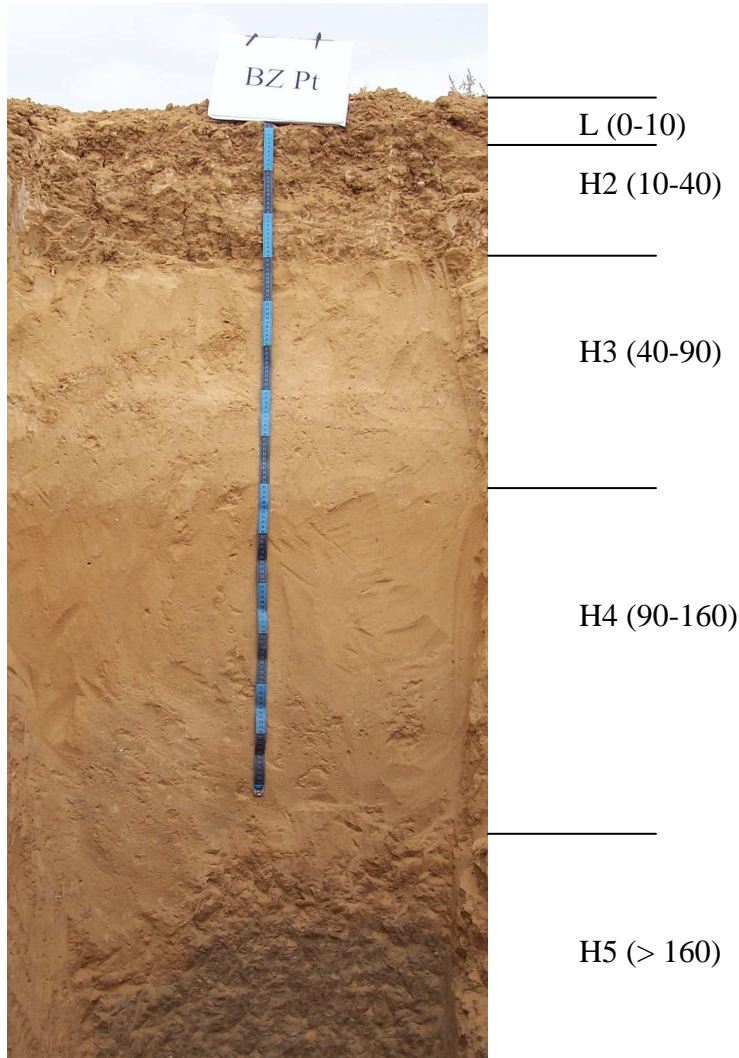
**60-150 cm :** Tuf calcaire à texture limoneuse à nodules et cailloux calcaires reposant sur la formation continentale du Miocène supérieur de Segui à 150 cm de profondeur.

## 2.2. Fluvisols

Trois fosses ont été réalisées au niveau de la parcelle BZ : BZ Pt (figure III.4), BZ Pi (figure III.5) et BZ P2 (figure III.6) respectivement dans une parcelle témoin, dans une parcelle irriguée par les EUT et dans une troisième irriguée par les eaux de puits de surface. De la même manière, on a commencé tout d'abord par le profil témoin.

### 2.2.1. Profil de fluvisol témoin (BZ Pt)

- morphologie : plaine labourée à faible pente
- occupation du sol : oliviers en sec



**Figure III.4: Profil détaillé du fluvisol calcique témoin (BZPt)**

**0-10 cm (L) :** brun à gris, sec, texture argileuse, structure particulière à prismatique (mottes centimétriques), friable, peu compacte, plastique, racines très abondantes, peu organique (voir analyse), forte effervescence à HCl, activité biologique (fourmis). Limite nette irrégulière

**10-40 m :** brun à gris, sec, texture argileuse, structure prismatique grossière (10 à 15 cm) massive, cohérente et très compact, plastique, forte effervescence à HCl, racines peu abondantes, matière organique visible et peu abondante, large fentes de retrait, mycélium calcaro-salin visible. Limite ondulée graduelle.

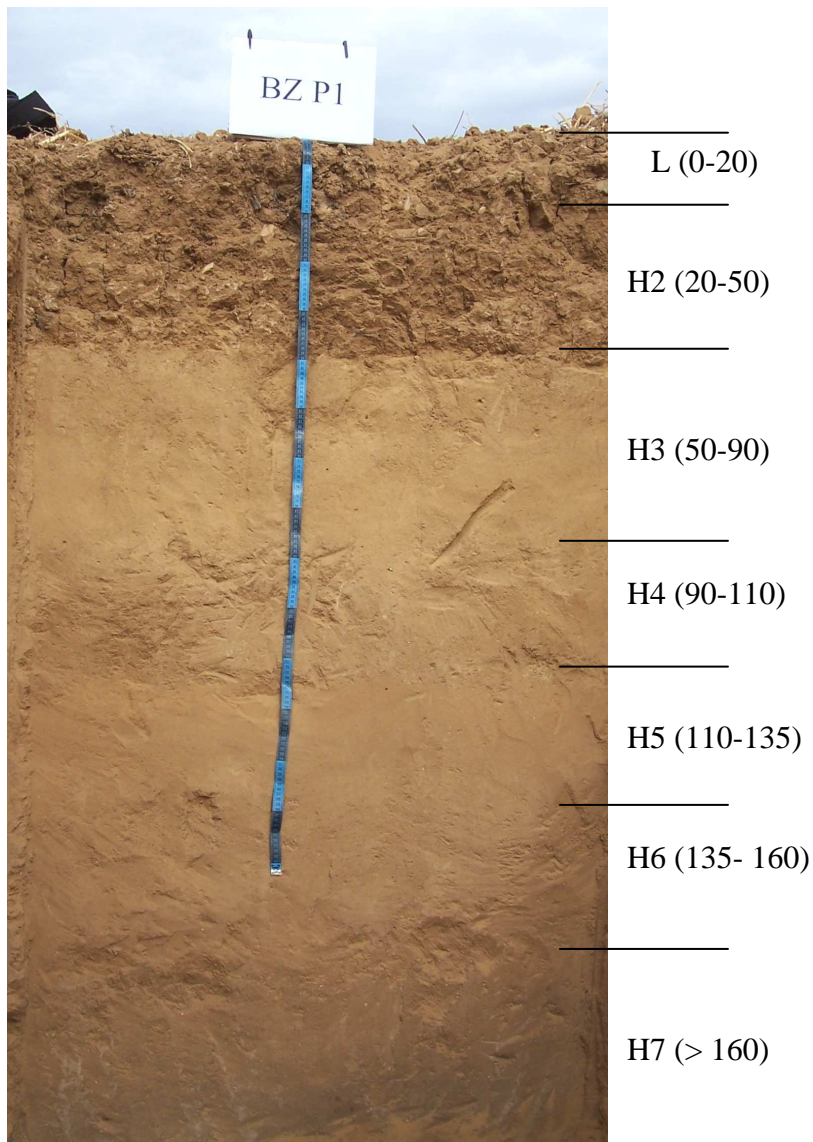
**40-90 cm** : jaunâtre, sec, sableux très riche en sable fin, structure polyédrique anguleuse fragile, friable, peu compacte, pores très fins, forte effervescence à HCl, racines très fines et peu abondantes, présence de débris de coquilles et de quelques mycélium calcaro-salin, lentille calcaire centimétrique à décimétrique. Limite régulière progressive.

**90-160 cm** : ocre, sec, sableux riche en sable fin, structure polyédrique anguleuse fragile, friable, peu compacte, forte effervescence à HCl, pores très fins, racines très fines et peu abondantes, présence de débris de coquilles et de quelques mycélium calcaro-salin. Limite ondulée nette.

**> 160 cm** : grisâtre, sec, argilo-sableux, structure prismatique à polyédrique subanguleuse massive, cohérente, compacte et plastique, matière organique décomposée, présence de coquilles et de mycélium calcaro-salin

### **2.2.2. Profil de fluvisol irrigué par les EUT (BZ Pi)**

- morphologie : plaine labourée à faible pente
- occupation du sol : sol nu
- irrigué par les EUT depuis 4 ans



**Figure III.5: Profil détaillé du fluvisol calcaire irrigué par EUT (BZPi)**

**0-20 cm (L) :** brun à gris, sec, texture argileuse, structure particulière à prismatique (mottes centimétriques), friable, peu compacte, plastique, racines très abondantes, matière organique humifiée, forte effervescence à HCl, activité biologique (fourmis). Limite irrégulière.

**20-50 cm :** brun à gris, peu humide, texture argileuse, structure prismatique grossière (10 à 15 cm) massive, cohérente, très compacte et plastique, forte effervescence à HCl, racines abondantes, matière organique visible, en apparence bien décomposée, larges fentes de retrait, mycélium calcaro-salin, terriers de vers de terre et activité biologique (fourmis). Limite régulière nette.

**50-90 cm** : jaunâtre, très peu humide, sableux très riche en sable fin, structure polyédrique anguleuse fragile, friable, peu compacte, pores très fins, forte effervescence à HCl, présence de débris de coquilles et de quelques galeries millimétriques. Limite régulière nette.

**90-110 cm** : ocre jaunâtre, peu humide, texture argileuse à argilo-limoneuse, structure polyédrique subanguleuse, compacte, cohérente et plastique, forte effervescence à HCl, mycélium calcaro-salin. Limite régulière.

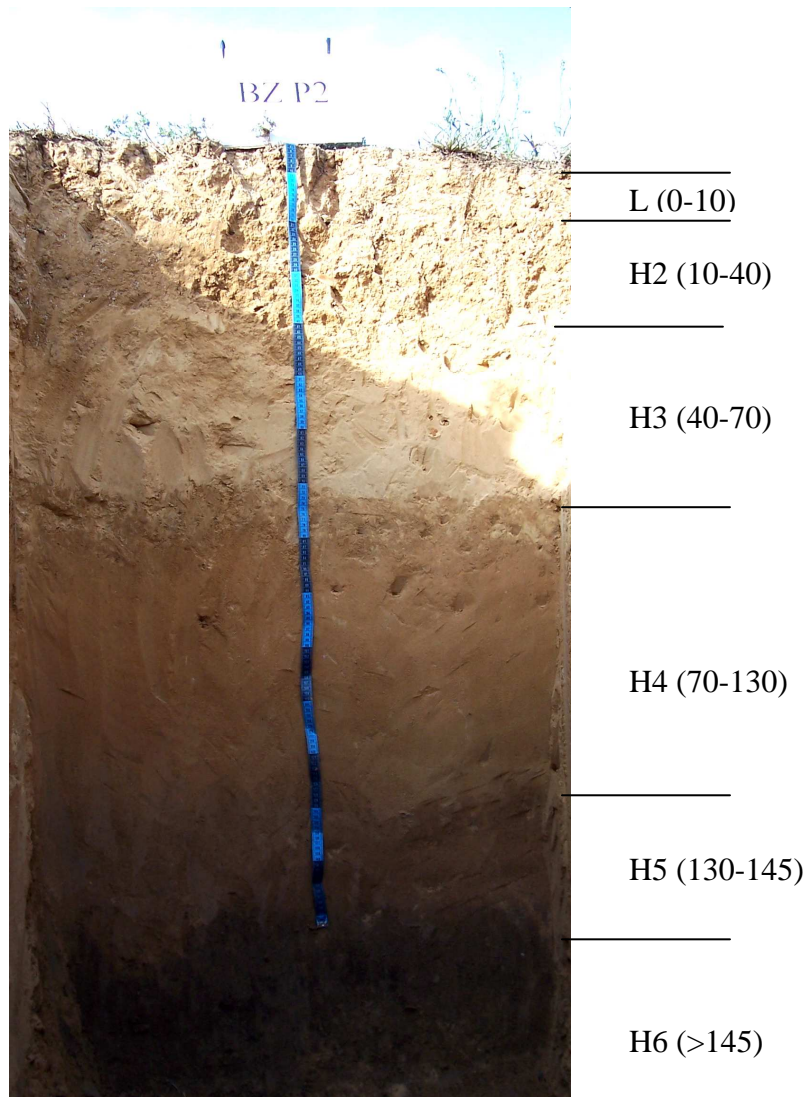
**110-135 cm** : ocre, très peu humide, sableux riche en sable fin, structure polyédrique anguleuse fragile, friable, peu compacte, forte effervescence à HCl, pores très fins, racines très fines et peu abondantes, présence de débris de coquilles. Limite régulière nette.

**135-160 cm (horizon de transition)** : beige, peu humide, texture sablo-argileuse, structure prismatique à polyédrique fine, cohérente compacte et plastique, forte effervescence à HCl, concrétions calcaro-salines. Limite progressive.

**> 160 cm** : beige ocre, humide, texture argileuse, structure prismatique grossière massive, compacte, cohérente et plastique, forte effervescence à HCl, concrétions et mycélium calcaro-salin.

### 2.2.3. Profils de fluvisol irrigué par eau de puits (BZ P2)

- morphologie : plaine à faible pente
- occupation du sol : luzerne
- l'irrigation par les eaux de puits est très ancienne et, a été intensifiée durant les quatre dernières années



**Figure III.6 : Profil détaillé du fluvisol calcique irrigué par eaux de puits (BZP2)**

**0-10 cm (L) :** brun à gris, sec, texture argileuse, structure prismatique, cohérent, compact, plastique, racines très abondantes, matière organique abondante, forte effervescence à HCl, nombreuses fentes de retrait, mycélium calcaro-salin, activité biologique (fourmis). Limite irrégulière.

**10-40 cm :** brun à gris, peu humide, texture argileuse, structure prismatique grossière (10 à 15 cm) massive, cohérente, compacte et plastique, forte effervescence à HCl, racines très fines abondantes, matière organique faible, fentes de retrait peu nombreuses, mycélium et concrétion calcaro-salins enrobant les racines, activité biologique (fourmis). Limite régulière nette.

**40-70 cm** : jaunâtre, peu humide, sableux très riche en sable fin, structure polyédrique anguleuse fragile à particulaire massive, friable, peu compacte, pores très fins, forte effervescence à HCl, racines peu abondantes, présence de débris de coquilles, quelques galeries millimétriques et mycélium calcaro-salin. Limite régulière nette.

**70-130 cm** : ocre, peu humide, sableux riche en sable fin, structure polyédrique anguleuse fragile, peu cohérent, peu compact, forte effervescence à HCl, pores très fins. Limite progressive.

**130-145 cm (horizon de transition)** : marron claire, humide, argilo sableux, structure polyédrique subanguleuse fine et fragile, peu cohérent peu compact, peu plastique, forte effervescence à HCl, mycélium calcaro-salin. Limite ondulée.

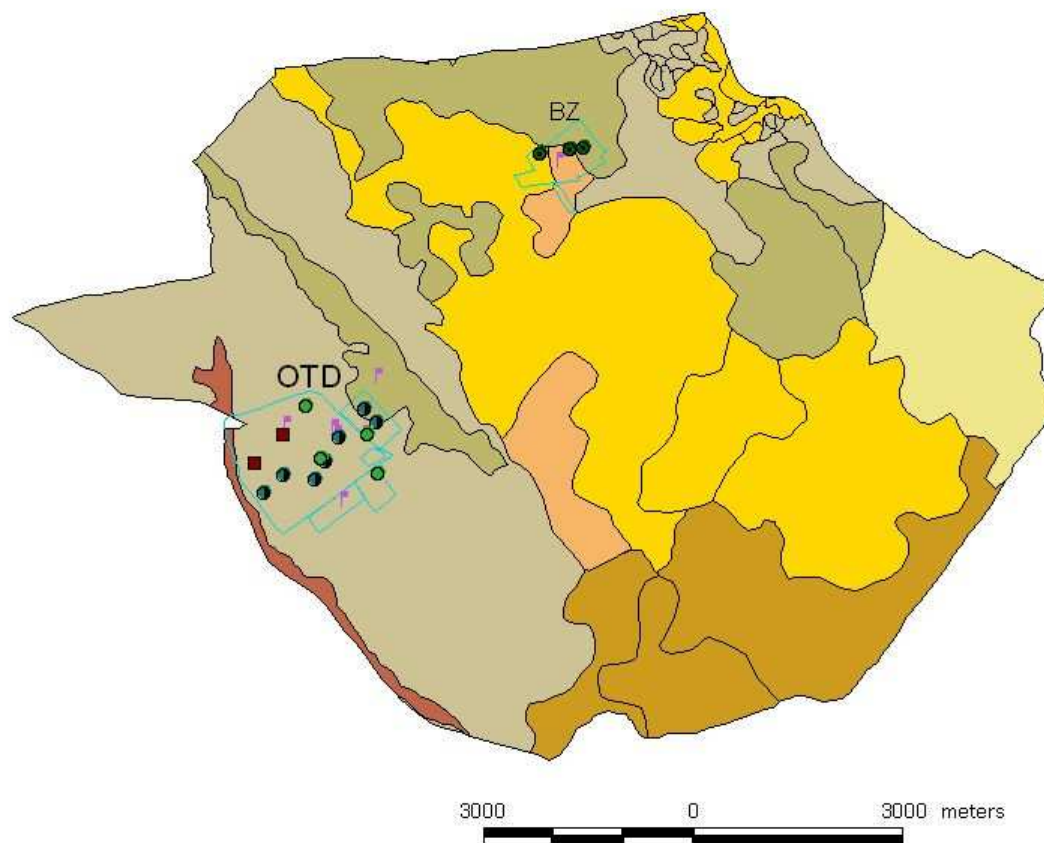
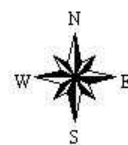
**> 145 cm** : grisâtre, humide, texture argileuse à argilo-sableuse, structure prismatique à polyédrique, friable peu compact, plastique, forte effervescence à HCl, matière organique bien décomposée donnant l'aspect foncé, mycélium calcaro-salin abondant.

### **3. Echantillonnage**

#### **3.1. Sol**

Trois types de prélèvement de sols ont été effectués dans les différentes parcelles sélectionnées (témoins et irrigués). Le premier est effectué au niveau des profils pédologiques. Le second consiste en un échantillonnage systématique à la tarière par tranche de 30 cm de profondeur (figure III.7). Alors que le troisième prélèvement est effectué selon un transect à partir de la prise d'irrigation. Dans ce dernier cas seul, des échantillons moyens de sols des 5 premiers centimètres de la surface ont été prélevés tout les dix mètres. Ce dernier échantillonnage a été réalisé au niveau de la parcelle OTD uniquement, alors que les deux autres ont été effectués dans les deux parcelles OTD et BZ.

# Carte d'échantillonnage



- Olive
- Sol, olive
- Sol, fourrage
- Sol, olive, fourrage
- ⌘ Profils.dbf
- Parcelle irriguées par eaux usées
- Sols minéraux bruts
- Sols peu évolués d'apport
- Rendzines
- Sols bruns calcaires
- Sols isohumiques
- Sols halomorphes
- Zone urbaine

**Figure III.7 : Carte d'échantillonnage des sols et des plantes**



### **3.1.1. Echantillonnage dans les fosses pédologiques**

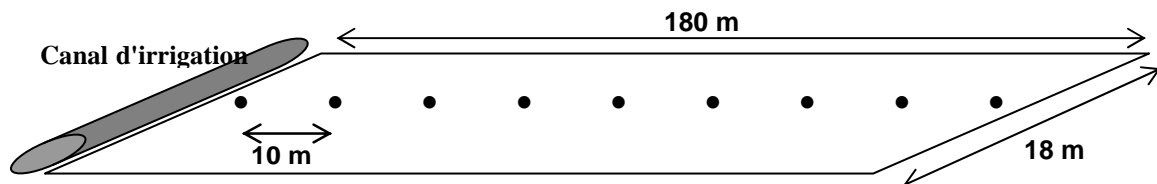
Les profils ont été creusés à l'aide d'une pelle mécanique en septembre 2007. Les profils ont été par la suite rafraîchis afin de dégager les structures des différents horizons ainsi que leurs caractéristiques. Après la description des profils, environ 2 kg de sol de chaque horizon ont été prélevés dans des sacs en plastiques. Des mottes pluri-centimétriques de chaque niveau ont également été prélevées et protégées que ce soit dans des boîtes ou dans du film étirable plastique en préservant bien l'indication de leur orientation dans le profil.

### **3.1.2. Echantillonnage à la tarière**

L'échantillonnage a été effectué en octobre 2006, après la saison culturale estivale et avant les pluies hivernales. Les échantillons ont été prélevés d'une manière systématique à la tarière aux profondeurs de 0-30, 30-60 et 60-90 cm. Pour le calcisol, le prélèvement est parfois limité à 60cm en raison de la présence de la croûte calcaire. Ainsi, environ 1 kg de chaque niveau a été prélevé dans des sacs en polyéthylène. Chaque échantillon correspond à mélange composite de trois prélèvements effectués dans 3 endroits différents espacés équilatéralement de 7 à 10 m.

### **3.1.3. Echantillonnage de surface selon des transects**

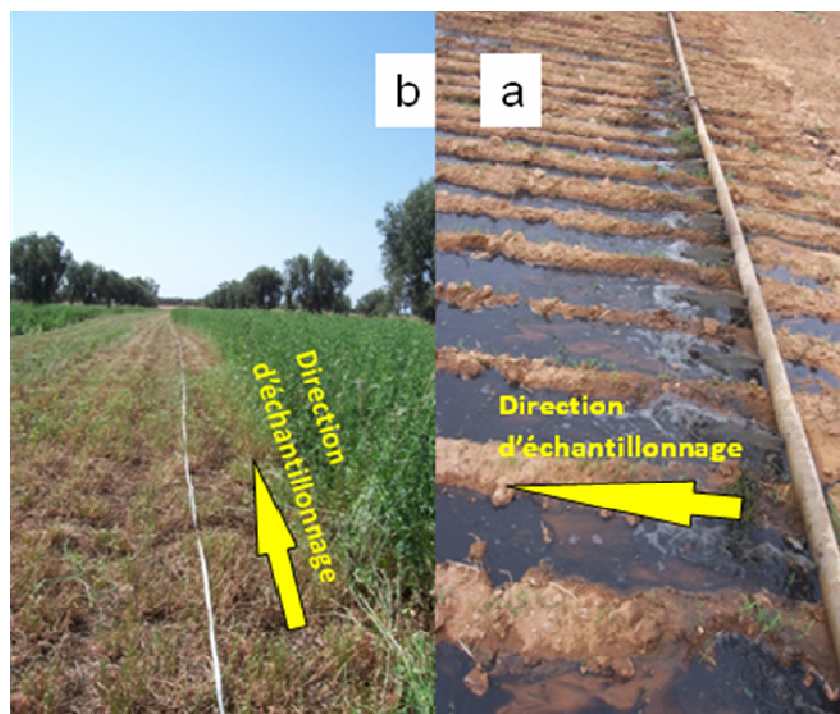
L'eau usée traitée servant à l'irrigation des cultures est transportée par une canalisation et déversée dans chaque inter-rang de culture. Deux sous parcelles ont été sélectionnées afin d'étudier les phénomènes d'accumulation en observant la variabilité des teneurs en métaux lourds dans le sol et dans les plantes latéralement à la rampe de distribution (figure III.9a). L'une des parcelles est occupée depuis 3 ans par de la luzerne (parcelle L) et l'autre par du sorgho qui est une culture d'été (parcelle S). Les prélèvements ont été réalisés d'une manière systématique tous les 10 m sur un transect orienté dans le sens des rangs de culture de sorte que l'échantillon 0 corresponde à la sortie du tuyau et que l'échantillon 20 soit à une distance de 20 m à la perpendiculaire du tuyau (figure III.8). Au niveau de chaque point, des prélèvements des 5 premiers centimètres de sol ainsi que des plantes présentes (partie aérienne et racine) ont été recueillis.



**Figure III.8: Schéma montrant le mode d'échantillonnage selon un transect dans une sous parcelle occupant l'inter-rang d'oliviers**

### 3.2. Echantillonnage des plantes

Deux types d'échantillonnage des plantes ont été réalisés. Le premier échantillonnage a intéressé la partie aérienne (tiges + feuilles) de la plante uniquement alors que le second consiste à un prélèvement de la totalité de la plante (racines et parties aériennes). Le premier échantillonnage est réalisé, en même temps et dans les mêmes endroits, que celui des sols prélevés à la tarière. L'échantillonnage pour les oliviers n'a intéressé que les feuilles. Chaque échantillon correspond à un mélange de prélèvements effectués dans les 4 pieds d'olivier entourant le point de prélèvement du sol. Alors que pour les plantes fourragères, un échantillon moyen a été prélevé tout autour du point d'échantillonnage du sol. L'échantillonnage de la totalité de la plante (racines + parties aériennes) est effectué le long des transects de la même manière que le sol (figure III.9b).



**Figure III.9 : a) Système d'irrigation, b) Méthode d'échantillonnage de sol et des plantes**

## **4. Caractérisation des eaux et des sols**

### **4.1. Eau usée traitée**

Les eaux usées traitées ont été prélevées au niveau du périmètre irrigué, directement, à partir de la prise d'irrigation et sont conservées au froid pour analyse des paramètres physicochimiques.

#### **4.1.1. Caractérisation physico-chimique des EUT**

Le pH et la conductivité électrique des EUT ont été déterminés selon les protocoles de l'AFNOR (° NF T 90- 008 et NF EN 27888) en utilisant un pH-mètre de type metertoldo et un conductimètre de type HANNA INSTRUMENT HI 9900. La demande chimique en oxygène (DCO), les matières en suspensions (MES), la Demande Biochimique en Oxygène (DBO5) et le phosphore total ont été mesurés selon les protocoles de l'AFNOR (NF T 90-018, NF EN 872, NF T 90-103, NF EN 1189). Les anions et les cations ont été déterminés par chromatographie ionique. Les métaux lourds ont été dosés par absorption atomique après digestion acide à l'eau régale (NF EN ISO 15587-1). L'alcalinité totale est mesurée par titration au HCl (NF EN ISO 9963-2).

#### **4.1.2. Détermination de la fraction labile des métaux lourds**

##### **a. Principe de la technique DGT**

La technique de gradient de diffusion en couche mince (DGT ou diffusive gradient in thin films) repose sur les propriétés de diffusion des espèces au travers d'un gel ainsi que sur la sélectivité d'une résine échangeuse de cations pour ces espèces. Elle est mise en œuvre au travers d'un dispositif comprenant (Figure III.10) une résine échangeuse de cations (Chelex-100) capable de fixer de manière irréversible les cations métalliques et un gel diffusif. Il permet la diffusion de l'ensemble des espèces dissoutes, non colloïdales, de manière similaire à leur diffusion dans l'eau. Seules les espèces fixées sur la résine seront mesurées.



**Figure III.10: Photo de deux dispositifs DGT assemblés et schéma d'un dispositif démonté**

### **b. Démarche expérimentale**

L'expérience a été conduite dans un bécher contenant un échantillon d'eau usée traitée préalablement filtré sur membrane 0,45  $\mu\text{m}$ . La filtration permet de limiter l'activité bactérienne, donc l'évolution de l'échantillon au cours de l'expérience. De plus, elle n'affecte pas, à priori, la mesure du métal labile dans la mesure où seules les espèces dissoutes peuvent diffuser dans le gel.

### **c. Calcul de la concentration en métal labile**

Ayant vérifié qu'un état stationnaire était établi lors de l'immersion des DGT dans une EUT, nous utilisons la masse de métal accumulé sur la résine ( $M$ ) pendant le temps d'immersion ( $t$ ) pour calculer la concentration en métal labile en solution  $C_{\text{DGT}}$  à partir de l'équation suivante (Davison et Zhang, 1994):

$$C_{DGT} = \frac{M\Delta g}{tAD}$$

où  $\Delta g$  est l'épaisseur du gel utilisé (0,8 mm), A est l'aire d'exposition du système (3,14 cm<sup>2</sup>) et D est le coefficient de diffusion dans le gel du métal considéré.

La masse M est déterminée après élution de la résine selon la formule suivante:

$$M = \frac{C_e V}{f_e}$$

où  $C_e$  représente la concentration de métal dans l'éluât, V le volumes de l'éluât et de la résine et  $F_e$  le facteur d'élution qui est de 0,8 pour tous les métaux sauf pour Fe qui est de 0,7 et pour Cd qui est de 1.

## 4.2. Caractérisation physicochimique des sols

### 4.2.1. Paramètres chimiques

Les échantillons prélevés à la tarière, 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 après.

- **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.
- **pH-KCl** : Le pH-eau est mesuré sur la fraction du sol <2 mm non broyée avec un rapport sol/solution 1/2,5 puis dans les mêmes rapports, dans une solution de KCl 1M 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<sub>1/5</sub>)**: elle est mesuré 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.
- **Conductivité électrique de la pâte saturée (CE<sub>e</sub>)**: elle est mesurée selon la méthode préconisée par le laboratoire de Riverside (US Salinity Laboratory Staff ; Richards, 1954).

Dans une capsule à couvercle, une masse de 100 g de sol séché et tamisé à 2mm est introduite. Une pâte est préparée en ajoutant une quantité d'eau distillée et en la malaxant à l'aide d'une spatule, jusqu'à saturation. A saturation la pâte brille à la lumière, s'écoule légèrement à l'inclinaison de la capsule et glisse librement le long de la spatule. Ensuite, la capsule est fermée et laissée plusieurs heures au repos. La pâte est ensuite centrifugée à 4000 t/min durant une vingtaine de minutes. L'extrait obtenu est utilisé pour la mesure de la conductivité par un conductimètre de type Hanna instrument HI9932.

- **Calcaire total** : le dosage des carbonates est effectué sur la fraction du sol <2mm finement broyée 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.

- **Matière organique** : le carbone organique est dosé par la méthode Walkey and Black modifiée. L'échantillon est oxydé par l'acide sulfurique concentré en présence du bichromate de potassium. La quantité de  $K_2Cr_2O_7$  en excès est dosée en retour par une solution titrée de sel de Mohr (sulfate ferreux) en présence d'indicateur redox (feroïne).

Le pourcentage de la matière organique est obtenu en multipliant le taux du carbone organique obtenu par 1,724.

- **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  $Ca^{2+}$  et du  $Mg^{2+}$  échangé par le sol est fait par AAS flamme, alors que celui du  $K^+$  et  $Na^+$  est dosé par AAS flamme en mode émission.
- **Sels solubles** : les anions et les cations solubles, y compris les ions ammonium et nitrate, ont été mesurés par chromatographie ionique à partir de l'extrait aqueux de rapport 1/5 utilisé pour la mesure de la conductivité électrique qui était obtenu après agitation pendant deux heures. La teneur en bicarbonates a été déterminée à partir de la différence entre la somme des cations et des anions.

- **CEC : Méthode au chlorure de cobaltihexamine**

La capacité d'échange cationique a été déterminée par la méthode au chlorure de cobaltihexamine selon le protocole de l'AFNOR NF X 31-130. Une prise d'essai de sol de 2,5 g est mélangée avec 50 ml d'une solution de chlorure de cobaltihexamine à 0,0166 molaire. Après agitation pendant une heure et filtration sur papier filtre, le filtrat est récupéré dans des flacons propres puis doser par colorimétrie. Le dosage colorimétrique des ions cobaltihexamine en solution est réalisé à une longueur d'onde de 475 nm. Le calcul de la CEC est effectué de la manière suivante :

$$\text{CEC (cmole}^+/\text{kg)} = (300qV)/m$$

m : masse de la prise d'essai en gramme

V : volume de solution de cobaltihexamine utilisé en millilitres

q : quantité des ions cobaltihexamine échangée en moles par litres

- **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 azoté de l'échantillon est minéralisé 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 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (ou HCl) titré.
- **COD et SUVA** : le carbone organique dissous (COD) à été mesuré à partir d'un extrait aqueux de sol dans un rapport sol/eau égale à 1/2. Après agitation pendant 2 h et centrifugation à 2500 t/min durant 15 min, le surnageant a été filtré sur papier filtre à

0,45  $\mu\text{m}$ . le COD a été déterminé à l'aide d'un COT mètre de type TEKMAR DOHRMANN Phoenix 8000. Sur le même extrait, l'absorbance UV à 254 nm a été également mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible de type Varian CARY 50 Probe. L'aromaticité du carbone organique dissous du sol est exprimée à travers le SUVA (specific UV absorbance) qui est le rapport entre l'absorbance UV à 254 nm et le COD correspondant.

#### 4.2.2. Paramètres physiques

Les échantillons non remaniés prélevés au niveau des fosses ont été caractérisés pour les paramètres physiques de densité apparente et réelle permettant de calculer la porosité du sol.

- **Densité apparente (Da)** : déterminée dans l'eau sur mottes consolidées d'agregats de sol préalablement recouverts de paraffine, par la méthode de la poussée d'Archimède (AFNOR, X31-505:1992)
- **Densité réelle (Dr)** : déterminée par la méthode des pycnomètres de l'AFNOR (X31-503:1992)
- **Porosité totale** : calculée à partir des valeurs de la densité apparente  $D_a$  (en  $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) et la densité réelle  $D_r$  (en  $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ). La porosité totale ( $\omega_T$ ) est ainsi calculée en  $\text{cm}^3$  de trous pour  $100 \text{ cm}^3$  d'échantillon de sol non remanié, par la formule suivante :

$$\omega_T = 1 - (D_a/D_r) \times 100$$

#### 4.2.3. Composition minéralogique

- **Diffraction des rayons X (DRX)** : l'analyse minéralogique par diffraction des rayons X a été effectuée en premier lieu sur échantillons totaux de poudre de sols et de croûte calcaire au laboratoire SCPTS de l'université de Limoges avec un diffractomètre SIEMENS D5000 avec une source monochromatique de  $\text{Cu K}\alpha_{1,2}$ , dans les conditions d'analyses suivantes ; de spoudres sont 40 kV et 30 mA, entre les positions  $2\theta$  allant de  $5^\circ$  et  $65^\circ$  avec un pas de 2 secondes par  $0,02^\circ$  d'angle. La minéralogie de la fraction argileuse  $<2\mu\text{m}$  a été déterminée avec le diffractomètre PHILIPS PW 1050/25 multifaisceaux avec une source monochromatique de  $\text{Co K}\alpha_{1,2}$  muni d'un système d'acquisition informatique de données DACO-MP sur lames orientées après mise en suspension des échantillons de sols dispersés au  $\text{CaCl}_2$  1M puis dépôt de la suspension surnageante (saturation Ca) puis après une nuit d'exposition à l'éthylène glycol vapeur (traitement EG) entre  $2^\circ$  et  $35^\circ$   $2\theta$  à un pas de 30 secondes par  $0,015^\circ$  d'angle.



- **Éléments métalliques**

**Métaux biodisponibles :** l'extraction est effectuée par une solution mixte, ajustée à pH 7, d'acétate d'ammonium ( $1 \text{ mol L}^{-1}$ ) en présence d'EDTA ( $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ ) et dans un rapport prise d'essai sur solution égale à 1/10 (M/V). L'extraction est effectuée à température ambiante et sous agitation durant 2 heures (NF X 31-120). Le dosage est réalisé par absorption atomique four ou flamme.

**Métaux totaux (attaque acide) :** la quantification de la teneur en métal "total" des échantillons de sols et de plantes prélevés à l'échelle de la parcelle (prélèvement à la tarière) nécessite une mise en solution du sol en utilisant de l'acide fluorhydrique. En effet 0,5 g de sol sont introduits dans des réacteurs en PolyTétra FluoroÉthylène (PTFE) avec 5 mL HNO<sub>3</sub> (69 %), 2 mL HCl (37 %) et 3 mL HF (48 %). La minéralisation est réalisée à l'aide d'un four micro-ondes Anton Paar - Multiwave 3000. La mise en solution se fait en suivant un programme en puissance : une montée à 1400 W en 5 mn, suivie d'un palier de 35 mn puis du refroidissement. Cette minéralisation est complétée par une étape de complexation des ions fluorides libres à l'aide d'une solution d'acide borique saturée. Les minéralisats sont ensuite amenés à un volume final de 50 mL, avec de l'eau MilliQ. Les métaux sont, par la suite analysés par FAAS.

- **Éléments majeurs et traces :** la détermination des teneurs en éléments majeurs et en éléments traces des échantillons de sol prélevés au niveau des fosses pédologiques est effectuée par ACME ANALYTICAL LABORATORIES LTD (Canada). Les éléments majeurs sont dosés par ICP-AES après fusion alcaline des échantillons de sols ( $\text{LiBO}_2/\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7$ ), alors que les éléments traces sont déterminés par ICP-MS après la minéralisation de 0,5 g de sol par l'eau régale en présence de l'eau oxygénée.

#### 4.2.4. Calculs des stocks isovolumiques et de profils d'enrichissements par LogRatio

Les valeurs de composition chimiques totales des horizons de sols obtenues au niveau des profils pédologiques ainsi que celles de la densité sont utilisées pour l'étude de la distribution des éléments chimiques (majeurs et traces). Cette procédure est fondée sur deux méthodes de calculs distinctes: 1) les bilans de masses isovolumiques et 2) les profils d'enrichissements par

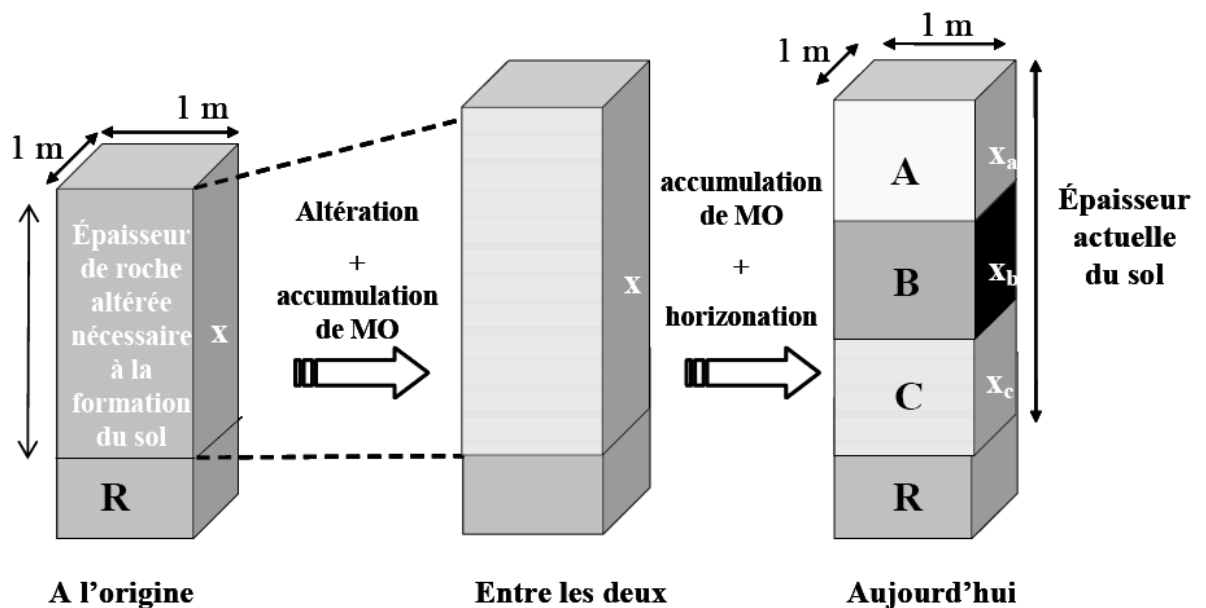
les LogRatio. Ces méthodes reposent sur deux paramètres primordiaux : un élément chimique de référence et un horizon de référence considéré comme matériel parental du sol. Les calculs dépendent en effet du choix d'un élément chimique de référence considéré comme invariant à l'échelle du profil. Il intervient dans le calcul des bilans isovolumiques pour définir l'épaisseur théorique et par suite le volume de matériel parental nécessaire pour former le sol. Il intervient dans les calculs des LogRatio en définissant la ligne pour laquelle on ne peut considérer ni enrichissement ni appauvrissement géochimique. Avant de présenter le détail des méthodes de calculs, nous avons abordé au cas par cas, lors de la présentation des résultats, la question du choix de l'élément chimique de référence qui peut varier d'un profil de sol à un autre.

#### a. Bilans de masses isovolumiques

La méthode isovolumique a été choisie afin de calculer les stocks en éléments chimiques des différents horizons de sol. L'intérêt de la méthode isovolumique (Soubrand-Colin, 2004) est de déterminer les gains ou les pertes en éléments entre la roche et le sol (somme des différents horizons de sol). Dans notre cas d'étude, en raison d'absence de roche mère pour les deux sols étudiés, nous avons choisi un horizon identique pour chaque type de sol qui va être considéré comme horizon de référence. Pour le fluvisol, le choix de l'horizon le plus profond des profils se justifie par le fait qu'il s'agisse d'un sol issu de sédimentations successives. Pour le calcisol, étant donné que la croûte calcaire d'origine sédimentaire, qui constitue la roche parentale de ce sol, est en partie absente ou démantelée, nous avons opté pour le choix de l'horizon se situant juste au dessus de cette croûte. Ainsi, afin de calculer les stocks isovolumiques, on a fait l'hypothèse que l'altération de notre horizon de référence est à l'origine de la formation du sol qui est en dessus. Les stocks sont calculés en multipliant la teneur chimique en élément considéré par la densité apparente et l'épaisseur de l'horizon (**Stocks = teneur (élément x) × densité (Kg/dm<sup>3</sup>) × épaisseur (m)**). Les stocks sont estimés en Kg/m<sup>2</sup> et en g/m<sup>2</sup> respectivement pour les éléments majeurs et pour les éléments traces. Alors que les teneurs sont exprimées en g/Kg pour les éléments majeurs et en mg/Kg pour les éléments traces. Pour rappel, la densité apparente d'un horizon de sol est définie par le rapport entre la masse sèche et le volume total de l'échantillon de sol non remanié. En revanche, pour déterminer le volume de la roche altérée au cours de la pédogenèse il est alors nécessaire de recalculer une épaisseur théorique de roche nécessaire à la formation du sol actuel. Cette méthode repose sur l'hypothèse de l'existence d'un élément chimique invariant c'est-à-dire

qu'il peut être redistribué d'un horizon à un autre au cours de la pédogenèse. Nous supposons alors que par rapport à la roche il existe un élément chimique dont la quantité ( $X$ ) est conservée au cours de la pédogenèse. Ainsi,  $X_a$ ,  $X_b$  et  $X_c$  sont les quantités de l'élément chimique considéré dans les horizons A, B et C des profils de sol dont la somme  $X$  correspond à la quantité de cet élément initialement présent dans la roche parentale (figure III.11).

Il faut préciser que cette épaisseur théorique n'a pas de sens réel car on a déjà fait l'hypothèse que notre horizon de référence est à l'origine du sol développé ce qui n'est pas vérifiable.



**Figure III.11: Principe d'établissement des bilans isovolumiques avec une épaisseur de roche théorique nécessaire à la formation du sol,  $x_a$ ,  $x_b$  et  $x_c$  sont respectivement les quantités de l'élément chimique considéré dans la roche et les différents horizons de sol ( $x = x_a + x_b + x_c$ ), (Soubrand-Colin, 2004)**

### b. Facteur d'enrichissement (EF)

La méthode des facteurs d'enrichissement (EF) a été utilisée pour d'une part, examiner la distribution des éléments chimiques à l'intérieur d'un profil d'altération et d'autre part, comparer le comportement des éléments chimiques entre eux, dans l'ensemble des pédon. Cette méthode permet en effet de visualiser les variations d'un élément chimique en fonction de la profondeur, relativement à un élément de référence pour lequel la variation serait nulle

et dont la valeur de EF resterait à un. Ainsi, pour un élément  $x$  donné le facteur d'enrichissement correspondant est déterminé de la manière suivante :

$$EF(x) = [(X/i)/(X_0/i_0)]$$

avec  $X$  et  $X_0$  sont les teneurs de l'élément  $x$  respectivement dans un horizon de sol et dans l'horizon de référence alors que  $i$  et  $i_0$  sont les teneurs de l'éléments invariant respectivement dans l'horizon de sol et dans l'horizon de référence.

### c. Profil d'enrichissement par LogRatio

Il s'agit d'un paramètre de discussion qui permet d'une part de visualiser la tendance des éléments chimiques dans le pédon et d'autre part de comparer différents profils de sol. Il s'agit du rapport des Log des teneurs d'un élément dans un horizon  $X$  et dans l'horizon de référence correspondant. Ainsi, pour un élément  $x$  donné, le LogRatio est déterminé de la manière suivante :

$$\text{LogRatio}(x) = (\text{Log}X/\text{Log}X_0) - 1$$

Avec  $X$  et  $X_0$  sont les teneurs de l'élément  $x$  respectivement dans un horizon de sol et dans l'horizon de référence correspondant.

### 4.3. Analyses des plantes

Tous les échantillons de plantes ont été lavés à l'eau distillée puis séchés à l'air libre. Les échantillons ont été séchés à 60 °C pendant une journée puis broyés et tamisés à 500  $\mu\text{m}$  sur un tamis en nylon. Environ 0,5 g du tamisa < 500 $\mu\text{m}$  a été minéralisé dans un digesteur micro-onde en présence de 10 mL d'acide nitrique (65%) et 2 mL de  $\text{H}_2\text{O}_2$ . Tous les échantillons sont analysés en trois répliques qui correspondent à des répétitions d'analyses et non à des répétitions d'échantillonnage. Rappelons qu'en ce qui concerne les plantes, les échantillons sont tous des échantillons composites moyens. Le dosage des métaux est effectué par spectrométrie d'absorption atomique (SAA) à la flamme (Fe, Cu et Zn) et en SAA au four (Cr et Ni).

## **Impact de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les propriétés physicochimiques des sols irrigués**

### **1. Introduction**

L'impact de l'irrigation est étudié sur les deux types de sol présentés dans la partie méthodologie (chapitre III). A titre de rappel, le calcisol représente le sol de la parcelle OTD irrigué depuis plus de 15 ans alors que le fluvisol qui se situe dans la parcelle BZ est irriguée depuis 4 ans uniquement. L'évaluation qualitative de l'effet de l'irrigation par les eaux usées traitées (EUT) sur les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb a été réalisée à l'échelle des parcelles irriguées de calcisol (OTD) et de fluvisol (BZ) avec les échantillons des sols prélevés à la tarière de manière systématique tous les 30 cm de profondeurs. Dans le secteur OTD du calcisol, les échantillons sont notés CI pour les parcelles irriguées et CNI pour la parcelle témoin non irriguée. Dans le secteur BZ du fluvisol les échantillons sont notés FI pour les parcelles irriguées par les EUT et FNI pour la parcelle témoin. En raison de l'hétérogénéité des carottes de sol prélevées à la tarière (mélange d'horizons), il n'était pas judicieux de faire une quantification des transferts verticaux des éléments dans le sol à partir de ces échantillons prélevés à la tarière. C'est pourquoi l'impact de l'irrigation par les EUT a été tout d'abord évalué qualitativement à l'échelle des parcelles puis évalué quantitativement à l'échelle des profils pédologiques respectant les horizons (cf. chapitre III). Deux profils ont donc été creusés sur le site OTD (calcisol), un dans une parcelle irriguée par EUT (OTDPi) et l'autre sur un sol non irrigué (OTDPt). Au niveau du site BZ (fluvisol), trois profils ont été creusés dans des parcelles respectivement irriguée par les EUT (BZPi), irriguée par des eaux de puits (BZP2) et non irriguée (BZPt). L'étude de l'impact de l'irrigation par les EUT sur la qualité physico-chimique du sol se focalise sur les paramètres pédologiques influençant la salinité et la fertilité des sols. Trois facteurs sont plus particulièrement discutés : 1) les effets directement liés à la qualité des eaux usées traitées de la station de Sfax Sud, 2) les effets liés au type de sol (calcisol et fluvisol), 3) l'effet de la durée d'irrigation (4 ans et plus que 15 ans) qui représente le court et le moyen terme.

## 2. Qualité des eaux usées traitées

Le suivi de la qualité des eaux usées traitées de la station d'épuration de Sfax Sud a été réalisé depuis son fonctionnement en 1984. Le tableau IV.1 regroupe les résultats obtenus durant cette période en indiquant les valeurs limites (faibles et fortes) des paramètres de suivis (les détails de l'historique de la qualité des EUT sont présentés en annexe I) avec une comparaison aux normes de réutilisation des eaux usées traitées tunisiennes NT 106.03.

L'examen de l'ensemble de ces résultats permet de distinguer les faits suivants :

- Le pH des EUT de Sfax Sud est généralement alcalin.
- La salinité des eaux dépasse dans la plupart des cas les  $3 \text{ g L}^{-1}$  et atteint même souvent les  $5 \text{ g L}^{-1}$ . La conductivité électrique équivalente à cette salinité enregistre elle aussi des valeurs importantes qui dépassent parfois la norme de réutilisation des EUT fixée à  $7 \text{ mS/cm}$ .
- Pour ce qui est en relation avec la charge polluante organique, les paramètres de suivi (DCO, DBO<sub>5</sub>, MES...) indiquent généralement des valeurs élevées dépassant largement les normes de réutilisation.
- Les concentrations en métaux sont généralement faibles et ne dépassent pas les normes à l'exception du chrome.

Il est important de signaler que la station d'épuration de Sfax traite des eaux usées urbaines constituées d'un mélange d'eaux usées domestiques et d'eaux usées industrielles. Ainsi diverses industries polluantes déversent leurs effluents dans le réseau d'assainissement. Le chrome détecté dans les EUT provient essentiellement des effluents des industries de traitement de surface et des tanneries mégisseries partiellement prétraités. Parmi les principales industries classées comme très polluantes et entraînant la dégradation de la qualité des EUT de Sfax, on peut aussi citer les industries de conditionnement des produits de la mer qui rejettent des effluents très chargés en sel, de l'ordre de  $60 \text{ gL}^{-1}$ . Les effluents des industries agro-alimentaires et de textiles sont généralement chargés et difficilement biodégradables. L'ensemble de ces facteurs, la défaillance du procédé du traitement de la station d'épuration ainsi que les difficultés de fonctionnement après sa réhabilitation ont contribué à la dégradation de la qualité des EUT.

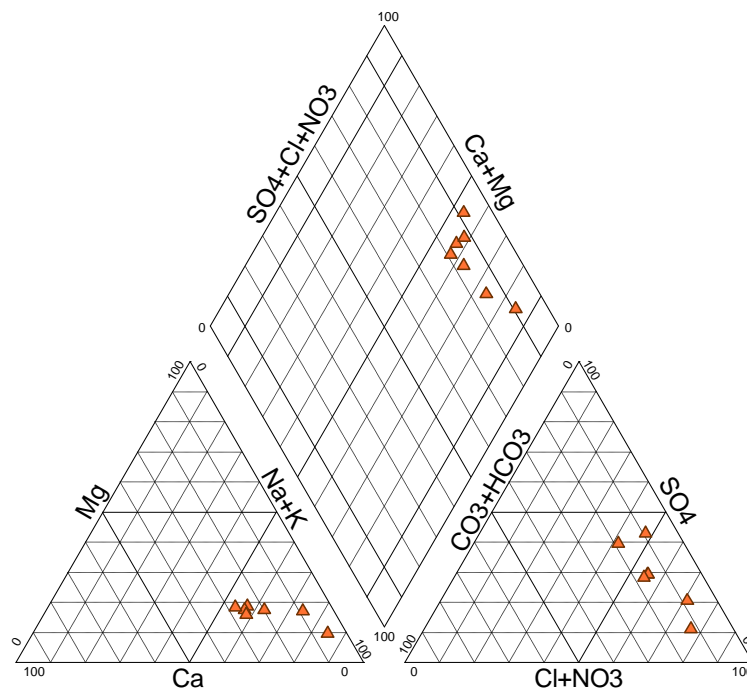
**Tableau IV.1 : Qualité des eaux usées traitées de la station d'épuration de Sfax Sud (période 1984-2009)**

Paramètres	EUT Sfax Sud	Normes NT. 106.03
pH	7,1-8,7	6,5 – 8,5
CE, mS/cm	4-7,7	7
RS, g L <sup>-1</sup>	3,56-5,13	-
MES, mg L <sup>-1</sup>	29-275	30
DCO, mg L <sup>-1</sup>	123-700	90
DBO <sub>5</sub> , mg L <sup>-1</sup>	37-220	30
Pt, mg L <sup>-1</sup>	2,9-12,5	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , mg L <sup>-1</sup>	0,35-50	-
Cl <sup>-</sup> , mg L <sup>-1</sup>	903-2580	2000
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , mg L <sup>-1</sup>	508-1950	-
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , mg L <sup>-1</sup>	490-732	-
Na <sup>+</sup> , mg L <sup>-1</sup>	780-2100	-
K <sup>+</sup> , mg L <sup>-1</sup>	17-105	-
Mg <sup>2+</sup> , mg L <sup>-1</sup>	0,26-209	-
Ca <sup>2+</sup> , mg L <sup>-1</sup>	103-521	-
Cd, mg L <sup>-1</sup>	0,001-0,07	0,01
Cr, mg L <sup>-1</sup>	0,007-1,1	0,1
Cu, mg L <sup>-1</sup>	<0,01-0,06	0,5
Fe, mg L <sup>-1</sup>	<0,013-1,69	5
Mn, mg L <sup>-1</sup>	0,04-0,17	0,5
Ni, mg L <sup>-1</sup>	0,02-0,13	0,2
Pb, mg L <sup>-1</sup>	0,001-0,37	1
Zn, mg L <sup>-1</sup>	0,01-0,27	5
SAR	10-12	-

## 2.2. Classification chimique des EUT

Afin de déterminer le faciès chimique de ces EUT, nous avons placé les concentrations en éléments majeurs des ces eaux sur le diagramme de Piper. Ce diagramme correspond à une représentation losangique basée sur les pourcentages de concentrations en ions majeurs exprimés en méqL<sup>-1</sup>. Cette représentation consiste à porter le pourcentage de chaque élément sur deux triangles équilatéraux, un pour les anions et l'autre pour les cations. La projection des points représentatifs sur le losange nous permet de déterminer le faciès chimique des eaux.

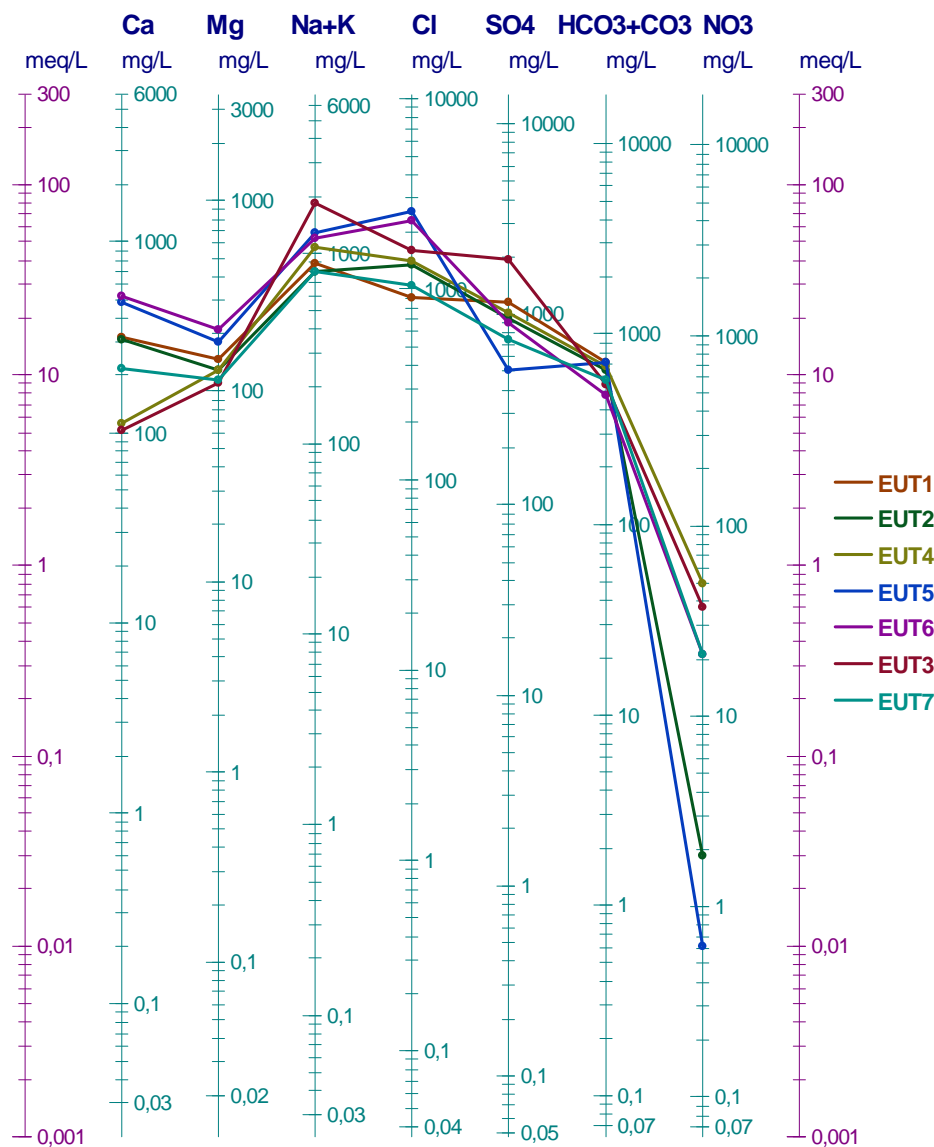
D'après la figure IV.1, les points représentatifs des EUT sur le diagramme losangique se regroupent dans un seul nuage de points. Cette disposition de points montre que le faciès chimique dominant des EUT est chloruré sodique avec une légère tendance à un faciès sulfaté calcique.



**Figure IV.1 : Diagramme de Piper des eaux usées traitées de la station d'épuration de Sfax-sud**

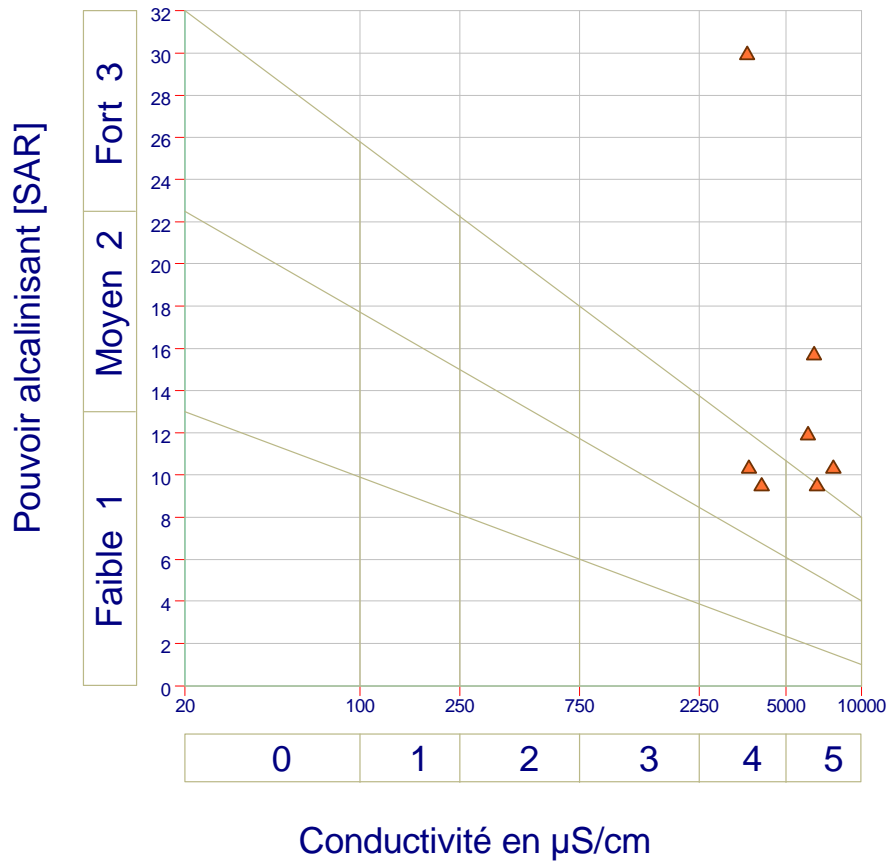
Pour mettre en évidence la variabilité de la composition chimique des EUT, nous avons représenté les différents éléments chimiques sur le diagramme de Shöeller Berkaloff. Il s'agit d'une représentation graphique à échelle semi-logarithmique sur laquelle la composition en éléments majeurs est reportée. Une eau de composition donnée sera représentée par une ligne brisée. La représentation des EUT sur le diagramme de Shöeller Berkaloff (figure IV.2) permet de mettre en évidence une certaine hétérogénéité chimique des EUT de Sfax. Les variations de nature ainsi que de volumes des différents types d'effluents déversés dans la station d'épuration influent sur la composition finales des EUT. On remarque en particulier des concentrations en nitrates très variables.





**Figure IV.2 : Diagramme de Shöeller Berkaloff des EUT de la station d'épuration de Sfax-sud**

Par ailleurs, la combinaison de la conductivité électrique des EUT et du rapport d'absorption du sodium (SAR) permet de classer ces eaux selon le diagramme de classification des eaux d'irrigation de Riverside (figure IV.3). La représentation graphique de sept échantillons montre que les eaux usées traitées présentent un risque de salinisation élevée et un pouvoir alcalinisant plutôt modéré. Ainsi, l'utilisation de ces eaux nécessitera certaines précautions tel qu'un bon drainage des sols, notamment si les sols présentent une texture fine.



**Figure IV.3 : Classification des EUT de la station d'épuration de Sfax-Sud selon le diagramme de Riverside**

### 3. Caractérisation physicochimique des sols

Il faut rappeler que deux types d'échantillonnage ont été effectués sur les deux types de sols à savoir le calcisol relatif à la parcelle OTD et le fluvisol relatif à la parcelle BZ. A l'échelle des parcelles, un premier échantillonnage systématique permet d'évaluer la variabilité de composition chimique des sols sur trois niveaux 0-30 cm, 30-60 cm et 60-90 cm. Un second échantillonnage a été effectué au niveau des profils pédologiques (*i.e.* pédons) en respectant les horizons de sols. La description des différents pédons est présentée dans la partie méthodologie. Les mesures du pH-eau, pH-KCl, du calcaire total, des bases échangeables ainsi que la détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) ont été effectuées sur tous les échantillons de sol. Les résultats correspondant aux échantillons systématiques à l'échelle des parcelles sont présentés dans des figures IV 5 à 7, alors que les paramètres physicochimiques relevés dans les différents profils de sols, irrigué et témoin, sont récapitulés dans les tableaux IV.3 et IV.4. La porosité et la minéralogie des sols ont été caractérisées uniquement sur les échantillons prélevés dans les profils de sol.

### 3.1. Porosité des sols

La porosité des sols a été calculée à partir de la détermination de la densité réelle et la densité apparente (chapIII, § 4.2) uniquement sur les échantillons non remaniés prélevés dans les profils de sol. Le calcul ne peut, en effet, pas être effectué sur les échantillons prélevés à la tarière dont la structure est perturbée. Les résultats de porosité pour tous les horizons des différents profils sont présentés dans le tableau IV.2.

**Tableau IV.2 : Densité apparente, densité réelle et porosité des différents horizons des profils de sol**

Profil	Horizon	Densité réel. (g/cm <sup>3</sup> )	Densité app. (g/cm <sup>3</sup> )	Porosité (%)
OTD Pi	H1	2,61	1,45	44
	H2	2,35	1,43	39
	H3	2,78	1,66	40
OTD Pt	H1	2,57	1,46	43
	H2	2,73	1,60	41
	H3	2,54	1,37	46
BZPi	H1	2,69	1,68	37
	H2	2,67	1,67	37
	H3	2,75	1,45	47
	H4	2,83	1,59	43
	H5	2,63	1,58	39
	H6	2,36	1,58	33
	H7	2,47	1,31	46
BZP2	H1	2,72	1,70	37
	H2	2,20	1,51	31
	H3	2,28	1,55	32
	H4	2,17	1,44	34
	H5	2,37	1,64	30
	H6	2,80	1,66	41
BZPt	H1	2,74	1,54	44
	H2	2,56	1,71	33
	H3	2,41	1,51	37
	H4	2,34	1,67	28
	H5	2,14	1,53	28

Concernant le calcisol, l'irrigation par les EUT n'a pas entraîné un changement de la porosité du sol. Les valeurs de porosité de tous les horizons du sol irrigué sont en effet, comparables à celles du témoin. Pour le fluvisol, l'examen des valeurs de porosité montre que, pour les deux profils BZPi et BZP2, l'irrigation a entraîné la compaction de l'horizon de surface. En effet, la porosité de l'horizon de surface de deux profils de sols irrigués par l'eau du puits ou bien par

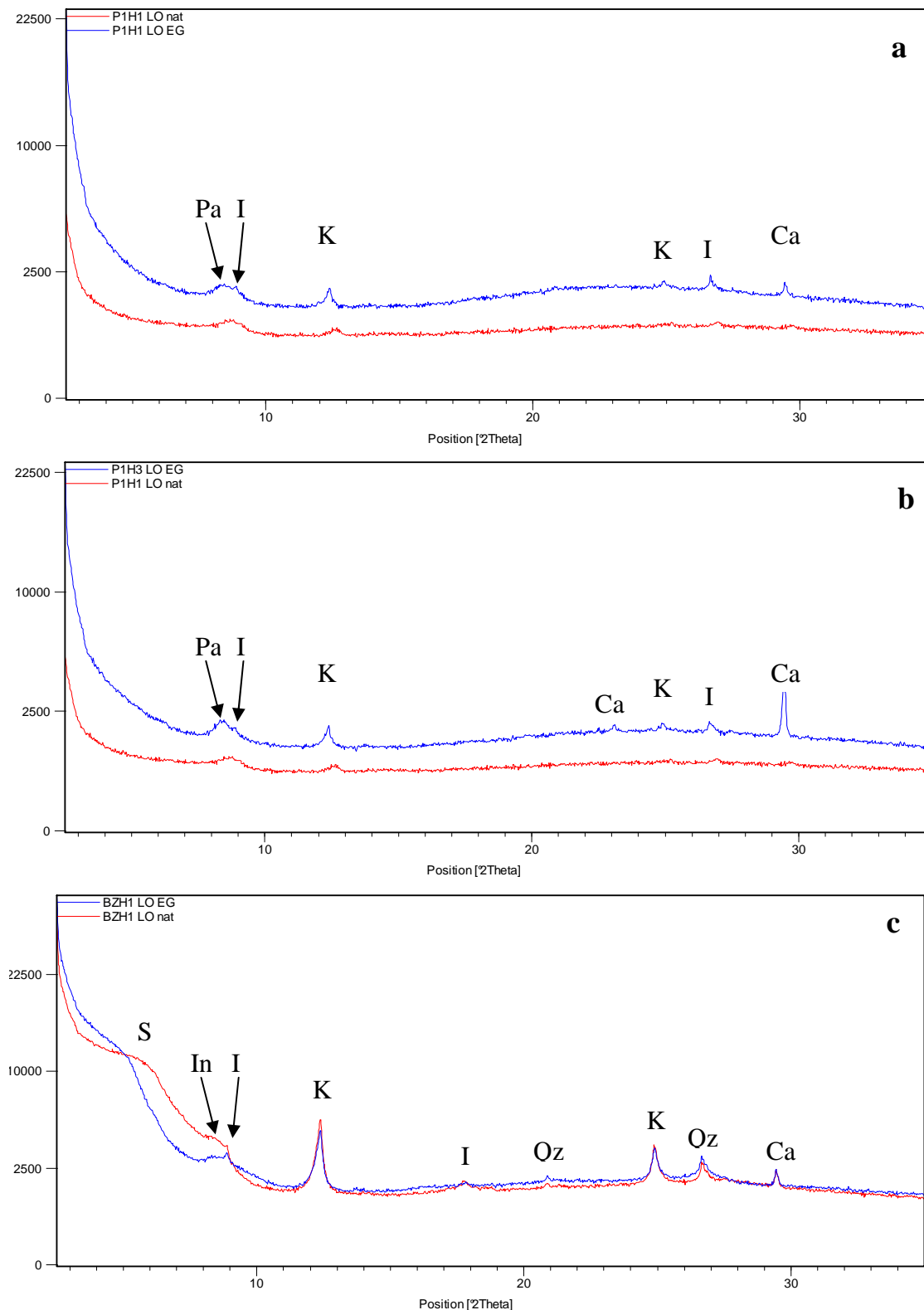
l'eau usée traitée est plus faible que celle du sol témoin. La texture relativement argileuse de l'horizon de surface ainsi que le travail mécanique du sol employé, sur les parcelles irriguées seulement, peuvent être à l'origine de la modification de structure de cet horizon.

### 3.2. Minéralogie des sols (par DRX)

L'examen de la composition minéralogique des sols n'a été effectué que sur les échantillons prélevés au niveau des profils de sol. En effet, les niveaux systématiques prélevés à l'échelle des parcelles correspondent à des mélanges d'horizons de composition minéralogique différente. Les diffractogrammes des rayons X sur poudre (DRX) des différents horizons du calcisol, révèlent la présence de quartz et de calcite essentiellement (annexes II). Qualitativement, il semble que l'intensité des raies du quartz diminue en fonction de la profondeur au profit de l'intensité du signal de la calcite. Le feldspath a également été détecté dans les différents horizons du calcisol alors que l'illite qui est le seul minéral argileux apparaissant dans les DRX poudre de ce sol. En outre, la titanomagnetite est le seul minéral habituellement porteur des éléments métalliques (Mn, Ti, Cr, Fe) qui ait été détecté. En revanche une observation à la microscopie électronique à balayage couplée à l'analyse X (MEB - EDS) faite sur une lame mince de calcisol (annexes III) a montré la présence du Cr dans un oxyde de fer.

Au niveau du fluvisol, en plus des minéraux déjà détectés dans le calcisol, on a enregistré également la présence de la kaolinite et du gypse (annexe II). Si la qualité des diffractogrammes est comparable pour tous les horizons de ce sol, l'intensité des pics des minéraux argileux, varie par contre selon les horizons, même sur les DRX des échantillons de poudre non orientés. Ceci correspond aux fortes variations de texture constatée sur le terrain. Des pics d'halite ont été également identifiés avec différentes intensités selon l'horizon. Au niveau du calcisol, il était difficile d'identifier ce minéral à cause de l'interférence avec des pics de calcite.

Des lames minces orientées des fractions < 2 mm saturées Ca ont été faits pour deux horizons de calcisol (H1 et H3) et d'un horizon de fluvisol (H1). Dans le calcisol, essentiellement deux minéraux argileux ont été mis en évidence (figure IV.4a et b): l'illite et la kaolinite, avec la présence probable de la palygorskite. L'illite et la kaolinite ont été également identifiées sur une lame orientée naturelle de l'horizon de surface du fluvisol. Le traitement à l'éthylène glycol de cette lame a mis en évidence la présence d'une smectite gonflante (passage du raie de 16 Å à 18 Å) et d'une argile interstratifiée (figure IV.4c)



**Figure VI.4 : Diffractogrammes des lames orientés des fractions < 2 mm saturées Ca des horizons : a) H1 du calcisol ; b) H3 du calcisol ; c) H1 du fluvisol.**

**LO nat : lame orientée naturelle ; LO EG : lame orientée traitée à l'éthylène glycol ; Ca : calcite ;**

**I : illite ; In : argile interstratifiée ; k : kaolinite ; Pa : palygorskite ; Qz : quartz ; S : smectite**

### 3.3. Caractérisation physico-chimique des sols irrigués et témoins

Les résultats de la caractérisation physico-chimique des horizons de deux types de sols sont présentés dans les tableaux IV.3 et IV.4, respectivement pour le calcisol et le fluvisol.

**Tableau IV.3: Principales propriétés des profils irrigué et témoin du calcisol**

profil	Horizon	Prof. (cm)	pH-eau	pH-KCl	CaCO <sub>3</sub> (%)	CEC (cmol <sup>+</sup> /Kg)		MO (%)	Nt (%)	C/N
						Metson	Cohex			
OTD Pi	H1	0-10	8,54	7,79	4,90	12,05	10,01	1,37	0,033	24,24
	H2	10-30	9,15	8,04	8,51	11,35	9,97	0,75	0,016	27,18
	H3	30-50	8,56	8,06	24,80	12,45	7,81	0,53	0,010	31,00
	H4	50-60	8,5	8,36	68,41	-	-	-	-	-
OTD Pt	H1	0-20	8,55	7,90	5,93	8,25	7,70	0,27	0,006	25,00
	H2	20-35	8,85	7,78	8,54	11,45	10,15	0,34	0,007	14,28
	H3	35-50	8,83	7,79	11,70	12,45	8,12	0,42	0,010	25,00
	H4	40-70	8,51	8,37	66,17	-	-	-	-	-
	H5	80-140	8,77	8,09	50,65	8,65	8,57	0,48	-	-
	Ségui*	> 140	8,22	7,71	42,94	6,55	6,95	0,18	-	-

\* formation Ségui

**Tableau IV.4 : Principales propriétés des profils irrigués et témoin du fluvisol**

Profil	Horizon	Prof. (cm)	pH-eau	pH-KCl	CaCO <sub>3</sub> (%)	CEC (cmol <sup>+</sup> /Kg)		MO (%)	Nt (%)	C/N
						Metson	Cohex			
BZPi	H1	0-20	8,55	7,57	8,85	42,25	25,056	1,15	0,019	35,00
	H2	20-	8,53	7,48	9,87	40,85	25,182	0,93	0,016	33,75
	H3	50-	9,20	8,04	3,54	7,65	6,984	0,05	0,003	10,00
	H4	90-	8,70	7,70	8,60	21,05	16,344	0,26	-	-
	H5	110-	9,21	7,98	3,66	9,05	7,416	0,17	-	-
	H6	135-	8,89	7,78	8,94	20,05	15,192	0,18	-	-
	H7	>160	8,19	7,63	9,25	28,45	20,268	0,34	-	-
BZP2	H1	0-10	8,32	7,82	8,60	28,05	16,74	1,57	0,027	33,70
	H2	10-	8,13	7,66	8,91	22,85	17,172	0,67	0,013	30,00
	H3	40-	8,73	8,22	5,12	7,25	7,164	0,07	0,001	50,00
	H4	70-	8,63	8,12	4,47	9,75	8,82	0,10	-	-
	H5	130-	8,72	8,09	4,94	14,85	12,24	0,20	-	-
	H6	>145	8,22	7,71	8,07	21,65	16,596	0,42	-	-
BZPt	H1	0-10	8,38	7,54	10,34	34,75	22,428	1,20	0,020	35,00
	H2	10-	8,79	7,56	8,85	32,45	19,926	0,60	0,013	26,54
	H3	40-	8,92	8,07	3,75	6,05	3,852	0,14	0,003	28,57
	H4	90-	8,77	8,03	4,50	7,55	7,668	0,10	-	-
	H5	>160	8,21	7,67	8,20	22,65	16,668	0,32	-	-

### 3.3.1. Calcaire total

Dans le calcisol, à l'échelle de la parcelle, les taux de calcaire total montrent une importante variabilité entre les différents points de prélèvement (figure IV.5a). Les teneurs varient entre 5,3 et 17,2 % dans le premier niveau (0-30 cm), entre 5,0 et 29,6 dans le second niveau (0-60 cm) et entre 5,1 et 34,9 % dans le niveau le plus profond (60-90 cm). A l'échelle des profils pédologiques, les teneurs en carbonates augmentent, également, de la surface vers l'horizon inférieur qui représente la croûte calcaire H4 (tableau IV.3).

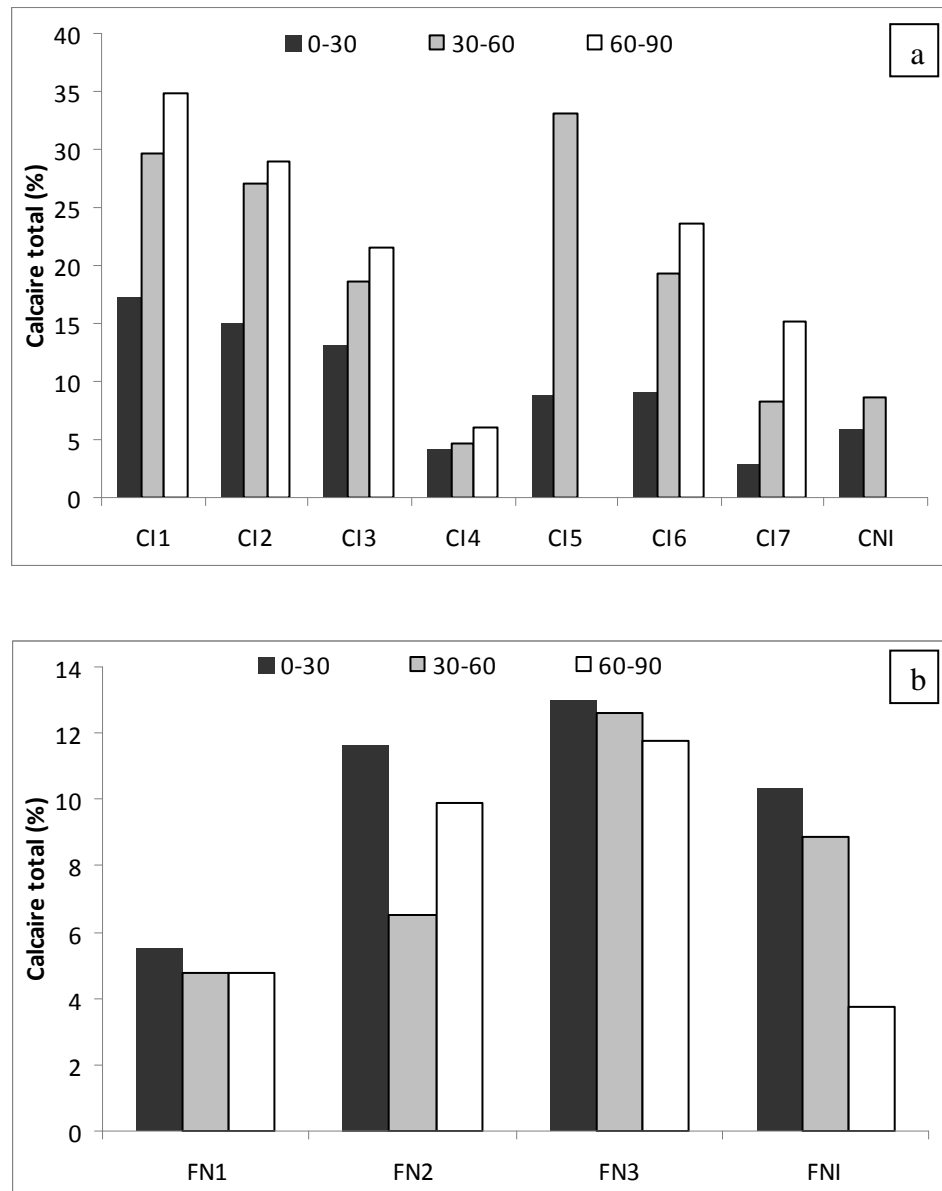
L'augmentation des teneurs en calcaire total avec la profondeur est concordante avec les analyses minéralogiques trouvées par diffraction des rayons X et s'explique par la nature du matériel parental du sol = croûte calcaire sédimentaire. La variabilité des taux de  $\text{CaCO}_3$  observée à l'échelle de la parcelle s'explique par le fait que l'échantillonnage systématique à la tarière a provoqué le mélange des horizons de sol. En effet, la croûte calcaire présente une importante variation spatiale de profondeur et d'épaisseur. A l'échelle des profils de calcisol, on remarque que dans l'horizon H3, la teneur en calcaire total est supérieure dans le sol irrigué par rapport à celle du profil témoin. On peut suggérer que l'irrigation par les EUT a entraîné le lessivage et l'accumulation du calcaire dans cet horizon H3 caractérisé par la présence des amas et nodules calcaires. Les croûtes calcaires détectées dans les deux profils, montrent jusqu'à présent des valeurs similaires de pH et de calcaire total. Cela confirme leur origine identique sédimentaire déjà constatée sur le terrain.

Contrairement au calcisol, les teneurs en calcaire total dans les profils du fluvisol montrent une évolution irrégulière avec la profondeur (tableau IV.4). Toutefois, ces teneurs en carbonates restent comparables pour les trois premiers horizons de tous les profils de fluvisol. A l'échelle de la parcelle, le fluvisol présente une homogénéité en taux de calcaire entre les trois niveaux.

Par ailleurs, les taux de  $\text{CaCO}_3$  enregistrés dans le fluvisol sont moins importants que ceux trouvés dans les calcisols. Elles varient entre 5,5 et 13 % dans le premier niveau, entre 4,7 et 12,6 % dans le deuxième niveau et entre 4,7 et 13,4 % dans le dernier niveau (figure IV.5b).

Pour les deux types de sol, les variations des teneurs en calcaire ont nettement influencé la variation du pH dans les trois niveaux de sol. Ainsi, dans le cas du calcisol, on identifie une corrélation significative entre les valeurs du pH qui augmentent avec la profondeur et le taux en calcaire. Dans le cas du fluvisol, le pH varie d'une manière analogue à la variation du taux de

calcaire dans les trois niveaux. Cependant, cette corrélation reste peu significative et ne peut pas expliquer à elle seule les variations des valeurs de pH.



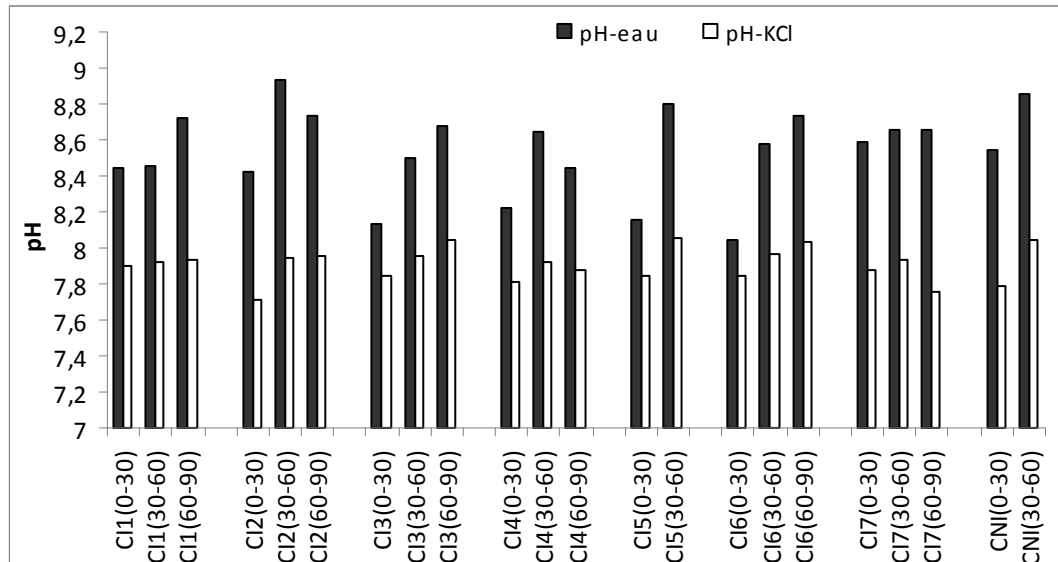
**Figure IV.5 : Variation du taux du calcaire total en fonction de la profondeur dans : a) le calcisol irrigué (CI) et non irrigué (CNI) ; b) le fluvisol irrigué (FI) et non irrigué (FNI)**

### 3.3.2. pH des sols

Dans le calcisol, à l'échelle de la parcelle, le pH-eau varie de 8,0 à 8,6 dans le premier niveau de ce sol. Le niveau intermédiaire paraît plus alcalin avec un pH variant de 8,5 à 8,9. Le troisième niveau comparable à celui du niveau intermédiaire indique un pH alcalin variant entre 8,5 à 8,8 (figure IV.6).



Concernant le pH-KCl, il est également légèrement basique. Les valeurs varient entre 7,7 et 7,9 dans le premier niveau, entre 7,9 et 8,1 dans le second et entre 7,7 et 8,0 dans le troisième niveau (figure IV.6). Ainsi on remarque que les valeurs du pH-KCl sont toujours inférieures à celles du pH-eau, témoignant d'un sol chargé en cations basiques échangeables. Par ailleurs, le pH du sol irrigué par les EUT est proche de celui du sol témoin non irrigué.



**Figure IV.6 : Variation du pH-eau et pH-KCl en fonction de la profondeur dans le calcisol irrigué par les EUT (CI) et témoin correspondant (CNI)**

A l'échelle des profils pédologiques, en comparant les résultats obtenus pour les deux profils (Tableau IV.3), on constate également, qu'à l'exception du l'horizon H2 du profil irrigué, les valeurs du pH-eau sont du même ordre de grandeur et ne varient pas significativement avec la profondeur.

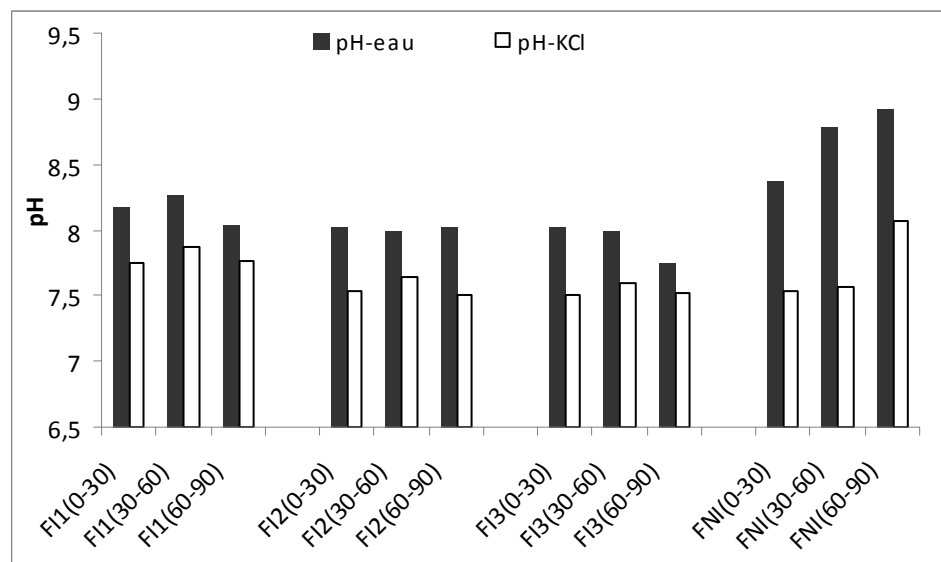
Par contre, le pH-KCl, présente des valeurs plus élevées pour les horizons H2 et H3 dans le sol irrigué par rapport sol témoin. Cela peut être dû à l'enrichissement du sol irrigué en cations basiques.

Pour le cas du fluvisol, le pH-eau mesuré sur l'ensemble des échantillons montre également un caractère alcalin (figure IV.7). Les valeurs varient entre 7,7 et 8,1 dans le premier niveau (0-30 cm), entre 8,0 et 8,3 dans le second (30-60 cm) et entre 7,7 et 8,0 dans le troisième niveau (60-90 cm). Cependant, contrairement à ce qui a été observé dans les calcisols, le pH du fluvisol irrigué par les EUT montre une légère diminution du haut en bas du profil. Le fluvisol est également chargé en cations basiques échangeables vu que le pH-KCl est toujours inférieur au pH-eau. Enfin, on constate que le pH-eau est plus faible dans tous les échantillons prélevés

dans le sol irrigué par les EUT et pour les différents niveaux. On peut supposer que l'irrigation a entraîné une diminution du pH de ce sol.

A l'échelle des trois profils de fluvisol étudiés (tableau IV.4.), on confirme cette tendance à la diminution du pH-eau dans les pédons irrigués mais pas du pH-KCl. L'horizon H3 présente les valeurs de pH (eau et KCl) les plus élevées dans tous les pédons. A l'exception de l'horizon H3, les autres horizons présentent des valeurs de pH comparables dans le profil irrigué par les EUT(BZPi) et dans celui réalisé dans la parcelle témoin (BZPt). Par contre, les valeurs de pH-eau du profil BZP2 irrigué par des eaux de puits, sont plus faibles que celles du fluvisol témoin. C'est l'inverse pour le pH-KCl: montrant, pour le profil irrigué BZP2, des valeurs supérieures à celles du sol témoin. La mesure de pH-KCl tient compte des cations basiques qui peuvent être échangés par le  $K^+$  du KCl. La tendance à l'augmentation du pH-KCl dans les sols irrigués suggère donc que l'irrigation par les eaux de puits a contribué à saturer en bases échangeables le complexe d'adsorption du fluvisol.

Au contraire, pour les deux type de sol, l'irrigation par les EUT semble avoir entraîné une légère diminution du pH-eau et de la différence entre pH-eau et pH-KCl, ce qui témoigne en même temps qu'une saturation en bases échangeables, un apport d'espèces chimiques participant à l'alcalinité du sol.



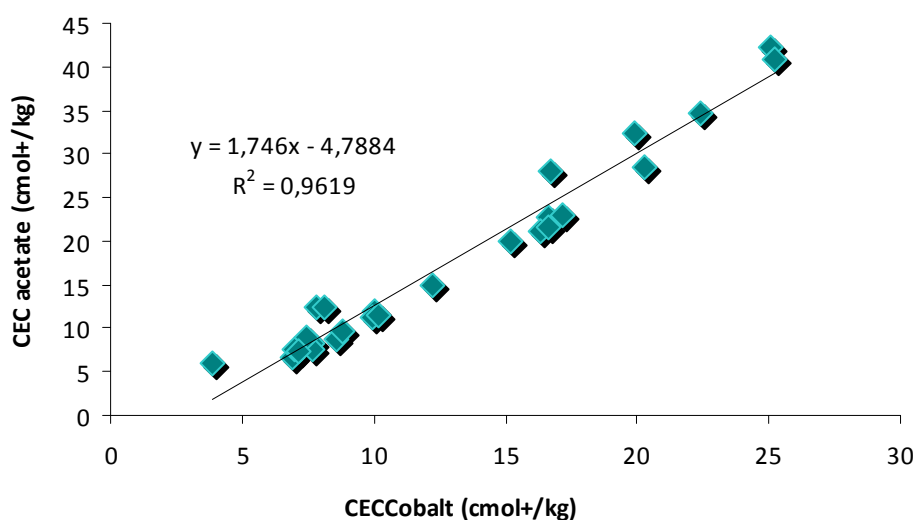
**Figure IV.7 : Variation du pH-eau et pH-KCl en fonction de la profondeur dans le fluvisol irrigué par les EUT (FI) et témoin correspondant (FNI)**

En ce qui concerne la diminution du pH-eau du sol, elle n'est pas clairement associée à une variation de la teneur en carbonates. Cette diminution du pH, notamment dans certains sols

basiques, suite à l'irrigation par les EUT a été signalée par plusieurs auteurs (Yadav et al., 2002; Abbass et al., 2007; Rattan et al., 2005; Solis et al., 2005; Herpin et al., 2007). Certains auteurs expliquent cette diminution par l'oxydation de la MO et par la nitrification de l'ammonium du sol. Le lessivage par les eaux d'irrigation, des calcaires actifs responsables de l'alcalinité du sol est également une explication souvent invoquée (Solis et al., 2005).

### 3.3.3. Capacité d'échange cationique

A l'échelle des profils, la CEC a été déterminée par deux méthodes normalisées différentes : la méthode de cobaltihexamine ou "cohex" effectuée au pH réel du sol et la méthode de "Metson" effectuée à un pH tamponné (pH=7). En comparant les deux méthodes (figure IV.8) et pour les deux types de sols, les valeurs de la CEC obtenues par la méthode Metson sont systématiquement plus élevées pour les deux types de sols étudiés. Ceci a déjà été expliqué par Mathieu et Pieltain (2003) dans le cas des calcisols et des sodisols ou sols salés. L'acétate d'ammonium utilisé dans la méthode de Metson favorise en effet la dissolution des carbonates et des sels solubles ce qui entraîne une surestimation de la CEC. Dans la suite, nous discutons essentiellement des valeurs de CEC obtenues par la méthode « cohex » (tableau IV-5) qui sont représentatives de la CEC des sols.



**Figure IV.8: Corrélation entre CEC obtenue par méthode de Metson et celle obtenue par la méthode de cobalhexamine (Cohex) pour les deux types de sols**

A l'échelle de la parcelle, la CEC du calcisol est répartie d'une manière presque homogène selon la profondeur et les valeurs varient entre 5 et 7  $\text{cmol}^+/\text{kg}$  de sol (tableau IV.5). Alors

qu'au niveau des deux profils de calcisols, les valeurs de la capacité d'échange cationique (CEC) sont pratiquement invariantes le long de deux profils. Cependant, on constate que la CEC est plus élevée dans l'horizon de surface du sol irrigué comparé au sol témoin. Cela peut être dû à l'enrichissement du sol irrigué en MO. En effet, les horizons du profil irrigué montrent des teneurs plus élevées en MO ainsi qu'en azote total par rapport au profil témoin. Cet enrichissement simultané en carbone organique et en azote a permis de garder le rapport C/N à un niveau relativement constant.

Concernant le fluvisol, la CEC mesurée est nettement plus élevée en surface qu'en profondeur notamment dans les points de prélèvement BZ2, BZ3 et le témoin où elle peut atteindre 25  $\text{cmol}^+/\text{kg}$  (tableau IV.5). Cette variation que ce soit latérale ou verticale de la CEC dans le cas du fluvisol peut être expliquée par la variation de la texture de ce type de sol. A l'échelle des profils de fluvisols, on remarque que les horizons H3 et H5 du profil BZPi, d'une part et H3 et H4 des profils BZP2 et BZPt d'autre part, présentent les valeurs de la CEC les plus faibles. Ces horizons sont composés essentiellement de sable fin, contrairement aux autres horizons qui présentent des textures argileuses à argilo-sableuses. Pour les trois profils de fluvisol, les valeurs de CEC les plus élevées sont retrouvées dans les deux premiers horizons. Ces valeurs de CEC varient néanmoins d'un profil à l'autre. Les valeurs les plus élevées sont détectées dans le profil BZPi. Cette différence de CEC traduit donc plus un effet de variation de la texture du sol plutôt qu'un effet de l'irrigation. En effet, par rapport au sol témoin, on ne constate pas d'enrichissement des sols irrigués ni en MO ni en azote total.

**Tableau IV.5 : Variation de la CEC dans le calcisol et le fluvisol exprimée en  $\text{cmol}^+/\text{kg}$  (méthode cobaltihexamine)**

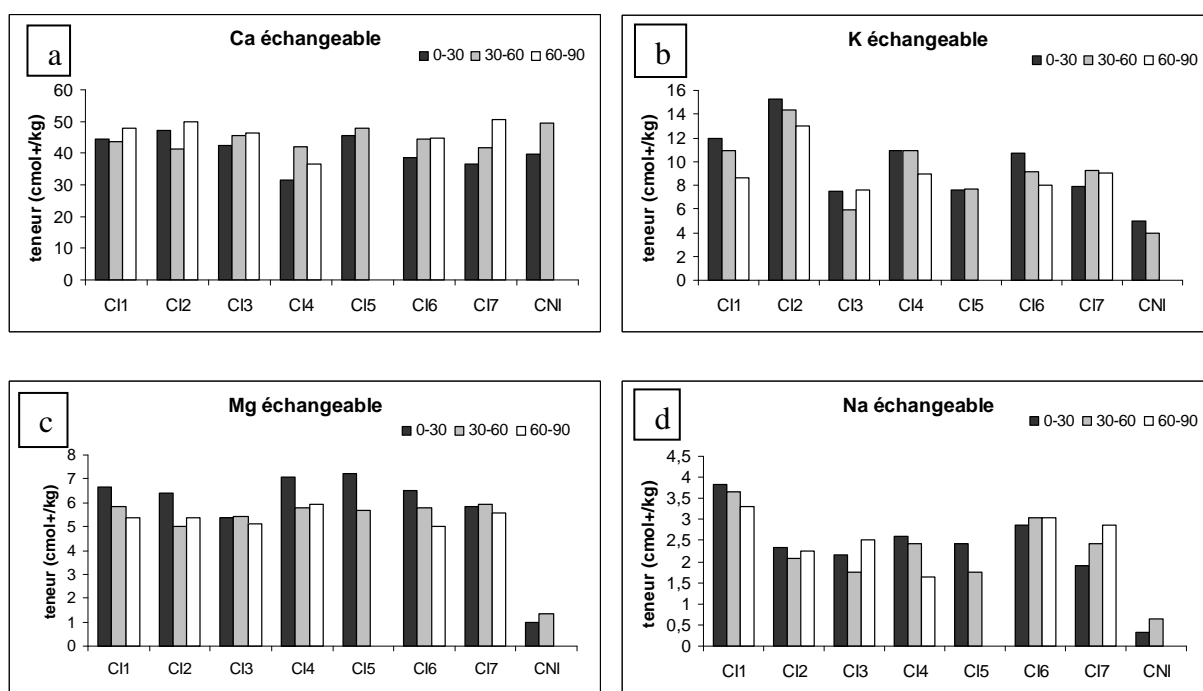
Site	CEC dans le calcisol								CEC dans le fluvisol			
	CI1	CI2	CI3	CI4	CI5	CI6	CI7	CNI	FI1	FI2	FI3	FNI
<b>0-30 cm</b>	6,12	7,352	5,76	6,8	6,39	5,8	5,72	7,7	11	24,7	24,23	22,43
<b>30-60 cm</b>	6,77	5,69	6,01	7,3	5,72	5	7,23	10,15	9,7	25,56	24,91	19,93
<b>60-90 cm</b>	6,84	6,37	6,01	6,84	-	5,9	5,9	-	7,85	8,32	16,31	3,85

### 3.3.4. Bases échangeables

Dans le calcisol, le calcium est le cation majoritaire échangeable. Il sature à lui seul plus de 65% du complexe absorbant. Les autres éléments échangeables présents dans le sol sont par ordre d'importance :  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{Na}^+$  (figure IV.9a, b, c et d). Au niveau des profils de calcisol

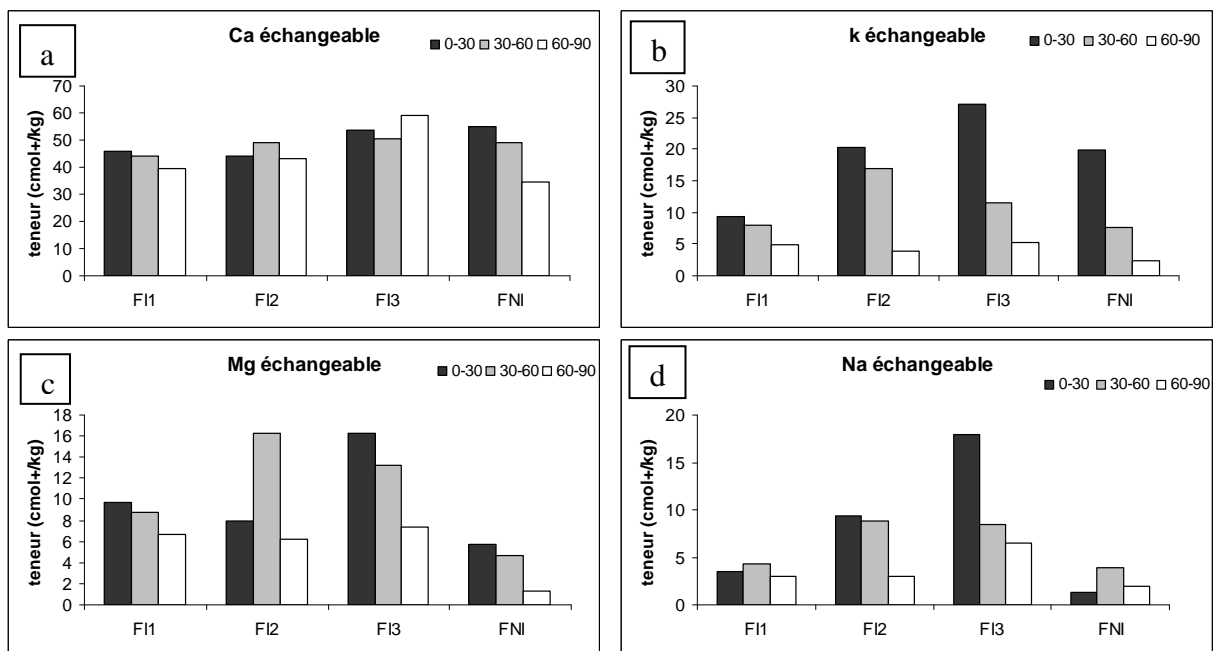
(tableau IV.6), comme précédemment, le calcium est l'élément échangeable le plus présent dans ce sol.

Afin de mettre en évidence l'effet des EUT sur la composition du complexe absorbant du sol, nous avons procédé à l'analyse de l'ensemble de ces éléments échangeables dans le sol irrigué. La teneur du calcium échangeable dans les trois niveaux du sol est comparable à celle du calcisol non irrigué (figures IV.9a). Ce comportement analogue entre profil témoin et irrigué est à rapprocher de l'origine naturelle de cet élément. Par contre, les teneurs des autres éléments échangeables sont plus importantes dans les sols irrigués que dans le sol témoin prouvant l'apport des EUT et l'enrichissement du sol en ces éléments (figures IV.9b, c et d). Ceci se confirme à l'échelle de profils de sol (Tableau IV-6). Tous les horizons du profil irrigué montrent en effet un enrichissement en  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$  et en  $Na^+$  échangeables par rapport au profil témoin. Si les teneurs de  $K^+$  diminuent de la surface vers la profondeur, le  $Na^+$  montre par contre le phénomène inverse.



**Figure IV.9 : Teneurs en cations échangeables (extraction par Ac-NH<sub>4</sub>) dans le calcisol irrigué (CI) comparé au témoin (CNI) ; a) calcium, b) potassium, c) magnésium et d) sodium**

Dans le fluvisol, le calcium est également l'élément échangeable qui sature le complexe absorbant de ce sol. En comparant les deux profils irrigués du fluvisol et celui non irrigué (tableaux IV.6), on constate un enrichissement uniquement des teneurs en  $\text{Na}^+$  échangeable et essentiellement dans les deux horizons de surface. A l'échelle des parcelles de fluvisols, les teneurs en calcium échangeable varient entre 45 et 75% du total des ions échangeables (figure IV.10a). De la même manière et dans ce type de sol on a procédé à l'analyse des bases échangeables dans le sol irrigué par les EUT. La présentation des résultats (figure IV.10a, b, c et d) obtenus à l'échelle de la parcelle, met en évidence l'enrichissement du sol irrigué par les EUT en  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{Na}^+$  échangeables par comparaison à celui non irrigué. Cette tendance est notamment mise en évidence dans le site BZ3. Par contre, le  $\text{Ca}^{2+}$  échangeable n'enregistre pas de variation entre fluvisol irrigué et non irrigué, à l'exception du niveau le plus bas où un léger enrichissement a été constaté. Pour le cas du K échangeable, sa teneur dans le fluvisol non irrigué est comparable à celle du fluvisol irrigué par les EUT. Ainsi, on peut conclure qu'une grande part du potassium et du calcium échangeable présents dans le sol est d'origine naturelle.



**Figure IV.10 : Teneurs en cations échangeables (extraction par  $\text{Ac-NH}_4$ ) dans le fluvisol irrigué comparé au témoin ; a) calcium, b) potassium, c) magnésium et d) sodium**

**Tableau IV.6 : Teneurs en bases échangeables (cmol<sup>+</sup>/kg) dans les profils des sols obtenues par la méthode à l'acétate d'ammonium**

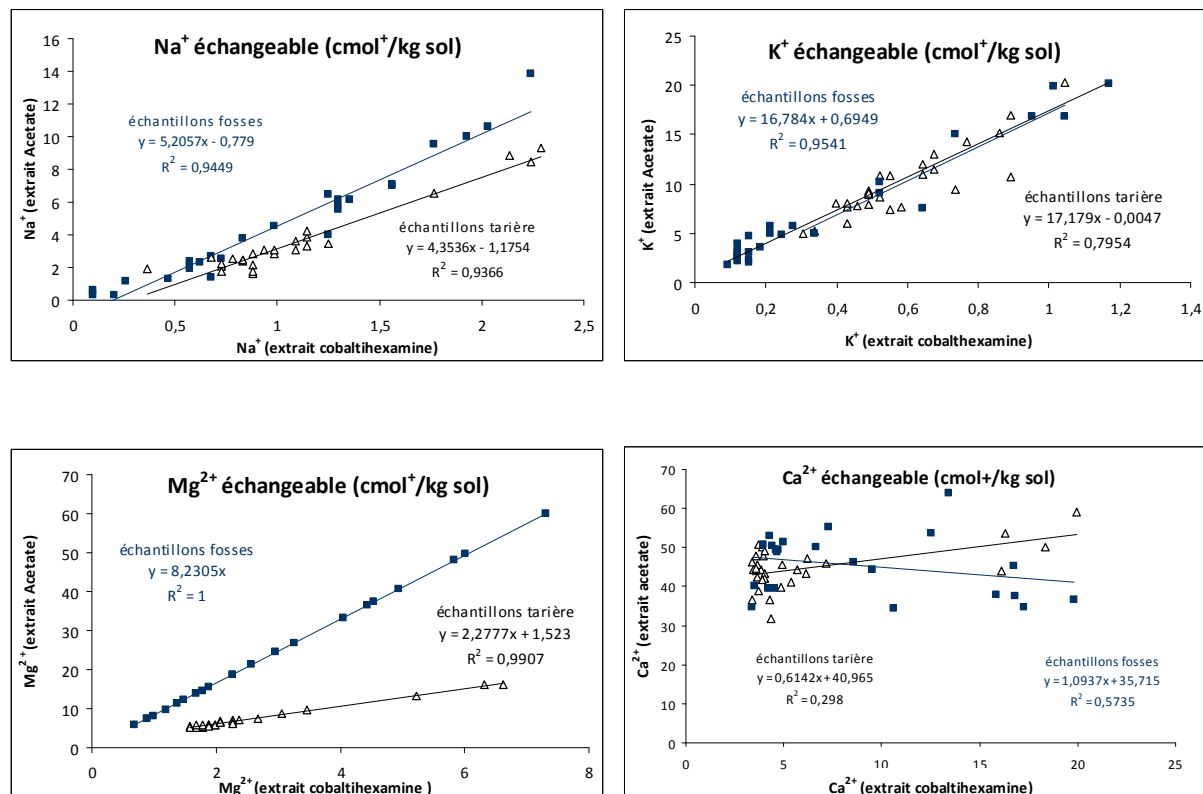
Profil	Horizon	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>
OTD Pi	H1	43,50	2,71	16,86	1,41
	H2	43,75	2,55	15,06	3,80
	H3	49,50	3,04	9,10	6,46
	H4	-	-	-	-
OTD Pt	H1	39,62	0,98	5,00	0,32
	H2	49,50	1,31	3,94	0,65
	H3	51,25	1,40	2,08	0,32
	H4	-	-	-	-
	H5 Ségui*	50,25 141,25	1,81 0,82	1,79 1,79	1,14 2,71
BZPi	H1	53,00	7,90	20,19	10,00
	H2	53,50	7,07	10,22	10,60
	H3	37,62	1,48	2,50	2,39
	H4	45,25	3,04	4,84	5,54
	H5	40,12	1,81	3,01	2,50
	H6	44,37	3,37	5,77	6,14
	H7	50,50	4,44	4,96	7,01
BZP2	H1	46,25	6,99	16,86	7,06
	H2	64,00	4,44	5,77	6,14
	H3	34,37	2,14	2,75	2,33
	H4	36,50	3,04	3,04	4,51
	H5	34,75	4,28	3,23	9,51
	H6	39,50	5,84	3,62	13,85
BZPt	H1	55,12	5,68	19,87	1,30
	H2	48,87	4,69	7,56	3,96
	H3	34,62	1,23	2,34	1,95
	H4	38,00	1,15	2,18	2,17
	H5	50,75	2,71	4,74	5,76

\* formation Ségui

### 3.3.5. Corrélation entre les mesures de cations échangeables à l'acétate d'ammonium et celles à la cobalthexamine

Pour les deux types de sols, les teneurs en bases échangeables obtenues par la méthode de Metson sont systématiquement plus élevées que celles obtenues par la méthode de cobalthexamine. D'après Julien et Turpin (1999), cette différence est due au fait que, à pH 7, la méthode de Metson entraîne la dissolution des carbonates. Ainsi, la fraction de cations extraite n'est pas toujours spécifique aux seules formes échangeables. Ce phénomène est particulièrement accentué dans le cas de fortes proportions de sels solubles (sols salés) et dans le cas du calcium pour les sols calcaires. L'ajout d'une solution d'acétate d'ammonium de pH 7 à un sol de pH aux environs de 8 revient à l'acidifier et provoquer la dissolution du carbonate de calcium. L'absence de corrélation entre les teneurs en calcium obtenues par les deux méthodes ainsi que les fortes teneurs obtenues par la méthode de Metson suggèrent la dissolution des carbonates par l'acétate d'ammonium. Par ailleurs, les teneurs en Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> et Mg<sup>2+</sup> obtenues par les deux méthodes montrent des corrélations hautement significatives

(figures IV.11). Ces éléments provenaient essentiellement des sels solubles acheminés par les EUT, contrairement au  $\text{Ca}^{2+}$  majoritairement issu des minéraux des sols, notamment les carbonates.



**Figure IV.11: Corrélation entre teneurs en bases échangeables obtenues par la méthode de Metson et la méthode de cobalthexamine**

#### 4. Effet de l'irrigation par EUT sur la salinité du sol

##### 4.1. Evolution de la salinité selon la profondeur

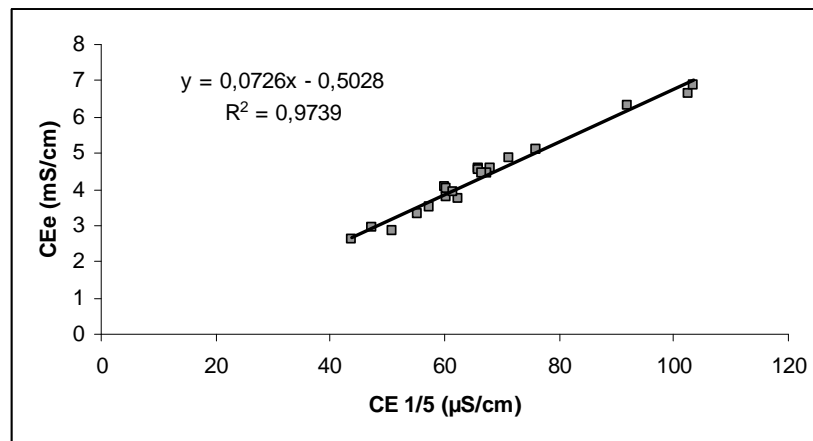
Pour étudier l'évolution de la salinité du sol, nous avons procédé à l'analyse simultanée de la conductivité électrique de la pâte saturée du sol (CEe) et de celle de l'extrait aqueux  $\text{CE}_{1/5}$ . Dans le cas du calcisol, la corrélation établie entre ces deux paramètres présentés sur la figure IV.12, montre une parfaite corrélation. Cette corrélation très significative nous permet d'établir une estimation indirecte et rapide de la CEe du sol difficilement réalisable par une simple analyse de la  $\text{CE}_{1/5}$  de l'extrait aqueux (Tedeschi et Dell'Aquila, 2005).



La conductivité électrique peut ainsi être déterminée par la formule suivante :

$$CE_e \text{ (mS/cm)} = 0,0726(CE_{1/5}) - 0,5028$$

Cette équation permet de faciliter le suivi et le contrôle de la salinité dans le calcisol du périmètre irrigué par les EUT de Sfax Sud.



**Figure IV.12 : Corrélation entre la CEe et la CE<sub>1/5</sub> dans le calcisol irrigué**

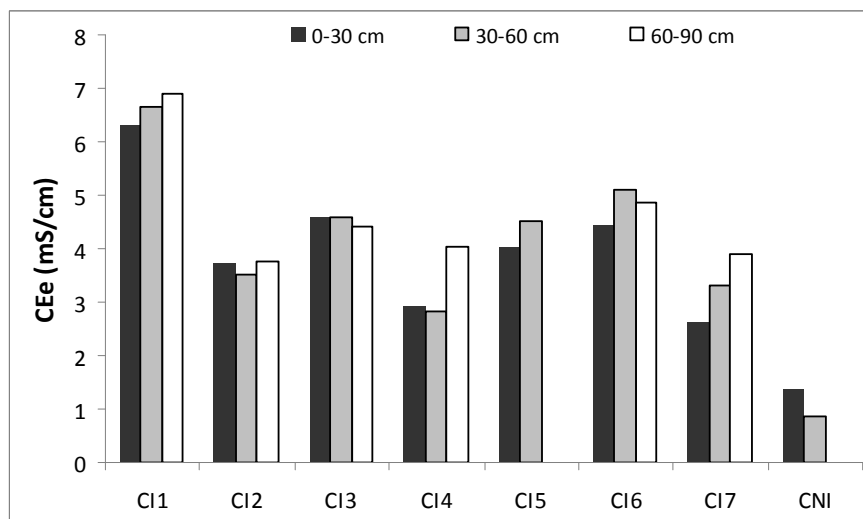
L'examen de la conductivité électrique de l'extrait de la pâte saturée des sols (CEe) montre que le calcisol localisé dans le périmètre de l'OTD commence à subir les processus de salinisation (figure IV.13). Ainsi, la CEe mesurée atteint la barre de 4mS/cm, et la dépasse dans quelques points de mesure tels que CI1, CI3 et CI6. En effet, les sols présentant une CEe voisine de 4mS/cm sont considérés comme sols modérément salés (Tedeschi et Dell'Aquila, 2005).

La salinité varie entre 2,63 et 6,32 mS/cm dans le niveau 0-30 cm, entre 2,84 et 6,64 dans le second niveau 30-60 cm et entre 3,77 et 6,9 dans le niveau de 60-90 cm. L'ensemble des résultats illustrés dans la figure IV.13 montre une légère tendance à l'augmentation de la salinité en fonction de la profondeur.

Comparée au calcisol non irrigué, on remarque que la salinité des sols irrigués par les EUT a augmenté de 90% à 360% dans le premier niveau et de 226% à 663% dans le second niveau. Statistiquement, un t-test a montré que tous les niveaux du calcisol sont bien affectés par la salinité comparé au calcisol témoin (tableau IV.7) L'augmentation de la salinité de tous les niveaux du calcisol irrigué est due, essentiellement à la qualité des EUT chargées en sels, à l'évapotranspiration très intense durant la saison estivale, à l'absorption de l'eau par les plantes et aussi à la grande quantité d'eau épandue. En effet une lame d'eau de l'ordre de 1000 mm est

appliquée en surdose durant l'été pour satisfaire tout d'abord les besoins des cultures et aussi d'assurer le lessivage du sel dans le calcisol. Le fait d'avoir une salinité stable le long du profil du sol ou plus élevée en profondeur montre que le lessivage des sels est réel et que ceux-ci sont retenus en partie dans les niveaux inférieurs.

Par ailleurs, dans le fluvisol (parcelle BZ), la conductivité électrique de l'ensemble des échantillons de sol, quelle qu'en soit la profondeur, excède 4mS/cm (figure IV.14). On constate, ainsi une salinisation du sol suite à l'irrigation par les EUT et une augmentation de la salinité de la surface à la profondeur du fluvisol. Elle varie entre 5,34 et 7,88 dans le premier niveau (0-30 cm), entre 6,46 et 8,53 dans le second niveau (30-60 cm) et entre 6,48 et 8,69 dans le niveau le plus bas (60-90 cm). L'élévation de la salinité, par rapport à celui du témoin varie entre 480 % et 756% dans le premier niveau, entre 245% et 356% dans le second niveau et entre 213% et 320% dans le niveau le plus bas. Les sels ont donc tendance de s'accumuler dans la partie superficielle du fluvisol. Cependant, statistiquement cette augmentation de la conductivité est non significative comparé à celle du fluvisol témoin qui présente auparavant un caractère salin (tableau IV.7).



**Figure IV.13 : Variation de la salinité dans le calcisol irrigué par les EUT (CI) et le calcisol non irrigué (CNI)**

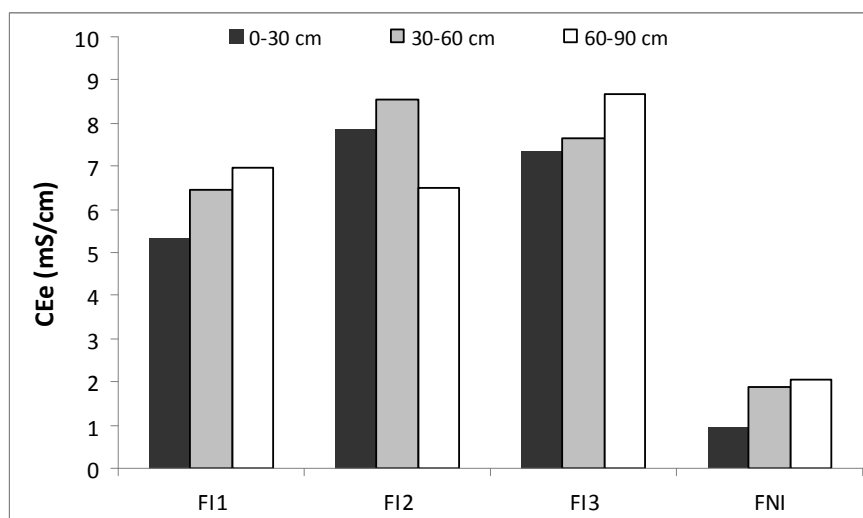


Figure IV.14 : Variation de la salinité dans le fluvisol irrigué par les EUT (FI) et le fluvisol non irrigué (FNI)

Tableau IV.7: Effets de l'irrigation par les EUT sur le pH, la CEE et l'ESP du calcisol et du fluvisol (t-test est significatif pour  $p < 1\%$ )

Paramètres	Prof. (cm)	témoin	Sols irrigués par EUT			One-sample T-test	
			N	moyenne	SEM	T	P (%)
<b>Calcisol</b>							
<b>pH</b>	0-30	8,54	7	8,28	0,0764	-3,32	1,581
	30-60	8,85	7	8,65	0,0626	-3,17	1,924
<b>CEe</b>	0-30	1,38	7	4,09	0,4608	5,89	0,053*
	30-60	0,87	7	4,35	0,4881	7,14	0,018*
<b>ESP</b>	0-30	0,32	7	4,31	0,3359	11,89	0,001*
	30-60	0,65	7	3,96	0,4036	9,20	0,008*
<b>Fluvisol</b>							
<b>pH</b>	0-30	8,38	3	8,08	0,0500	-6,00	2,667
	30-60	8,79	3	8,08	0,0917	-7,66	1,658
	60-90	8,92	3	7,94	0,0950	-10,31	0,927*
<b>CEe</b>	0-30	0,92	3	6,86	0,7758	7,66	0,830*
	30-60	1,87	3	7,54	0,5998	9,46	0,549*
	60-90	2,07	3	7,38	0,6701	7,92	0,777*
<b>ESP</b>	0-30	1,30	3	10,69	3,0608	3,06	4,589
	30-60	3,96	3	8,79	1,1353	4,25	2,552
	60-90	1,95	3	6,39	0,9802	4,52	2,272

N : nombre des échantillons ; T : Student test (T = moyenne-control) / SEM); SEM: erreur standard moyenne sur les mesures faites sur les sols irrigués par les EUT; \* significative pour  $p < 1\%$

Bien entendu le lessivage des sels au niveau des sols irrigués est lié à la solubilité des sels déposés (les sels de sodium sont les plus solubles), l'intensité d'irrigation, la migration des ions (contrôlée par la CEC du sol) la perméabilité du sol et d'autres facteurs (Tedeschi et Dell'Aquila, 2005). Cependant, dans notre étude, le mode d'irrigation et les pratiques culturales sont les principaux facteurs déterminants de la salinisation et la sodification des sols. En effet, vu que les plantes absorbent très peu les sels solubles (Nakayama et Bucks, 1986), la distribution

verticale de ces sels dans les sols est directement liée au taux de drainage des eaux qui dépend de l'intensité d'irrigation. Au niveau du calcisol, le bon drainage des eaux est en fait en relation, en premier lieu, avec la perméabilité du sol qui est améliorée par la texture sableuse à limono-sableuse ; en second lieu, avec le mode d'irrigation par submersion pratiqué d'une manière généralisée dans le périmètre et qui permet l'entraînement vertical et latéral des sels. Bien qu'il existe une croûte calcaire en subsurface sur une bonne partie de la parcelle, aucune stagnation d'eau n'a été observée. En fait, la croûte est bien fracturée permettant ainsi le bon drainage des eaux.

Par contre, le système d'irrigation appliqué au niveau du fluvisol favorise plutôt la salinisation. En raison, de sa faible perméabilité due à sa texture lourde et causant une forte rétention des eaux, le fluvisol retient mieux le  $\text{Na}^+$  et les autres électrolytes en surface que le calcisol. Il n'en reste pas moins que l'évolution de la salinité le long des profils du fluvisol irrigué, a confirmé de nouveau la tendance générale d'acheminement des sels de la surface vers la profondeur. En effet, ce drainage est favorisé par les pratiques culturales appliquées dans cette parcelle tel que les labours profonds et l'ajout de matières organiques. En d'autres termes, la perméabilité de ce sol est améliorée lors de l'arrêt de l'irrigation durant l'intersaison.

## **4.2. Evolution de la composition chimique des sels solubles dans les sols irrigués**

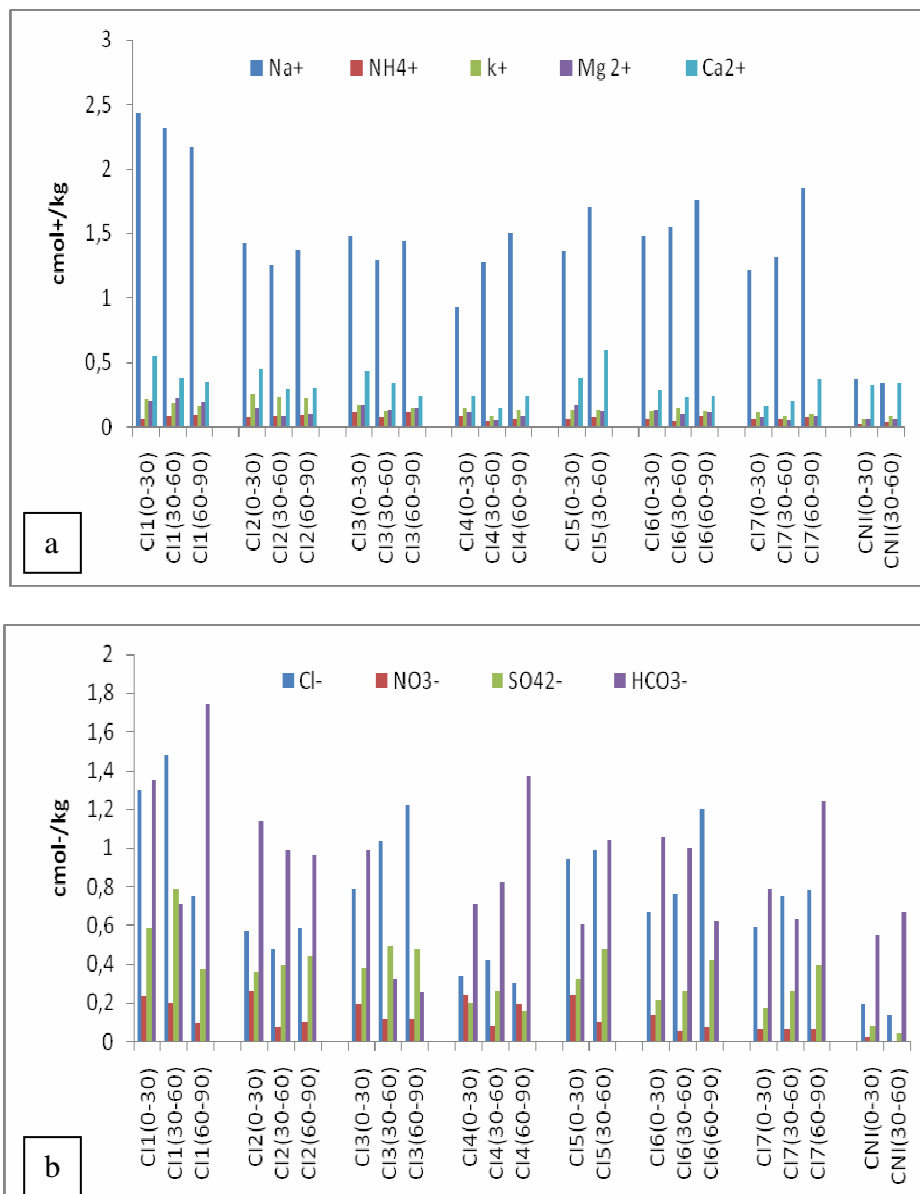
Afin de déterminer la nature des sels déposés dans le sol ainsi que les électrolytes responsables de la salinité, nous avons dosé les éléments chimiques majeurs qui se trouvent dans les extraits aqueux des sols utilisés pour déterminer la conductivité électrique.

### **4.2.1. Calcisol**

La figure IV.15a présente les cations hydrosolubles trouvés dans le calcisol. On remarque, que le  $\text{Na}^+$  est l'élément soluble le plus présent dans le sol irrigué par les EUT avec un enrichissement notables par rapport au témoin. Les teneurs en  $\text{K}^+$  et en  $\text{Mg}^{2+}$  augmentent également en comparaison au calcisol témoin. L'existence d'une corrélation significative entre  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  et  $\text{Mg}^{2+}$  avec respectivement une valeur de R de 0,45 et de 0,69 pour  $p < 5\%$  (tableau IV.8), prouve d'une part l'évolution comparables de ces éléments dans le sol et d'autre part l'origine anthropique de ces éléments dont la source est les EUT. Pour le cas du  $\text{Ca}^{2+}$ , la contribution des EUT paraît faible vue la richesse du sol en cet élément. Par ailleurs, la

corrélation hautement significative entre le sodium et la conductivité électrique du sol ( $R=0,9$  ;  $p<5\%$ ) permet de conclure que cet élément est le responsable de la salinisation du sol.

Concernant les anions solubles à l'eau, on constate un enrichissement important du sol irrigué par les EUT essentiellement en chlorures mais également en sulfates (figure IV.15b). On peut, ainsi, constater que, l'apport en ions  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  et  $\text{SO}_4^{2-}$  par les EUT a largement modifié la composition chimique du sol. Le faciès chimique du sol est devenu chloruré sodique à sulfaté sodique et comparable à celui des EUT.



**Figure IV.15 : Teneurs en sels solubles dans le calcisol irrigué (CI) et non irrigué (CNI) : a) cations, b) anions**

**Tableau IV.8: Matrice de corrélation linéaire entre les éléments solubles, la conductivité électrique (CE) et la profondeur dans le calcisol (les corrélations significatives au seuil de 5% sont marquées en gras)**

	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CE	Prof.
Na <sup>+</sup>	1,00										
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	<b>0,49</b>	1,00									
k <sup>+</sup>	<b>0,45</b>	<b>0,52</b>	1,00								
Mg <sup>2+</sup>	<b>0,69</b>	<b>0,52</b>	<b>0,54</b>	1,00							
Ca <sup>2+</sup>	0,37	0,16	0,41	<b>0,58</b>	1,00						
Cl <sup>-</sup>	<b>0,77</b>	<b>0,51</b>	0,26	<b>0,70</b>	0,36	1,00					
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,38	0,40	<b>0,56</b>	<b>0,65</b>	0,39	0,29	1,00				
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<b>0,77</b>	<b>0,58</b>	<b>0,54</b>	<b>0,71</b>	<b>0,47</b>	<b>0,87</b>	0,36	1,00			
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0,51</b>	0,06	0,38	0,22	0,32	-0,12	0,18	0,02	1,00		
CE	<b>0,90</b>	<b>0,45</b>	<b>0,46</b>	<b>0,82</b>	0,38	<b>0,74</b>	0,34	<b>0,76</b>	<b>0,43</b>	1,00	
Prof.	0,27	0,32	-0,04	-0,14	-0,22	0,15	-0,39	0,22	0,13	0,24	1,00

L'établissement des rapports entre les teneurs en Na<sup>+</sup> et les autres éléments solubles du sol peut indiquer les tendances d'échanges et d'absorption du sol par rapport à l'infiltration des EUT.

Les ratios Na/Cl et Na/HCO<sub>3</sub> varient entre 1 et 2. Ainsi, l'apport en sodium est compensé essentiellement par l'apport en chlorures et en bicarbonates. De plus, la corrélation positive significative entre le Na<sup>+</sup> et Cl<sup>-</sup> d'une part (R= 0,77) et entre Na<sup>+</sup> et HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> d'autre part (R = 0,51) indique que les sels formés dans le calcisol sont essentiellement le NaCl et le NaHCO<sub>3</sub>. Il est évident qu'un apport en cations va être équilibré par les anions majeurs essentiellement les chlorures et les sulfates.

#### 4.2.2. Fluvisol

Dans le fluvisol, le sodium également est l'élément soluble le plus présent dans le sol (figure IV.16a). Cependant, le niveau profond du sol témoin présente des teneurs élevées en Na<sup>+</sup> soluble. D'une part le fluvisol, irrigué ou non, avait déjà un caractère salin en profondeur et d'autre part l'enrichissement en Na<sup>+</sup> soluble provoqué par l'irrigation, a affecté les niveaux superficiels. Le fluvisol a été enrichi, également, en Ca<sup>2+</sup> et Mg<sup>2+</sup> solubles. Cet enrichissement est plus prononcé dans les niveaux les plus bas.

D'après le tableau IV.9, on constate une corrélation positive entre la CE d'une part et le Na<sup>+</sup>, le Ca<sup>2+</sup> et Mg<sup>2+</sup> solubles d'autre part. Les coefficients de corrélations sont respectivement de 0,8 ; 0,9 et 0,82 (p<5%). Cette corrélation confirme encore une fois l'effet majeur des EUT sur le comportement du sol. En fait, ces éléments sont généralement présents à des concentrations plus ou moins élevées et largement dominées par la teneur en Na<sup>+</sup>.

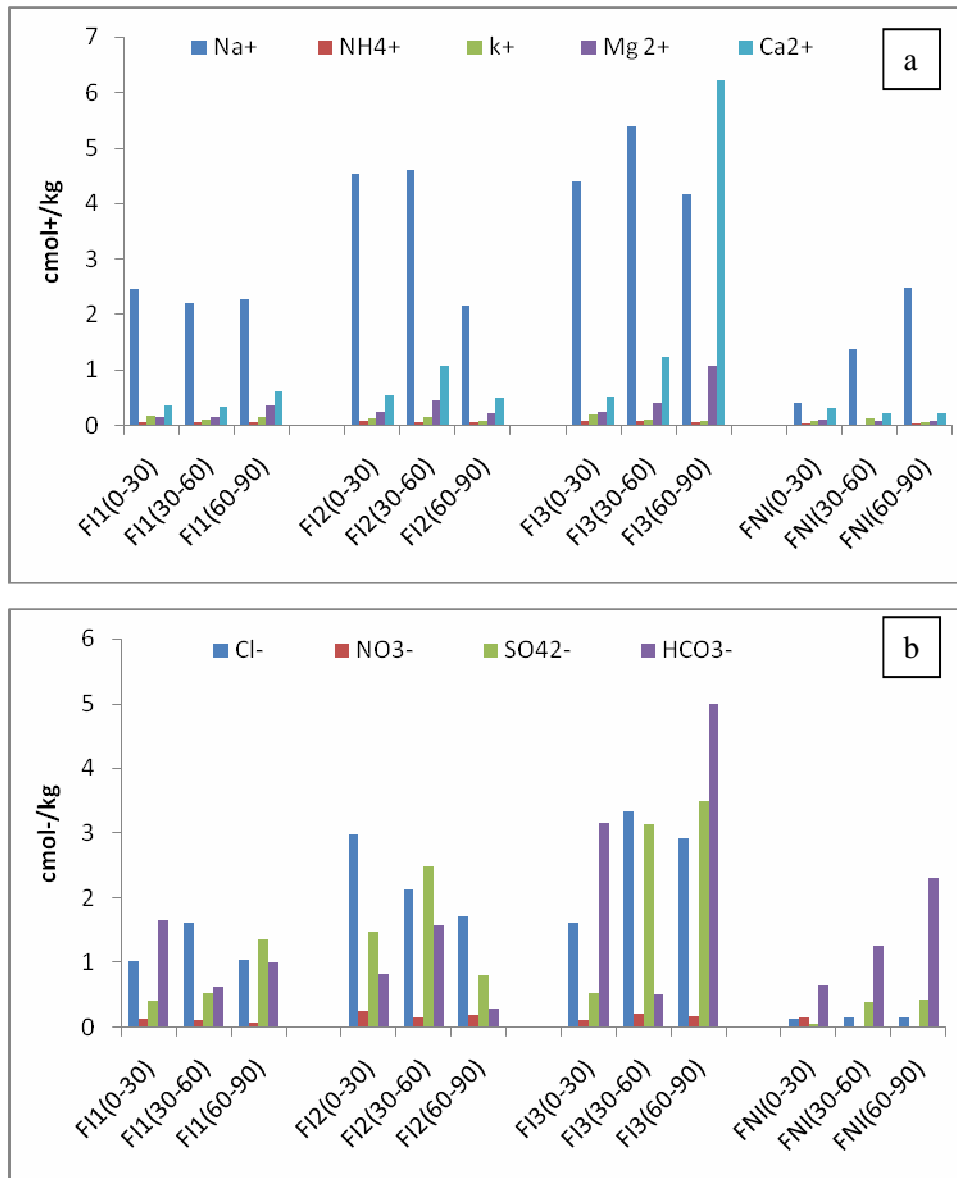


Figure IV.16 : Teneurs en sels solubles dans le fluvisol irrigué (FI) et non irrigué (FNI): a) cations, b) anions

Tableau IV.9: Matrice de corrélation linéaire entre les éléments solubles, la CE et la profondeur dans le fluvisol (les corrélations significative au seuil de 5% sont marquées en gras)

	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CE	Prof.
Na <sup>+</sup>	1,00										
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	<b>0,75</b>	1,00									
k <sup>+</sup>	0,21	0,20	1,00								
Mg <sup>2+</sup>	0,53	0,40	-0,13	1,00							
Ca <sup>2+</sup>	0,37	0,22	-0,27	<b>0,96</b>	1,00						
Cl <sup>-</sup>	<b>0,85</b>	<b>0,78</b>	0,04	<b>0,65</b>	0,51	1,00					
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,55	<b>0,69</b>	0,03	0,39	0,29	<b>0,82</b>	1,00				
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<b>0,75</b>	0,51	-0,15	<b>0,86</b>	<b>0,74</b>	<b>0,81</b>	0,52	1,00			
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,32	0,10	0,01	<b>0,67</b>	<b>0,76</b>	0,15	-0,12	0,36	1,00		
CE	<b>0,80</b>	0,56	0,07	<b>0,90</b>	<b>0,82</b>	<b>0,83</b>	0,56	<b>0,89</b>	<b>0,61</b>	1,00	
Prof.	-0,05	-0,07	-0,55	0,37	0,37	0,01	-0,30	0,33	0,18	0,10	1,00

Les rapports établis entre le  $\text{Na}^+$  et les autres éléments solubles présents dans l'extrait aqueux des sols irrigués indiquent que le ratio  $\text{Na}/\text{Cl}$  varie entre 1 et 2 sur tout le profil alors que le ratio  $\text{Na}/\text{SO}_4$  est du même ordre de grandeur uniquement dans les niveaux profonds. De plus l'existence d'une corrélation positive significative entre le  $\text{Na}^+$  soluble et  $\text{Cl}^-$  soluble ( $R = 0,85$ ) et entre le  $\text{Na}^+$  soluble et  $\text{SO}_4^{2-}$  ( $R = 0,75$ ) laisse supposer que les sels déposés dans le sol sont le  $\text{NaCl}$  et le  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ . Ce dernier sel se forme dans les niveaux profonds essentiellement. Cependant, dans le sol témoin, uniquement le rapport  $\text{Na}^+$  sur  $\text{HCO}_3^-$  est voisin de 1. On peut donc suggérer que le  $\text{NaHCO}_3$  était l'unique sel présent dans le sol avant irrigation.

En plus de ces éléments majeurs, les EUT apportent de fortes concentrations en éléments azotés. On observe dans le fluvisol comme dans le calcisol et de la même manière que pour les autres éléments, un enrichissement en ammonium et en nitrate. Cependant les différentes formes d'azote sont soumises aux conditions environnementales du sol et en particulier à l'activité biologique qui assure en même temps la dégradation et l'oxydation des formes azotées. Ces processus seront examinés par la suite.

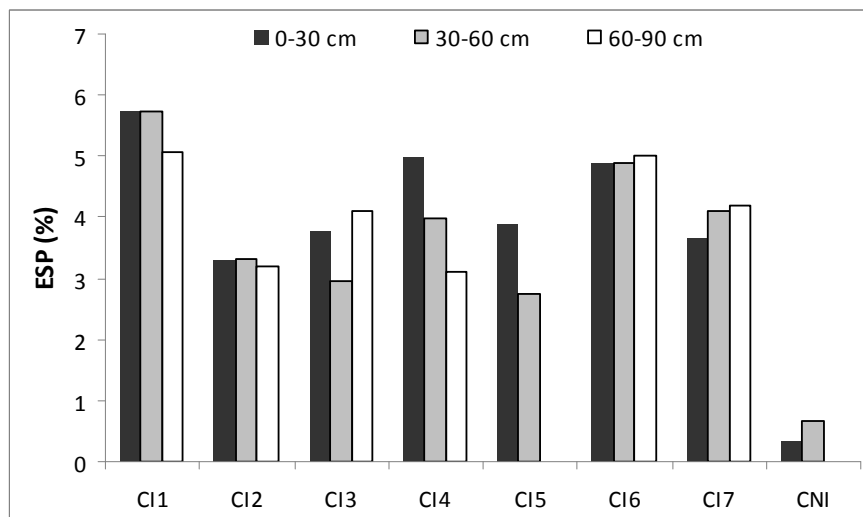
### **5. Effet de l'irrigation par les EUT sur la sodicité des sols**

Dans le calcisol, les taux de sodium échangeable (ESP ou  $\text{Na}/\text{T}$ ) 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 (figure IV.17) bien que statistiquement, la sodicité a augmenté dans le calcisol irrigué par rapport au témoin (tableau IV.7). La valeur maximale du ESP enregistrée est de l'ordre de 5,7 % (point CII). Le  $\text{Na}^+$  échangeable est réparti de manière homogène le long du profil du sol. Cet élément n'arrive pas à se fixer sur le complexe absorbant du sol et dans la plupart des cas, il est chassé en dehors du profil de sol. En effet, le sodium est largement concurrencé par les cations bivalents du sol, ce qui, dans notre cas, sature le complexe absorbant du calcisol. De plus, la texture légère du sol, confirmée par une faible valeur de CEC (cf. Tab IV.5) induit un faible nombre de sites préférentiels d'adsorption des ions  $\text{Na}^+$  échangeables et par conséquent facilite leur percolation.

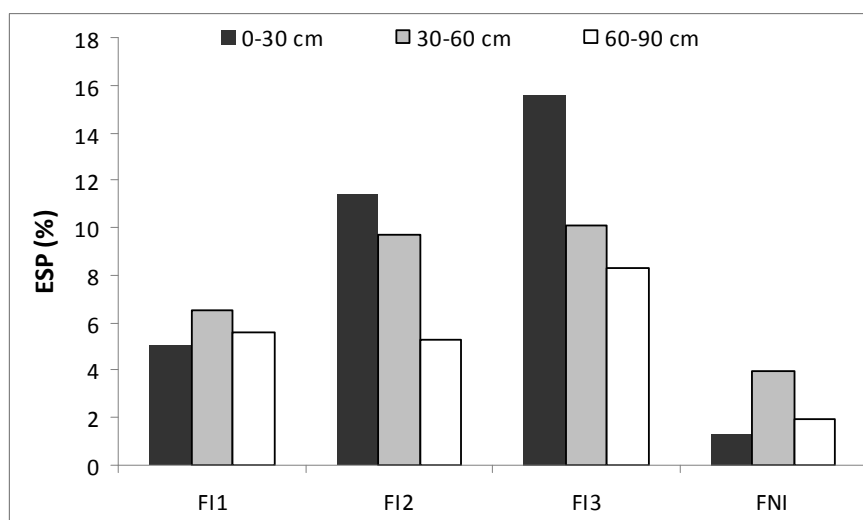
Pour le fluvisol, l'ESP varie entre 5 et 15% ce qui est nettement supérieur à ce qui est observé dans les calcisols. Les taux les plus importants sont observés au niveau des points B2 et B3, notamment dans le niveau superficiel de FI3 où l'ESP a atteint le taux de 15% (figure IV.18). Au niveau des points d'échantillonnage FI2 et FI3, l'ESP est nettement plus élevé en surface



qu'en profondeur. On constate ainsi, que le Na échangeable a été fixé sur le complexe absorbant du sol, bien que ce dernier soit largement saturé en cations bivalents échangeables. Cette fixation a été favorisée par la texture relativement argileuse des niveaux de surface et leur forte CEC (cf. Tab IV.5). Cependant, cette sodisation du fluvisol irrigué n'est pas significative comparé au témoin non irrigué (tableau IV.7).



**Figure IV.17 : Variation de la sodicité dans le calcisol irrigué par les EUT (CI) et le calcisol non irrigué (CNI)**



**Figure IV.18 : Variation de la sodicité dans le fluvisol irrigué par les EUT (FI) et le fluvisol non irrigué (FNI)**

## 6. Relation entre salinité et sodicité

L'existence d'une relation linéaire positive entre la CEE du sol et l'ESP montre que la salinisation du sol est accompagnée par une sodisation du complexe absorbant (Saidi et al., 2004). Dans notre étude, que ce soit pour les calcisols ou bien les fluvisols, cette corrélation est hautement significative avec  $R = 0,77$  au seuil de probabilité de 5% (tableau IV.10). Il faut rappeler que l'ESP et la CE traduisent des effets antagonistes vis-à-vis la stabilité structurale d'un sol. Si le premier a un effet dispersif sur les agrégats du sol, le second a plutôt un effet agglomérant sur les particules du sol. Ainsi, une eau qui présente un SAR élevé ne pose pas de problème sur la structure du sol irrigué, lorsque la CE correspondante est élevée (Pescod, 1992). Cependant, il serait indispensable d'étudier l'évolution de la stabilité structurale de ces sols suite à l'augmentation de la salinité et de la sodicité (détermination de la ECE et ESP limites) afin de prévenir leurs dégradations.

On a constaté également l'existence d'une corrélation significative entre l'ESP et la CEC. Cette corrélation est négative pour le calcisol alors qu'elle est positive pour le fluvisol. Ce résultat est en étroite relation avec la texture du sol. En effet une texture lourde ne favorise pas l'infiltration des eaux d'irrigation vu la faible perméabilité. 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). Cet effet chromatographique combiné à la faible infiltration favorise la fixation du sodium sur le complexe absorbant du sol. Pour cette raison on remarque que dans le fluvisol, les teneurs en  $\text{Na}^+$  échangeable sont supérieures à celles du  $\text{Na}^+$  solubles. D'ailleurs, le mouvement et la migration des sels dans le sol sont corrélés à la solubilité (selon le type de sel), aux volumes d'eaux épandues, au taux de migration des ions et à la perméabilité du sol (Tedeschi et Dell'Aquila, 2005). Dans ce contexte, Gupta et Abrol (1990) précisent que dans certains sols calcaires affectés par la salinité, les sels de sodium sont relativement insolubles dans l'eau et alors qu'ils sont solubles dans une solution molaire d'acétate d'ammonium. Ceci explique d'ailleurs les écarts de valeurs de CEC obtenues entre la méthode de Metson et la méthode à la cobaltihexamine.

Ainsi, d'après les valeurs de l'ESP, le fluvisol est, du fait de sa capacité de fixation de sodium, plus vulnérable à la perte et à la désagrégation de sa structure que le calcisol qui présente un mode de fonctionnement différent. La bonne perméabilité ainsi que la faible CEC de ce sol, associés à son mode d'irrigation (submersion) favorisent la percolation et le lessivage des sels. Ainsi, le fait d'avoir une corrélation négative entre ESP et CEC et des teneurs en Na

échangeable comparables à celles de Na soluble, prouve que cet élément n'arrive pas à se fixer sur le complexe absorbant du fluvisol.

**Tableau IV.10 : Matrice de corrélation linéaire entre ESP, bases échangeables, pH, CE, CEC et la profondeur du sol (les corrélations significatives au seuil de 5% sont marquées en gras)**

ESP	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	pH	CE	CaCO <sub>3</sub>	CEC	Prof.
calcisol	<b>0,78</b>	<b>0,47</b>	<b>0,97</b>	-0,13	-0,29	<b>0,77</b>	0,26	<b>-0,56</b>	0,07
Fluvisol	<b>0,80</b>	<b>0,61</b>	<b>0,95</b>	0,34	<b>-0,63</b>	<b>0,77</b>	0,56	<b>0,58</b>	-0,32

## 7. Effets des EUT sur la fertilité des sols irrigués

### 7.1. Azote soluble

Les nitrates et l'ammonium ont été déterminés par chromatographie ionique à partir des extraits aqueux des sols.

Dans le calcisol irrigué par les EUT, les teneurs en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de l'extrait aqueux de sol sont faibles et ne dépassent pas 0,1 cmol<sup>+</sup>/kg de sol sec (Figure IV.19). D'une manière générale, on constate que les teneurs augmentent de la surface vers la profondeur. On remarque également, un enrichissement du calcisol irrigué par rapport au sol témoin. Statistiquement, cet enrichissement n'est significatif que pour le niveau de surface (tableau IV.11). En effet, l'ion ammonium est la forme chimique de l'azote minérale la plus associée aux particules de sol du fait de sa charge positive.

En revanche, les teneurs en nitrates sont très variables. Les teneurs les plus élevées ont été détectées dans les niveaux superficiels du sol dont le maximum est de l'ordre de 0,25 cmol<sup>-</sup>/kg de sol sec (Figure IV.20). Dans le sol témoin, une faible teneur en nitrates de l'ordre de 0,02 cmol<sup>-</sup>/kg a été détectée dans le niveau de surface uniquement. L'augmentation des teneurs en nitrate en profondeur prouve à la fois la migration et le lessivage de cet élément par les eaux d'irrigation. Ainsi bien qu'on constate des enrichissements en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans tous les horizons du calcisol irrigué, ces valeurs ne sont pas significatives comparées à celles du témoins non irrigué (tableau IV.11).

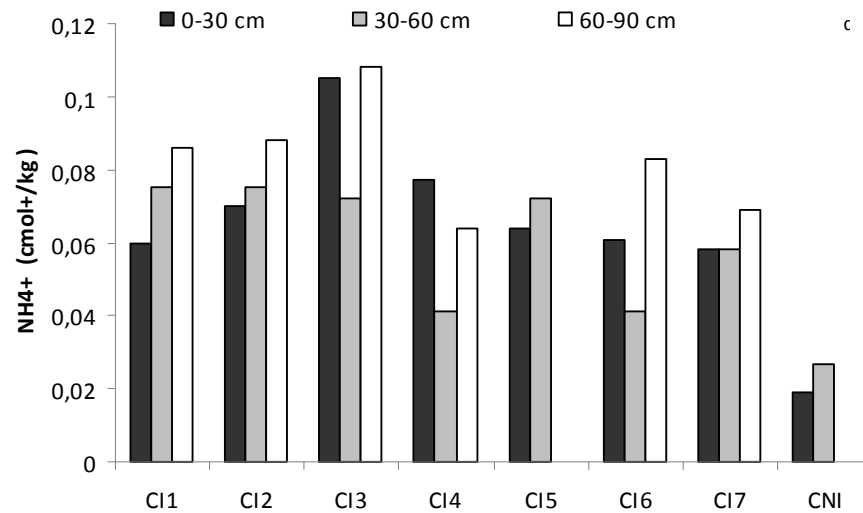


Figure IV.19 : Teneur en  $\text{NH}_4^+$  dans le calcisol irrigué par EUT (CI) et le témoin non irrigué (CNI)

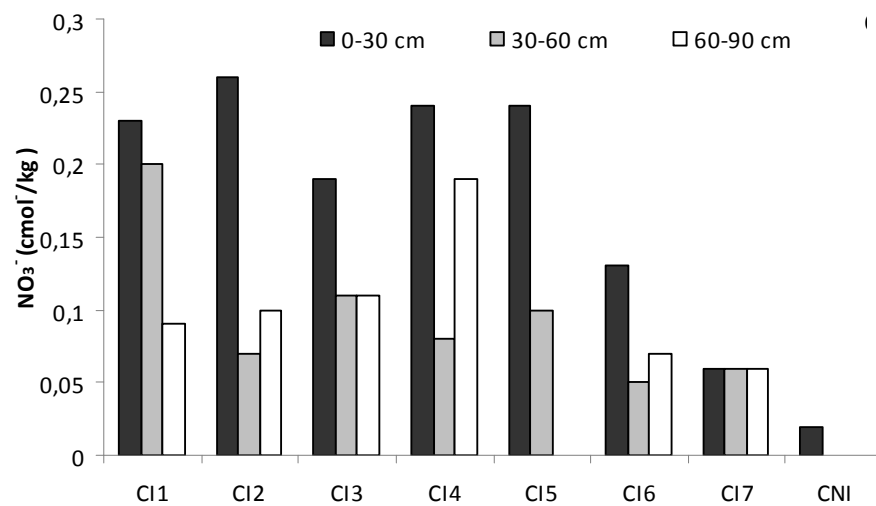


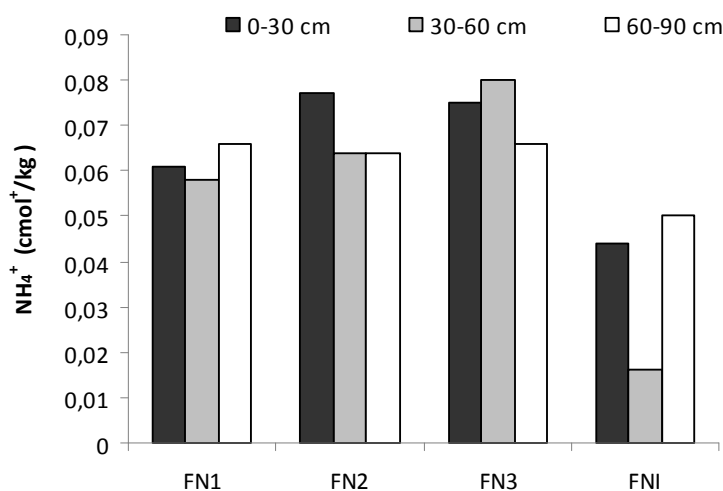
Figure IV.20 : Teneur en nitrate dans le calcisol irrigué par EUT (CI) et le témoin non irrigué (CNI)

**Tableau IV.11: Effets de l'irrigation par les EUT sur les teneurs en  $\text{NH}_4^+$  et en  $\text{NO}_3^-$  dans le calcisol et le fluvisol (t-test est significatif pour  $p < 1\%$ )**

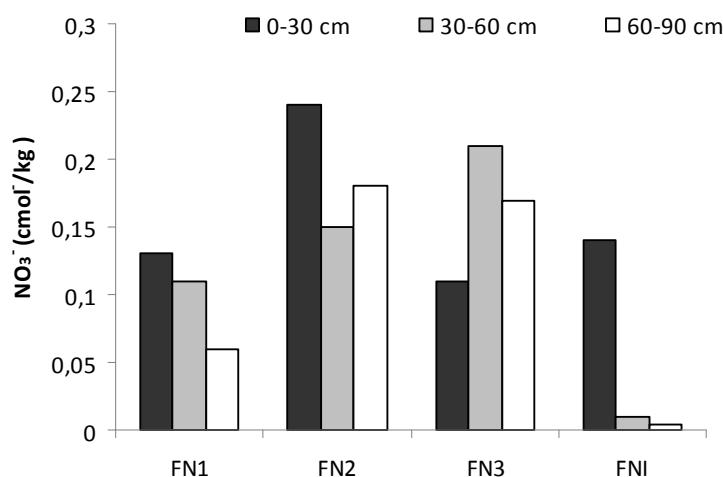
Paramètres	Prof.	témoin	Sols irrigués par EUT			One-sample T-test	
			N	moyenne	SEM	T	P (%)
<b><u>Calcisol</u></b>							
$\text{NH}_4^+$	0-30	0,02	7	0,07	0,0062	8,29	0,008*
	30-60	0,03	7	0,06	0,0058	5,98	0,048*
$\text{NO}_3^-$	0-30	0,02	7	0,19	0,0276	6,26	0,038*
	30-60	0,00	7	0,09	0,0191	5,00	0,122*
<b><u>Fluvisol</u></b>							
$\text{NH}_4^+$	0-30	0,04	3	0,071	0,0050	5,36	1,651
	30-60	0,01	3	0,067	0,0066	7,81	0,798*
	60-90	0,05	3	0,065	0,0007	23,00	0,094*
$\text{NO}_3^-$	0-30	0,14	3	0,160	0,0404	0,49	33,485
	30-60	0,01	3	0,157	0,0291	5,04	1,854
	60-90	0,00	3	0,137	0,0384	3,45	3,733
N : nombre des échantillons ; T : Student test ( $T = \text{moyenne-control} / \text{SEM}$ ); SEM: erreur standard moyenne sur les mesures faites sur les sols irrigués par les EUT; * significative pour $p < 1\%$							

Dans le fluvisol, irrigué par les EUT seulement depuis 4 ans, les teneurs en ions ammonium sont réparties d'une manière quasi homogène le long des profils analysés (Figure IV.21). La teneur maximale détectée est de l'ordre de  $0,08 \text{ cmol}^+/\text{kg}$ . Ces teneurs naturellement présentes dans le sol témoin sont relativement élevées par rapport à celles du calcisol. On constate donc un faible enrichissement de ce sol en  $\text{NH}_4^+$  suite à l'irrigation par les EUT mais qui ne sont pas importante par rapport au témoin non irrigué (tableau IV.11).

Dans le fluvisol, les teneurs en nitrate ne montrent pas une évolution particulière (Figure IV.22). La teneur maximale détectée est de l'ordre de  $0,25 \text{ cmol}^-/\text{kg}$ . D'autre part, on remarque des teneurs élevées en nitrates dans le niveau superficiel du sol témoin (environ  $0,15 \text{ cmol}^-/\text{kg}$ ), contrairement aux niveaux inférieurs où les teneurs sont très faibles. Ainsi, l'enrichissement en nitrate a affecté essentiellement les niveaux profonds du sol mais demeure non significatives comparé au témoin (tableau IV.11). On peut conclure que dans le fluvisol, l'irrigation a entraîné le lessivage en profondeur des nitrates plutôt que leur accumulation en surface.



**Figure IV.21: Teneur en  $\text{NH}_4^+$  dans le fluvisol irrigué par EUT (FI) et le témoin non irrigué (FNI)**



**Figure IV.22 : Teneur en nitrate dans le fluvisol irrigué par EUT (FI) et le témoin non irrigué (FNI)**

L'azote minéral apporté via les EUT a montré différents comportements selon le type de sol irrigué. Dans le calcisol, naturellement pauvre en azote, l'irrigation a entraîné, tout d'abord, l'enrichissement du sol en ammonium et en nitrate et ensuite leur lessivage vers la profondeur. En effet, certains auteurs ont constaté que l'azote ammoniacal acheminé vers le sol va être immédiatement absorbé par le complexe absorbant du sol (Chen et Patrick JR, 1980 ; Alvarez-Bernal et al., 2006). Cependant, dans le calcisol, la bonne perméabilité ainsi que la faible CEC ont plutôt favorisé la percolation des eaux d'irrigation ainsi que la migration et le lessivage des ions ammonium en profondeur où on a trouvé des teneurs élevées en ces ions. Chen et Patrick JR (1980), précisent que le  $\text{NH}_4^+$  fixé sur le complexe du sol va être transformé selon un des

trois processus suivant : nitrification dans la partie aérée du sol, assimilation par les plantes ou bien mobilisation par la microflore du sol où il sera incorporé sous forme organique. Les teneurs élevées en nitrates enregistrées dans les niveaux superficiels du sol peuvent être expliquées par cette nitrification. En outre, l'excès de nitrate, non consommé par les plantes, va être lessivé en profondeur vu la mobilité de cet élément dans le sol (Russell et al., 1993). Une partie des ions nitrates lessivés va subir une dénitrification, dans la zone anoxique du sol, et sera ainsi libérée sous forme volatile dans l'atmosphère (Chen et Patrick JR, 1980; Russell et al., 1993; Ramirez-Fuentes et al., 2002). Cette perte de nitrate par dénitrification peut expliquer les faibles teneurs trouvées en profondeur.

En revanche, le fluvisol témoin contient déjà des teneurs importantes en ions  $\text{NH}_4^+$ , essentiellement dans les niveaux de surface et le plus profond, et en nitrate concentré essentiellement dans le niveau superficiel. On peut conclure que dans ce sol, l'irrigation par les EUT a entraîné l'enrichissement en nitrate essentiellement des niveaux profonds. Kim et al. (1997), précise que l'apport supplémentaire de l'azote via les EUT, dans un système déjà enrichi en cet élément, va favoriser plutôt la nitrification et le lessivage de nitrate.

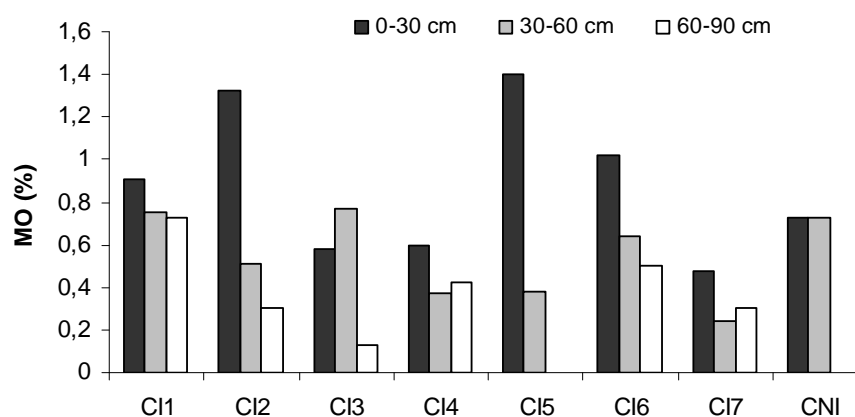
## **7.2. Matière organique (MO)**

Dans le calcisol, le taux maximal en MO (de l'ordre de 1,4 %) est détecté dans le niveau de surface du point échantillonnage CI5 (Figure IV.23). D'une manière générale, les teneurs les plus élevées ont été trouvées dans les niveaux superficiels. On remarque également que les teneurs en MO du sol diminuent avec la profondeur à l'exception du point d'échantillonnage CI3. En revanche, le taux de MO détecté dans le sol témoin non irrigué (CNI) est de l'ordre de 0,8% reparti de manière égale sur les deux niveaux prélevés. Les valeurs plus élevées enregistrées dans les niveaux de surface du calcisol irrigué, suggèrent une accumulation de la MO suite à l'irrigation par les EUT. On remarque toutefois que dans certains points d'échantillonnage les teneurs en MO sont moins importantes que celles trouvées dans le sol témoin (CI4 et CI7).

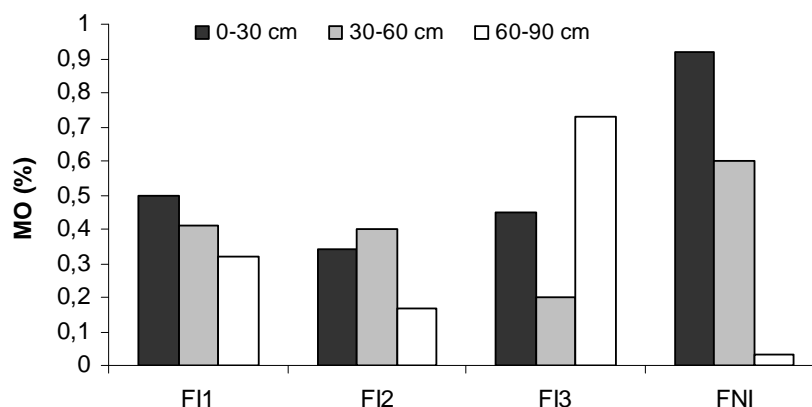
En effet, l'irrigation avec les EUT n'entraîne pas de façon systématique une accumulation de MO dans le sol et le phénomène inverse peut même être observé. En effet, suite à leur richesse en éléments fertilisants et en oligoéléments, les EUT stimulent l'activité microbologique du sol (Magesan et al., 2000, Ramirez-Fuentes et al., 2002), favorisant la minéralisation du

carbone organique du sol, lorsque les conditions sont favorables, ce qui entraîne une baisse du taux de la MO dans le sol (Solis et al., 2005; Herpin et al., 2007).

Dans le cas du fluvisol irrigué par les EUT (FI), les taux de MO sont également faibles et ne dépassent pas le niveau de 0,8% FI3 (figure IV.24). Ainsi, on ne constate pas un enrichissement du fluvisol en MO suite à l'irrigation par les EUT. Par contre, on remarque bien que les teneurs en MO sont plus importantes dans le sol témoin que dans les sols irrigués par les EUT, à l'exception du niveau le plus bas (60-90 cm).



**Figure IV.23 : Teneur en MO dans le calcisol irrigué par EUT (CI) et le témoin non irrigué (CNI)**



**Figure IV.24 : Teneur en MO dans le fluvisol irrigué par EUT (FI) et le témoin non irrigué (FNI)**



### 7.2.1. Evolution de la MO

Afin de comprendre l'évolution de la MO dans le sol irrigué par les EUT, nous avons déterminé le rapport C/N, le taux du carbone organique dissous (COD) et le SUVA (Specific UV Absorption) pour tous les niveaux de surface. Ces paramètres sont présentés dans le tableau IV.12.

**Tableau IV.12 : Rapport C/N, COD et SUVA des niveaux de surfaces des sols irrigués par les EUT et de leurs témoins correspondant**

Ech.	N total (%)	COT (%)	C/N	COD (mg/kg)	Abs 254	SUVA
CI2	0,018	0,53	29,40	43,08	0,80	1,86
CI3	0,021	0,77	36,62	45,64	0,94	2,07
CI4	0,017	0,34	20,00	38,76	0,60	1,54
CI5	0,018	0,35	19,55	39,96	0,62	1,55
CI6	0,035	0,81	23,05	43,76	0,78	1,80
CI7	0,019	0,59	31,26	52,14	0,86	1,65
CI8	0,014	0,28	20,00	44,08	0,71	1,62
CNI	0,006	0,42	70,50	17,03	0,17	1,02
FI1	0,017	0,29	17,06	37,36	0,72	1,94
FI2	0,019	0,20	10,52	29,84	0,49	1,65
FI3	0,022	0,26	11,81	35,60	0,61	1,71
FNI	0,020	0,70	35,00	34,22	0,56	1,64

#### a. Rapport C/N

Dans le calcisol irrigué par les EUT, ce rapport varie entre 20 et 36 alors que dans le sol témoin il est de l'ordre de 70. L'enrichissement du sol irrigué en azote a entraîné la diminution des valeurs de ce paramètre. Cet apport d'azote a accéléré par conséquence le renouvellement de la MO du sol.

Dans le fluvisol irrigué, il n'y a pas eu d'enrichissement en azote. Le C/N varie entre 10 et 17 alors que dans le témoin il est de l'ordre de 35. Ces valeurs faibles sont due à la faible teneur en COT dans le sol.

#### b. Le Carbone organique dissous (COD)

Le Carbone organique dissous représente une faible portion (0,1 à 0,01%) du total de la matière organique du sol. Il s'agit également de la fraction la plus mobile du carbone organique. Le COD est considéré comme un important vecteur de micro contaminants organiques et minéraux. Cette portion du carbone organique, précurseur de certains composés dérivés halo-

organiques, peut constituer une source de contamination des eaux souterraines (Hassouna et al., 2005).

Le COD a été déterminé pour tous les niveaux de surfaces des deux types de sol irrigués ainsi que des sols témoins correspondants. Dans le cas du calcisol, les teneurs en COD dans le sol irrigué par les EUT varient entre 38,76 et 52,14 mg/kg (tableau IV.10). Dans le sol témoin la teneur en COD est de l'ordre de 17 mg/kg. On constate ainsi un enrichissement du sol irrigué en carbone organique dissous. Cet enrichissement résulte de la décomposition de la MO du sol.

Pour le cas du fluvisol, les teneurs en COD varient entre 29 et 37 mg/kg (tableau IV.10). Ces valeurs enregistrées dans le sol irrigué sont comparables à celles trouvées dans le sol témoin (34 mg/kg). Bien que les rapports C/N trouvés dans ce sol soient favorables pour la biodégradation de la MO, on constate une faible décomposition du CO dans ce sol.

### c. Absorbance UV254 et SUVA

Le SUVA est défini comme étant l'absorbance UV à 254 nm divisé par la concentration du COD exprimé en L/mg de C m. Il est proportionnel à l'aromaticité du COD (Shuang et al., 2007 ; Chow, 2003). Le SUVA est utilisé pour avoir une idée sur la proportion du C aromatique dans le sol et des substances humiques dans l'eau (Traina et al., 1990). La fraction aromatique du CO est relativement stable comparés à la fraction labile tel que les carbohydrates et les protéines (Kalbitz et al., 2003). La consommation microbiologique de cette fraction organique labile entraîne une augmentation de la proportion du carbone aromatique.

D'après le tableau IV.12, on constate dans le cas du calcisol, une augmentation de l'absorbance UV à 254 nm ainsi que du SUVA dans le sol irrigué comparé au sol témoin. Cette augmentation est due à la dégradation des formes labiles de la MO et par conséquent à un enrichissement du sol en composés aromatiques. Korshin et al. (1997) précisent que la présence des groupes fonctionnels polaires dans les composés aromatiques tels que les hydroxyles, carbonyles, carboxyles et esters, entraînent une augmentation de la conjugaison et donc de l'absorbance à 254 nm. Alors que dans le cas du fluvisol, la légère augmentation du SUVA des points BZ1 et BZ3 comparés au témoin indique une faible dégradation de la MO dans ce type de sol.

Ainsi, la compilation des valeurs du C/N, du COD et du SUVA obtenues pour le calcisol témoigne d'une évolution plus rapide de la matière organique suite à l'irrigation par les EUT.

Pour le cas du fluvisol, au contraire il n'y a pas eu d'enrichissement en MO suite à l'irrigation par les EUT. De plus les processus de décomposition de cette MO sont comparables à ceux du fluvisol non irrigué.

### 7.2.2. Effet de la salinité sur la fertilité du sol

La relation établie entre la conductivité électrique des sols irrigués par les EUT et leurs COD (figure IV.25), montre une corrélation négative significative ( $R = -0,63$ ). Chow et al. (2003), ont constaté qu'une modification de la salinité du sol peut affecter la structure de la MO du sol ainsi que la concentration du COD dans les eaux des drainages. Ils ont montré que l'augmentation de la salinité et de la sodicité entraîne une diminution de la concentration du COD dans les eaux de drainages. Romkens and Dolfin (1998) ont constaté que les ions Ca sont capables de flocculer plus de 50 % du COD originalement présent dans le sol. L'augmentation de la salinité entraîne la mobilisation de différentes fractions du COD suite à leur substitution par le sodium échangeable. Rietz et Haynes (2003) précisent que l'augmentation de la salinité du sol inhibe son activité microbologique et donc la décomposition de la MO ce qui entraîne une diminution du rendement des récoltes.

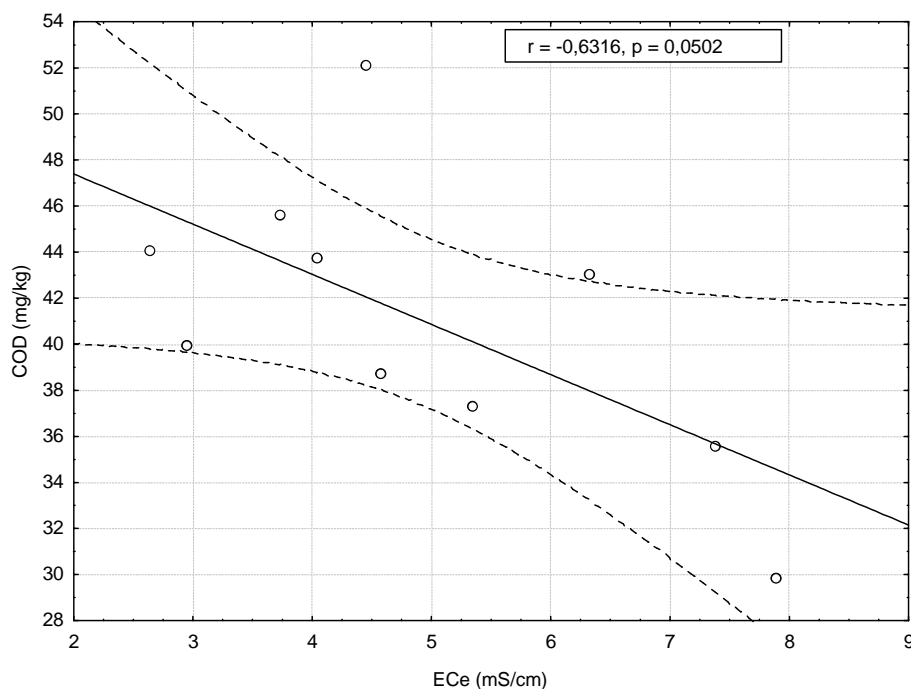


Figure IV.25 : Corrélation entre le COD et la CE des sols irrigués par les EUT

### 7.3. Impact à long terme de l'irrigation par les EUT

Comme il était observé, le calcisol témoin est naturellement pauvre en azote. En effet les ratios C/N enregistrés dans ce sol (> 70) suggèrent une inhibition de l'activité microbienne qui est, à priori, provoquée par l'abondance du calcaire actif dans ce sol. Dans un tel contexte, les nitrates et l'ammonium détectés dans les niveaux profonds de ce sol sont issus des EUT. Les teneurs en  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$  déterminées dans le fluvisol sont plus faibles. Cela peut être attribué à la faible évolution de la MO dans ce sol ainsi qu'à la durée plus courte d'irrigation. Cependant, que ce soit au niveau du calcisol ou du fluvisol, ce lessivage de l'azote minéral loin de la zone racinaire peut d'une part affecter la fertilité des horizons de surface et d'autre part contaminer la nappe phréatique et la zone non saturée. En outre, certains auteurs ont constaté que l'accentuation de la minéralisation de la MO et de l'ammonium du sol en plus de la diminution de la capacité tampons peut entraîner la diminution du pH (Solis et al., 2005).

Concernant le calcisol, on a remarqué que l'augmentation du pH en fonction de la profondeur est bien corrélée avec les teneurs en calcaire totale ( $R = 0.46$ ,  $p < 5\%$ ) suggérant une contribution des carbonates à la capacité tampon de ce sol qu'il soit irrigué ou non. Par contre, on a remarqué que le fluvisol irrigué par les EUT, enregistre une légère baisse de son pH par rapport au témoin. En effet, cette diminution a été attribuée par certains auteurs à la minéralisation de la MO, à la nitrification de l'ammonium ainsi qu'au lessivage par irrigation du calcaire actif du sol. La diminution du taux de MO et la dissolution des sels et des carbonates inorganiques, en raison de la faible capacité tampon du fluvisol, sont sûrement à l'origine de la baisse du pH du fluvisol irrigué.

Le calcium échangeable, déterminé par extraction à l'acétate d'ammonium, ne représente pas uniquement le  $\text{Ca}^{2+}$  saturant le complexe organo-minéral du sol, mais aussi le calcium provenant de la dissolution des carbonates et des sels de calcium. Au contraire, les teneurs des autres éléments échangeables ( $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  et  $\text{Na}^+$ ) augmentent, d'une manière générale, dans les deux sols irrigués seulement. Ces augmentations sont en accord avec les concentrations relativement élevées de ces cations dans les EUT. En raison de leurs propriétés spécifiques et de l'irrigation intense, ces cations échangeables acheminés par les EUT se comportent différemment selon le type de sol. Ainsi, au niveau du calcisol, de bonne perméabilité et de faible CEC, les oligoéléments apportés par les EUT sont lessivés avec les eaux de drainage, tandis qu'au niveau fluvisol ces éléments nutritifs sont accumulés dans les horizons de surface.

## 8. Conclusion

Au niveau du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax, l'irrigation par des EUT montre des effets sur la salinité, la sodicité et la fertilité de deux types de sols étudiés. Ainsi, en fonction de la durée de l'irrigation et du type de sol, des effets plus ou moins importants sont observés. Dans le calcisol la CEE et surtout l'ESP, conservent des niveaux peu élevés bien que ces sols soient affectés par la salinisation. Ce type de comportement est favorisé par la bonne perméabilité et aussi par le mode d'irrigation par submersion qui ont permis le lessivage des sels et surtout du  $\text{Na}^+$  échangeable en profondeur. Pour le fluvisol, l'irrigation a induit une salinisation et une sodicité plus prononcée du fait de la texture relativement lourde en surface de ce sol et en dépit de l'amélioration de la perméabilité induite par la pratique de labours profonds. Ainsi, il est difficile, avec la méthodologie employée et du fait des conditions non contrôlées de terrain, de bien cerner et discuter les effets de la durée d'irrigation ou du type de sol. En effet, plusieurs facteurs, qui ne sont pas contrôlés, changent d'un site à l'autre (mode d'irrigation, occupation du sol, pratiques culturales ...), contrairement aux cas d'études expérimentales. Par ailleurs, notre étude sur la salinité reste ponctuelle et ne tient compte que de l'état du sol après la période agricole estivale d'irrigation. Il serait nécessaire de vérifier que la salinisation des deux types de sol par les EUT n'est pas naturellement atténuée par le lessivage pluvial inter-saisonnier. D'une manière générale, il n'est pas évident de prévoir le temps nécessaire pour que la déstructuration du sol commence à apparaître. Cependant, la salinisation des sols est un mécanisme irréversible. C'est pourquoi il convient donc à la fois de surveiller particulièrement ce paramètre à l'avenir et sans attendre les éventuels premiers symptômes sur la structure des sols et en même temps d'optimiser les modes d'irrigation et les pratiques afin de limiter au maximum l'accumulation de sels et la sodification du sol.

Jusqu'à présent, aucune chute des rendements des cultures n'a été constatée par les exploitants depuis le début de l'irrigation par les EUT. Les rendements des cultures sur la parcelle OTD (présentés en annexe IV) montrent des fluctuations mais pas des chutes régulières. En effet, le choix des plantes était, dès le départ, bien adapté que ce soit à la qualité des EUT, au type de sol, comme à l'éventuelle salinisation des sols irrigués. L'unique effet négatif actuellement visible et qui soit clairement associé à l'augmentation de la salinité des sols est le ralentissement de la décomposition de la MO. Ce problème peut être remédié par l'ajout et l'épandage de MO moins labile tels des fumiers pendant les périodes d'intersaisons ou de jachères.

---

Dans le chapitre suivant, on va chercher à quantifier la mobilité verticale des éléments majeurs (notamment Na) et métalliques dans le sol mais aussi à identifier des effets de l'irrigation sur la qualité de certaines plantes cultivées.

## **Transfert vertical des éléments chimiques dans les sols et jusqu'aux plantes**

### **1. Introduction**

Un impact significatif de l'irrigation par les EUT a été démontré dans le chapitre précédent : Bien que les deux types de sols étudiés ne soient irrigués que depuis 4 à 15 ans, on note des variations qualitatives de la salinité, la sodicité et la fertilité des sols irrigués aussi bien à l'échelle de la parcelle qu'à l'échelle des profils de sols. Dans ce chapitre, on cherche à mieux quantifier les transferts verticaux des éléments majeurs impliqués dans la salinisation ou la fertilisation des sols. On s'intéresse également à quantifier d'éventuels impacts sur les teneurs en métaux. Le transfert vers les plantes est enfin mesuré et comparé avec les fractions d'éléments majeurs et métalliques considérées comme biodisponibles dans le sol. Deux approches ont été adoptées pour l'étude de ces transferts verticaux. Si la première est qualitative, la deuxième est plutôt quantitative.

L'évaluation qualitative du phytotransfert vers les plantes fourragères et les oliviers utilise les données recueillies par carottage à l'échelle des parcelles. En revanche, les calculs de bilans quantitatifs de transfert des éléments dans les profils de sol, vers les racines puis les parties aériennes utilisent les données recueillies au niveau des pédon (profils de sols). C'est également à cette échelle respectant les horizons des sols que nous avons effectué des tests statistiques visant à comparer les taux de transferts dans les deux types de sols étudiés (calcisol, fluvisol) et pour les oliviers, les seules plantes présentes depuis le début de l'irrigation.

### **2. Etude qualitative de l'accumulation des éléments métalliques dans les sols et les plantes irriguées**

#### **2.1. Accumulation des métaux dans les sols**

##### **2.1.1. Les teneurs totales**

Les teneurs totales en éléments métalliques déterminées dans les deux types de sols sont présentées dans la figure V.1.

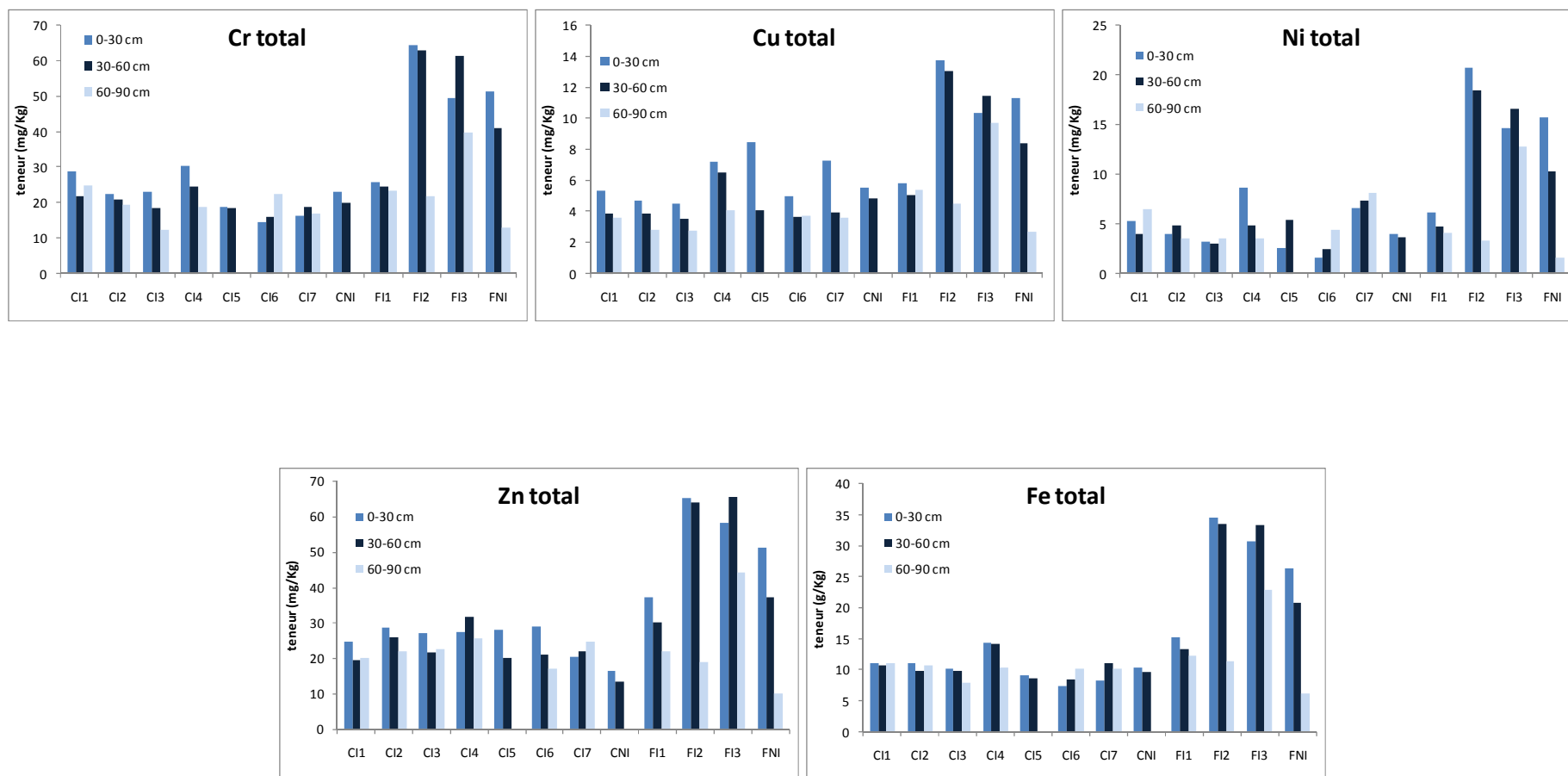
Au niveau du calcisol, d'une manière générale, il n'y a pas d'enrichissement évident en Cr dans le sol irrigué par les EUT (CI) comparé au sol témoin non irrigué (CNI) à l'exception des points CII et CI4 où on aperçoit des teneurs plus élevées en surface. Ce résultat ne va pas dans

le sens d'un enrichissement d'origine anthropique. Concernant le Cu, les teneurs dans le sol décroissent avec la profondeur. Ainsi, comparé au sol témoin, les points CI4, CI5 et CI7 enregistrent un enrichissement relatif attribué, à priori, à l'irrigation par les EUT. En revanche, les teneurs en Ni ne présentent aucune tendance particulière. Pour ces trois premiers éléments (Cr, Cu et Ni), bien que certains points dans le sol irrigué montrent des teneurs plus élevées que celle du témoin, il est difficile de préciser s'il s'agit d'un apport anthropique ou plutôt d'une perturbation naturelle. Par contre, le zinc montre à la fois une tendance régulière avec une diminution des teneurs avec la profondeur ainsi qu'un enrichissement du sol irrigué par rapport au sol témoin. Concernant le fer, les teneurs naturellement élevées ainsi que leur égale répartition dans le sol ne permet pas de distinguer l'effet de l'irrigation par les EUT.

Dans le fluvisol, les teneurs totales de tous les éléments métalliques, à l'exception du point FI1, sont plus élevées que celles déterminées dans le calcisol (figure V.1). En outre, on constate que tous les métaux montrent quasiment les mêmes tendances ce qui suggère une origine commune à tous ces éléments. Il est donc difficile de constater l'apport anthropique des teneurs naturellement présentes dans le sol.

La détermination des teneurs totales en métaux lourds, bien qu'elle permette de donner une idée sur l'ampleur d'accumulation de ces éléments dans le sol, ne permet pas de préciser la biodisponibilité et la mobilité de ces éléments (Li et al. 2007, Chen et al. 1996, Burgos et al. 2008). En effet, généralement, une partie des éléments métalliques n'est pas assimilable par les plantes et les microorganismes (Henning et al. 2001). Pour cette raison, cette fraction biodisponible est évaluée à partir des extraits de sol effectués par l'acétate d'ammonium-EDTA (AcNH<sub>4</sub>-EDTA).





**Figure V.1 : Variation de la teneur totale en métaux lourds dans les calcisols et fluvisols irrigués et témoins**

CI: calcisol irrigué; CNI: calcisol non irrigué; FI: fluvisol irrigué; FNI: fluvisol non irrigué

### 2.1.2. Teneurs en fractions biodisponibles

Les teneurs en métaux dans les extraits effectués à l'AcNH<sub>4</sub>-EDTA, généralement constatées comme fractions biodisponibles, sont présentés dans la figure V.2.

Dans le calcisol et pour le chrome, les concentrations dans la fraction extraite par l'AcNH<sub>4</sub>-EDTA sont relativement faibles comparées aux teneurs totales. En revanche, les teneurs déterminées dans les deux horizons de surface du calcisol irrigué par les EUT sont plus élevées que celles observées dans le sol témoin. L'absence du troisième niveau dans le sol témoin ne permet pas d'expliquer les teneurs également élevées observées dans ce niveau du sol irrigué. Il est possible que le Cr soit associé à un complexe chimique moins fort en raison du faible taux de MO observé dans ce niveau profond. En ce qui concerne le cuivre, on remarque une tendance générale avec des teneurs qui diminuent avec la profondeur. Ainsi, et de la même manière que pour les teneurs totales, les points CI4, CI5 et CI7 montrent des teneurs plus élevées en Ni biodisponible par rapport au sol témoin et des teneurs qui diminuent en profondeur. De plus, pour tous les points du sol irrigué les teneurs sont plus élevées que celles trouvées dans le sol témoin. Concernant le Zn, la teneur totale a augmenté dans tous les niveaux du sol irrigué, mais c'est essentiellement le niveau de surface qui a été enrichi en Zn biodisponible. La biodisponibilité du Zn semble diminuer avec la profondeur. En ce qui concerne le Fe, la fraction biodisponible est très faible comparée à la teneur totale dans le sol. Toutefois, on constate un enrichissement des niveaux de surface du sol irrigué en cette fraction comparé au témoin. On peut suggérer ainsi que cette fraction phytoassimilable est apportée essentiellement par les EUT.

Au niveau du fluvisol, et contrairement à ce qui a été constaté pour les teneurs totales, les teneurs en fractions biodisponibles sont plus faibles que dans le calcisol (figure V.2) ce qui permet de suggérer que les métaux sont moins mobiles dans le fluvisol. En examinant les teneurs des fractions biodisponibles dans le fluvisol irrigué par les EUT, on constate un enrichissement seulement par le Ni et le Zn.

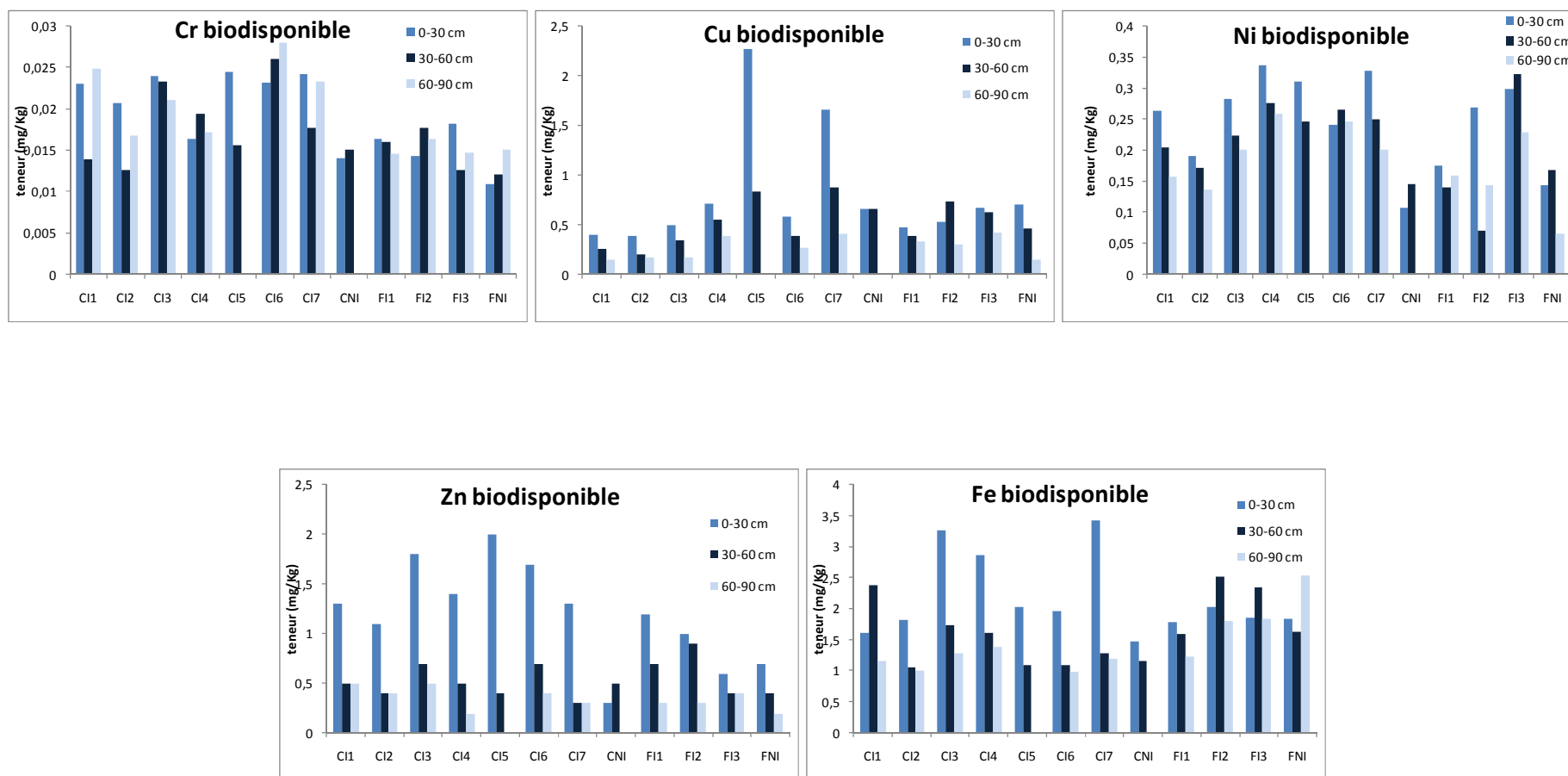


Figure V.2 : Variation de la teneur en métaux lourds biodisponibles dans les calcisols et fluvisols irrigués et témoins

CI: calcisol irrigué; CNI: calcisol non irrigué; FI: fluvisol irrigué; FNI: fluvisol non irrigué

## **2.2. Accumulation des métaux dans les plantes irriguées par les EUT**

### **2.2.1. Teneur dans les plantes fourragères**

Pour tous les échantillons, le prélèvement n'a concerné que la partie aérienne (tiges et feuilles). Les teneurs en éléments métalliques déterminées dans ces plantes sont présentées dans le tableau V.2. Dans la parcelle OTD, cinq échantillons moyens de luzerne et un échantillon moyen de sorgho irrigués par les EUT ont été prélevés alors qu'au niveau de la parcelle BZ, trois échantillons moyen de sorgho et un échantillon moyen de luzerne ont été prélevés.

Concernant la luzerne cultivée sur la parcelle de l'OTD (calcisol), les teneurs en Cr varient entre 0,45 et 5,4 mg/kg. L'échantillon 1 de luzerne montre une teneur anormalement élevée par rapport aux autres échantillons. Les teneurs en Cu, Ni et Zn varient respectivement entre 7 et 20 mg/kg, entre 2,85 et 15,36 mg/kg et entre 31 et 110 mg/kg. Enfin, les teneurs en Fe varient entre 166 et 703 mg/kg. Les teneurs en Cu, Ni, Zn et Fe dans la partie aérienne de la luzerne sont très variables d'un échantillon à un autre ce qui n'est pas observé pour le chrome (excepté pour l'échantillon de luzerne 1). Les données disponibles ne permettent pas d'expliquer la variabilité enregistrée pour une même plante. Si on compare les teneurs en métaux dans les tissus des deux plantes cultivées sur le calcisol de l'OTD, on constate qu'à l'exception du Cr, les teneurs trouvées dans la luzerne sont plus élevées que celles déterminées dans le sorgho. Cependant, la comparaison s'avère difficile du fait qu'il n'y ait pas de répétition de mesure pour le sorgho de la parcelle de calcisol.

Au niveau de la parcelle BZ, le sorgho cultivé sur le fluvisol présente des teneurs en Cr, en Cu et en Ni variant respectivement entre 0,37 et 1,08 mg/kg, entre 6,5 et 9 mg /kg et entre 0,86 et 1,83 mg/kg. Pour le zinc et le fer, les teneurs dans le tissu de sorgho varient respectivement entre 66 et 106 mg/kg et 88 et 115 mg/kg. On constate ainsi qu'à l'exception du Zn, les teneurs enregistrées présentent une faible variabilité. En comparant les teneurs enregistrées pour chaque plante entre les deux parcelles, on constate que les teneurs sont très différentes et sont pratiquement incomparables. On peut ainsi suggérer que l'accumulation des métaux dans le tissu des plantes ne dépend pas de l'historique d'irrigation mais plutôt des paramètres physiologiques des plantes et pédologiques des sols.

En ce qui concerne les éléments majeurs, on remarque qu'au niveau de la parcelle OTD, les teneurs en Ca, Na et K enregistrées dans le tissu de deux plantes sont plus élevées que celles

enregistrées dans le tissu des mêmes plantes cultivées dans la parcelle BZ. En effet, on a constaté précédemment que le calcisol (parcelle OTD) irrigué par les EUT montre d'une part un enrichissement en éléments majeurs et d'autre part que ces éléments sont en grande part sous une forme soluble donc facilement phytoassimilable. Au niveau du fluvisol (parcelle BZ), bien qu'il y ait eu un enrichissement en ces éléments, en raison de la texture argileuse de ce sol, ces éléments majeurs se trouvent essentiellement sous formes échangeables et donc moins phytoassimilable.

Par ailleurs, les teneurs en métaux dans les échantillons de plantes de deux parcelles ne dépassent ni les valeurs critiques pour leurs croissances ni les valeurs critiques pour l'alimentation de bétail citées dans la littérature (Lepp, 1985; Mac Lean et al., 1987). Ces résultats sont intéressants, compte tenu que ces fourrages sont servis comme foin pour des bovins laitiers, mais ils devraient être complétés par des analyses sur la chair ou dans le lait de ces bovins. Des études ont montré que même à très long terme (100 ans), les accumulations des métaux dans les tissus des plantes cultivées sur des sols irrigués par les eaux usées, bien qu'elles varient d'une espèce à l'autre, sont dans la marge des teneurs normalement trouvées dans les plantes. (Solis et al., 2005, Xiong et al., 2001, Flores et al., 1997).

### **2.2.2. Teneurs dans les feuilles d'oliviers**

Tous les échantillons de feuilles d'oliviers ont été prélevés au niveau du périmètre de l'OTD irrigué par les EUT sauf le témoin qui a été prélevé dans une parcelle non irriguée. Les éléments montrant les variations des teneurs les plus importantes sont le cuivre et le fer soit dont les teneurs varient du simple au double et plus encore le nickel dont les teneurs varient du simple au triple. D'une manière générale, à l'exception du Zn et du Fe, tous les échantillons de feuilles d'oliviers irrigués par EUT montrent des teneurs en métaux plus élevées que les feuilles d'oliviers de la parcelle témoin (tableau V.3).

Concernant les éléments majeurs, c'est essentiellement le K en premier lieu et Na en second lieu qui montrent des enrichissements par rapport à l'échantillon témoin non irrigué. Par contre les concentrations en calcium et en magnésium qui se trouvent sous une forme très peu soluble dans le sol, comparés à Na, sont semblables à celles observées dans l'échantillon témoin.

**Tableau V.1 : Teneurs en éléments métalliques (mg/kg MS) et majeurs (g/Kg MS) dans les tissus des plantes fourragères irriguées par EUT comparées aux teneurs critiques pour la croissance des plantes et l'alimentation de bétail (les valeurs représentent la moyenne de trois réplicas  $\pm$  SD)**

Parcelle	Plante	Cr	Cu	Ni	Zn	Fe	Ca	K	Na	Mg
<b>OTD</b>	Luzerne1	5,4 $\pm$ 0,90	10 $\pm$ 0,5	2,85 $\pm$ 0,40	110 $\pm$ 10	703 $\pm$ 69,34	11,45 $\pm$ 1,6	14,13 $\pm$ 0,67	6,54 $\pm$ 0,63	2,63 $\pm$ 0,12
	Luzerne2	0,65 $\pm$ 0,12	10,5 $\pm$ 0,5	10,6 $\pm$ 2,14	51 $\pm$ 2,88	166 $\pm$ 40,41	6,55 $\pm$ 0,05	27,22 $\pm$ 1,30	1,92 $\pm$ 0,03	2,62 $\pm$ 0,16
	Luzerne3	1 $\pm$ 0,14	7 $\pm$ 0,5	11,47 $\pm$ 1,27	38 $\pm$ 2,88	361 $\pm$ 7,64	5 $\pm$ 0,4	19,01 $\pm$ 1,39	1,09 $\pm$ 0,04	1,47 $\pm$ 0,07
	Luzerne4	0,65 $\pm$ 0,16	20,66 $\pm$ 0,76	15,36 $\pm$ 1,19	95 $\pm$ 18,02	198 $\pm$ 5,77	6,26 $\pm$ 0,35	23,07 $\pm$ 2,80	1,59 $\pm$ 0,08	1,96 $\pm$ 0,11
	Luzerne5	0,33 $\pm$ 0,00	6,16 $\pm$ 0,3	3 $\pm$ 0,38	31 $\pm$ 3,05	208 $\pm$ 12,58	6,65 $\pm$ 0,22	20,11 $\pm$ 1,62	3,83 $\pm$ 0,18	2,23 $\pm$ 0,01
	Sorgho	1,82 $\pm$ 0,31	4,66 $\pm$ 0,3	2,2 $\pm$ 0,16	20 $\pm$ 0,0	143 $\pm$ 30,14	5,48 $\pm$ 0,62	8,02 $\pm$ 0,50	4,82 $\pm$ 0,08	1,89 $\pm$ 0,13
<b>BZ</b>	Luzerne	0,9 $\pm$ 0,4	7,16 $\pm$ 0,3	2,7 $\pm$ 0,61	38 $\pm$ 2,88	203 $\pm$ 10,41	1,63 $\pm$ 0,03	8,18 $\pm$ 0,03	0,38 $\pm$ 0,02	1,58 $\pm$ 0,01
	Sorgho1	1,08 $\pm$ 0,13	9 $\pm$ 0,0	1,83 $\pm$ 0,16	71 $\pm$ 2,88	88 $\pm$ 2,88	2 $\pm$ 0,05	6,58 $\pm$ 0,42	0,15 $\pm$ 0,01	1,24 $\pm$ 0,12
	Sorgho2	0,76 $\pm$ 0,14	7,66 $\pm$ 0,3	1,13 $\pm$ 0,08	106 $\pm$ 23,1	115 $\pm$ 0	3,11 $\pm$ 0,50	7,32 $\pm$ 0,13	0,31 $\pm$ 0,16	2,21 $\pm$ 0,03
	Sorgho3	0,37 $\pm$ 0,12	6,5 $\pm$ 0,0	0,86 $\pm$ 0,04	66 $\pm$ 12,6	96 $\pm$ 7,64	2 $\pm$ 0,23	9,21 $\pm$ 0,22	0,21 $\pm$ 0,03	1,56 $\pm$ 0,02
<b>Valeurs critiques</b>	Croissance plantes	1 - 2	15 - 20	20 - 30	150 - 200	-	-	-	-	-
	Alimentation de bétail	10 - 50	30 - 100	50 - 60	~ 500	-	-	-	-	-

**Tableau V.2 : Teneurs en éléments métalliques (mg/kg MS) et majeurs (g/Kg MS) dans les feuilles d'oliviers irriguées par EUT de la parcelle OTD (toutes les valeurs représentent la moyenne de trois réplicas  $\pm$  SD)**

Echantillon	Cr	Cu	Ni	Zn	Fe	Ca	K	Na	Mg
<b>ol1</b>	2 $\pm$ 0,02	6,83 $\pm$ 0,58	1,81 $\pm$ 0,05	8,33 $\pm$ 0,9	525 $\pm$ 106	7,73 $\pm$ 0,25	3,88 $\pm$ 0,31	0,79 $\pm$ 0,04	0,92 $\pm$ 0,11
<b>ol2</b>	1,40 $\pm$ 0,07	11,16 $\pm$ 0,76	0,9 $\pm$ 0,03	10,25 $\pm$ 0,43	416 $\pm$ 14	5,9 $\pm$ 0,1	6,77 $\pm$ 0,13	0,53 $\pm$ 0,07	0,97 $\pm$ 0,04
<b>ol3</b>	1,16 $\pm$ 0,06	11,33 $\pm$ 0,3	1,6 $\pm$ 0,35	7,58 $\pm$ 0,3	450 $\pm$ 25	6,43 $\pm$ 0,42	6,92 $\pm$ 0,16	0,9 $\pm$ 0,02	0,82 $\pm$ 0,02
<b>ol4</b>	1,81 $\pm$ 0,67	7,66 $\pm$ 0,6	1,43 $\pm$ 0,07	8,91 $\pm$ 0,14	383 $\pm$ 38	5,32 $\pm$ 0,1	7,46 $\pm$ 0,03	0,64 $\pm$ 0,01	0,9 $\pm$ 0,01
<b>ol5</b>	1,67 $\pm$ 0,37	12,66 $\pm$ 0,3	2,2 $\pm$ 0,33	9,83 $\pm$ 0,52	366 $\pm$ 38	6,27 $\pm$ 0,15	7,04 $\pm$ 0,09	0,8 $\pm$ 0,04	0,95 $\pm$ 0,03
<b>ol6</b>	1,44 $\pm$ 0,33	9,33 $\pm$ 0,3	1,24 $\pm$ 0,21	10,41 $\pm$ 0,80	358 $\pm$ 14	6,72 $\pm$ 0,88	6,47 $\pm$ 0,16	0,67 $\pm$ 0,01	1,04 $\pm$ 0,03
<b>ol7</b>	1,51 $\pm$ 0,65	8,16 $\pm$ 0,3	2,7 $\pm$ 0,17	9,25 $\pm$ 1,32	325 $\pm$ 0	5,73 $\pm$ 0,2	6,21 $\pm$ 0,13	0,72 $\pm$ 0,12	0,96 $\pm$ 0,02
<b>ol8</b>	1,53 $\pm$ 0,43	13 $\pm$ 0,86	2,97 $\pm$ 1,07	9,08 $\pm$ 0,14	425 $\pm$ 70	5,85 $\pm$ 0,91	6,68 $\pm$ 0,77	0,73 $\pm$ 0,07	0,81 $\pm$ 0,1
<b>ol9</b>	1,76 $\pm$ 0,77	7,66 $\pm$ 0,3	0,93 $\pm$ 0,3	8,16 $\pm$ 0,3	416 $\pm$ 80	5,6 $\pm$ 0,23	6,31 $\pm$ 0,16	1,4 $\pm$ 0,06	0,69 $\pm$ 0,02
<b>ol10</b>	1,8 $\pm$ 0,23	6,66 $\pm$ 0,3	0,83 $\pm$ 0,00	7,33 $\pm$ 0,52	508 $\pm$ 38	5,7 $\pm$ 0,15	2,34 $\pm$ 0,05	1,7 $\pm$ 0,05	0,86 $\pm$ 0,03
<b>ol témoin</b>	1,17 $\pm$ 0,16	3,7 $\pm$ 0	0,88 $\pm$ 0,02	12,16 $\pm$ 0,66	433 $\pm$ 28	8,8 $\pm$ 0,58	1,85 $\pm$ 0,13	0,55 $\pm$ 0,03	0,92 $\pm$ 0,01

### **3. Mise en évidence de l'enrichissement des sols en métaux par l'irrigation:**

#### **Etude quantitative**

##### **3.1. Analyse des données brutes**

Les résultats concernant des éléments majeurs contenus dans les sols (tableau V.1) montrent que le silicium et le calcium sont les principaux constituants des sols. Cela est confirmé par les analyses par DRX qui montrent que le quartz et la calcite sont les principaux minéraux présents dans les sols. On remarque dans le calcisol que les teneurs en  $\text{SiO}_2$  diminuent en fonction de la profondeur contrairement au  $\text{CaO}$ . En revanche, dans les fluvisols, aucune évolution n'a été constatée pour ces deux éléments reflétant l'origine alluvionnaire de ce sol. L'aluminium et le fer représentent les deux éléments secondaires présents dans les deux types de sols.

Il est important de remarquer qu'au niveau du calcisol, les résultats de l'analyse chimique de tous les horizons des deux profils, irrigué et témoin, sont comparables. Il s'agit donc bien du même type de sol, ce qui permet de quantifier l'enrichissement du sol irrigué par les EUT en éléments métalliques. Pour le fluvisol, les analyses chimiques nous ont permis de confirmer la similitude des trois premiers horizons.

Qualitativement, en comparant le calcisol irrigué par rapport au témoin, on remarque un enrichissement relatif de l'horizon de surface (H1) en quelques éléments métalliques, notamment le chrome. Pour les autres horizons, les teneurs détectées sont pratiquement dans le même ordre de grandeur que celles du fond géochimique naturel. Dans le cas du fluvisol, la comparaison du profil irrigué par les EUT (BZPi) au profil témoin ne montre qu'un léger enrichissement des horizons H1 et H2 en chrome. En revanche, les teneurs en Zn et Ni dans les deux premiers horizons du profil irrigué par les eaux de puits (BZP2) sont relativement plus faibles que celles du profil témoin. Ce résultat laisse supposer un éventuel lessivage de ces deux éléments du sol dans la parcelle irriguée par les eaux naturelles.

Tableau V.3 : Teneurs en éléments majeurs et en métaux dans les différents horizons des profils de sols

Profil	Horizon	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	TiO <sub>2</sub>	MnO	PF	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni
		%											mg/kg			
OTDPi	H1	72,34	3,58	1,45	0,77	5,37	0,16	0,97	0,25	0,02	7,5	17,1	4,7	5,3	17	6,8
	H2	79,14	3,92	1,56	0,80	5,25	0,20	1,04	0,29	0,02	7,3	13,7	4,0	5,1	14	6,9
	H3	63,52	3,55	1,52	0,79	14,17	0,20	0,84	0,26	0,01	15,1	10,3	3,9	3,6	13	7,7
	H4	28,50	1,44	0,57	0,68	36,2	0,10	0,35	0,11	<0,01	31,7	5,0	1,7	3,6	5	3,8
OTDPt	H1	75,06	3,12	1,24	0,58	3,33	0,14	0,85	0,28	0,02	4,4	5,00	3,3	3,9	13	5,3
	H2	79,23	4,14	1,74	0,74	5,44	0,15	1,00	0,28	0,02	6,7	17,10	4,4	3,7	15	7
	H3	75,08	4,13	1,73	0,76	7,54	0,15	0,97	0,32	0,02	8,7	13,68	4,2	3,4	13	7,4
	H4	28,07	1,48	0,63	0,63	36,47	0,06	0,34	0,10	<0,01	32,3	6,84	2,2	3,9	5	5,4
BZPi	H1	62,03	9,89	4,14	1,65	6,45	0,31	1,56	0,51	0,04	13,4	37,6	9,7	9,3	46	15,4
	H2	61,79	9,91	4,03	1,64	6,54	0,33	1,51	0,51	0,04	13,4	34,2	9,9	9,2	50	16,3
	H3	89,31	2,72	1,05	0,33	2,25	0,13	0,84	0,20	0,01	3,0	10,3	2,4	2,7	11	4,1
	H4	74,46	6,19	2,56	0,90	5,30	0,29	1,29	0,40	0,03	8,5	17,1	6,0	5,6	28	10,1
	H5	86,35	3,56	1,53	0,46	2,57	0,19	1,05	0,30	0,02	3,9	10,3	2,7	3,0	13	5,0
BZP2	H1	68,89	7,21	2,92	1,22	5,77	0,33	1,52	0,42	0,03	11,6	23,9	7,4	8,0	36	12,6
	H2	71,98	6,48	2,50	1,03	6,11	0,32	1,46	0,37	0,03	9,4	20,5	6,2	6,0	27	9,1
	H3	85,79	3,40	1,18	0,36	3,29	0,24	1,28	0,23	0,01	4,0	10,3	1,9	2,3	10	3,8
	H4	83,74	4,05	1,75	0,59	3,32	0,26	1,17	0,38	0,02	4,6	10,3	2,5	2,6	12	4,9
BZPt	H1	63,23	9,44	3,96	1,53	6,63	0,20	1,57	0,50	0,04	12,9	30,8	9,7	9,1	45	15,5
	H2	67,39	8,34	3,34	1,30	5,94	0,23	1,42	0,45	0,03	11,5	23,9	7,5	7,3	37	13,8
	H3	87,63	2,99	1,12	0,34	2,82	0,18	0,99	0,28	0,01	3,5	10,3	2,2	2,3	11	4,4
	H4	86,96	3,18	1,32	0,39	2,93	0,16	0,93	0,25	0,01	3,7	10,3	2,2	2,3	11	4,1
	H5	72,86	6,61	2,67	1,06	5,28	0,30	1,43	0,39	0,03	9,2	23,9	7,3	5,3	29	10,4



### **3.2. Etude de la distribution verticale des éléments majeurs et traces**

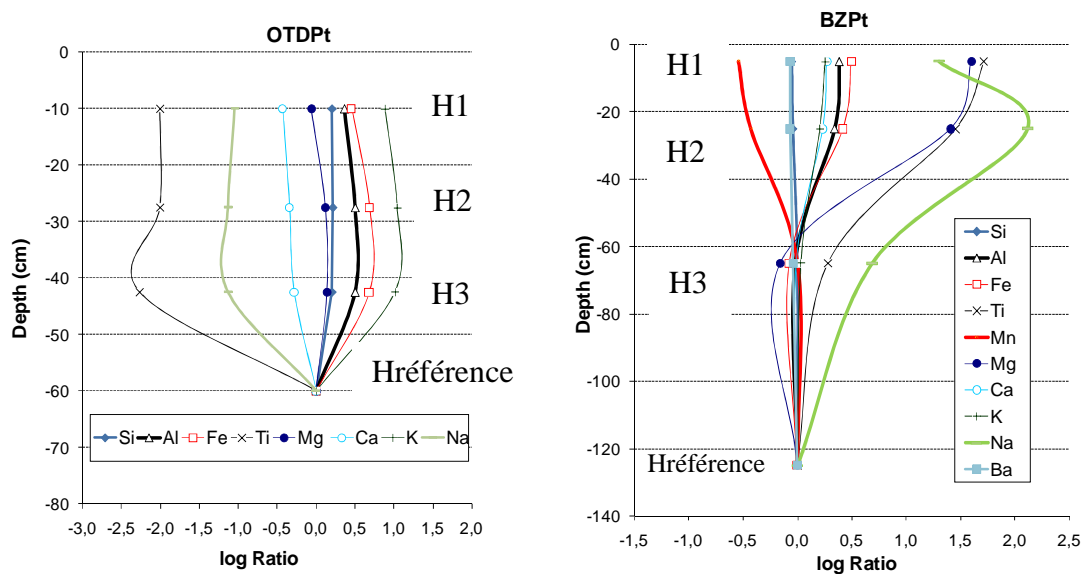
L'étude de la distribution des éléments chimiques (majeurs et traces) entre la roche mère et les horizons de sol dans les différents profils est fondée sur deux méthodes de calculs distinctes: les bilans isovolumiques et les facteurs d'enrichissements (et /ou rapport des LogRatio). Ainsi, chacune de ces deux méthodes donne des informations complémentaires dont l'intérêt est de permettre la comparaison de la distribution des éléments chimiques dans deux sols différents, en l'occurrence entre les sols irrigués et les témoins.

#### **3.2.1. Comparaisons des deux profils de LogRatio**

##### **a. Eléments majeurs**

Le calcisol (OTD) montre des pertes en Ti, Na et Ca par rapport à l'horizon pris pour référence (H4) qui correspond à la croûte carbonatée, alors que Al, Fe et K s'accumulent juste dans l'horizon H3 compact au dessus de la croûte (figure V.3). En revanche, les concentrations en Si et en Mg restent pratiquement invariantes. Ce résultat évoque une décarbonatation et une désalinisation naturelle de ce sol notamment dans l'horizon compacté retenant à priori mieux l'eau, associée à une accumulation des particules minérales fines (type minéraux argileux ou oxydes).

Le fluvisol (BZ), montre comparativement des variations moins importantes des LogRatio. La majorité des éléments s'accumulent vers 30 cm (horizon H2 qui correspond à un horizon argileux) et particulièrement les éléments Na, Mg et Ti (figure V.3). Seul le manganèse présente une variation à l'inverse du fer, alors que le calcium et le potassium présentent des évolutions similaires au fer et à l'aluminium. Ces résultats suggèrent que Ca n'est pas porté par des carbonates dans ce sol mais par des silicates et qu'il existe des variations concernant les minéraux ferrifères. Le Na suit une évolution particulière qui semble s'aligner sur les variations de texture.



**Figure V.3: Variation des LogRatio des éléments majeurs en fonction de la profondeur dans le deux profils témoins du calcisol (OTDPt) et du fluvisol (BZPt)**

### b. Éléments métalliques

Le calcisol (OTD) indique l'accumulation de tous les métaux étudiés, notamment dans les horizons H2 et H3, par rapport à la croûte carbonatée, sauf Pb (figure V.4). Le chrome présente une légère perte en surface suggérant un possible lessivage de cet élément. D'une manière générale et à l'exception du Pb, tous les éléments métalliques présentent la même tendance que le Fe, le K et Al dans ce sol, suggérant que les métaux sont intégrés dans des minéraux de type silicates. Cependant, les métaux ont une évolution différente, ce qui témoigne vraisemblablement d'une complexité dans les porteurs minéraux naturels de métaux.

Pour le fluvisol, tous les métaux se comportent de la même manière dans le profil et marquent la même tendance que le magnésium ou le titane et dans une moindre mesure le fer et le calcium (figure V.4). Le cuivre s'accumule plus que les autres métaux. L'ordre croissant d'accumulation est le suivant :  $Cr < Zn < Ni \ll Pb < Cu$ .

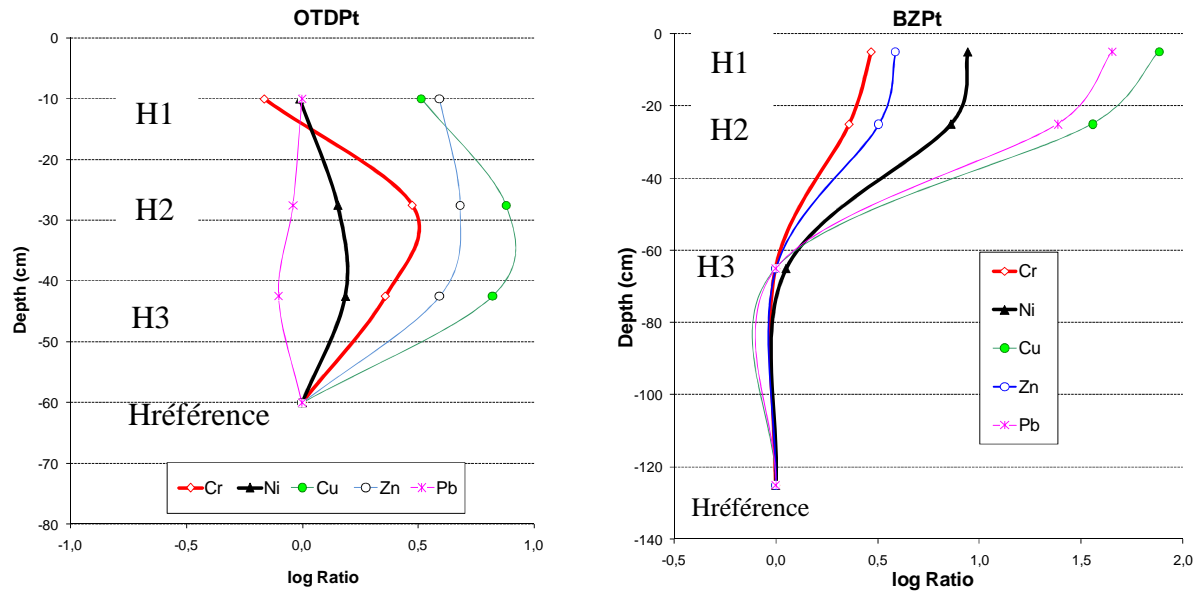


Figure V.4: Variation des LogRatio des éléments métalliques en fonction de la profondeur dans les deux profils témoins du calcisol (OTDPt) et du fluvisol (BZPt)

### 3.3. Effet de l'irrigation dans le calcisol

#### 3.3.1. Effet sur les éléments majeurs

Par rapport au sol témoin, tous les éléments majeurs évoluent de la même façon dans le sol témoin et dans le sol irrigué, sauf le sodium et le titane (figure V.5). Na et Ti ont exactement les mêmes LogRatio dans la parcelle OTD irriguée par les eaux usées traitées alors que leur LogRatio diffère d'un ordre de grandeur dans la parcelle témoin.

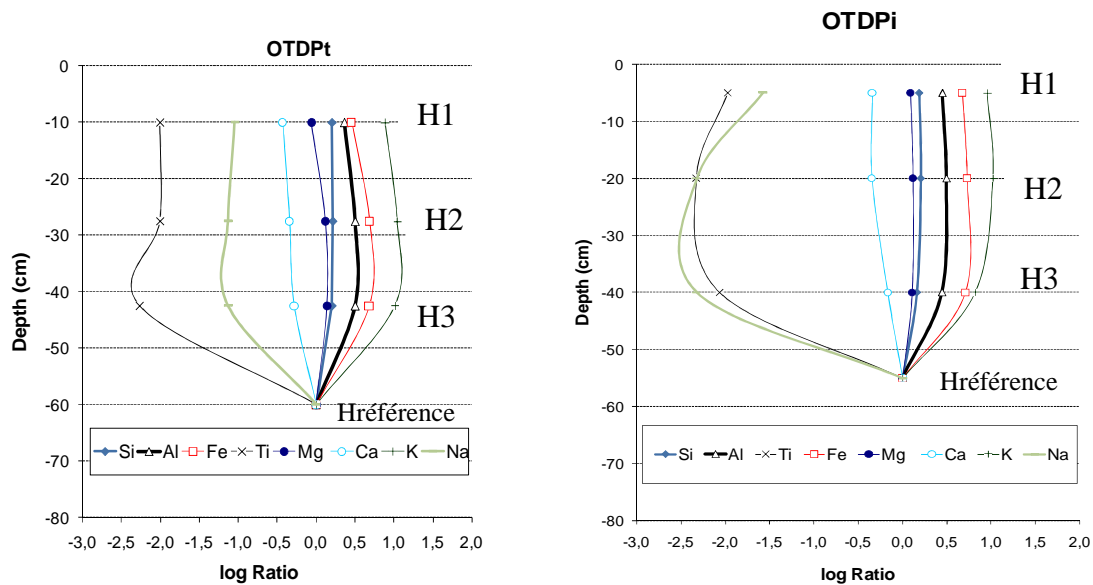
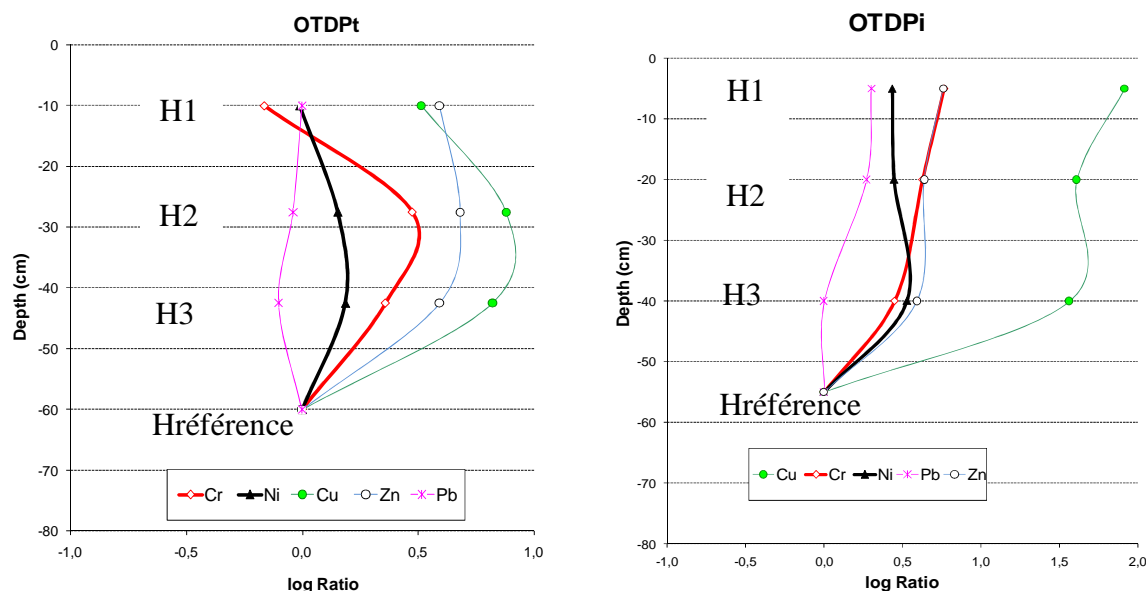


Figure V.5: Variation des LogRatio des éléments majeurs en fonction de la profondeur dans les profils témoin(OTDPt) et irrigué (OTDPi) du calcisol

### 3.3.2. Effet sur les métaux

Le comportement des métaux diffèrent dans les deux sols, irrigué par les EUT et témoin. Toutefois les tendances semblent indiquer que l'irrigation favorise l'accumulation des métaux en surface et en particulier celle du cuivre (figure V.6).



**Figure V.6: Variation des LogRatio des éléments métalliques en fonction de la profondeur dans les deux profils témoin (OTDPt) et irrigué (OTDPi) du calcisol**

## 3.4. Effet de l'irrigation dans le fluvisol

### 3.4.1. Effet sur les éléments majeurs

Au niveau de fluvisol témoin, l'horizon H4 a été choisi comme horizon de référence alors que dans le fluvisol irrigué par les EUT (BZPi), l'horizon de référence correspond à l'horizon H5. D'après la description de ce profil, l'horizon H4 correspond à un horizon d'accumulation qui n'a pas été identifié ni dans le profil témoin ni dans celui irrigué par les eaux de puits (BZP2).

Dans le profil témoin, selon leurs tendances, les éléments majeurs forment deux groupes. Le premier est formé par Na, Mg et Ti, alors que Fe, Al, Ca et K constituent le second groupe (figure V.7). Le Mn est le seul élément montrant une évolution tout à fait contraire à celles des éléments du second groupe.

Dans le profil irrigué par les EUT (BZPi), on distingue le même regroupement des éléments que celui constaté dans le profil témoin, mais avec une tendance relativement différente. Les

éléments Ti, Mg et Na montrent des évolutions pratiquement identiques le long de ce profil. Au niveau de l'horizon H3, tous les éléments majeurs enregistrent des pertes relatives par rapport à l'horizon de référence, à l'exception du barium et du manganèse. Par contre, au niveau de H4, tous les éléments, de nouveau, montrent des enrichissements relatifs suggérant ainsi que cet horizon est bien un horizon d'accumulation.

Concernant le profil BZP2 irrigué par des eaux de puits, et contrairement aux deux autres profils, tous les éléments évoluent pratiquement de la même façon, à l'exception du Mn. On peut ainsi confirmer que le manganèse fait apparaître une évolution tout à fait contraire à celles de Ti, Mg et Na. En revanche pour les trois profils du fluvisol, le barium est pratiquement invariant.

### **3.4.2. Effet sur les métaux**

Que ce soit dans le fluvisol irrigué par EUT ou dans celui irrigué par les eaux de puits, tous les métaux montrent les mêmes évolutions que celles observées dans le profil témoin (figure V.8). Cependant, au niveau de l'horizon H4 du profil BZPi et, on constate un léger enrichissement en métaux par rapport à l'horizon de référence comme précédemment pour Ti, Mg et Na. Ainsi, dans le fluvisol, quelque soit le type d'irrigation, les éléments métalliques présentent des distributions similaires aux mêmes éléments majeurs (à savoir Ti, Mg et Na). De plus, que ce soit en surface ou en profondeur les enrichissements en métaux sont tous trouvés dans le même sens à savoir :  $Cu > Pb > Ni > Zn = Cr$ .

En Log ratio, on peut comparer les tendances mais pas les valeurs absolues. Il faut pour cela voir les enrichissements relatifs et quantitatifs, informations fournies respectivement par les facteurs d'enrichissement (EF) et les bilans des stocks isovolumiques.

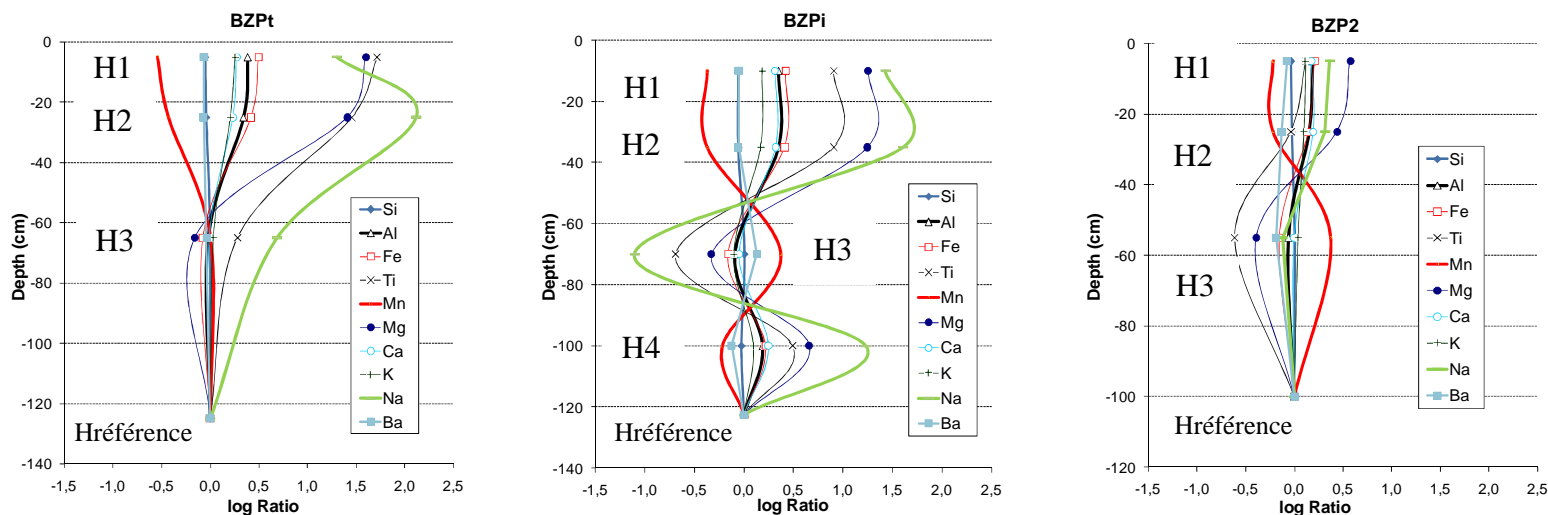


Figure V.7: Variation des LogRatio des éléments majeurs en fonction de la profondeur dans les profils témoin et irrigués par EUT et eaux de puits du fluvisol

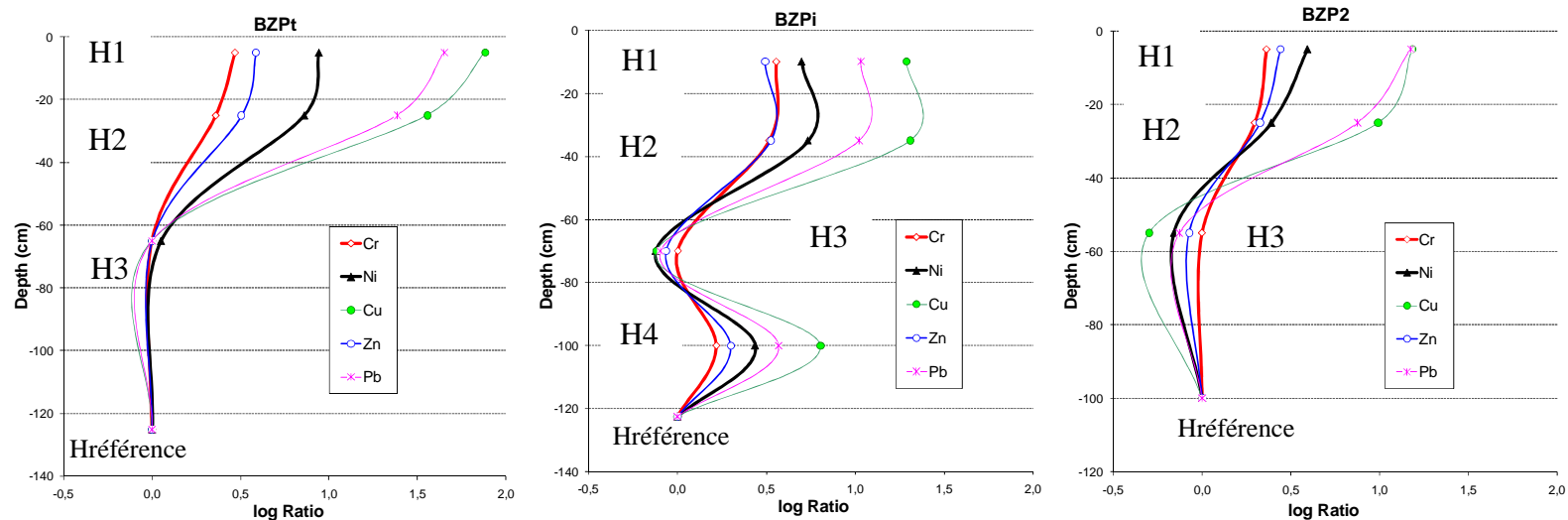


Figure V.8: Variation des LogRatio des éléments métalliques en fonction de la profondeur dans les profils témoin et irrigués par EUT et eaux de puits du fluvisol

#### **4. Enrichissements relatifs et bilans des stocks isovolumiques des éléments majeurs et métalliques**

La détermination des facteurs d'enrichissement (EF) permet d'identifier si un élément chimique présent dans le sol est d'origine naturelle où plutôt provenait d'une source anthropique. Ainsi, si le EF d'un élément donné est compris entre 0,5 et 2, l'élément ne peut être que d'origine naturelle, par contre si le EF est supérieur à 2, il existe alors une source anthropique pour cet élément (Hernandez et al., 2003, Woitke et al., 2003). L'intérêt de cette méthode est non seulement de mettre en évidence des apports exogènes, mais aussi d'identifier les horizons de sol dans lesquels les éléments chimiques ont tendance à s'accumuler, ou au contraire, à se mobiliser. Si l'information fournie par le calcul de EF est d'ordre quantitatif, les résultats sont donc principalement utilisés en valeurs relatives et non en valeurs absolues. La détermination de ce facteur est basée sur le choix d'un élément chimique de référence considéré comme invariant à l'échelle du profil. Durant la pédogenèse, plusieurs éléments peuvent rester immobiles (Sc, Ti, Zr...) et par conséquent peuvent être utilisés comme élément invariant (Hernandez et al., 2003, Shotyk et al., 2000, Soubrand-Colin et al., 2007). Dans le cas des sédiments, des éléments comme Al, Fe et Si peuvent être également utilisés comme éléments invariants (Woitke et al., 2003, Ghrefat et Yusuf, 2006, Huang et Lin 2003, Lu et al., 2005).

En raison de manque de référence pour les deux sols étudiés (calcisol et fluvisol), nous avons essayé de choisir l'élément invariant à partir des analyses chimiques faites sur les profils pédologiques. Dans le cas du calcisol, le fer et le silicium sont les deux éléments les moins variables dans ce sol. Leurs faibles variabilités sont attribuées à leurs fortes teneurs dans ce sol. Le calcul des EF à partir de ces deux éléments donne des résultats comparables. Dans le cas du fluvisol, c'est le barium qui donne les meilleurs résultats pour le calcul des EF.

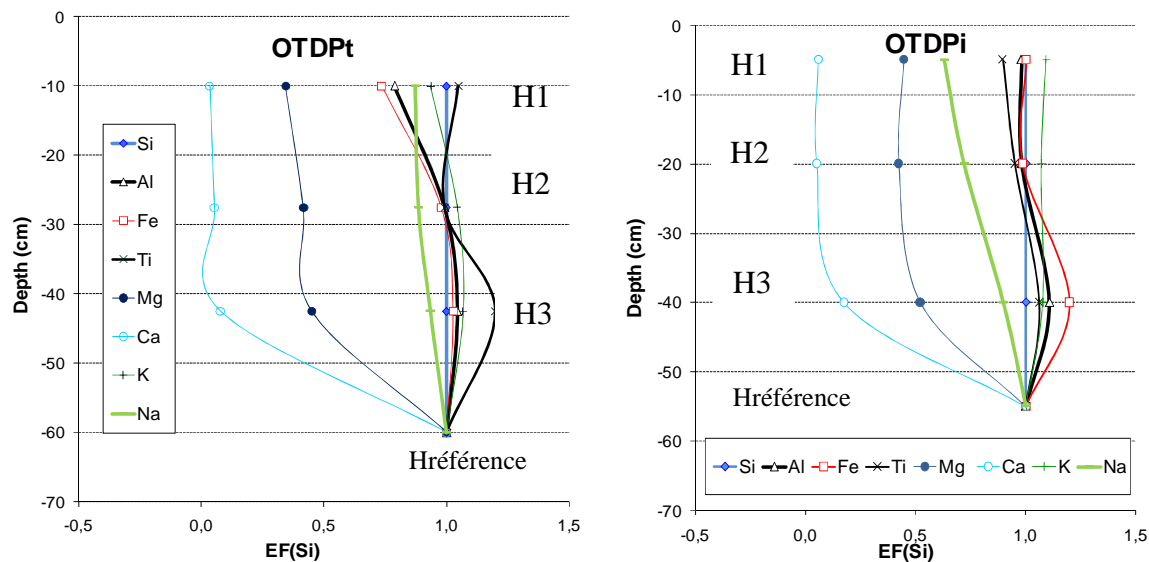
##### **4.1. Enrichissements relatifs des éléments majeurs et métalliques**

###### **4.1.1. Parcelle OTD (calcisol)**

En examinant les enrichissements relatifs pour les deux profils de calcisol irrigué et témoin (figure V.9), on constate que tous les éléments majeurs présentent des facteurs d'enrichissement très inférieurs à 2, excluant ainsi tout apport anthropique (Hernandez et al., 2003). Au niveau du profil témoin, à l'exception du Ti montrant un léger enrichissement notamment dans le troisième horizon, tous les éléments majeurs montrent des pertes relatives

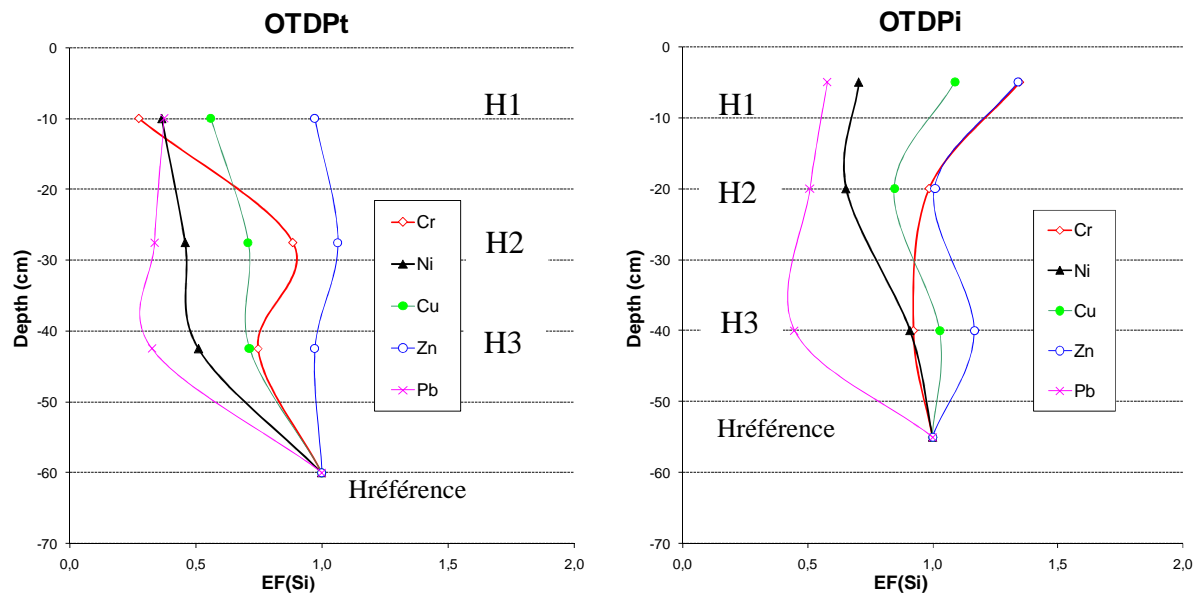
par rapport à la croûte calcaire. En revanche, au niveau du profil de calcisol irrigué par les EUT (OTDPI), on constate un léger enrichissement en Fe, Al et K alors que l'on observe une légère perte en Ti par rapport au sol témoin. En outre, la perte en Na est plus marquée dans le sol irrigué alors que celles en Ca et Mg sont comparables à celles enregistrées dans le témoin.

Concernant les éléments métalliques (figure V.10), comme ce qui a été déjà constaté pour les éléments majeurs, on n'enregistre pas d'enrichissement supérieur à 2 ni dans le sol témoin ni dans celui irrigué par EUT. Au niveau du profil témoin, tous les éléments métalliques enregistrent des pertes relatives par rapport à la croûte calcaire à l'exception des concentrations en zinc qui restent pratiquement inchangées. En revanche, au niveau du profil irrigué, on observe un enrichissement relatif en zinc et en cuivre en surface et à 40 cm de profondeur ce qui correspond à l'horizon H3, alors que les autres éléments métalliques enregistrent plutôt des pertes. Cependant, comparé au sol témoin, certains métaux dans le profil irrigué montrent de légers enrichissements au niveau de l'horizon de surface notamment le Cr qui enregistre un enrichissement notable au niveau de la surface du calcisol irrigué alors qu'au niveau du calcisol témoin montre plutôt un appauvrissement. En revanche, dans les deux profils du calcisol, le plomb suit la même allure que le calcium suggérant une origine naturelle.



**Figure V.9: Variation des facteurs d'enrichissement (EF) en éléments métalliques en fonction de la profondeur dans les deux profils témoin et irrigué par EUT du calcisol (Si élément invariant)**





**Figure V.10: Variation des facteurs d'enrichissement (EF) en éléments métalliques en fonction de la profondeur dans les deux profils témoin et irrigué par EUT du calcisol (Si élément invariant)**

#### 4.1.2. Parcelle BZ

Dans le profil du fluvisol témoin, les facteurs d'enrichissement (EF) de tous les éléments majeurs sont pratiquement invariables entre l'horizon H3 et celui de référence, alors qu'au niveau des deux horizons de surface, on observe des enrichissements pour tous les éléments à l'exception du Si (figure V.11). Par contre, les enrichissements en Fe, Al, Mn et Mg sont supérieurs à 2 suggérant ainsi un apport anthropique en ces éléments. Le fluvisol est constitué d'un empilement de sédiments d'apport alluvial et la composition argileuse des deux horizons de surface pourrait expliquer la perte en Si et l'enrichissement observé pour les autres éléments. En ce qui concerne le fluvisol irrigué par les EUT, on remarque, par rapport à l'horizon de référence, un léger enrichissement au niveau de l'horizon H4 pour tous les éléments, également des pertes relatives au niveau de l'horizon H3 puis de nouveau des enrichissements dans les deux horizons de surface. Les EF en silicium sont logiquement complètement opposés à ceux observés pour les autres éléments. Ainsi, l'irrigation par les EUT a entraîné de grandes perturbations, avec notamment le développement spécifique de l'horizon d'accumulation (H4), qui apparemment accumule les éléments lessivés depuis l'horizon H3. Au niveau de deux horizons de surface, les EF des éléments Ca, Fe, Al et Mg, sont supérieurs à 2 suggérant une origine anthropique. D'autre part, comparé au profil témoin, l'enrichissement en Mn est plus faible alors que pour le Ca, il est plus important. En revanche, pour les deux horizons de surface du profil irrigué, les facteurs d'enrichissement de tous les éléments sont

presque identiques ce qui n'est pas le cas dans le profil témoin. Ce phénomène peut être attribué à l'irrigation par les EUT et/ou au travail du sol qui ont entraîné l'homogénéisation de ces deux horizons. Concernant le profil BZP2 irrigué par des eaux de puits, les enrichissements enregistrés pour les éléments majeurs sont moins importants que pour les derniers profils et la perte de Si est plus faible (figure V.11). Il est évident de remarquer l'effet de type de l'irrigation (EUT ou eaux de puits) sur l'évolution de la composition chimique de ce fluvisol. Ainsi, l'irrigation avec les EUT favorise l'enrichissement du sol en éléments chimiques (i.e. oligo-éléments), par contre l'irrigation avec les eaux des puits appauvrit ce sol en lessivant la majorité des éléments.

En ce qui concerne les éléments métalliques, au niveau du profil témoin, les EF augmentent d'une manière linéaire entre les horizons H3 et H1 (figure V.12). De plus, tous les enrichissements enregistrés dépassent la valeur de 2. Il se peut que l'origine alluviale de ce sol soit responsable de cette valeur élevée probablement attribuée aux apports anthropiques. Au niveau du profil irrigué par les EUT (figure V.12), l'horizon H4 montre un léger enrichissement en métaux alors qu'au niveau des horizons H1 et H3, les enrichissements enregistrés sont plus importants ( $EF > 2$ ). Comparé au profil témoin, l'horizon H1 enregistre un léger enrichissement en chrome. En outre, il y a eu homogénéisation de deux horizons de surface qui présentent des EF presque identiques. Au niveau du profil BZP2, la même tendance a été observée mais les EF enregistrés sont moins importants que ceux du profil témoin (figure V.12).

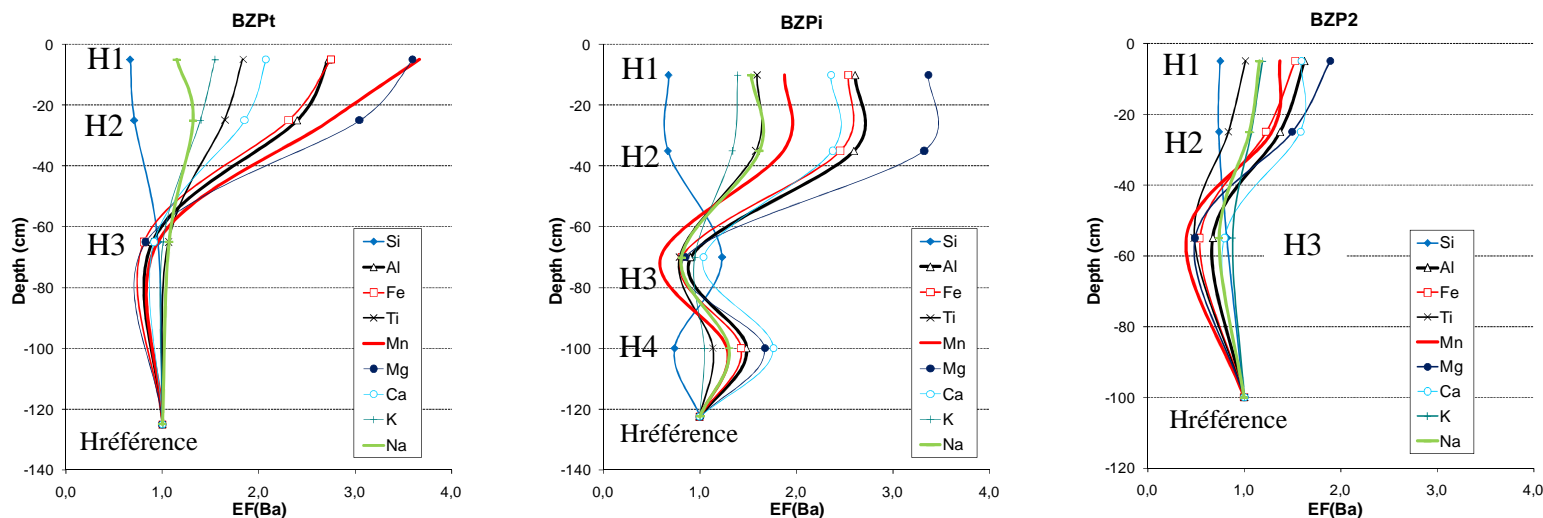


Figure V.11: Variation des enrichement factor (EF) des éléments majeurs en fonction de la profondeur dans les profils témoin et irrigués par EUT et eaux de puits du fluvisol (Ba élément invariant)

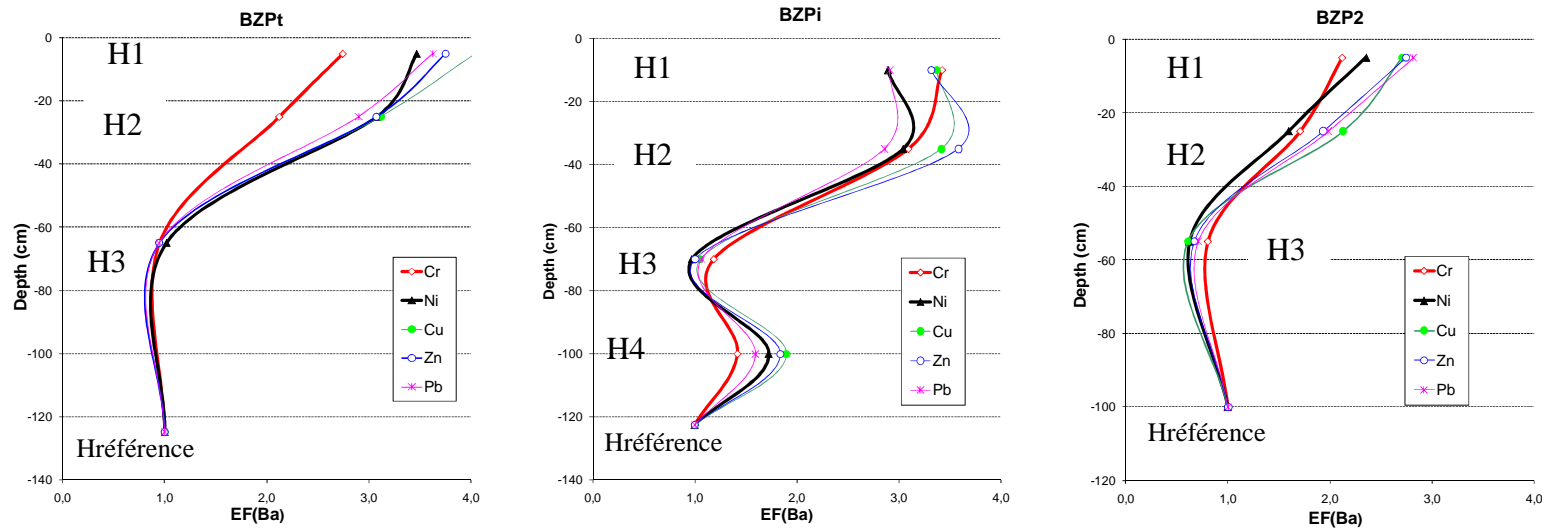


Figure V.12: Variation des enrichement factor (EF) des éléments métalliques en fonction de la profondeur dans les profils témoin et irrigués par EUT et eaux de puits du fluvisol (Ba élément invariant)

## 5. Bilan des stocks isovolumiques des éléments majeurs et métalliques

Le tableau V.4 récapitule les bilans de stocks isovolumiques déterminés pour tous les profils ainsi que les résultats des calculs des épaisseurs réelles du sol et les épaisseurs d'altération de la roche mère.

**Tableau V.4 : Variation des bilans de Stocks isovolumiques (% de perte ou de gain) des éléments majeurs (Kg/m<sup>2</sup>) et métalliques (g/m<sup>2</sup>) de la roche au sol et épaisseur réelle (T0) et calculé (Tc) du sol en cm**

Profil	T0	Tc	Si	Al	Fe	Ti	Mg	Ca	Na	K	Cr	Ni	Zn	Cu	Pb
<b>OTDPt</b>	35	40	0	-15	-17	-15	-16	-45	-6	-8	-25	-20	17	-12	9
<b>OTDPi</b>	30	31	0	-11	-17	-12	-17	-69	-23	0	19	-26	-5	-10	19
<b>BZPt</b>	91,3	91	-17	65	57	36	95	39	17	21	58	105	104	109	96
<b>BZPi</b>	110	110	-15	91	82	29	132	89	32	19	130	118	147	145	113
<b>BZP2</b>	89,7	90	-22	10	-4	-30	10	23	-7	0	36	27	48	53	53

### 5.1. Calcisol

Afin de montrer l'effet de l'irrigation sur la composition du sol, notamment pour les horizons de surface, nous avons établi les bilans des stocks isovolumiques par rapport à l'horizon H3 considéré comme roche mère (annexe V). En effet, du fait de leur composition semblable, nous avons considéré que cet horizon était à l'origine de la pédogenèse des horizons du dessus. Toutefois, cette hypothèse est essentielle car le même calcul effectué en considérant la croûte calcaire comme horizon de référence donne des résultats différents. Cela est expliqué par la différence de composition entre la croûte et les horizons du dessus.

Au niveau du calcisol, pour le profil témoin, l'épaisseur d'altération de la roche est de 40 cm, alors que l'épaisseur réelle de sol est de 35 cm. Pour le profil irrigué, l'épaisseur d'altération calculée est de l'ordre de 31 cm contre une épaisseur réelle du sol de 30 cm (tableau V.4). On peut donc faire l'hypothèse qu'il n'a pas eu de perte de volume de sol.

La comparaison des deux profils (irrigué et témoin), montre des pertes comparables en Al, Fe, Ti et Mg, ce qui va à l'encontre d'une perturbation par les EUT (tableau V.4). Par contre, dans le profil irrigué la décarbonatation est plus prononcée (perte Ca= 69%) que dans le témoin (perte Ca = 45%). De plus, la perte de sodium est plus élevée au niveau du profil irrigué par les EUT. Ces résultats concordent avec les observations rapportées dans le chapitre précédent avec une augmentation du taux de sodium échangeable (ESP) avec la profondeur. Cet effet est induit par l'irrigation qui favorise le lessivage du Na dans ce type de sol.

En ce qui concerne les métaux lourds, une nette influence de l'irrigation par les EUT sur les stocks isovolumiques du Cr a été constatée. Cet élément qui montre une perte de 25% dans le profil témoin, enregistre par contre dans le sol irrigué une accumulation. Par ailleurs, d'après les graphiques des EF, le chrome est essentiellement accumulé au niveau de la surface. Quantitativement, les stocks de Pb et Ni ne changent pas en fonction de l'irrigation, mais leurs répartitions dans le sol varient. Ainsi, dans le sol irrigué, ces deux éléments s'accumulent au niveau de l'horizon H2. Cependant, les stocks de Zn et Cu montrent une perte dans le sol irrigué qui peut correspondre à l'absorption par les plantes cultivées, surtout que la complexation de ces deux éléments avec les composés humiques issus de recyclage de la MO favorise leur phytoabsorption.

## 5.2. Fluvisol

Le bilan des stocks isovolumiques des éléments majeurs et métalliques ainsi que les épaisseurs d'altération calculées pour les trois profils de fluvisol sont présentés dans le tableau V.6. Toutes les épaisseurs calculées ( $T_c$ ) sont proches des épaisseurs réelles des sols ( $T_0$ ) ce qui montre que le système étudié est isovolumique.

Les résultats montrent que dans les trois profils de fluvisol, le Si est le seul élément qui présente une perte conformément à ce qui a été observé par les EF. Cependant, les pertes en Si enregistrées dans les profils irrigués (BZPi et BZP2), sont comparables à celles enregistrées dans le profil témoin et ne semble donc pas perturbé par l'irrigation. En revanche, dans les deux profils irrigués, les accumulations en éléments majeurs sont moins importantes que celles observées dans le sol témoin et on peut considérer que l'irrigation a entraîné une perte de ces éléments. La perte en Al serait due à la migration de particules fines argileuses, alors que les éléments Ca, Na et K seraient lessivés sous formes solubles et échangeables (cf. chapitre précédent).

Quantitativement, l'irrigation par les EUT a provoquée une accumulation du simple au double en Cr et une augmentation d'un tiers les stocks de Zn et Cu (tableau V.4). Les stocks en Ni et Pb sont pratiquement invariables.

En ce qui concerne le profil BZP2, les accumulations enregistrées que ce soit pour les éléments majeurs ou métalliques sont moins importantes que celles observées sur les deux autres profils de fluvisol (tableau V.6). D'une manière générale, l'irrigation par les eaux de puits accentue le lessivage des éléments majeurs et métalliques ce qui pourra affecter la fertilité de ce sol.

## 6. Analyse statistique de l'effet de l'irrigation sur les transferts

Afin de déceler les effets de l'irrigation sur les deux types de sols relatifs au site OTD et BZ, différentes analyses de variances univariées ont été effectuées. Ces analyses ont été traitées en mode linéaire sur des compositions ou sous compositions transformées en Log népérien. A titre de rappel, la transformation en Log permet de transformer une distribution de variance Log-normale (tel que c'est le cas pour des données de composition) en une distribution de forme normale, ce qui permet d'appliquer les F-tests. Ainsi, afin de matérialiser les transferts dans les sols et de mettre en relief les effets de l'irrigation, on a déterminé les enrichissements successifs (EF) entre les différents horizons de sol. Pour ce faire, on a testé le modèle suivant :

$$\mathbf{Ln(EF) = IRR + SOL + H(sol) + C^{te}}$$

avec :

EF : facteur d'enrichissement

IRR : type de l'irrigation sachant qu'il y a trois modalités, la non irrigation indexée « -1 », l'irrigation avec les EUT indexée « 1 » et l'irrigation avec les eaux de puits indexée « 2 ». Il faut rappeler que cette dernière modalité ne concerne que la parcelle BZ.

SOL : type de sol (calcisol relatif à la parcelle OTD et fluvisol relatif à la parcelle BZ).

H(sol) : horizon du sol

Seuls les trois premiers horizons pour les deux types de sol ont été pris en compte sachant que l'irrigation n'a affecté que la surface et que les différences de teneurs observées dans l'horizon H3 du calcisol et du fluvisol tiennent à des différences de site.

Les résultats de ce test montrent qu'il n'y a pas d'effet visible de l'irrigation sur les transferts dans le sol ( $p > 1\%$ )

Les mêmes tests ont été ensuite effectués sur les valeurs brutes exprimées en Log népérien (Ln). Ainsi, les logarithmes des paramètres caractéristiques des trois horizons ont été utilisés après avoir différencié la variance associée à chaque horizon pris pour chaque type de sol. Comme auparavant, le test est effectué sur les trois modalités d'irrigation (-1, 1 et 2). Etant donné que les calculs ont été effectués avec des éléments pris quatre par quatre au maximum, une valeur de  $p < 5\%$  a été choisi comme limite significative. Les résultats sont présentés dans le tableau V.5.

**Tableau V.5 : Analyses de variance d'effet de l'irrigation et effet sol sur les paramètres des sols (pvalue<5% est significative)**

Variables	Effet irrigation		Effet sol	
	F-ratio	p-value	F-ratio	p-value
<b>Si</b>	2,46981	0,15430	1,70390	0,23304
<b>Al</b>	1,07748	0,39088	<b>38,71167</b>	<b>0,00044</b>
<b>Fe</b>	2,29636	0,17108	<b>39,45424</b>	<b>0,00041</b>
<b>Mg</b>	3,54566	0,08640	<b>10,20647</b>	<b>0,01518</b>
<b>Ca</b>	0,77840	0,49517	4,78808	0,06485
<b>Na</b>	4,61317	0,05273	<b>7,65954</b>	<b>0,02779</b>
<b>K</b>	0,82702	0,47597	<b>21,53809</b>	<b>0,00237</b>
<b>Ti</b>	2,58180	0,14459	<b>23,60989</b>	<b>0,00184</b>
<b>Cr</b>	1,03043	0,40527	<b>9,07115</b>	<b>0,01961</b>
<b>Cu</b>	<b>6,12774</b>	<b>0,02897</b>	<b>27,76887</b>	<b>0,00116</b>
<b>Pb</b>	<b>9,72178</b>	<b>0,00954</b>	<b>39,70686</b>	<b>0,00040</b>
<b>Zn</b>	<b>5,29594</b>	<b>0,03974</b>	<b>89,97274</b>	<b>0,00003</b>
<b>Ni</b>	<b>6,02422</b>	<b>0,03008</b>	<b>32,87884</b>	<b>0,00071</b>
<b>pH</b>	03,71871	0,07937	0,03287	0,86126
<b>CaCO<sub>3</sub></b>	0,22721	0,80241	4,70021	0,06681
<b>CEC</b>	4,54632	0,05428	<b>54,39697</b>	<b>0,00015</b>
<b>MO</b>	0,58189	0,58375	0,53051	0,49004
<b>Nt</b>	1,40334	0,30727	0,39126	0,55148
<b>ESP</b>	<b>8,23933</b>	<b>0,01447</b>	<b>9,65095</b>	<b>0,01716</b>

À l'exception de Si et Ca, l'effet du sol est significatif sur presque la totalité des éléments majeurs. Il est également significatif sur tous les métaux ainsi que la CEC et l'ESP. On peut considérer ainsi que ces paramètres sont discriminants entre les deux types de sol, contrairement au pH, à la MO et à l'azote total. L'irrigation prise avec ces trois modalités, montre un effet significatif sur tous les métaux sauf le Cr. Par contre, aucun élément majeur ne réagit à l'irrigation. Cependant, à travers les figures de LogRatio et EF (figures V.8 et V.12), les éléments métalliques au niveau du profil irrigué par des eaux de puits montrent des tendances relativement différentes comparées aux deux autres profils de la même parcelle. Il est possible donc, que la modalité d'irrigation (2) soit à l'origine de cette différence significative constatée pour les métaux. Pour cette raison, l'analyse est renouvelée en enlevant la variance induite par l'irrigation par les eaux de puits, en ne tenant compte que des deux modalités -1 et 1.

On constate que l'irrigation par les EUT dans les deux parcelles n'a aucun effet ni sur les éléments majeurs ni sur les métaux à l'exception du Pb. En revanche, cette irrigation montre un effet significatif sur la CEC et l'ESP (tableau V.6). Concernant l'effet sol, les mêmes résultats que précédemment sont obtenus (test avec les trois modalités), hormis un résultat non significatif pour le paramètre Na. Les résultats confirment, d'une part, que la différence

entre les deux sols est très importante et d'autre part, qu'il n'y a pas d'effet de l'irrigation par les EUT sur les deux types de sol notamment en terme d'accumulation et de migration des métaux lourds.

**Tableau V.6: Analyses de variance d'effet de l'irrigation et effet sol sur les paramètres des sols (pvalue<5% est significative)**

Variables	Effet irrigation		Effet sol	
	F-ratio	p-value	F-ratio	p-value
Si	3,04707	0,14132	2,04362	0,21223
Al	0,03070	0,86780	<b>97,83671</b>	<b>0,00018</b>
Fe	0,06534	0,80842	<b>80,71382</b>	<b>0,00029</b>
Mg	5,33399	0,06895	<b>20,71374</b>	<b>0,00611</b>
Ca	1,27441	0,31017	4,10493	0,09860
Na	3,07984	0,13963	6,34654	0,05322
K	0,08048	0,78803	<b>40,34285</b>	<b>0,00143</b>
Ti	1,27906	0,30938	<b>21,03317</b>	<b>0,00591</b>
Cr	0,89168	0,38838	<b>6,92176</b>	<b>0,04648</b>
Cu	1,44213	0,28358	<b>21,31611</b>	<b>0,00575</b>
Pb	<b>12,71932</b>	<b>0,01610</b>	<b>42,20835</b>	<b>0,00129</b>
Zn	1,85772	0,23106	<b>1,13273E+002</b>	<b>0,00013</b>
Ni	1,48055	0,27799	<b>58,03933</b>	<b>0,00062</b>
pH	0,11118	0,75233	0,03050	0,86820
CaCO3	0,28191	0,61818	4,22761	0,09490
CEC	<b>7,83536</b>	<b>0,03803</b>	<b>1,06923E+002</b>	<b>0,00015</b>
MO	0,86761	0,39437	0,39550	0,55703
Nt	2,47610	0,17640	0,44310	0,53510
ESP	<b>13,20444</b>	<b>0,01500</b>	<b>7,88635</b>	<b>0,03763</b>

## 7. Transfert des métaux dans les feuilles d'oliviers

Afin de compléter l'étude, le transfert des métaux ainsi que des majeurs dans les feuilles d'olivier occupant les différentes parcelles a été évalué (chapIII, § 3.2). Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau V.7.

On constate que dans la parcelle du calcisol (OTD) irrigué par les EUT, les feuilles d'oliviers montrent un léger enrichissement en Cu et Zn. Alors que pour les autres éléments (Cr, Fe et Pb), les teneurs détectées sont plus faibles que celles observées dans les feuilles témoins. De même, pour les éléments majeurs, on ne constate pas de différences remarquables entre l'échantillon irrigué et le témoin. En ce qui concerne la parcelle du fluvisol (BZ), les feuilles d'oliviers des plantes irriguées par les EUT sont enrichies en tous les métaux, à l'exception du Pb et uniquement en calcium pour ce qui concerne les éléments majeurs.



Dans la parcelle irriguée comme dans la parcelle témoin, les teneurs en métaux dans les feuilles d'oliviers sont plus élevées dans la parcelle BZ que dans l'OTD. Il faut rappeler que la parcelle de l'OTD (calcisol) subit l'irrigation par les EUT depuis plus de 15 ans alors que la parcelle BZ (fluvisol) n'est irriguée que depuis 4 ans seulement. La durée d'irrigation n'est donc pas l'unique paramètre à considérer.

**Tableau V.7: Teneurs en métaux lourds (mg/Kg) et éléments majeurs (g/Kg) dans les feuilles d'oliviers irrigués par les EUT et les témoins**

Elément	OTDEUT	OTDtémoin	BZEUT	BZtémoin
<b>Cu</b>	4,1 ±0,02	3,7 ±0,14	5,7 ±0,23	4,2 ±0,2
<b>Zn</b>	13 ±2,12	12,2 ±1,26	19,8 ±1,44	18,7 ±1,06
<b>Cr</b>	1,2 ±0,01	1,2 ±0,02	3,2 ±0,12	1,9 ±0,26
<b>Ni</b>	0,9 ±0,01	0,9 ±0,09	2,0 ±0,10	1,0 ±0,07
<b>Fe</b>	412 ±53	433 ±14	683 ±38	541 ±38
<b>Pb</b>	2,3 ±0,55	3,4 ±0,45	2,3 ±0,58	2,3 ±0,24
<b>Ca</b>	8,5 ±0,5	8,8 ±0,54	11,5 ±0,01	7,7 ±0,31
<b>K</b>	3,0 ±0,11	3,7 ±0,09	1,8 ±0,2	4,5 ±0,31
<b>Na</b>	0,7 ±0,0	0,6 ±0,04	1,4 ±0,06	1,2 ±0,08
<b>Mg</b>	0,9 ±0,03	0,9 ±0,03	0,8 ±0,03	0,6 ±0,05

Pour mieux se rendre compte de l'effet de l'irrigation sur les transferts verticaux entre le sol et les feuilles d'oliviers, le modèle appliqué ultérieurement pour les sols est utilisé en tenant compte uniquement du premier horizon de sol H1, Ainsi:

$$\ln(\text{EF}) = \text{IRR} + \text{SOL} + \text{C}^{\text{te}}$$

Dans ce cas le facteur d'enrichissement (EF) correspond au ratio plante/sol (H1). Etant donné le nombre important de variables devant le nombre d'effets (IRR, Sol), la limite significative sur le p test est fixée à 1%. Aucun effet significatif de l'irrigation sur les transferts entre le sol (H1) et les feuilles d'oliviers n'a été observé.

Afin de réduire la variance induite par chaque effet (Irrigation et Sol), on a décomposé le modèle en testant les effets séparément. Ainsi on a testé l'effet irrigation avec ces deux modalités (non irrigué =-1 et irrigué =1) en considérant les deux types de sol comme des répétitions :

$$\ln(\text{EF}) = \text{IRR} + \text{C}^{\text{te}} (\text{SOL} = \text{répétition})$$

Pour ce test, aucun effet significatif de l'irrigation n'a été constaté sur les transferts sol (H1) feuille d'oliviers (tableau V.8). De la même manière, on a testé l'effet du sol tout seul en prenant en compte l'irrigation comme une répétition :

$$\text{Ln (EF)} = \text{SOL} + \text{C}^{\text{te}} \text{ (IRR= répétition)}$$

D'après le même tableau V.8 on n'aperçoit aucun effet significatif du type de sol sur les transferts d'éléments entre le sol et les feuilles d'oliviers. Ainsi, bien que les valeurs brutes montrent que les teneurs sont plus élevées dans les feuilles des oliviers présents sur la parcelle BZ, statistiquement on ne constate pas de différence significative dans les transferts sol/feuilles d'oliviers entre les deux parcelles.

**Tableau V.8: Tableau : analyses de variance d'effet de l'irrigation et effet sol sur les transferts sol feuilles d'oliviers (pvalue<1% est significative)**

Variables	Effet irrigation		Effet sol	
	F-ratio	p-value	F-ratio	p-value
<b>Fe</b>	0,00026	0,98856	28,13210	0,03376
<b>Mg</b>	0,00822	0,93602	30,22967	0,03152
<b>Ca</b>	1,03159	0,41666	2,42173	0,25994
<b>Na</b>	0,43504	0,57732	2,37828	0,26298
<b>K</b>	2,05502	0,28811	0,95414	0,43168
<b>Cr</b>	0,37908	0,60083	0,89576	0,44382
<b>Cu</b>	0,00273	0,96311	12,21858	0,07299
<b>Pb</b>	0,27580	0,65188	6,98132	0,11835
<b>Zn</b>	0,02671	0,88520	45,67647	0,02120
<b>Ni</b>	0,25020	0,66655	1,68771	0,32350

## **8. Bilan des métaux transférés dans le tissu des plantes fourragères (luzerne et sorgho)**

La masse de métaux soustraite au sol par la luzerne et le sorgho a été évaluée à partir des rendements en plantes fourragères (luzerne et sorgho) enregistrés au niveau de la parcelle OTD, et en tenant compte des teneurs en métaux déterminées dans les échantillons de sol et de plantes.

### **8.1. Détermination des rendements en masse sèche des plantes fourragères**

Dans le domaine de l'OTD (calcisol), les rendements en cultures fourragères (Sorgho et luzerne), pour toutes les saisons culturales, ont été fournis par les exploitants de la ferme

(tableau V.9). Les rendements en masse sèche ont été déterminés sur la base des masses fraîches de la manière suivante :

$$\text{Masse sèche} = \text{masse fraîche} \times (100 - \% \text{ teneur en eau})/100$$

Les valeurs de teneur en eau des cultures au moment de la récolte ont été fournies par la direction des périmètres irrigués du CRDA de Sfax. Elles sont de l'ordre de 20 % pour le sorgho et de 15% pour la luzerne. D'après l'historique des rendements (tableau V.9) des rendements moyens de l'ordre 23,5 tonnes/hectare pour le sorgho et de 28,0 tonnes/hectare pour la luzerne ont été choisis.

**Tableau V.9 : Historique des rendements des cultures fourragères (tonnes/hectare)**

Compagne	Sorgho (masse fraîche)	Sorgho (masse sèche)	Luzerne (masse fraîche)	Luzerne (masse sèche)
96/97	30,5	24,4	-	-
97/98	28,5	22,8	-	-
98/99	21	16,8	-	-
99/00	37	29,6	-	-
00/01	38,6	30,88	18,7	15,895
01/02	37,01	29,608	35	29,75
02/03	29,11	23,288	50	42,5
03/04	20,3	16,24	21,5	18,275
04/05*	-	-	26,8	22,78
05/06	22,8	18,24	46	39,1
<b>moyenne</b>	<b>29,42</b>	<b>23,54</b>	<b>33</b>	<b>28,05</b>

\*coupure d'eau (réhabilitation de la STEP)

## 8.2. Quantification des transferts verticaux des métaux vers les plantes fourragères

La quantité de chaque élément soustraite par chaque plante à partir de l'horizon de surface du sol, est calculée de la manière suivante :

$$Q_s = T_m \times R_m$$

Avec,  $Q_s$  : quantité soustraite en  $\text{mg}/\text{m}^2$ ,  $T_m$  : teneur moyenne ( $\text{mg}/\text{Kg}$ ) et  $R_m$  : rendement moyen exprimé par  $\text{Kg}$  de matière sèche/ $\text{m}^2$ ,

Les résultats sont présentés dans le tableau V.10. D'après les quantités soustraites, il paraît que le Zn est le plus phytoassimilable par les deux plantes suivit par le Cu. Par contre Cr, Ni et Fe sont moins mobiles ce qui explique leurs faibles quantités accumulées dans les tissus

de deux plantes. Les quantités soustraites par les différentes plantes sont très faibles par rapport aux stocks présents dans l'horizon de surface de sol (H1) irrigué par les EUT. Cependant, il faut préciser qu'on ne tient compte que de la quantité accumulée dans les parties aériennes des plantes. D'après Neel et al., 2007 plus de 90% des métaux d'origine naturelle (sol sur basalte) phytoassimilés par les plantes se trouvent stockés dans les racines. D'autre part, les stocks des métaux présents dans le sol ne sont pas totalement phytoassimilables par les plantes. Pour les deux plantes on trouve le même ordre de phytodisponibilité des éléments métalliques qui est le suivant: Zn>Cu> Ni>Cr. Ce même ordre a été signalé par Neel et al., 2007 et Adamo et al., 2003, pour d'autres types de plantes et autres types de sols. Le fait que la luzerne soit une plante pluriannuelle explique bien les quantités des métaux accumulés plus élevées que le sorgho.

**Tableau V.10: Quantité des métaux soustraites par la luzerne et le sorgho/ stocks dans le calcisol**

Plante		Cr	Cu	Ni	Zn	Fe
Luzerne	<i>Teneur</i> (mg/Kg)	1,63	10,86	8,65	65	327
	<i>Qs</i> (mg/m <sup>2</sup> )	4,57	30,46	24,26	182,32	917,23
	<i>Qs/Stock</i> (%)	0,18	4,48	2,47	7,6	0,006
Sorgho	<i>Teneur</i> (mg/Kg)	0,95	4,77	1,06	18,5	106
	<i>Qs</i> (mg/m <sup>2</sup> )	2,23	11,23	2,5	43,55	249,5
	<i>Qs/Stock</i> (%)	0,09	1,65	0,25	1,81	0,001
<b>Stock sol H1(mg/m<sup>2</sup>)</b>		2460	680	980	2400	1,5 10 <sup>6</sup>

## 9. Conclusion

La distribution verticale des éléments majeurs et métalliques dans les deux types de sols a été examinée en adoptant deux approches, une qualitative et l'autre quantitative. Sur le plan quantitatif, il reste donc difficile pour les deux types de sol étudiés, de distinguer l'éventuel apport de métaux par les EUT du fond géochimique naturel. Cependant, les bilans quantitatifs montrent que Cr et Pb s'accumule dans le calcisol irrigué par les EUT depuis 15 ans relativement au calcisol témoin. En ce qui concerne le fluvisol, il apparaît clairement que l'irrigation par les EUT (depuis 4 ans) enrichi le sol en métaux par rapport au sol témoin et même au sol irrigué par les eaux souterraines de puits. Les profils de Log-Ratio et de EF révèlent que l'irrigation par les EUT se traduit par différents changements de distribution verticale des métaux selon le type de sol. Pour le profil de calcisol (OTD), l'irrigation par les EUT a provoqué une légère accumulation de tous les métaux en surface. Pour le fluvisol

(parcelle BZ), l'irrigation par les eaux souterraine de puits, intensifiée durant le 4 dernières années, ou par les EUT entraîne la formation d'un horizon lessivé sous la couche de labour (vers 40 cm). La différence entre l'irrigation par les EUT et par les eaux souterraines est que le lessivage est plus prononcé dans le cas des EUT et qu'elle se solde par la création d'un horizon d'accumulation sous-jacent (entre 60 et 80-70 cm) qui n'apparaît pas après irrigation par les eaux souterraines.

Ces résultats doivent cependant être relativisés. En effet, d'un point de vue statistique, l'irrigation sur la distribution verticale des éléments dans les deux sols étudiés n'a pas montré un impact significatif, sauf comme constaté dans le chapitre précédent pour le sodium échangeable (ESP). En revanche, l'effet du type de sol est apparu comme un facteur statistiquement plus déterminant sur la distribution des métaux dans le sol. Il serait donc nécessaire de multiplier les mesure sur chacun des types de sol afin de bien évaluer l'impact statistique de l'irrigation par les EUT sur la répartition des métaux. La portée de nos résultats se trouve en effet limitée d'une part par le manque de répétition permettant de s'affranchir de l'effet de site (ou type de sol) et d'autre part d'une manque de précision dans l'échantillonnage sachant que les effets se manifestent principalement au niveau des horizons de surface. Pour cette raison, nous nous focaliserons sur les 5 premiers centimètres de sol dans le chapitre suivant.

Concernant le transfert des éléments métalliques vers les plantes, les statistiques ont montré que ni l'irrigation ni le type de sol n'influencent la teneur en métaux dans les feuilles d'oliviers. Les oliviers accumulent moins de éléments métalliques dans leurs feuilles que les plantes fourragères ce qui suggère que la phytoabsorption des éléments métalliques dépend largement de l'espèce végétale. Ceci est confirmé par le fait que différents modes de transferts ont été identifiés pour les deux types de plantes fourragères étudiées. Par ailleurs on a confirmé le fait que les fractions habituellement appelées biodisponibles ne sont pas automatiquement phytodisponibles. Ainsi, afin de mieux évaluer d'éventuelles accumulations de métaux, et voyant qu'il n'y a pas de transfert entre les horizons de surface et de profondeur des sols, l'étude est limitée, dans le chapitre suivant, à l'analyse des transfert de métaux entre les cinq premiers centimètres de sol et les plantes fourragères. Cette approche doit permettre de préciser la signification des extractions comme marqueur de la phytodisponibilité. Pour cela, le travail sera effectué exclusivement sur le calcisol.

## **Accumulation et biodisponibilité des métaux à partir du transfert latéral des EUT à la surface du sol**

### **1. Introduction**

Dans le périmètre de l'OTD (calcisol), les pratiques culturales ainsi que le système d'irrigation sont homogènes sur toute la parcelle. L'irrigation se fait gravitairement en surface selon un système de raies (figure VI.1). Ainsi, l'eau d'irrigation coule de la prise d'irrigation jusqu'à la fin de la parcelle. Dans l'objectif d'étudier l'effet de ce système d'irrigation sur la variation latérale des métaux lourds, nous avons effectué des prélèvements de sol le long d'un transect qui longe toute la parcelle. Ainsi, tout les dix mètres, un échantillon moyen des cinq premiers centimètres de sol est prélevé (*cf.* chapitre III, § 3.1.3).



**Figure VI.1 : Photo montrant le système d'irrigation appliqué au niveau du périmètre de l'OTD**

### **2. Caractérisation physico-chimique des sols**

#### **2.1. pH**

Le long du transect L (luzerne), la variation du pH du sol est aléatoire. Ainsi aucune évolution particulière n'a été distinguée (figure VI.2). Les valeurs du pH varient entre 7,2 et 8,1. Cependant, on remarque que les valeurs du pH sont relativement plus élevées dans la deuxième moitié du transect.

En ce qui concerne le sol du transect S (sorgho), la variation du pH est, également, aléatoire mais plus homogène à l'exception de quelques pics particuliers. La valeur du pH la plus faible enregistrée est de 7,7 (point S1) alors que la plus élevée est de l'ordre de 8,3 (point S4).

D'une manière générale, les valeurs du pH sont relativement plus élevées pour les sols prélevés dans le transect S qu'à ceux prélevés dans le transect L.

## **2.2. Calcaire total**

Pour les deux transects, les teneurs des sols en carbonate sont variables et varient d'une manière aléatoire selon la distance (figure VI.3). On ne constate pas de différence remarquable entre les teneurs enregistrées dans les deux transects. Le taux de calcaire varie entre 15 et 30 % dans le sol du transect L et entre 15 et 35 % dans le sol du transect S.

## **2.3. Matière organique**

La figure VI.4 montre une importante fluctuation des teneurs en MO du sol le long du transect L alors que pour le sol de la parcelle S, les teneurs sont plus homogènes. Les teneurs enregistrées varient entre 2,1 et 3,4 % dans le sol de la parcelle L, alors que pour la parcelle S, les teneurs en MO du sol varient entre 0,7 et 1,6 %. En effet, l'occupation de la parcelle L par la luzerne durant trois années consécutives (sans remaniement) a non seulement favorisé l'accumulation de la matière organique acheminée par les EUT mais aussi l'accumulation d'azote et de matière organique issue de la litière. Par contre, la parcelle S, occupée par des cultures saisonnières d'été (sorgho), subit des labours profonds à la fin de chaque saison ce qui explique à la fois les teneurs plus faibles en MO ainsi que l'homogénéité de leur répartition le long du transect.

Les relations croisées entre pH, calcaire total et MO des sols, montrent des corrélations négatives significatives entre les valeurs du pH et les teneurs en MO ( $R = -0,51$  % pour le transect L et  $R = -0,69$  pour le transect S). On constate ainsi que l'accumulation de la matière organique a entraîné une diminution du pH du sol. Cette baisse du pH peut avoir des conséquences sur la mobilité et le transfert des métaux dans le sol.

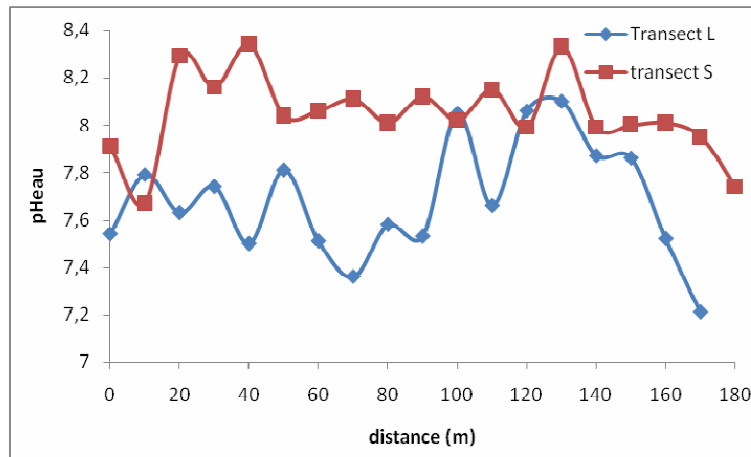


Figure VI.2 : Variation du pH du sol selon la distance dans le transect L et S

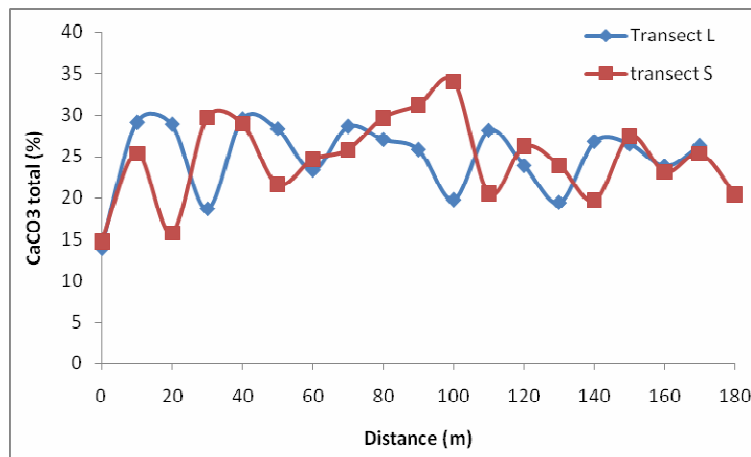


Figure VI.3 : Variation du calcaire total du sol selon la distance dans le transect L et S

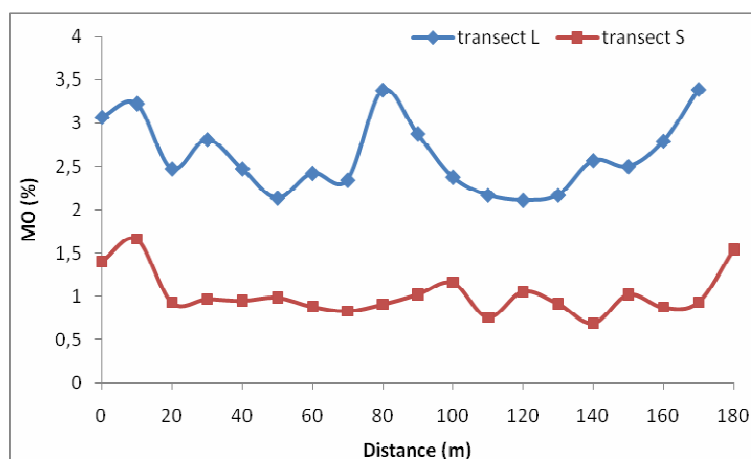


Figure VI.4 : Variation de la MO du sol selon la distance dans le transect L et S



### 3. Etude de la variabilité latérale des métaux

#### 3.1. Spéciation des métaux dans les EUT

Les concentrations des différentes fractions de métaux présents dans les EUT sont présentées dans le tableau VI.1. La fraction totale représente la concentration après minéralisation des échantillons des EUT alors que la fraction dissoute est obtenue après filtration à 0,45 µm. La fraction labile est déterminée par la technique DGT (chap III, § 4.1.2 ). Ainsi, bien que la caractérisation soit faite avec deux répétitions seulement, on constate que la concentration totale de certains éléments est très variable. On remarque également qu'environ la moitié du Cu et du Zn présents dans les EUT est sous forme soluble, alors que pour les autres éléments, la forme soluble représente une plus faible fraction. Ceci suggère que ces éléments (Cr, Fe, Ni) présents dans les EUT se trouvent plutôt sous forme particulaire et colloïdale. Pour le Ni, la fraction totale est similaire à la fraction dissoute ce qui indiquerait que le Ni se présente essentiellement sous forme colloïdale. En ce qui concerne le fer, la fraction labile représente environ 25% de la concentration totale mais est largement supérieure à la fraction dissoute. Une concentration non négligeable en fraction labile a été également constatée pour le Cr. Notons que pour ces deux éléments la concentration totale est moins répétitive que la concentration de la fraction labile. En outre, les autres éléments présentent une faible proportion de fraction labile dans les EUT.

**Tableau VI.1 : Spéciation des métaux lourds réalisée sur deux échantillons d'EUT**

	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Labile (DGT) (µg/l)
<b>Cu EUT1/EUT2</b>	130/160	60/60	0,57/<0.1
<b>Cr EUT1/EUT2</b>	53/16	10/3,6	4,2/5,1
<b>Ni EUT1/EUT2</b>	20/18	15/15	1,6/<0,7
<b>Fe EUT1/EUT2</b>	464/414	64/44	104/105
<b>Zn EUT1/EUT2</b>	110/200	50/75	<50/<50

#### 3.2. Métaux présents dans le sol

##### 3.2.1. Métaux totaux

En quelques points des deux transects L et S, nous avons déterminé les teneurs totales de certains métaux lourds dans le sol (tableau VI.2).

Dans les échantillons de sol prélevés sur le transect L, les teneurs en Zn total varient entre 12,8 et 66,7 mg/kg et celles du Cr total varient entre 22,2 et 106,7 mg/kg. Pour le Cu total et

le Ni total, les teneurs varient respectivement entre 21,7 et 45,4 mg/kg et entre 3,3 et 4,7 mg/kg. En ce qui concerne le sol du transect S, les teneurs totales en métaux varient respectivement pour le Zn, Cr, Cu et Ni entre 10,4 et 13,4, 16,8 et 24,8, 21,7 et 45,4 et entre 3,3 et 4,7 mg/kg. En effet, il est important de remarquer que les teneurs en métaux lourds enregistrées dans le sol de la parcelle L sont nettement plus importantes que celles trouvées dans la parcelle S. En revanche, le fer est le seul élément qui montre des teneurs similaires de l'ordre de 10 g/kg dans les sols des deux parcelles.

### 3.2.2. Métaux biodisponibles

On désigne par métaux biodisponibles la fraction de métaux facilement assimilables par les plantes. Ici, cette fraction est approchée par la fraction de métaux extraits à l'AcNH<sub>4</sub>-EDTA (cf. chapitre III, §4.2). Le tableau VI.2 montre les teneurs en métaux biodisponibles déterminées dans les extraits à l'AcNH<sub>4</sub>-EDTA des sols des deux parcelles L et S.

Au niveau de la parcelle L, on constate que le Zn est l'élément le plus biodisponible dans le sol avec des teneurs variant entre 2 et 21,6 mg/kg, suivi par le Cu dont les teneurs varient entre 1,1 et 8,7 mg/kg. En revanche le Ni et le Cr présentent une très faible biodisponibilité. Ainsi, on peut classer ces éléments dans l'ordre de biodisponibilité décroissante pour la parcelle L : Zn > Cu > Ni >> Cr. Le fer est le seul élément majeur qui a été déterminé en raison de son importance pour la croissance des plantes. La fraction biodisponible en cet élément varie entre 2 et 9,6 mg/kg ce qui représente 0,02 à 0,1% du Fe total présent dans le sol.

En ce qui concerne la parcelle S, le Zn et le Cu sont comme précédemment les deux éléments les plus biodisponibles avec des teneurs variant respectivement entre 0,3 et 2,9 mg/kg et entre 1 et 2,2 mg/kg. La biodisponibilité en Ni et en Cr est relativement faible. Concernant le Fe biodisponible les teneurs varient entre 0,8 et 2,2 mg/kg ne dépassant pas ainsi 0,01% de la totalité du fer présent dans le sol. Ainsi selon leur biodisponibilité, on peut classer ces éléments dans l'ordre décroissant pour la parcelle S : Zn = Cu > Ni >> Cr. D'une manière générale, les teneurs en métaux biodisponibles enregistrées dans la parcelle S sont plus faibles que celles de la parcelle L. Dans ce dernier cas, l'occupation de la parcelle par la luzerne durant trois années successives a accentué la présence de MO et favorisé l'accumulation des métaux ainsi que leur biodisponibilité.

**Tableau VI.2 :** Teneurs totales en métaux (t) déterminées après minéralisation totale avec HF et teneurs biodisponibles (biodis.) déterminées à partir des extraits à l'AcNH<sub>4</sub>-EDTA, exprimées en mg/kg et facteur de biodisponibilité (FB) des sols des deux transects L et S

Ech	Zn t	Zn biodis.	FB	Cr t	Cr biodis.	FB	Fe t	Fe biodis	FB	Cu t	Cu biodis.	FB	Ni t	Ni biodis.	FB
<b>Transect L : luzerne</b>															
<b>L10</b>	66,7	24,0	36%	106,7	0,058	0,05%	9559	9,6	0,1%	45,4	8,7	19%	4,7	0,55	12%
<b>L30</b>	22,3	7,1	32%	51,6	0,06	0,1%	8951	5,9	0,06%	24,3	2,9	12%	3,9	0,33	8%
<b>L40</b>	22,8	7,4	32%	46,5	0,048	0,1%	9909	5,0	0,05%	26,7	3,0	11%	4,1	0,40	10%
<b>L100</b>	20,3	6,4	32%	39,7	0,038	0,1%	8307	2,7	0,03%	22,3	1,8	8%	4,2	0,33	8%
<b>L160</b>	13,9	2,6	19%	22,8	0,043	0,2%	9526	1,3	0,01%	22,3	1,5	7%	4,1	0,17	4%
<b>L170</b>	12,8	3,6	28%	22,2	0,051	0,2%	9363	1,9	0,02%	21,7	1,1	5%	3,3	0,20	6%
<b>Transect S : sorgho</b>															
<b>S30</b>	13,4	1,6	12%	24,8	0,025	0,1%	10687	1,77	0,016%	21,8	1,6	7%	3,9	0,37	9,5%
<b>S40</b>	12,8	1,7	13%	20,2	0,028	0,14%	10438	1,58	0,015%	17,2	1,6	9%	3,64	0,32	9%
<b>S100</b>	11,4	1,3	11%	20,8	0,027	0,13%	10933	0,95	0,008%	17,9	1,3	7%	3,82	0,31	8%
<b>S160</b>	10,4	0,9	9%	16,8	0,022	0,13%	10589	0,9	0,008%	17,8	1,1	6%	3,43	0,26	8%
<b>S170</b>	10,9	1,2	11%	18,8	0,026	0,14%	11509	0,97	0,008%	16,3	1,2	7%	3,48	0,27	8%

### 3.2.3. Facteur de biodisponibilité

La biodisponibilité des métaux dans le sol est également évaluée à partir du *facteur de disponibilité (FB)* présenté dans le tableau VI.2. Ce facteur représente le rapport entre la teneur en métaux biodisponibles déterminée à partir des extraits AcNH<sub>4</sub>-EDTA, sur la teneur totale déterminée après minéralisation complète du sol. Ce facteur est calculé de la manière suivante :

$$FB = (T \text{ biodisponible} / T \text{ totale}) \times 100$$

Au niveau de la parcelle L, les FB les plus élevés sont ceux du Zn et du Cu. Ce facteur varie entre 18 et 36 % pour le Zn et entre 5 et 19 % pour le Cu. Bien que sa teneur totale soit beaucoup plus faible que celle des autres éléments, le Ni présente aussi un FB relativement important (entre 4 et 11 %). Par contre, le Cr et le Fe montrent des faibles FB en dépit de leur importante teneur totale dans le sol.

En ce qui concerne la parcelle S, les FB les plus importants sont également ceux du Zn, du Cu et à un degré moindre le Ni. D'une manière générale, les FB calculés pour le sol de la parcelle S sont plus faibles que ceux calculés pour le sol de la parcelle L.

### 3.3. Variabilité spatiale des teneurs en métaux

La figure VI.5 montre la variabilité spatiale des teneurs en métaux biodisponibles dans les sols le long des deux transects c'est-à-dire à partir de l'arrivée des eaux d'irrigation jusqu'au bout de la parcelle, à la distance de 180 m de l'arrivée des EUT. En examinant cette figure, on remarque que le long du transect L, les teneurs en Zn, Cr et Cu décroissent en fonction de l'éloignement du tuyau de décharge jusqu'à atteindre des valeurs relativement stables. Au niveau du transect S, on a également constaté un léger gradient décroissant des teneurs en Cr, Cu et Ni. Ainsi, même de manière approximative, les teneurs trouvées dans les deux derniers points les plus éloignées de l'arrivée des EUT peuvent être considérées comme les teneurs initialement présent dans le sol. Par conséquent, les valeurs dépassant cette ligne de base peuvent être considérées comme les apports exogènes acheminés par les eaux usées traitées.

De la même manière, la figure VI.6 montre la variabilité spatiale des teneurs en métaux biodisponibles dans les sols le long des deux transects. Le long du transect L, on remarque un gradient décroissant des teneurs en métaux biodisponibles en fonction de l'éloignement de la

prise d'irrigation. A l'exception du Cu, des corrélations négatives significatives entre la distance par rapport à l'origine et les teneurs en métaux ont été observées et qui sont de l'ordre de 0,72; 0,83 et 0,81 respectivement pour le Zn, le Ni et le Fe. Concernant le Cr, bien que la variabilité paraisse aléatoire, on a trouvé une corrélation significative avec la distance ( $R = -0,57$ ). En revanche, la variabilité du Cu est limitée sur les premiers 60 m, sur le reste du transect les teneurs en Cu sont plus au moins homogènes et indépendantes de la distance.

Concernant le transect S, bien que la variabilité spatiale des teneurs en métaux ne soit pas très évidente, on a constaté une corrélation négative significative avec la distance pour le Zn ( $R = -0,57$ ) et le Fe ( $R = -0,59$ ).

Assadian et al. (1998 et 1999), ont constaté une variation spatiale similaire des teneurs totales en métaux selon des transects réalisés de manière perpendiculaire au canal d'irrigation. Ils ont ainsi remarqué que les teneurs en métaux décroissent en s'éloignant du canal de la prise d'irrigation alors qu'aucune variation significative n'est observée dans un transect réalisé parallèlement au canal d'irrigation. L'orientation du système d'irrigation est donc un facteur déterminant la variabilité spatiale des métaux dans le sol.

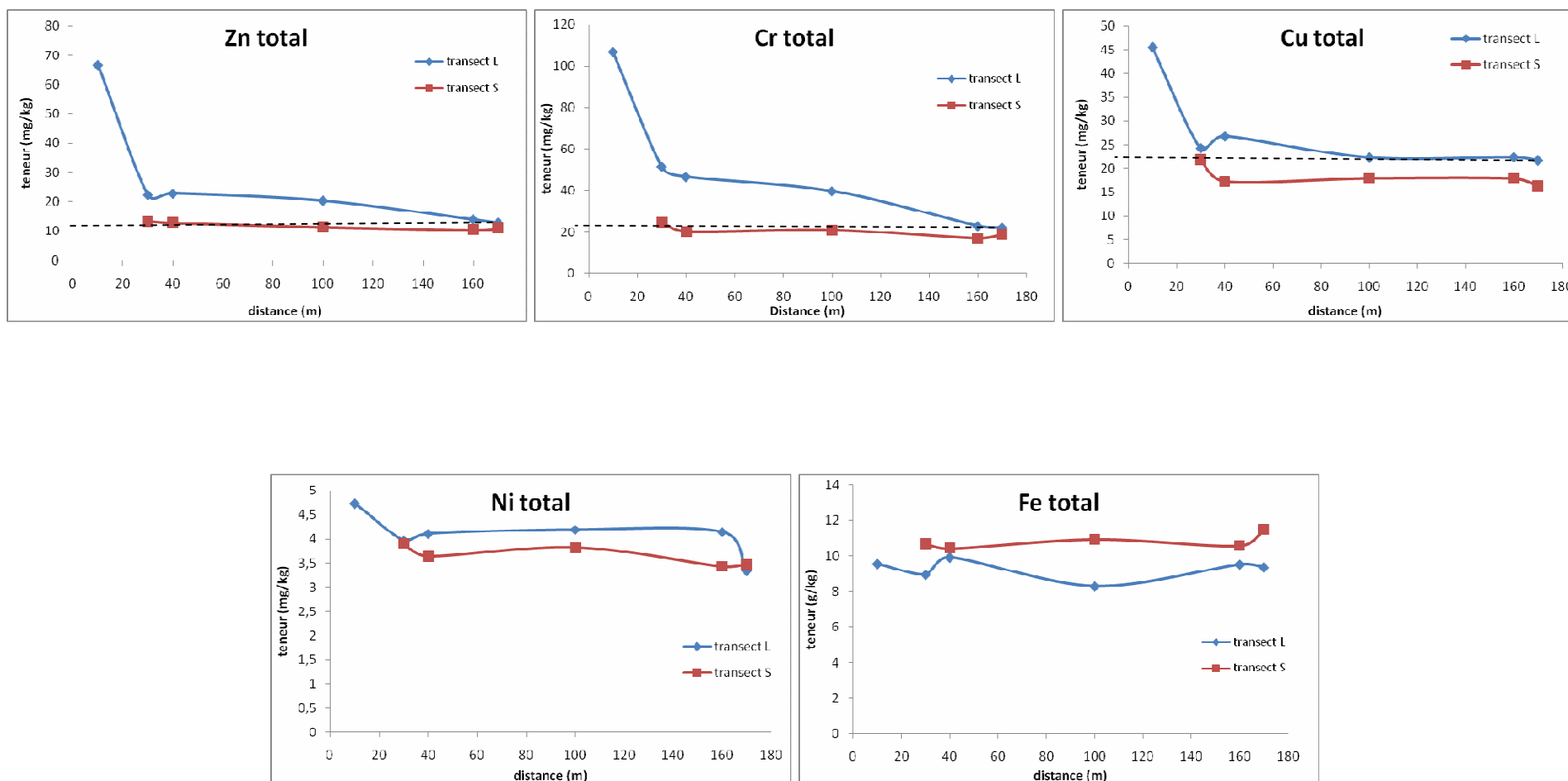


Figure VI.5 : Teneurs totales en métaux selon la distance, dans le sol des transects L et S

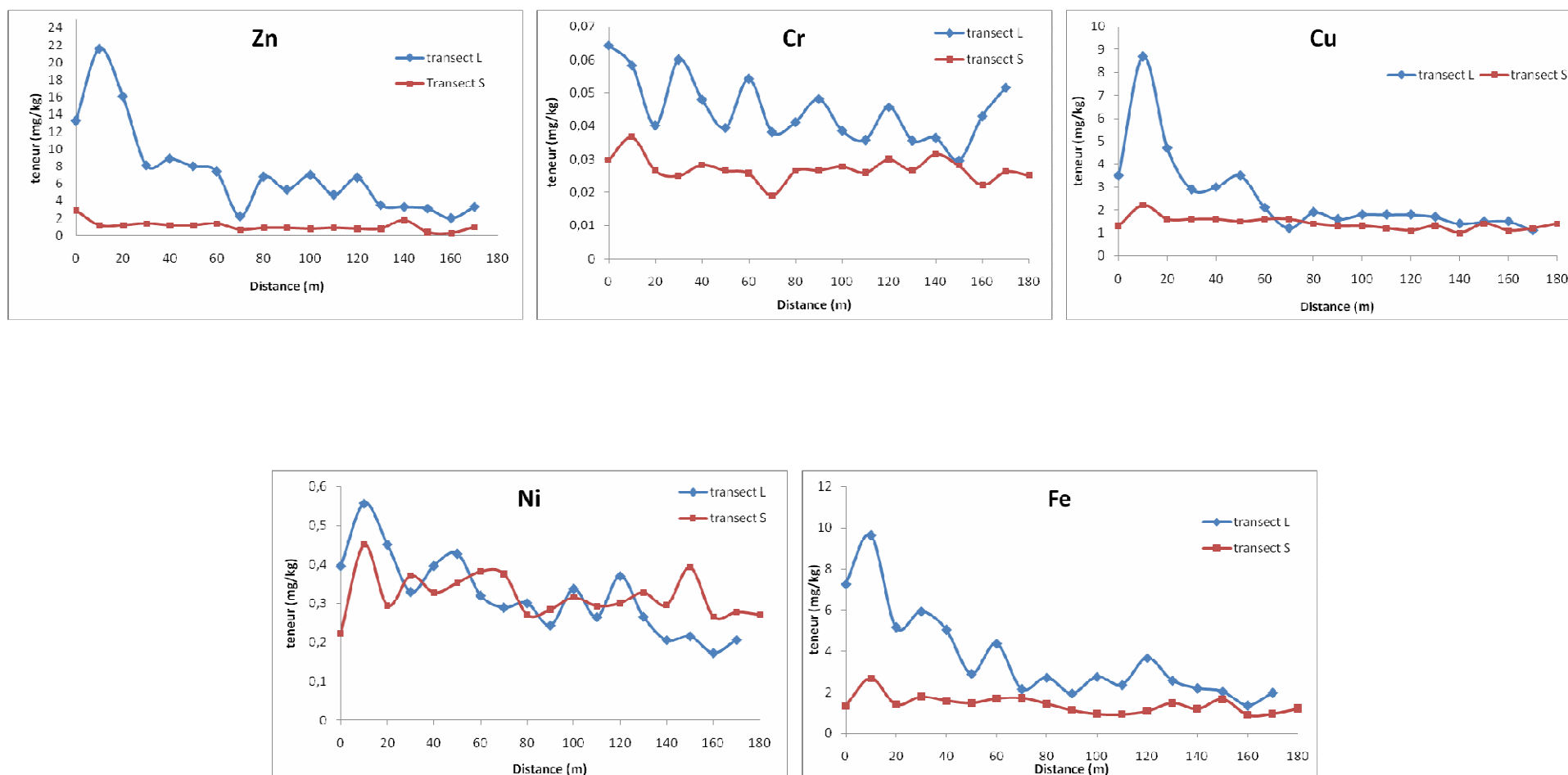


Figure VI.6 : Teneurs en métaux biodisponibles, selon la distance, dans le sol des transects L et S

### 3.4. Influence du système d'irrigation sur la variabilité spatiale des métaux

Dans un système d'irrigation de surface à la raie, les phénomènes hydrologiques (infiltration, ruissellement et érosion) ainsi que la compaction du sol sont les principaux facteurs responsables de la variabilité spatiale de répartition des éléments dans le sol (Mateos et Oyonarte, 2005). En effet, les solutés contenus dans les eaux d'irrigation (ie. métaux lourds) vont être accumulés dans le sol situé essentiellement à proximité de la source d'irrigation. Bien entendu, ce phénomène se produit dans le cas où les eaux d'irrigation sont considérées comme le principal vecteur (Assadian et al., 1999). Dans notre étude, les teneurs les plus élevées en métaux ont été trouvées dans le deuxième point du transect, situé à 10 m de la source d'irrigation. Le dépôt des métaux lourds par les eaux d'irrigation, que ce soit sous forme soluble ou particulaire, se fait donc sur une distance réduite. Ainsi, la décroissance observée au-delà de cette distance (10 m), est due, d'une part, à l'atténuation du phénomène de transport direct des métaux par les eaux d'irrigation et d'autre part à la faible pente de la parcelle irriguée (de l'ordre de 1%). En effet, les particules du sol érodé par les eaux d'irrigation notamment au niveau du point de décharge de ces eaux, vont être transportées et déposées plus ou moins loin selon la raideur de la pente, l'intensité de l'infiltration et la présence de résidus de plantes (Mateos et Oyonarte, 2005). Par ailleurs, il est vraisemblable que dans les EUT, plus les métaux sont sous une forme labile ou dissoute, plus ils sont transportés sur de longues distances. C'est le cas, par exemple, de la fraction biodisponible du fer, qui provenait essentiellement de l'irrigation par les EUT (figure VI.6). Sa variabilité spatiale est en partie due à son apport pour une large proportion sous une forme labile (tableau VI.1). C'est également le cas pour le Ni qui se trouve dans les EUT, presque totalement dans la fraction dissoute est transporté sur des longues distances.

### 3.5. Analyses statistiques des variations

Les variogrammes des teneurs en métaux extraits par  $\text{AcNH}_4\text{-EDTA}$  (annexe VI) révèlent un effet pépite pour tous les éléments analysés et pour les deux parcelles. Ceci indique que le pas d'échantillonnage choisi ne permet pas de caractériser la variabilité spatiale des paramètres étudiés par les méthodes géostatistiques classiques. Les auto-corrélations spatiales le long des transects sont voisines de zéro. Ceci indique que le pas d'échantillonnage de 10 m est suffisant pour considérer ces mesures comme indépendantes. On a constaté aussi que la variabilité des Log-teneurs des éléments métalliques est constante et que leur relation avec la distance est linéaire. Par conséquent, nous avons cherché à analyser les données en



considérant la distance à l'arrivée de l'EUT comme un facteur explicatif possible de la variabilité latérale des teneurs de la fraction biodisponible en métaux parmi d'autres effets possibles liés au sol (pH, MO, CaCO<sub>3</sub> ...).

Plusieurs études ont montré que le pH et la MO sont les principaux paramètres du sol influençant sur la biodisponibilité des éléments métalliques (Hatira et al., 1990, Baize et Tomassone, 2003, Rattan et al., 2005, Hao et al., 2009, Hough et al., 2003; Tye et al., 2003). Dans notre cas on a déjà constaté une corrélation significative entre le pH et la MO du sol. De plus un F-test a montré l'existence d'une corrélation hautement significative entre les teneurs en Cr biodisponibles (extraits AcNH<sub>4</sub>-EDTA) et la MO (p= 0,015) alors que cette corrélation est faible avec le pH (p= 0,13). Il s'avère donc dans notre cas, que la MO est un meilleur prédicteur de la biodisponibilité des métaux que le pH. De ce fait, le pH a été exclu du modèle qui sera exprimé de la manière suivante :

$$\text{Me (AcNH}_4\text{-EDTA)} = C^{\text{te}} + \text{distance} + \text{MO}$$

Avant l'application de ce modèle on a bien vérifié l'absence de relation entre la MO du sol et la distance. Ces régressions linéaires effectuées ont permis de mesurer les effets respectifs de la MO et de la distance sur la biodisponibilité des métaux lourds dans le sol (tableau VI.3).

Ce modèle n'a été validé que pour le Cr pour la parcelle L et pour Zn pour la parcelle S (tableau VI.2). Ainsi, on peut établir la relation suivante :

$$\text{Ln(Cr)} = -3,58 - 0,002 \times \text{distance (m)} + 0,24 \times \text{MO(\%)}$$

$$\text{Ln(Zn)} = 0,15 - 0,003 \times \text{distance(m)} + 0,5 \times \text{MO(\%)}$$

Pour les autres éléments et pour la parcelle L, seul l'effet de la distance est significatif (tableau VI.2). De même pour le Fe dans la parcelle S.

**Tableau VI.3: analyses multivariées de l'effet de la MO et de la distance par rapport à l'arrivée des EUT sur la biodisponibilité des métaux dans le sol de deux transects L et S**

Elément	Effet	Coefficient	Std Er.	Std Coef.	Tolerance	T	p-value
<b>Luzerne</b>							
Cr	constante	-3,58316	0,24607	0,00000	.	-14,5617	0,00000
	distance	-0,00200	0,00069	-0,50994	0,98921	-2,90181	<b>0,01095</b>
Cu	MO	0,23967	0,08766	0,48045	0,98921	2,73396	<b>0,01537</b>
	distance	-0,00630	0,00109	-0,82728	0,98921	-5,76721	<b>0,00004</b>
Ni	MO	0,04557	0,13914	0,04698	0,98921	0,32751	0,74781
	distance	-0,00512	0,00074	-0,87436	0,98921	-6,89734	<b>0,00001</b>
Zn	MO	-0,12188	0,09446	-0,16356	0,98921	-1,29026	0,21650
	distance	-0,00870	0,00132	-0,84630	0,98921	-6,60363	<b>0,00001</b>
Fe	MO	0,17114	0,16781	0,13070	0,98921	1,01983	0,32398
	distance	-0,00836	0,00133	-0,84407	0,98921	-6,27501	<b>0,00001</b>
	MO	0,09577	0,16972	0,07591	0,98921	0,56430	0,58089
<b>Sorgho</b>							
Cr	distance	-0,00032	0,00054	-0,13370	0,95149	-0,59102	0,56276
	MO	0,22487	0,12051	0,42213	0,95149	1,86603	0,08048
Cu	distance	-0,00152	0,00086	-0,40863	0,95149	-1,76115	0,09731
	MO	0,04713	0,19284	0,05670	0,95149	0,24439	0,81004
Ni	distance	-0,00077	0,00075	-0,25624	0,95149	-1,03392	0,31655
	MO	-0,00447	0,16741	-0,00662	0,95149	-0,02672	0,97901
Zn	constante	0,15483	0,24287	0,00000	.	0,63751	0,53281
	distance	-0,00270	0,00090	-0,51720	0,95149	-2,99200	<b>0,00862</b>
	MO	0,49696	0,20206	0,42515	0,95149	2,45952	<b>0,02568</b>
Fe	distance	-0,00273	0,00096	-0,55787	0,95149	-2,82869	<b>0,01210</b>
	MO	0,23154	0,21599	0,21142	0,95149	1,07200	0,29962

#### 4. Transfert et accumulation des métaux dans les plantes

##### 4.1. Métaux dans les plantes

Le tableau VI.4 montre les teneurs en métaux détectées dans les parties aérienne et racinaire de la luzerne. Cette plante âgée de trois ans a été prélevée le long du transect L au niveau des points situés à 10, 30, 40, 100, 160 et 170 m de l'arrivée des EUT.

Que ce soit dans la partie aérienne ou dans les racines, le Fe présente les teneurs les plus élevées. Les teneurs trouvées dans les racines variant entre 80,5 et 405,1 mg/kg. Elles sont légèrement plus élevées que celles détectées dans la partie aérienne qui varient entre 46,7 et 376,1 mg/kg. Le Zn présente également des teneurs importantes qui sont légèrement plus élevées dans la partie aérienne (entre 12,7 et 20,4 mg/kg) que dans les racines (entre 7,7 et 18,2 mg/kg). Par contre, Ni et Cr montrent des teneurs plus élevées dans les racines que dans la partie aérienne. Selon les teneurs, on peut ainsi classer les métaux dans l'ordre décroissant d'absorption suivant :

Partie aérienne Fe >> Zn > Cu > Ni > Cr

Racine Fe >> Zn > Cu > Ni = Cr

**Tableau VI.4 : Teneur en métaux dans le tissu de la luzerne (mg/Kg)**

	Ni	Cr	Zn	Cu	Fe
<i>Partie aérienne</i>					
<b>L10</b>	1,7 ± 0,2	0,5 ± 0,00	18,0 ± 4,6	6,1 ± 0,00	46,7 ± 3,47
<b>L30</b>	1,6 ± 0,2	3,1 ± 0,08	17,6 ± 0,5	7,0 ± 0,53	206,1 ± 0,78
<b>L40</b>	1,3 ± 0,02	0,7 ± 0,06	14,8 ± 1,0	6,2 ± 0,52	207,2 ± 16,55
<b>L100</b>	1,3 ± 0,0	0,5 ± 0,03	14,3 ± 0,5	4,9 ± 0,6	176,3 ± 5,61
<b>L160</b>	1,2 ± 0,01	0,5 ± 0,00	12,7 ± 0,6	4,1 ± 0,01	177,5 ± 0,58
<b>L170</b>	1,3 ± 0,01	0,8 ± 0,04	20,4 ± 0,1	7,3 ± 0,62	376,6 ± 10,37
<i>Racine</i>					
<b>L10</b>	2,5 ± 0,00	1,8 ± 0,07	18,2 ± 1,04	8,3 ± 0,50	80,6 ± 5,86
<b>L30</b>	2,7 ± 0,02	4,8 ± 0,17	7,7 ± 0,34	4,5 ± 0,36	301,6 ± 12,71
<b>L40</b>	2,2 ± 0,16	5,9 ± 0,09	11,1 ± 1,04	5,7 ± 1,74	266,3 ± 3,48
<b>L100</b>	2,1 ± 0,03	2,5 ± 0,10	11,9 ± 0,08	3,5 ± 0,03	276,3 ± 17,70
<b>L160</b>	1,1 ± 0,02	1,2 ± 0,03	8,8 ± 0,38	4,2 ± 0,02	370,4 ± 6,81
<b>L170</b>	1,4 ± 0,23	1,5 ± 0,19	11,4 ± 0,71	4,9 ± 1,06	405,1 ± 44,37

Les résultats d'analyses des métaux dans le sorgho sont présentés dans le tableau VI.5. Rappelons que cette plante est une culture saisonnière d'été. Les cinq échantillons analysés de cette plante ont été prélevés le long du transect S au niveau des points 30, 40, 100, 160 et 170 m .de l'arrivée des EUT.

Dans la partie aérienne, le Fe, Zn et Cu sont par ordre décroissant de concentration dans le tissu de cette plante. Par contre, les teneurs du Cr et du Ni sont au dessous de 1 mg/kg. Dans les racines, on constate des teneurs très élevées en Fe qui varient entre 1200 et 2850 mg/kg. Les teneurs en Zn et de Cu dans les racines sont comparables à celles détectées dans la partie aérienne, alors que le Ni et le Cr montrent des teneurs plus élevées dans les racines.

Ainsi l'abondance des métaux dans les tissus du sorgho peut être classée dans l'ordre décroissant:

Partie aérienne : Fe >> Zn > Cu > Cr = Ni

Racine : Fe >> Zn > Cr = Cu > Ni

En comparant les différents compartiments (racines / parties aériennes) pour les deux types de plantes (pluriannuelle et saisonnière), on constate que pour la partie aérienne, les teneurs en Ni sont plus élevées dans les tissus de la luzerne que dans le sorgho alors que les teneurs des autres éléments sont du même ordre de grandeur pour les deux types de plantes. Dans la partie

racinaire, les teneurs en Ni et en Cr sont relativement plus élevées dans le sorgho. Par contre, les teneurs en Fe sont largement plus élevées dans les racines du sorgho que dans celles de la luzerne. On peut constater ainsi, que l'absorption de métaux par les plantes dépend plutôt, du type des plantes que de leur âge ou de leur temps d'exposition aux eaux usées traitées (une saison pour S et 3 ans pour L).

**Tableau VI.5: Teneur en métaux dans le tissu du sorgho (mg/Kg)**

	Ni	Cr	Zn	Cu	Fe
<i>Partie aérienne</i>					
<b>S30</b>	0,3 ± 0,01	0,2 ± 0,02	30,2 ± 1,70	6,7 ± 0,44	76,1 ± 0,39
<b>S40</b>	0,7 ± 0,00	0,9 ± 0,04	18,0 ± 0,35	5,9 ± 0,00	108,4 ± 4,54
<b>S100</b>	0,6 ± 0,22	0,4 ± 0,06	6,7 ± 1,04	6,2 ± 0,69	106,0 ± 13,16
<b>S160</b>	0,4 ± 0,09	0,3 ± 0,04	5,7 ± 0,36	3,5 ± 1,38	102,4 ± 4,14
<b>S170</b>	0,5 ± 0,00	0,2 ± 0,00	13,1 ± 0,33	4,9 ± 0,01	68,8 ± 2,34
<i>Racine</i>					
<b>S30</b>	3,7 ± 0,05	7,2 ± 0,34	17,6 ± 0,49	5,7 ± 0,04	2852,2 ± 114,28
<b>S40</b>	2,9 ± 0,27	5,3 ± 0,13	13,5 ± 0,36	5,3 ± 0,46	2126,3 ± 11,87
<b>S100</b>	3,7 ± 0,31	6,0 ± 0,33	9,9 ± 0,02	4,9 ± 0,02	2415,5 ± 217,26
<b>S160</b>	3,1 ± 0,02	4,7 ± 0,11	5,9 ± 0,74	4,9 ± 0,39	1203,9 ± 61,64
<b>S170</b>	2,5 ± 0,05	4,5 ± 0,83	8,9 ± 0,00	4,1 ± 0,00	1746,7 ± 17,27

#### 4.2. Transfert et accumulation des métaux dans les tissus des plantes

Deux facteurs ont été déterminés afin d'étudier le transfert et la bioaccumulation des métaux dans les plantes cultivées. Le premier paramètre correspond au *facteur de transfert (TF)* qui reflète le taux de transfert et d'accumulation des métaux du sol vers les racines des plantes. Il s'agit du rapport entre les teneurs des métaux déterminées dans les racines (T racine) et les teneurs des métaux biodisponibles dans le sol (T biodisponible) (Ortiz et al. 2006).

$$TF = T_{\text{racine}} / T_{\text{biodisponible sol}}$$

Le deuxième paramètre est le *coefficient de transport* ou de translocation (*CT*). Il s'agit du rapport entre les teneurs de métaux dans la partie aérienne et celle dans les racines. Ce coefficient montre le mécanisme de mobilité des métaux au sein de la plante (Ortiz et al. 2006). Si le  $CT > 1$ , l'accumulation des métaux se fait essentiellement dans la partie aérienne.

$$CT = T_{\text{partie aérienne}} / T_{\text{racine}}$$

### 4.2.1. Luzerne

Les valeurs de ces deux paramètres sont présentées dans le tableau VI.6. On constate des facteurs de transfert très élevés pour le Fe et le Cr qui varient respectivement entre 11 et 301 et entre 27 et 118. Ainsi, bien que les fractions biodisponibles en ces deux éléments, dans le sol, soient très faibles, d'importantes accumulations sont observées dans les racines de la luzerne. On peut observer que la quasi totalité de la fraction biodisponible de ces deux éléments dans le sol a été absorbée par les racines. L'accumulation du Ni est également importante et atteint 4 à 9 fois les teneurs dans le sol. Par contre, le Zn et le Cu montrent des très faibles TF bien qu'ils présentent les fractions biodisponibles les plus élevées dans le sol. Ainsi, l'ordre décroissant d'accumulation des métaux dans les racines de la luzerne peut être classé comme suit :  $Fe > Cr \gg Ni > Zn = Cu$ . Concernant le coefficient de transport, on constate que Zn et Cu sont les deux éléments s'accumulant le plus dans le tissu des parties aériennes de la luzerne. Le reste des éléments montre des  $CT < 1$  témoignant d'une faible migration vers la partie aérienne malgré leur forte accumulation dans les racines.

**Tableau VI.6: Facteur de transfert et coefficient de transport dans la luzerne**

	Ni	Cr	Zn	Cu	Fe
<i>Facteur de transfert</i>					
<b>L10</b>	4,61	27,46	1,60	0,95	11,11
<b>L30</b>	8,21	118,67	0,55	1,54	58,454
<b>L40</b>	5,41	98,41	1,56	1,89	44,86
<b>L100</b>	6,29	51,73	2,28	1,92	142,20
<b>L160</b>	9,80	40,64	2,40	2,80	181,97
<b>L170</b>	7,15	34,28	4,38	4,50	301,28
<i>Coefficient de transport</i>					
<b>L10</b>	0,65	0,26	0,99	0,74	0,58
<b>L30</b>	0,55	0,64	2,29	1,56	0,68
<b>L40</b>	0,58	0,10	1,33	1,08	0,77
<b>L100</b>	0,56	0,20	1,20	1,41	0,63
<b>L160</b>	0,73	0,38	1,55	0,97	0,48
<b>L170</b>	0,95	0,57	1,78	1,48	0,93

### 4.2.2. Sorgho

Le tableau VI.7 montre les facteurs de transfert (FT) et les coefficients de transport (CT) calculés pour le sorgho. Le Fe montre une importante accumulation dans les racines avec un FT qui varie entre 1300 et 2500. Une importante accumulation du Cr dans les racines du sorgho a été, aussi constatée avec un FT variant entre 173 et 289. De la même manière que pour la luzerne, le sorgho accumule, également, d'importantes quantités de Fe et Cr dans ses racines, malgré les faibles teneurs enregistrées dans le sol. L'ordre de bioaccumulation des métaux dans les racines de sorgho est le suivant : Fe >> Cr >> Ni > Zn > Cu.

De la même manière que la luzerne, seuls le Zn et le Cu montrent une accumulation dans les parties aériennes du sorgho. En effet, ces deux éléments montrent un CT qui dépasse 1.

Cependant, la translocation des autres éléments vers la partie aérienne est très faible notamment pour Fe et Cr.

**Tableau VI.7: Facteur de transfert et coefficient de transport dans le sorgho**

	Ni	Cr	Zn	Cu	Fe
<i>Facteur de transfert</i>					
<b>S30</b>	9,89	289,24	11,01	3,58	1611,40
<b>S40</b>	9,09	188,78	7,96	3,33	1345,78
<b>S100</b>	11,82	221	7,61	3,80	2542,67
<b>S160</b>	11,99	211,9 3	9,37	4,50	1337,71
<b>S170</b>	9,10	173,95	7,46	3,39	1800,76
<i>Coefficient de transport</i>					
<b>S30</b>	0,07	0,02	1,71	1,16	0,02
<b>S40</b>	0,24	0,16	1,33	1,11	0,05
<b>S100</b>	0,17	0,06	0,92	1,25	0,04
<b>S160</b>	0,12	0,07	0,67	0,70	0,08
<b>S170</b>	0,20	0,05	1,46	1,21	0,04

En comparant les compartiments (racines / parties aériennes) pour les deux types de plantes on constate que les racines du sorgho accumulent plus les métaux lourds que celles de la luzerne bien que cette dernière présente un cycle de vie plus long et donc un temps d'exposition direct au EUT plus long que le sorgho. En revanche, au niveau de la luzerne, les métaux sont mieux transférés vers les parties aériennes (les CT relatifs aux Fe, Cr et Ni sont plus élevés). Les deux plantes accumulent essentiellement du Zn et du Cu dans leurs parties aériennes, les autres métaux restant bloqués au niveau racinaire. Les métaux peuvent

s'accumuler en quantités variables chez les végétaux en fonction de divers paramètres (environnementaux ou génétiques). En fait, les cellules végétales sont constituées d'une paroi perméable à la solution du sol entourant la paroi plasmique. La plante prélève essentiellement les éléments métalliques sous forme ionique mais, ne passant généralement pas la membrane cytoplasmique des cellules racinaires (Tremel-Schaub et Feix, 2005). La paroi peut être considérée comme une éponge pouvant fixer les éléments métalliques, mais ne fait pas partie du milieu intérieur de la plante. Ceci explique que de nombreuses plantes ont tendance à accumuler les métaux plutôt dans les racines que dans les parties aériennes. Certains oligo-éléments (Zn, Cu, B, ...) peuvent pénétrer réellement dans les cellules des racines, ce qui leur permet de migrer dans le végétal vers d'autres organes. Le prélèvement du Zn, par exemple, se fait par le biais de transporteurs membranaires spécifiques et actifs (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

**Tableau VI.8: Matrice de corrélation entre les teneurs en métaux dans la partie aérienne, dans les racines de la luzerne et les teneurs en métaux biodisponible et total dans le sol (les corrélations significatives au seuil de 0,05 sont marquées en gras)**

	Nipa	Crpa	Znpa	Cupa	Fepa	Nira	Crra	Znra	Cura	Fera	Ni bio	Crbio	Znbio	Cu bio	Febio	Ni total	Cr total	Zn total	Cu total	Fe Total
Nipa	1,00	0,36	0,65	0,56	-0,39	0,61	-0,01	0,54	0,78	-0,64	0,64	0,43	0,74	0,81	0,71	0,32	0,81	0,78	0,78	0,24
Crpa	<b>0,36</b>	1,00	0,32	0,51	0,17	0,53	0,46	-0,51	-0,23	0,16	-0,06	-0,29	0,67	-0,11	0,18	-0,29	-0,02	-0,17	-0,21	-0,26
Znpa	<b>0,65</b>	<b>0,32</b>	1,00	<b>0,90</b>	0,38	0,05	-0,11	0,34	0,40	-0,07	0,16	0,24	0,24	0,24	0,13	-0,41	0,25	0,25	0,26	0,06
Cupa	<b>0,56</b>	<b>0,51</b>	<b>0,90</b>	1,00	0,44	0,21	0,33	0,13	0,31	-0,02	0,21	0,31	0,38	0,14	0,28	-0,46	0,18	0,11	0,13	0,15
Fepa	-0,39	<b>0,17</b>	<b>0,38</b>	<b>0,44</b>	1,00	-0,66	0,00	-0,51	-0,51	<b>0,85</b>	-0,72	-0,43	-0,53	-0,77	-0,65	<b>-0,99</b>	-0,78	-0,77	-0,74	-0,03
Nira	<b>0,61</b>	<b>0,53</b>	<b>0,05</b>	<b>0,21</b>	<b>-0,66</b>	1,00	0,53	0,23	0,38	-0,71	0,76	0,46	<b>0,96</b>	0,64	0,81	0,60	0,74	0,60	0,54	-0,13
Crra	-0,01	<b>0,46</b>	<b>-0,11</b>	<b>0,33</b>	<b>0,00</b>	<b>0,53</b>	1,00	-0,28	-0,04	-0,10	0,31	0,33	0,49	-0,03	0,51	0,01	0,06	-0,11	-0,11	0,15
Znra	<b>0,54</b>	<b>-0,51</b>	<b>0,34</b>	<b>0,13</b>	<b>-0,51</b>	<b>0,23</b>	<b>-0,28</b>	1,00	<b>0,81</b>	-0,81	0,76	0,80	0,16	<b>0,82</b>	0,48	0,57	0,79	<b>0,86</b>	<b>0,86</b>	0,15
Cura	<b>0,78</b>	<b>-0,23</b>	<b>0,40</b>	<b>0,31</b>	<b>-0,51</b>	<b>0,38</b>	<b>-0,04</b>	<b>0,81</b>	1,00	-0,78	0,77	0,74	0,42	<b>0,91</b>	0,77	0,52	<b>0,85</b>	<b>0,89</b>	<b>0,94</b>	0,59
Fera	-0,64	0,16	<b>-0,07</b>	<b>-0,02</b>	<b>0,85</b>	<b>-0,71</b>	<b>-0,10</b>	<b>-0,81</b>	<b>-0,78</b>	1,00	<b>-0,96</b>	-0,80	-0,62	<b>-0,95</b>	<b>-0,82</b>	<b>-0,87</b>	<b>-0,97</b>	<b>-0,95</b>	<b>-0,93</b>	-0,11

**Tableau VI.9: Matrice de corrélation entre les métaux dans la partie aérienne et les racines du sorgho et métaux biodisponible et total dans le sol (les corrélations significatives au seuil de 0,05 sont marquées en gras)**

	Nipa	Crpa	Znpa	Cupa	Fepa	Nira	Crra	Znra	Cura	Fera	Ni bio	Crbio	Znbio	Cu bio	Febio	Ni total	Cr total	Zn total	Cu total	Fe Total
Nipa	1,00	0,79	-0,36	0,17	0,58	-0,26	-0,35	-0,29	-0,22	-0,03	-0,17	0,77	0,28	0,12	-0,15	-0,07	-0,26	-0,04	-0,67	-0,09
Crpa	<b>0,79</b>	1,00	-0,11	0,09	0,70	-0,22	-0,25	0,04	0,21	-0,08	0,01	0,55	0,45	0,39	0,24	-0,11	-0,20	0,24	-0,41	-0,58
Znpa	<b>-0,36</b>	<b>-0,11</b>	1,00	0,73	-0,46	0,29	0,77	<b>0,96</b>	0,62	0,78	<b>0,89</b>	0,26	0,79	0,85	<b>0,93</b>	0,66	<b>0,89</b>	<b>0,91</b>	0,76	-0,18
Cupa	<b>0,17</b>	<b>0,09</b>	<b>0,73</b>	1,00	-0,11	0,50	0,81	0,75	0,51	<b>0,98</b>	<b>0,89</b>	0,71	0,86	0,82	0,68	<b>0,91</b>	<b>0,90</b>	0,83	0,51	-0,10
Fepa	<b>0,58</b>	<b>0,70</b>	<b>-0,46</b>	<b>-0,11</b>	1,00	0,28	-0,13	-0,21	0,31	-0,18	-0,12	0,13	-0,01	0,02	-0,14	-0,01	-0,31	-0,09	-0,24	-0,70
Nira	-0,26	-0,22	<b>0,29</b>	<b>0,50</b>	<b>0,28</b>	1,00	0,82	0,46	0,72	0,63	0,64	-0,07	0,21	0,32	0,28	0,81	0,61	0,40	0,75	-0,44
Crra	<b>-0,35</b>	<b>-0,25</b>	<b>0,77</b>	<b>0,81</b>	<b>-0,13</b>	<b>0,82</b>	1,00	0,84	0,78	<b>0,91</b>	<b>0,94</b>	0,17	0,60	0,70	0,69	<b>0,95</b>	<b>0,95</b>	0,78	<b>0,91</b>	-0,30
Znra	-0,29	0,04	<b>0,96</b>	<b>0,75</b>	<b>-0,21</b>	<b>0,46</b>	<b>0,84</b>	1,00	0,81	0,80	<b>0,95</b>	0,25	0,82	<b>0,91</b>	<b>0,97</b>	0,74	<b>0,90</b>	<b>0,97</b>	0,81	-0,43
Cura	<b>-0,22</b>	<b>0,21</b>	<b>0,62</b>	<b>0,51</b>	<b>0,31</b>	<b>0,72</b>	<b>0,78</b>	<b>0,81</b>	1,00	0,59	0,80	0,01	0,59	0,74	0,78	0,67	0,66	0,77	0,79	-0,82
Fera	-0,03	-0,08	0,78	<b>0,98</b>	<b>-0,18</b>	<b>0,63</b>	<b>0,91</b>	<b>0,80</b>	<b>0,59</b>	1,00	<b>0,94</b>	0,54	0,79	0,79	0,69	<b>0,96</b>	<b>0,97</b>	0,83	0,68	-0,11



### 4.3. Mécanisme de transfert des métaux du sol à la plante

Les corrélations établies entre les divers éléments métalliques contenus dans les différentes parties des plantes ainsi que leurs corrélations avec les teneurs biodisponibles et totales dans les sols sont présentées dans les tableaux VI.8 et VI.9 respectivement pour la luzerne et le sorgho.

Pour la luzerne, on constate l'existence d'une corrélation positive significative entre Zn et Cu ( $R=0,9$ ) dans les deux parties aérienne et racinaire. Ce résultat témoigne d'un comportement similaire de ces deux éléments dans cette plante. Une autre corrélation positive est aussi observée entre les teneurs du Fe dans les parties aérienne et racinaire ( $R= 0,85$ ). Ainsi, on peut déduire que le transfert et l'accumulation de cet élément dans la partie supérieure de la luzerne est proportionnelle à l'absorption racinaire. Cependant on constate une corrélation négative entre le Fe biodisponible contenu dans le sol et celui dans les racines ( $R= -0,82$ ), ce qui permet de suggérer que l'accumulation du Fe dans cet organe de la plante est indépendante de sa disponibilité dans le sol. Par contre, au niveau des racines, le Cu montre une corrélation positive que ce soit avec les teneurs biodisponibles ou bien totales dans le sol (respectivement  $R= 0,91$  et  $0,94$ ). Alors que pour le Zn, seules les teneurs totales trouvées dans le sol sont corrélées avec celles trouvées dans les racines ( $R= 0,86$ ).

En ce qui concerne le sorgho, les teneurs du Zn dans la partie aérienne montrent une corrélation significative avec celles dans les racines ( $R= 0,96$ ). Une autre corrélation positive est constatée entre Cu dans la partie aérienne et Fe dans la partie racinaire. Au niveau des racines, Fe et Cr montrent une relation positive significative ( $R=0,91$ ). On peut donc, suggérer que l'absorption des ces deux éléments est contrôlée par les mêmes facteurs. Les teneurs élevées de ces deux éléments trouvées dans les racines peuvent confirmer cette hypothèse. D'un autre côté, les teneurs des Cr et Zn dans les racines montrent une corrélation positive significative avec les teneurs totales de ces deux éléments trouvées dans le sol (respectivement  $R= 0,95$  et  $0,97$ ).

En comparant les différentes corrélations trouvées pour les deux types de plantes, on constate qu'à l'exception de la relation entre le Zn dans les racines des deux plantes et le sol correspondant, la luzerne et le sorgho montrent des comportements différents vis-à-vis l'absorption des autres métaux lourds. L'espèce végétale apparaît donc comme un facteur déterminant dans les processus d'absorption et d'accumulation des métaux issus de

l'irrigation par les EUT. La même constatation est révélée par Rattan et al., 2005, après analyse des tissus de 12 plantes cultivées sur des sols irrigués par des eaux usées. Ils ont remarqué que les teneurs en certains éléments métalliques (Zn, Cu, Fe, Ni ...) varient d'une espèce à l'autre. De même pour Mireles et al., (2004) qui ont déterminé les teneurs en certains éléments métalliques contenues dans trois groupes de plantes, irriguées par des eaux usées, composés de légumes verts (laitue, bette à carde, épinards et romarins), tubercules (betterave et radis) et fruits (poire, poivre, coing et tomate). Ils ont constaté que les teneurs en métaux (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn et Pb) varient largement d'un groupe végétal à l'autre et même d'une variété de plante à une autre au sein du même groupe.

#### **4.3.1. Représentativité de l'extrait $\text{AcNH}_4$ -EDTA comme indicateur de biodisponibilité**

Plusieurs auteurs considèrent que la teneur totale en métaux dans le sol n'est pas un bon indicateur de la phytodisponibilité puisque la fraction bio-assimilable se trouve surestimée (McBride et al., 1997, Ma and Rao, 1997). Ainsi, ces auteurs ont constaté l'absence de corrélation entre les teneurs totales en métaux trouvées dans le sol et celles trouvées dans les plantes alors que d'autres (McLaughlin et al., 2000) ont constaté que la teneur totale dans le sol explique bien les teneurs trouvées dans les plantes. Par ailleurs, d'autres auteurs ont remarqué que certains réactifs utilisés pour extraire les métaux des sols ne permettent pas de bien déterminer leur biodisponibilité (Dudka et al., 1996; Grant et al., 1998, McLaughlin et al., 2000, Lavado et al. 2007). En effet, c'est la forme chimique des espèces métalliques qui gouverne leur biodisponibilité dans le sol. Ainsi, un extractant comme l' $\text{AcNH}_4$  ne permet de solubiliser que la fraction échangeable des métaux alors que l'EDTA solubilise partiellement la fraction liée à la MO et celle liée aux carbonates (Jamali et al., 2007, Das et al. 1995). Dans notre cas, on a constaté qu'à l'exception du Cu dans les racines de la luzerne, il n'y a pas de relation entre les métaux trouvés dans les différentes parties des plantes analysées et la fraction biodisponible dans le sol telle qu'extraite à l' $\text{AcNH}_4$ -EDTA. En outre les teneurs en Zn et en Cu dans la luzerne et le sorgho montrent des corrélations positives avec les teneurs totales trouvées dans les sols. Il paraît ainsi d'une part, que l' $\text{AcNH}_4$ -EDTA est un extractant partiel ne permettant pas de déterminer, de manière effective, la biodisponibilité des métaux pour les plantes. D'autre part en considérant le pH alcalin de ce sol, il est possible que les éléments métalliques se trouvent naturellement sous des formes très peu mobiles.

#### **4.3.2. Etude statistique du transfert sol-plantes des métaux: Enrichissements successifs sol-racines et racines- parties aériennes**

En mettant en relation d'une part, les ratios de teneurs en métaux dans les racines/teneurs totales en métaux du sol (RST) et d'autre part, les teneurs en métaux biodisponible/teneurs totales en métaux du sol (SBST), on remarque que tous les éléments s'alignent bien pour les deux plantes, à l'exception du Ni pour la luzerne et le Cu pour le sorgho (figure VI.7). De plus on a constaté que tous les éléments dans les racines des deux plantes sont placés dans le même ordre croissant suivant Fe, Cr, Cu, Ni et Zn.

Cet ordre reflète presque l'ordre de biodisponibilité de ces éléments dans le sol. Ainsi, en excluant les valeurs de Ni pour la luzerne et de Cu pour le sorgho, l'analyse statistique en log-ratios des teneurs nous permet de tracer une droite moyenne alignant tous les éléments pour les deux plantes. On obtient, ainsi deux droites parallèles avec un écart de 1,1 en log, soit un facteur de 3 entre la droite relative pour le sorgho et celle pour la luzerne. Pour ce traitement statistique, nous avons pris soin de rapporter les teneurs en métaux dans les plantes à leur fraction minérale. De la sorte, les teneurs dans les plantes et le sol sont comparables. On a ainsi réduit le facteur séparant les deux cultures de 8 à une valeur de trois lorsqu'on ne considère que la fraction minérale au lieu de la fraction végétale totale.

Néanmoins, ce parallélisme observé des deux droites, indique que statistiquement, les extraits à l'AcNH<sub>4</sub>-EDTA permettent de prévoir la phytodisponibilité des métaux pour les deux plantes. Ce fait, n'apparaissait pas à l'analyse simple des données du fait des trop grandes variations des différents métaux étudiés. En revanche, le décalage observé entre les deux droites peut refléter soit un effet de site ou plus vraisemblablement un effet plante. Les données actuelles ne permettent pas de distinguer ces deux effets mais cette étude compare deux sites très proches et situés sur le même type de sol.

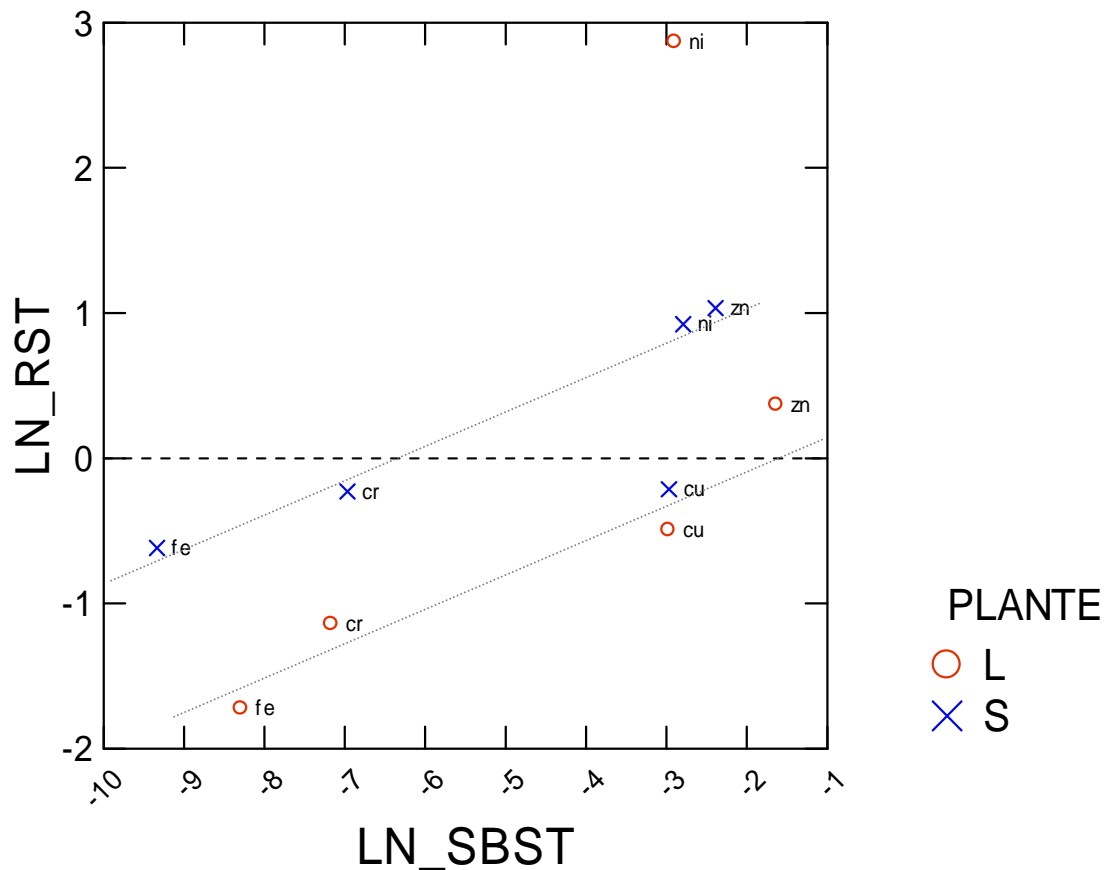


Figure VI.7 : Relation entre enrichissements successifs sol-racines (a)

Il est important de noter que les deux droites obtenues pour les deux types de plantes présentent des pentes communes de l'ordre de 0,25 (en Log-Log). Ainsi, le fait que la pente soit inférieure à 1 confirme que l'extractant est un solvant partiel et donc ne permet pas d'extraire la totalité de la fraction biodisponible des métaux. D'une manière générale, et pour les deux types de plantes (figure VI.7), on peut établir la relation suivante entre les teneurs en métaux dans les racines et dans le sol :

$$R/ST = A (SB/ST)^{1/4}$$

**R** : teneur des métaux dans les racines

**ST** : teneur totale des métaux dans le sol

**SB** : fraction biodisponible en métaux dans le sol (extrait AcNH<sub>4</sub>-EDTA)

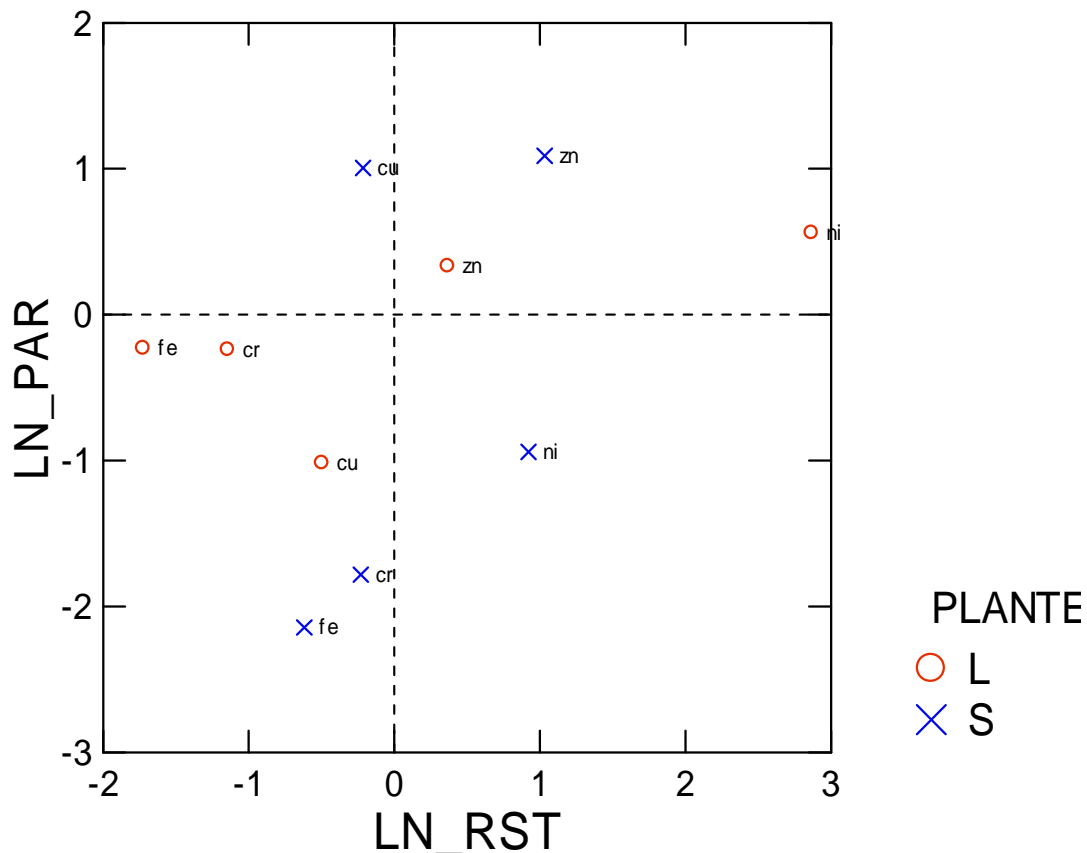
**A** : coefficient qui peut dépendre à priori du type des plantes, des paramètres du sol ou bien des pratiques culturales.

En revanche, il est important de vérifier que cette pente ne soit pas spécifique à notre type sol ou plutôt à notre solution d'extraction ( $\text{AcNH}_4\text{-EDTA}$ ). Il serait également intéressant de vérifier si les éléments qui n'ont pas été analysés au cours de ce travail vont se comporter de la même manière et s'aligner sur la même droite.

Les enrichissements successifs en métaux du sol vers les racines (RST) et des racines vers la partie aérienne (PAR) sont présentés dans la figure VI.8 (en log-ratio). Ce graphe présente la relation entre les ratios de métaux de la partie aérienne (Pa)/ sur les racines (R) et ceux de R/ la teneur totale dans le sol (ST). Il faut préciser que la valeur 0 (en Log) correspond à un enrichissement nul (ratio=1). Ainsi, si une valeur est supérieure à 0, il s'agit d'un enrichissement de l'élément correspondant. Par contre, si la valeur est inférieure à 0, il s'agit plutôt d'un blocage ou d'une filtration de cet élément que ce soit au niveau du sol ou dans les racines.

En ce qui concerne la luzerne, on remarque que le Cu est filtré au niveau du premier transfert sol-racines, est bloqué au niveau des racines alors que Fe et Cr ne montrent ni blocage ni enrichissement (pratiquement les mêmes teneurs trouvées dans les deux parties). En revanche, le Zn et le Ni qui sont bien transférés dans les racines, continuent à migrer vers la partie aérienne et se trouvent par conséquent enrichis dans cette partie. Alors que pour le sorgho, on constate que ni Fe ni Cr n'est enrichis ni dans les racines ni dans les parties aériennes, tandis que le Zn est bien transféré dans les deux parties.

Cependant, le Cu qui transfère peu dans les racines est bien accumulé dans la partie aérienne. Alors que Ni est tout d'abord bien transféré dans les racines, il y reste bloqué et n'est pas transféré dans la partie aérienne. On peut ainsi compléter les conclusions issues de l'analyse des données brutes et des calculs de facteurs et des coefficients de transfert. L'analyse statistique en log-ratio permet en effet de conclure que, à l'exception du Zn, se comportant presque de la même manière dans les deux plantes, les autres éléments se comportent différemment selon le type de plante. Il est bien évident que quel que soit le niveau de phytodisponibilité des métaux dans le sol, leur absorption et leur translocation vers les différents organes sont réglées par des processus physiologiques relatifs pour chaque plante.



**Figure VI.8 : Relation entre enrichissements successifs racines-parties aérienne**

#### 4.4. Facteurs influençant l'absorption des métaux par les plantes

##### 4.4.1. Types et physiologies des plantes

Plusieurs facteurs interviennent dans les processus d'absorption des *électrolytes* du sol par les plantes. Parmi ces facteurs il y a ceux qui sont exogènes, telles que les propriétés physicochimiques du substratum (Grytsyuk et al. 2006, Bidar et al. 2008), les types d'éléments ainsi que leurs formes chimiques et voir même la température (Cheng, 2003).

Mais il y a d'autres paramètres qui sont relatifs à la plante tels que les espèces végétales et leurs physiologies. A cet égard, Jamali et al. (2007), précisent que l'absorption des métaux dépend étroitement de la nature de l'organe, ainsi que des métabolismes de l'espèce vis-à-vis des éléments toxiques. En effet, les métaux en solution dans le sol sont soient absorbés par les

racines qui selon l'espèce, soient transférés vers la partie aérienne ou au contraire stockés dans la partie racinaire de la plante (Bidar et al. 2008). Dans la plupart des cas, à l'exception de certains oligo-éléments dont leur absorption par les plantes est réglée par des processus physiologiques, les racines jouent le rôle de barrière envers l'absorption des éléments chimiques et contrôlent en même temps leur transfert vers les autres compartiments de la plante (Bezel et al., 1998).

C'est ainsi que la détermination des coefficients de transfert des métaux permet de constater le niveau d'accumulation des métaux dans les deux compartiments de la plante (Bezel et Zhuikova, 2007). Dans notre étude, à l'exception du Zn et du Cu qui montrent un  $CT > 1$ , les éléments étudiés sont retenus au niveau des racines et ceci pour les deux types de plantes. En effet plusieurs études ont montrés une accumulation similaire des métaux dans les racines pour différentes espèces étudiées telles que le trèfle, le ray-grass, le blé et le pois (Ye et al. 2001, Souza and Rauser 2003, An 2004, Bidar et al. 2008). D'autre part, on a constaté que les quantités de métaux accumulées dans les racines du sorgho sont plus importantes que celles accumulées dans les racines de la luzerne bien que cette dernière soit une plante pluriannuelle (âgée de trois dans notre cas d'étude). Ce résultat confirme que le type de plante est un facteur déterminant du transfert et de l'accumulation des métaux lourds.

Toutefois, certains éléments chimiques montrent une similarité de comportement que ce soit au niveau de la diffusion dans les plantes ou de leur migration dans les tissus. Cette similarité est qualifiée de relations de synergisme ou d'antagonisme par Lavado et al. (2007). Dans notre cas, cette similarité de comportement a été constatée pour le Zn et le Cu (forte corrélation entre la présence dans les racines et dans les parties aériennes). Cette relation est très significative pour la luzerne alors qu'elle est moins évidente pour le sorgho. Lavado et al. (2007) ont constaté également le même comportement entre ces deux éléments pour le maïs et le blé. Jamali et al. (2007) ont également trouvé des coefficients de transfert élevés de ces deux éléments dans les graines de sorgho cultivées sur des sols amendés en boue de station d'épuration. D'après ces études et d'après nos résultats, le Zn et dans une moindre mesure le Cu, sont transloqués dans les différents organes des plantes. Ce résultat est dû au fait que ces deux éléments sont deux micronutriments dont l'absorption est étroitement régulée par la plante (Madejon et al. 2007). De plus, le Zn est un élément essentiel pour certaines activités enzymatique de la plante (Gratton et al. 2000). Ainsi, le suivi du Cu et du Zn constitue un bon indicateur de l'impact de l'irrigation par les EUT sur la qualité des cultures.

#### 4.4.2. Effets de la qualité des EUT

La qualité et la composition des eaux d'irrigation peuvent également influencer, l'absorption des éléments métalliques par les plantes irriguées. Ainsi, Nair et al. (2008) ont remarqué que l'irrigation avec une eau usée pauvre en macronutriments a favorisé l'accumulation du Zn et du Cu dans les plantes irriguées. Par contre, lorsque les eaux usées sont chargées en éléments fertilisants et permettent une forte croissance des plantes, alors le phénomène d'accumulation de Zn et de Cu n'est pas observé. Dans notre cas d'étude, les eaux usées traitées issues de la station d'épuration de Sfax-sud sont suffisamment riches en éléments fertilisants (3 à 12 mg/L du phosphore et jusqu'à 50 mg/L de nitrates). Ainsi, le transfert du Zn et Cu dans les tissus des plantes irriguées par ces eaux serait plutôt défavorisé. En revanche, dans les EUT, Fe et Cr se trouvent essentiellement sous forme labile facilement phytoassimilable, ce qui pourrait expliquer leurs fortes accumulations dans les racines des deux plantes. D'une manière générale, les teneurs en éléments métalliques déterminées dans les tissus des deux plantes sont dans la marge des valeurs normalement trouvées dans les plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Les eaux usées sont très riches en carbone organique dissout (COD) et en substances humiques (Lingbo et al. 2005). En effet, les acides humiques représentent 3 à 28% du COD (Imai et al. 2002). D'une manière générale, il a été constaté que l'irrigation par les EUT enrichit le sol en COD (Yadav et al. 2002, Lucho-Constantino et al. 2005). Dans une étude précédente on a également observé cet enrichissement du sol irrigué par les EUT en COD. En effet le COD est essentiellement les acides humiques à travers leurs groupements OH fonctionnels, favorisent la biodisponibilité des métaux lourds dans le sol. Ainsi, suite à leur complexation avec ces macromolécules organiques, les éléments métalliques deviennent plus bio-assimilables par les plantes (Marschner and Kalbitz 2003). Khan et al. (2006) ont constaté que la biodisponibilité des métaux dans le sol augmente en parallèle avec l'augmentation du taux d'acides humiques. Certaines études ont montré que le Zn est capable de former des complexes avec ces molécules de faibles poids moléculaire ce qui facilite et augmente son absorption par les plantes (Hatira et al., 1990, Ortiz et Alcaniz 2006). Dans notre cas d'étude, les résultats suggèrent que le Zn, en premier lieu, et le Cu ensuite, se trouvent complexés avec la matière organique ce qui expliquerait à la fois leurs fortes biodisponibilités dans le sol ainsi que leurs abondances dans les tissus de deux plantes étudiées.



Il est donc important qu'une attention particulière soit accordée à cette évolution du carbone organique dissout dans le sol qui favorise non seulement la bioaccumulation des éléments nutritifs pour les plantes mais également celle des métaux.

## 5. Conclusion

Alors que le système d'irrigation est à l'origine de la variabilité spatiale des teneurs en métaux le long des deux transects, statistiquement la biodisponibilité des métaux est expliquée par les variations des teneurs en MO du sol.

Au niveau de la parcelle L occupée durant trois années consécutives par de la luzerne, on constate une accumulation de la MO, une légère diminution du pH du sol et des teneurs en métaux qui montrent un gradient décroissant le long du transect. Par contre, au niveau de la parcelle S, occupée par des cultures saisonnières de sorgho, les teneurs en MO et en métaux sont relativement homogènes le long du transect. On peut conclure ainsi que l'occupation du sol et les pratiques culturales ont largement influencé les propriétés physicochimiques des sols. Ces deux facteurs sont également responsables de la différence des teneurs (biodisponible et totale) en métaux enregistrées dans les deux parcelles.

L'étude du transfert et de l'accumulation des métaux dans les plantes cultivées a montré que la phyto-assimilation des métaux est essentiellement gouvernée par le type de plante. L'effet de site (mode de gestion culturale et d'irrigation) est en effet statistiquement non représentatif. Ainsi, le sorgho, de durée de vie plus courte que la luzerne absorbe plus de métaux. Par ailleurs et pour les deux types de plantes, seuls Zn et Cu s'accumulent dans la partie aérienne, les autres éléments (Fe, Ni et Cr) restent bloqués dans les racines.

Ces mécanismes de phytotransferts sol-plantes ont été évalués notamment en déterminant les facteurs d'enrichissements successifs sol-racines et racines-parties aériennes. Cette méthode de calcul a confirmé que l'extractant utilisé (Acétate d'ammonium-EDTA) pour estimer la fraction biodisponible des métaux du sol ne permet en fait de mobiliser que 25% de la fraction d'éléments métalliques réellement assimilés par les plantes. D'autre part, cette méthode montre clairement la redistribution des éléments métalliques absorbés (selon un ordre bien déterminé) au sein des plantes étudiées. Ainsi, si des études physiologiques permettent de confirmer les interprétations dégagées par l'approche statistique proposée, cette méthode peut constituer un outil facile et précieux pour l'étude des transferts sol-plantes permettant d'éviter des études expérimentales généralement longues et fastidieuses.

---

## Conclusion générale

Le périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax subi l'irrigation par les EUT de la station d'épuration de Sfax-Sud depuis plus d'une quinzaine d'années. Du fait d'un manque de suivi, la situation du sol dans ce périmètre était, avant cette étude, inconnue. Cette étude avait donc pour objet d'évaluer l'état des sols irrigués par les EUT en termes de salinité, d'accumulation des éléments métalliques et de transfert de ces métaux potentiellement toxiques vers les plantes cultivées. Deux sites ont été sélectionnés qui diffèrent par plusieurs paramètres (type de sol, durée d'irrigation, système d'irrigation, pratiques culturales ...).

La caractérisation pédologique et physicochimique des sols étudiés (calcisol isohumique et fluvisol calcique) révèle quelques caractères communs aux deux sols, à savoir un pH basique, un taux élevé de calcaire total, un bon pouvoir tampon. On note cependant une grande différence entre les deux sites sélectionnés concernant les autres paramètres physiques et chimiques. Les effets de l'irrigation par les EUT sont d'ailleurs étroitement liés aux propriétés de chaque site.

Au niveau du site de l'OTD (calcisol), le système d'irrigation gravitaire appliqué s'avère très approprié au type de sol. En favorisant le lessivage des eaux et des sels, la salinité (CE) et la sodicité (ESP) sont restés à un niveau relativement constant en réduisant le risque d'altération de la stabilité structurale de ce sol ou bien du rendement des cultures notamment durant la saison estivale marquée par une forte évapotranspiration. En outre, l'équation qui a été établie pour estimer la valeur de la conductivité électrique de la pâte saturée à partir de celle de l'extrait aqueux ( $CE_{1/5}$ ), permettra de faciliter le suivi et le contrôle de la salinité dans le calcisol.

Au niveau de la parcelle BZ (fluvisol), l'irrigation selon un système de plancher ou par aspersion (hiver) et l'application de labours profonds ont favorisé le lessivage des sels. Cependant, les niveaux de surface de ce sol risquent la désagrégation en raison de

l'augmentation de l'ESP qui atteint un niveau élevé. Cette étude a pu confirmer que les EUT de la station de Sfax-Sud, peuvent présenter un risque relative de perte de stabilité structurale du fluvisol de texture relativement lourde, en dépit de la faible durée de l'irrigation (4 ans).

Dans les EUT de la STEP de Sfax-Sud les concentrations en éléments métalliques (EM) sont relativement faibles à l'exception du chrome. En conséquence, il n'a pas été possible de mettre en évidence l'apport anthropique en EM du fond géochimique naturel, notamment au niveau du fluvisol de la parcelle BZ irrigué depuis seulement 4 ans.

D'une manière générale dans notre cas d'étude, l'irrigation par les EUT des deux types de sols étudiés n'a pas eu d'effets significatifs du point de vue statistique sur l'accumulation des éléments métalliques. Cependant, nos études statistiques sont limitées par le manque de répétitions de mesures pour chaque type de sol et n'ont donc pas permis de s'affranchir de l'effet de site (ou de type de sol) par rapport à l'effet de l'irrigation. L'effet "temps ou durée d'irrigation" n'a pas non plus pu être discuté en raison d'un trop grand nombre de facteurs variant d'un site à l'autre.

En dépit du manque de moyens pour réaliser les répétitions nécessaires à une véritable analyse statistique, l'analyse qualitative (profils de Log-Ratio et de EF) de la distribution des éléments métalliques et les bilans quantitatifs comparant les sols irrigués et les sols témoins non irrigués permet toutefois d'identifier des tendances.

Au niveau du fluvisol, l'irrigation par les EUT depuis 4 ans se traduit par l'enrichissement général du sol en éléments métalliques et par leur lessivage sous la couche de labour (40 cm) puis par leur accumulation dans l'horizon situé entre 60 et 80 cm. La comparaison avec le fluvisol irrigué par des eaux souterraines depuis des décennies, mais d'une manière intensive depuis 4 ans, montre que l'effet de lessivage-accumulation est amplifié avec l'irrigation par les EUT. Il serait intéressant de mieux évaluer la part des transferts liquides et colloïdaux dans ce lessivage. Nos analyses ont mis en évidence un impact de l'irrigation par les EUT sur la vitesse de décomposition et sur la répartition des matières organiques (MO) dans le fluvisol. Le fait que les EUT contiennent aussi de la matière organique labile doit effectivement favoriser des transports de métaux sous forme colloïdale.

Au niveau du calcisol (parcelle OTD), l'irrigation a entraîné une redistribution des éléments au sein du profil de sol avec une tendance à l'accumulation de certains éléments (ie. Cr) en surface. Ainsi même en faible concentration dans les EUT, à moyen terme (15 ans), les éléments métalliques peuvent s'accumuler dans le calcisol. Cette accumulation est limitée

pour le moment à la surface du sol. En se limitant à l'étude des premiers centimètres du sol, on a pu identifier divers facteurs impliqués dans cette accumulation des métaux ainsi que sur leur répartition spatiale. Il s'avère que les pratiques culturales appliquées et la rotation des cultures ont un rôle déterminant sur la répartition des éléments métalliques et leur accumulation dans les horizons de surface du calcisol.

Rappelons que deux types de plantes fourragères sont cultivées: les plantes saisonnières (avoine, sorgho, ray grass ...) et les plantes pluriannuelles (luzerne). Les sous parcelles occupées depuis plusieurs années successives (3 ans) et sans remaniement par la luzerne ont montré une accumulation relative en MO et en éléments métalliques. En outre il a été montré que la variabilité latérale des métaux est liée, entre autres aux paramètres du sol (pH, MO), à l'orientation du système d'irrigation. Cette variabilité est toutefois atténuée par les labours effectués vers la fin de chaque saison culturale qui permettent d'homogénéiser l'horizon de surface.

Les pratiques culturales déterminent également la biodisponibilité de métaux pour les plantes. En effet, on a pu montrer que statistiquement, la MO est le seul paramètre du sol expliquant la biodisponibilité des éléments métalliques dans le calcisol. Cette biodisponibilité, diminue également en s'éloignant du canal d'irrigation. La phytoabsorption des éléments métalliques ne dépendant que du type de plante, aucune corrélation entre les teneurs en métaux dans les deux plantes étudiées (sorgho et luzerne) et les teneurs dans le sol n'a pu être établie. De plus, comme la plupart des plantes, les racines jouent le rôle de barrière vis-à-vis du phytotransfert des éléments métalliques. Ainsi, pour les deux plantes, le Zn est l'unique élément qui tend à s'accumuler dans les tissus des parties aériennes. Les autres éléments sont bloqués au niveau des racines.

La phytodisponibilité des éléments métalliques dans le sol a été également évaluée par des extractions à l'acétate d'ammonium comme il est généralement préconisé dans les études d'impact ou de suivi de pollutions sur les plantes. Il s'est avéré que la partie extraite est peu représentative de la fraction réellement biodisponible dans le sol. De nombreux protocoles d'extraction sont mis en œuvre pour la détermination de la phytodisponibilité mais aucun n'est universellement valable pour tous les sols, tous les éléments ou toutes les plantes. Dans notre cas, cette fraction des éléments métalliques extraite à l'acétate d'ammonium combinée aux teneurs totales dans le sol, dans les racines et les parties aériennes des plantes nous ont permis d'établir une méthode permettant de mieux visualiser les phénomènes des transferts sol plantes. Cette méthode se base sur la détermination des enrichissements successifs sol-racines

et racines-parties aériennes. Ainsi on a pu observer, pour les deux types de plantes étudiés, un ordre croissant d'absorption des éléments métalliques à partir du sol ( $Fe < Cr < Ni < Cu < Zn$ ) et aussi leurs redistributions depuis les racines vers les parties aériennes.

De même, les teneurs en métaux détectées notamment dans les plantes fourragères restent en dessous du seuil de toxicité que ce soit pour leur croissance ou pour l'alimentation du bétail. Ainsi, outre la "spéciation" ou forme chimique du métal, les principaux facteurs de mobilité et de phytodisponibilité des éléments métalliques sont le pH et la MO du sol. Au niveau du calcisol qui est alcalin, il est tamponné en plus par la présence de la croûte calcaire en subsurface. Ainsi, la mobilité et la biodisponibilité des métaux dans le calcisol se trouvent limités à un tel pH, ce qui minimise, même à long terme, le risque de contamination des plantes par les formes phytoassimilables des éléments métalliques. Cependant, il convient de préciser que ces interprétations sont propres à un calcisol, et ne peuvent pas être extrapolées à d'autres types de sols de ce même périmètre. Au niveau du fluvisol (parcelle BZ) par exemple, les propriétés du sol, les pratiques culturales et même le système d'irrigation sont différents que ceux utilisés au niveau du calcisol (parcelle OTD). On a déjà observé une baisse relative du pH de ce sol après seulement 4 ans d'irrigation par les EUT. En plus, ce sol présente une grande variabilité texturale et structurale que ce soit latéralement ou verticalement. Il serait donc judicieux d'approfondir l'étude sur ce sol en tenant compte des différentes propriétés déjà mentionnées.

L'ensemble des résultats obtenus constitue une première étape vers la compréhension des effets affectant les sols irrigués par les EUT dans le périmètre d'El Hajeb-Sfax. Dans la plupart des études précédant ce travail, l'impact de l'irrigation par les eaux usées traitées (EUT) était évalué à travers des expérimentations effectuées dans des conditions contrôlées au laboratoire ou en plein champs. Au cours de ce travail, nous avons étudié un cas réel de valorisation des EUT à des fins d'irrigation de cultures fourragères (luzerne, sorgho) et pérennes (oliviers).

Le premier intérêt d'une telle démarche est qu'elle fournit un état présent des deux types de sols étudiés dans le périmètre d'El Hajeb-Sfax qui peut ensuite être utile à un contrôle de la situation sur le long terme.

Ce travail a par ailleurs, clairement mis en évidence que plusieurs facteurs sont impliqués dans les processus de salinisation des sols ainsi que dans l'accumulation des éléments

métalliques et leur phytoabsorption. Il serait nécessaire de mener des études expérimentales en laboratoire ou au champs afin de mieux maîtriser certains de ces facteurs et d'affiner les pratiques culturales et les modes d'irrigation.

L'étude menée sur la salinisation des sols irrigués reste ponctuelle et ne tient compte que de l'état du sol après la période d'irrigation estivale. Il serait nécessaire de vérifier que la salinisation des deux types de sol par les EUT n'est pas naturellement atténuée par le lessivage pluvial inter-saisonnier. Ceci est d'autant plus crucial qu'il est connu que la salinisation devient irréversible à partir du moment où elle entraîne une déstructuration du sol. Or il n'est pas évident de prévoir le temps nécessaire pour que la déstructuration du sol commence. Ce phénomène dépend, en effet, de plusieurs facteurs tel que le type de sol, la géomorphologie, les conditions climatiques ainsi que les types et la rotation des cultures. Les éventuelles études sur la salinisation et la sodification des sols doivent tenir compte de ces différents facteurs et du fait que le mode d'irrigation influence directement l'ensemble de ces facteurs. De même, il serait nécessaire d'étudier l'effet de la salinité sur le rendement des cultures qui demeure le souci majeur des exploitants.

Une seconde perspective concerne la recherche d'indicateurs de suivi de l'accumulation des éléments métalliques issus des EUT. Les gestionnaires sont en effet à la recherche de critères facilement mesurables pour quantifier l'ampleur de l'accumulation ou du transferts de contaminants potentiels à partir de déchets ou de boues de STEP. A cet égard, la récente Directive européenne 93/67/EEC (2003) propose plusieurs modes de calculs visant à quantifier les risques associés aux nouvelles substances introduites dans l'environnement. Cette directive s'étend aussi aux substances pré-existantes (révisant la loi EC No. 1488/94 de 1996). Cependant, en ce qui concerne les substances entraînant des effets retardés, comme c'est le cas des EUT, aucun mode de calcul simple n'est proposé et il est clairement préconisé d'élaborer un suivi sur le long-terme et de proposer des indicateurs au cas par cas. Dans le cas du périmètre d'irrigation d'El Hajeb-Sfax, il semble indispensable de proposer des indicateurs permettant de signaler une accumulation des métaux dans les sols et surtout une augmentation de leur fraction biodisponible. Le présent travail confirme la partialité des extraits de sol pour quantifier la fraction de métaux biodisponible. Parallèlement à cet aspect, il propose une démarche statistique qui a permis d'identifier certains facteurs déterminant la phytoabsorption des métaux par les plantes. La connaissance des facteurs impliqués dans la phytoabsorption des éléments métalliques doit être approfondie. Il serait intéressant à cet égard de tester la démarche d'analyse statistique proposée sur d'autres sites, de sorte à vérifier si les facteurs de partages calculés dans notre cas sont bien spécifiques au type végétal. Si tel était le cas, un

indicateur possible de l'impact des EUT sur les cultures pourrait être une déviation de la droite spécifique à chaque espèce. Ce test ne nécessiterait en effet qu'une analyse régulière des teneurs dans les sols et les plantes sur un profil donné et permettrait de s'affranchir des extractions chimiques dont la signification est toujours sujette à caution.

## Références

Abbas S.T., Sarfraz M., Mehdi S.M., Hassan G. et Obaid-Ur-Rehman (2007), Trace elements accumulation in soil and rice plants irrigated with the contaminated water; *Soil & Tillage Research* 94 503–509

Adamo, P., Denaix, L., Terribile, F., Zampella, M. (2003), Characterization of heavy metals in contaminated volcanic soils of the Solofrana river valley (Southern Italy). *Geoderma*. 117 (3-4), 347-366.

AFNOR, (2004), Evaluation de la qualité des sols, Volume 1. AFNOR Editions, Paris, 461 p.

Alatiri R., Rezgui F. et Aniba B. H., (2002), Réutilisation des eaux usées, cas de la Tunisie, "Forum de la gestion de la demande en eau". Rabat, MAROC.

Allani A. (1993), Epuration des eaux résiduaires urbaines par lagunage aéré et désinfection par rayonnements ultraviolets. Thèse doc. Uni. Paris VII.

Al-Nakshabandi G.A., Saqqar M.M., Shatanawi M.R., Fayyad M., Al-Horani H. (1997), Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. *Agricultural Water Management* 34 81-94

Alvarez-Bernal D., Contreras-Ramos S.M., Trujillo-Tapia N., Olalde-Portugal V., Frias-Hernandez J.T. et Dendooven L., (2006), Effects of tanneries wastewater on chemical and biological soil characteristics; *Applied Soil Ecology* 33, 269–277

Ammary B.Y. (2007), Wastewater reuse in Jordan: Present status and future plans *Desalination* 211, 164–176

Amouri M. (1998), Etude hydrogéologique de la nappe profonde de Sfax. Rapport DGRE CRDA de Sfax.

An Y.J., (2004), Soil ecotoxicity assessment using cadmium sensitive plants. *Environmental Science Technology* 127:21–26

Andreadakis A., Gavalaki E., Mamais D., Tzimas A. (2003), Wastewater reuse criteria in Greece. *Global Nest: the Int. J.* Vol 5, No 1, pp 9-14,

Andreozzi R., Raffele M. and Nicklas P. (2003), Pharmaceuticals in STP effluents and solar photodegradation in aquatic environment, *Chemosphere*, 50, 1319–1330.

Asano T. (1998), Wastewater reclamation and reuse. *Water quality management library*, 1475 pages.

Asano T., Cotruvob J.A., (2004), Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations. *Water Research* 38, 1941–1951



Assadian N.W., Esparza L.C., Fenn L.B., Ali A.S., Miyamoto S., Figueroa U.V., and Warrick, A.W., (1998), Spatial variability of heavy metals in irrigated alfalfa fields in the upper Rio Grande River Basin, *Agric. Water Manage.* 36, 141-156.

Assadian N.W., Fenna L.B., Flores-Ortizb M.A., Ali A.S. (1999), Spatial variability of solutes in a pecan orchard surface-irrigated with untreated effluents in the upper Rio Grande River basin. *Agricultural Water Management* 42 143±156

Atlas du Gouvernorat de Sfax (1994), Direction de l'aménagement du territoire.

Aulicino E A., Mastrantonio A., Orsini E, Bellucci C., Muscillo M. and Larosa G. (1996), Enteric viruses in a wastewater treatment plant in Rome. *Water, Air, and Soil Pollution* 91: 327-334,

Ayers, R.S., D.S., Westcot (1985), *Water quality for agriculture*. Irrigation and Drainage Paper 29. FAO, Rome.

Azimi S., Rocher V., Muller M., Moilleron R. and Thevenot D.R. (2005), Sources, distribution and variability of hydrocarbons and metals in atmospheric deposition in an urban area (Paris, France). *Science of The Total Environment* 337(1-3): 223-239.

Bahri, A. and F. Brissaud. (2002), *Guidelines for Municipal Water Reuse in the Mediterranean Countries*. WHO regional Office for Europe, Euro Project Office, MAP, Athens, Greece, pp. 62.

Baize, D., Sterckeman, T., (2001), Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *The Science of The Total Environment* 264 (1-2), 127- 139.

Baize D. et Tomassone T., (2003), Modélisation empirique du transfert du cadmium et du zinc des sols vers les grains de blé tendre. *Etude et gestion des sols*, vol.10, 4, pp 219-239

Bauder, J.W., K.R., Hershberger, L.S., Browning (2008), Soil solution and exchange complex response to repeated wetting-drying with modestly saline-sodic water. *Irrig. Sci.* 26,121-130.

Bédir M. (1995), Mécanismes géodynamiques des bassins associés aux couloirs de coulissement de la marge atlasique de la Tunisie. Thèse doc. Es-sciences. Fac Sc. Tunis

Belgiorno V., Luigi Rizzo, Despo Fatta, Claudio Della Rocca, Giusy Lofranoa, Anastasia Nikolaou, Vincenzo Naddeo, Sureyya Meric (2007), Review on endocrine disrupting-emerging compounds in urban wastewater: occurrence and removal by photocatalysis and ultrasonic irradiation for wastewater reuse. *Desalination* 215 166-176

Ben Akacha M. (2001), Etude géologique de la région d'Agareb-Sfax : Evolution géomorphologique, néotectonique et paléogéographique. Mém. DEA. Fac Sc. Sfax

Ben Marzouk M. (2005), Situation de l'exploitation des nappes phréatiques du gouvernorat de Sfax. Rapport DGRE CRDA de Sfax.

Ben Marzouk M., (2006); recharge artificielle suite à l'irrigation par les eaux usées traitées annén 2005, Rapport CRDA de Sfax.

Benabdallah S. et Neubert S. (2003), La réutilisation des eaux usées traitées en Tunisie. German Development Institute (DIE), Bonn, Germany, ISBN/EAN:3-88985-259-9, p96

Bezel V. S. and Zhuikova T. V. (2007), Chemical Pollution: Transfer of Chemical Elements to the Aboveground Phytomass of Herbaceous Plants. Russian Journal of Ecology Vol. 38 No. 4

Bezel, V.S., Zhuikova, T.V., and Pozolotina, V.N., (1998), The Structure of Dandelion Cenopopulations and Specific Features of Heavy Metal Accumulation, *Ekologiya*, , vol. 29, no. 5, 376–382. In Bezel' V. S. and Zhuikova T. V. (2007), Chemical Pollution: Transfer of Chemical Elements to the Aboveground Phytomass of Herbaceous Plants, Russian Journal of Ecology Vol. 38 No. 4

Bidar G., Pruvot C., Garçon G., Verdin A., Shirali P., Douay F.(2008), Seasonal and annual variations of metal uptake, bioaccumulation, and toxicity in *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal-contaminated field; Environmental Science Pollution Research DOI 10.1007/s11356-008-0021-4

Bismuth H. (1984), Les unités stratigraphiques du Miocène de la Tunisie orientale. Réunion de la Société des Sciences de la Terre de Tunisie, Tunis.

Bixio D., De Heyder B., Chikurel H., Muston M., Miska V., Joksimovic D., Schäfer A.I., Ravazzini A., Aharoni A., Savic D. and Thoeys C. (2005), Municipal wastewater reclamation: where do we stand? An overview of treatment technology and management practice. Wat. Sci. Tech.: Wat. Supply, 5(1) 77–85.

Bixio D., Thoeys C., Wintgens T., Ravazzini A., Miska V., Muston M., Chikurel H., Aharoni A., Joksimovic D., Melin T. (2008), Water reclamation and reuse: implementation and management issues. Desalination 218, 13–23

Blanc R. and Nasser A. (1996), Effect of effluent quality and temperature on the persistence of viruses in soil. Water Science and Technology, Volume 33, Issues 10-11, 237-242

Blumenthal U.J., Mara D.D., Peasey A., Ruiz-Palacios G., Stott R. (2000), Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. Bull. World Health Organ., 78(9) : 1104-16.

Bontoux L. (1997), Municipal wastewater, public health and environment. Institute for Prospective Technological Report, octobre, 18, 6 pages

Bouaziz S. (1995), Etude de la tectonique cassante dans la plate-forme et l'Atlas Saharien (Tunisie méridionale) : Evolution des paléo-champs de contraintes et implications géodynamiques. Thèse. Doc. Etat. Sc. Géol. Univ. Tunis II.

Bousnina A. (1997), Le climat de Sfax. Atlas- Editions.

- Brady, N.C., Weil, R.R., (2002), *The Nature and Properties of Soils*, 13th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River. In : Leone A.P., Menenti M., Buondonno A., Letizia A., Maffei C., Sorrentino G., ( 2007 ). A field experiment on spectrometry of crop response to soil salinity; *Agricultural Water Management* 89 39 – 48
- Braungardt C.B., Achterberg E.P., Elbaz-Poulichet F. and Morley N.H. (2003), Metal geochemistry in a mine-polluted estuarine system in Spain. *Applied Geochemistry* 18(11): 1757-1771.
- Burgos P., Madejon E. Perez-de-Mora A., Cabrera F. (2008), Horizontal and vertical variability of soil properties in a trace element contaminated area. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 10, 11–25
- Burollet P.F. (1956), Contribution à l'étude stratigraphique de la Tunisie Centrale DRE/TG.
- Buzier R., Tusseau-Vuillemin M.H., Mouchel J.M. (2006), Evaluation of DGT as a metal speciation tool in wastewater. *Science of the Total Environment* 358, 277– 285
- Campos C. (2008), New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse. *Desalination* 218, 34–42
- Castany G. (1953), Les plissements quaternaires en Tunisie. *C.R. Somm. Soc.Fr.*
- Charfi D., (1995); Effet des eaux usées traitées sur les caractéristiques physico-chimiques du sol et sur la physiologie de quelques espèces végétales cultivées au périmètre d'ElHajeb (Sfax). Thèse en écologie végétale, Fac. Sci. de Sfax.
- Chen R. L. et Patrick JR W.H. (1980), Nitrogen transformations in a simulated overland flow wastewater treatment system, *Water Research* Vol 14, 1041-1046
- Chen B, Shan XQ, Qian J. (1996), Bioavailability index for quantitative evaluation of plant availability of extractable soil trace elements. *Plant Soil* 186:275–283
- Cheng S. (2003), Heavy metals in plants and phytoremediation. *Environmental Science Pollution Research* 10:335–340
- Chow A.T., Tanji K.K. et Gao S. (2003), Production of dissolved organic carbon (DOC) and trihalomethane (THM) precursor from peat soils; *Water Research* 37 4475–4485
- Conseil québécois des plantes fourragères (2002), Guide sur la production de foin de commerce. Numéro de catalogue: A42-99/2002F, ISBN 2-9807612-0-6, pp36
- DGGR (1997), Utilisation des eaux usées traitées en agriculture, recueil des lois, décrets et arrêtés. Ministère de l'agriculture
- Das A., Chakraborty R., Cervera M., De la Guardia M. (1995), Metal speciation in solid matrices. *Talanta* 42(8):1007–1030
- Davison W. and Zhang H. (1994), In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin-film gels. *Nature* 367: 546-548.

Dœlsch E., Saint H., Virginie M., de Kerchove V., (2006), Sources of very high heavy metal content in soils of volcanic island (La Réunion). *Journal of Geochemical Exploration*, Volume 88, Issues 1-3, Pages 194-197

Domínguez-Mariani E., Carrillo-Chávez A., Ortega A. And Orozco-Esquivel M. T. (2004), Wastewater reuse in valsequillo agricultural area, Mexico: environmental impact on groundwater. *Water, Air, and Soil Pollution* **155**: 251–267

Suarez D.L., Wood J.D. et Lesch S.M., (2006), Effect of SAR on water infiltration under a sequential rain–irrigation management system. *Agricultural water management* 86,150 – 164

Dudka, S., Piotrowska, H., Terelak, H., (1996), Transfer of cadmium, lead and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: a field study. *Environmental Pollution* 94, 181–188

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, 62 p.

Faby J.A., Brissaud F. (1997), L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. *Office International de l'Eau*, 76 pages.

FAO (2003), L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. pp 73

FAO (2007), Agriculture et rareté de l'eau: une approche programmatique pour l'efficacité de l'utilisation de l'eau et la productivité agricole. *COAG/2007/7*, Rome, pp15

Fars S., Bousselhaj K., Nejmeddine A., Ouazzani N. Laghmari A. et 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.

Figueira R. and Ribeiro T. (2005), Transplants of aquatic mosses as biomonitors of metals released by a mine effluent. *Environmental Pollution* 136(2): 293-301.

Flores L., Blas G., Hernandez G. et Alcala R., (1997), Distribution and sequential extraction of some heavy metals from soils irrigated with wastewater from Mexico city. *Water, Air and Soil Pollution* 98: 105-117.

Garrett R.G. (2000), Natural sources of metals to the environment. *Human and Ecological Risk Assessment* 6(6): 945-963.

Gennaccaro A.L., McLaughlin M.R., Quintero-Betancourt W., Huffman D.E., Rose J.B., (2003), Infectious *Cryptosporidium parvum* oocysts in final reclaimed effluent. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 4983–4984.

Ghrefat H., Yusuf N. (2006), Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. *Chemosphere* 65, 2114–2121

- Giokas DL, Antelo J, Paleologos EK, Arce F, Karayannis MI. (2002), Copper fractionation with dissolved organic matter in natural waters and wastewater—a mixed micelle mediated methodology (cloud point extraction) employing flame atomic absorption spectrometry. *J Environ Monit*; 4:505– 10.
- Grant, C.A., Buckley, W.T., Bailey, L.D., Selles, F., (1998), Cadmium accumulation in crops. *Canadian Journal of Plant Science* 78, 1–17.
- Gratton W. S., Nkongolo K. K., Spiers G. A., (2000), Heavy Metal Accumulation in Soil and Jack Pine (*Pinus banksiana*) Needles in Sudbury, Ontario, Canada. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 64:550-557
- Gromaire M.C., Garnaud S., Saad M. and Chebbo G. (2001), Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. *Water Research* 35(2): 521-533.
- Grytsyuk N., Arapis T. G., Perepelyatnikova L., Ivanova T., Vynograds'ka V. (2006), Heavy metals effects on forage crops yields and estimation of elements accumulation in plants as affected by soil. *Science of the Total Environment* 354, 224– 231
- Gupta, R.K., Abrol I.P. (1990), Salt-affected soils: their reclamation and management for crop production. *Adv. in Soil Sci.* 11, 223-288.
- Halliwell D.J., Barlow K.M. et Nash D.M., (2001), A review of the effects of wastewater sodium on soil properties and their implications for irrigation systems. *Aust. J. Soil Res.* 39, 1259–1267. in Tose S. (2006); Reuse of effluent water—benefits and risks; *Agricultural Water Management* 80 147–159
- Hamoda M.F. (2004), Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. *Desalination* 165, 31-41
- Hamon, R. E., M. J. McLaughlin, R. J. Gilkes, A. W. Rate, B. Zarcinas, A. Robertson, G. Cozens, N. Radford, and L. Bettenay (2004), Geochemical indices allow estimation of heavy metal background concentrations in soils, *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB1014,
- Hao X.-Z., Zhou D.-M., Huang D.-Q., Cang L., Zhang H.-L. and Wang H.,(2009), Heavy Metal Transfer from Soil to Vegetable in Southern Jiangsu Province, China. *Pedosphere* 19(3): 305–311
- Hassouna M., Theraulaz F., Lafolie F., Massiani C. (2005), Characterisation and quantitative estimation of the hydrophobic, transphilic and hydrophilic fractions of DOC in soil using direct UV spectroscopy; European Geosciences Union, Geophysical Research Abstracts, Vol. 7, 06734,
- Hatira A., Gallali T., Rouiller J., Guillet B. (1990): Stabilité et solubilité des complexes formés entre le cuivre, le plomb, le zinc et les acides fulviques. *Science du sol*, vol. 28, 2, pp 123-135,
- Henning BJ, Snyman HG, Aveling TA (2001), Plant-soil interactions of sludge-borne heavy metals and the effect on maize (*Zea mays* L.) seedling growth. *Water Soil Anal* 27:71–78

- Heidarpour H., Mostafazadeh-Fard B., Abedi koupai J., Malekian R., (2007), The effect of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. *Agricultural Water Management* 90, 87 – 94
- Hernandez, L., Probst, A., Probst, J L., Ulrich, E. (2003), Heavy metal distribution in some French soils : evidence for atmospheric contamination. *The Science of the total Environment*. 312, 195-219.
- Herpin U., Gloaguen T. V., da Fonseca A. F., Montes C. R., Mendonça F. C., Piveli R. P., Breulmann G., Forti M. C. Et 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* 89, 105 – 115.
- 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.* 19, 19–27.
- Horckmans, L., Swennen, R., Deckers, J., Maquil, R., (2005), Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxembourg. *Catena* 59 (3), 279–304.
- Huang K.-M., Lin S. (2003), Consequences and implication of heavy metal spatial variations in sediments of the Keelung River drainage basin, Taiwan. *Chemosphere* 53, 1113–1121
- Hulugalle N. R., Weaver T. B., Ghadiri H. et Hicks A. (2006), Changes in soil properties of an eastern Australian vertisol irrigated with Treated sewage effluent following Gypsum application. *land degradation & development* 17: 527–540
- Imai A, Fukushima T, Matsushige K, Kim YH, Choi K (2002), Characterization of dissolved organic matter in effluents from wastewater treatment plants. *Water Research* 36, 859–870
- Jamali M. K., Kazi T. G., Arain M. B., Afridi H. I., Jalbani N., Memon A. R., Shah A. (2007), Heavy metals from soil and domestic sewage sludge and their transfer to Sorghum plants *Environmental Chemistry Letters* 5:209–218
- Jimenez B. et Asano T. (2007), *International survey of wastewater reclamation and reuse practice*, eds. IWA Publishing
- Junger J.F. (2000), The reuse of urban waste water in agriculture: European Research on Treated Wastewater Reuse in Agriculture. *Urban Technology Network Project 10th*, 7 pages.
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2000), *Trace Elements in Soils and Plants* (vol. 2). Boca Raton: CRC Press p 403
- Kalbitz K., Schmerwitz J., Schwesig D. et Matzner E. (2003), Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties; *Geoderma* 113 273–291
- Kallel M. et Bouzid J., (2002), impact de la réutilisation des eaux usées traitées sur la qualité des eaux souterraines et sur le sol: cas de la région de sfax. *WATMED*, 10-13 Octobre 2002, Monastir, Tunisie

Kamizoulis, G., Bahri, A., Brissaud, F. and Angelakis, A. N. (2003). Wastewater recycling and reuse practices in Mediterranean region: Recommended Guidelines. [www.med-reunet.com/docs\\_upload/angelakis\\_cs.pdf](http://www.med-reunet.com/docs_upload/angelakis_cs.pdf)

Khan S., Cao Q., Chen B. et Zhu Y.G., (2006), Humic acids increase the phytoavailability of Cd and Pb to wheat plants cultivated in freshly spiked, contaminated soil. *Journal of Soils Sediments* 6, 236e242.

Kim D.Y., James A. et Burger B., (1997), Nitrogen transformations and soil processes in a wastewater-irrigated, mature Appalachian hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 90 1-11

Kimura K., Toshima S., Amy G., Watanabe Y. (2004), Rejection of neutral endocrine disrupting compounds (EDCs) and pharmaceutical active compounds (PhACs) by RO membranes. *Journal of Membrane Science* 245, 71–78

Korshin GV, Li C-W, Benjamin MM (1997), Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy: a consistent theory ; *Water Res* 31:1787–1795

Kunz A et Jardim WF (2000), Complexation and adsorption of copper in raw sewage. *Water Res*; 34:2061–2068

Lavado R.S., Rodríguez M., Alvarez R., Taboada M. A., Zubillaga M.S. (2007), Transfer of potentially toxic elements from biosolid-treated soils to maize and wheat crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 312–318

Lavison G. et Moulin L. (2007), Réutilisation des eaux usées : réglementation actuelle et paramètres d'intérêt, *L'eau, l'industrie, les nuisances* N° 299

Lazarova V. et Brissaud F. (2007), Intérêt, bénéfices et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France, *L'eau, l'industrie, les nuisances* N° 299

Lazarova V., (1998) La réutilisation des eaux usées : un enjeu de l'an 2000, *L'eau, l'industrie, les nuisances*, n°212, 39-46.

Leone A.P., Menenti M., Buondonno A., Letizia A., Maffei C., Sorrentino G. (2007), A field experiment on spectrometry of crop response to soil salinity; *Agricultural Water Management* 89 39 – 48

Lepp, N. W. (1985), *Metals in the Environment*, Applied Science Publishers, London, p 203. In Vecera Z., Mikuska P., Zdráhal Z., Docekal B., Buckova M., Tynova Z., Parizek P., Mosna J., Marek J.(1999), Fertilis partners protocols page. [www.dsa.unipr.it/phytonet/fertilis/partners/vecera.htm](http://www.dsa.unipr.it/phytonet/fertilis/partners/vecera.htm)

Li J.X., Yang X.E., He Z.L., Jilani G., Sun C.Y., Chen S.M. (2007), Fractionation of lead in paddy soils and its bioavailability to rice plants; *Geoderma* 141, 174–180

Lingbo L, Song Y, Congbi H, Guangbo S (2005), Comprehensive characterization of oil refinery effluent-derived humic substances using various spectroscopic approaches. *Chemosphere* 60, 467–476

- Lu X.Q., Werner I., Young T.M. (2005), Geochemistry and bioavailability of metals in sediments from northern San Francisco Bay. *Environment International* 31, 593– 602
- Lucho-Constantino C.A., Prieto-Garcia F., Del Razo L.M., Rodriguez-Vazquez 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* 108, 57–71
- Ma L.Q., Rao G.N. (1997), Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel and zinc in contaminated soils. *J. Environ. Qual.* 26, 259–264
- Mac Lean, K. S. - Robinson, A. R. - Macconnell, H. M.: The effect of sewage-sludge on the heavy metal content of soils and plant tissue (1987), *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 18(11), pp. 1303 - 1316. In Vecera Z., Mikuska P., Zdráhal Z., Docekal B., Buckova M., Tynova Z., Parizek P., Mosna J., Marek J.(1999), *Fertilia partners protocols* page [www.dsa.unipr.it/phytonet/fertilia/partners/vecera.htm](http://www.dsa.unipr.it/phytonet/fertilia/partners/vecera.htm)
- Madejon, P., Maranon, T., Murillo, J.M., Robinson, B., (2004), White poplar (*Populus alba*) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests. *Environmental. Pollution* 132, 145–155
- Madejon P., Murillo J.M., Maranon T., Lepp N.W. (2007), Factors affecting accumulation of thallium and other trace elements in two wild Brassicaceae spontaneously growing on soils contaminated by tailings dam waste; *Chemosphere* 67, 20–28
- Magesan G.N., Williamson J.C., Yeates G.W.et Lloyd-Jones A.Rh. (2000), Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery *Bioresource Technology* 71, 21-27
- Makepeace D.K., Smith D.W. and Stanley S.J. (1995), Urban stormwater quality: summary of contaminant data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 25(2): 93-139.
- Maliki My A (2000), Etude hydrogéologique, hydrochimique et isotopique de la nappe profonde de Sfax. Thèse Doc. Fac. Sc. Tunis.
- Mantinelli I. (1999), Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluant associés dans le sol urbain. - vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse doctorat de l'INSA de Lyon, N° d'ordre : 99 ISAL 116, pp192
- Mapanda F., Mangwayana E.N., Nyamangara J.et Giller K.E., (2005), The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107 151–165
- Marschner B et Kalbitz K (2003), Control of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soil. *Geoderma* 113, 211–235
- Mateos L. et Oyonarte N.A., (2005), A spreadsheet model to evaluate sloping furrow irrigation accounting for infiltration variability. *Agric. Water Manage.* 76, 62–75.
- Mathieu C. et Pieltain F. (2003), *Analyses chimiques des sols : Méthodes choisies*, Tec et Doc, Lavoisier, Paris p387



- McBride M., Sauve´ S., Hendershot, W., (1997), Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal Soil Science* 48, 337–346.
- McLaughlin, M.J., Zarcinas, B.A., Stevens, D.P., Cook, N., (2000), Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 31, 1661–1700
- Miller K. (1990), US Water Reuse: current status and future trends, *Water Environnement Technology*
- Miquel G. (2001). Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Paris, pp 365
- Mireles A., Solis C., Andrade E., Lagunas-Solar M., Pina C., Flocchini R.G., (2004), Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico city. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* 219–220 , 187–190
- Miyamoto S. et Chacon A. (2006), Soil salinity of urban turf areas irrigated with saline water II. Soil factors. *Landscape and Urban Planning* 77, 28–38
- 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* 215, 143–152
- Muchuweti M., Birkett J.W., Chinyanga E., Zvauya R., Scrimshaw M.D. et 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 and Environment* 112 41–48
- Nair J., Levitan J., Oyama N. (2008), Zinc and copper uptake by silver beet grown in secondary treated effluent; *Bioresource Technology* 99, 2537–2543
- Nakayama, F.S., D.A., Bucks (1986), *Trickle Irrigation for Crop Production: Design, Operation and Management*. Elsevier, New York, NY. In Heidarpour, M., Mostafazadeh-Fard, B., Abedi Koupai J., Malekian R. (2007), The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. *Agric. Water Manage.* 90, 87-94.
- Neel C., Soubrand-Colin M., Piquet-Pissaloux A., Bril H. (2007), Mobility and bioavailability of Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in a basaltic grassland: Comparison of selective extractions with quantitative approaches at different scales. *Applied Geochemistry* 22, 724–735
- OMS (1989), L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquiculture : recommandation a visées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé, Genève
- OMS (2006), WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, volume II, Wastewater use in agriculture, pp 222
- ONAS (2000), Etude d'exécution de la nouvelle station dépuración de Sfax Nord et réhabilitation de la station d'épuration existante de Sfax Sud. Avant projet détaillé.
- ONAS (2008), Rapport annuel, pp16

- Ortiz O., Alcaniz J.M. (2006), Bioaccumulation of heavy metals in *Dactylis glomerata* L. growing in a calcareous soil amended with sewage sludge. *Bioresource Technology* 97, 545–552
- Papaiacovou I. (2001), Case study- wastewater reuse in Limassol as an alternative water source, *Desalination* 138, 55-59
- Peasey A., Blumenthal U., Mara D., Ruiz-Palacios G., (2000), A review of policy and standards for wastewater reuse in agriculture: a Latin American perspective. WELL Study, <http://www.iboro.ac.uk/well/>.
- Pereira L., Oweis S. T. et Zairi A., (2002), Irrigation management under water scarcity. *Agricultural water management*, 57, 175-206
- Pescod, MB. (1992), Wastewater treatment and use in agriculture. *Bull FAO*, vol. 47; Rome, Italy: FAO. pp125.
- Puil C. (1998), La réutilisation des eaux usées urbaines après épuration. *Mém. D.U.E.S.S. « Eau et Environnement »*, D.E.P., Université de Picardie, Amiens, , 62 pages
- Qadir M., Sharma B.R., Bruggeman A., Choukr-Allah R., Karajeh F. (2007), Non-conventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries. *agricultural water management* 87, 2 – 22
- Ramirez-Fuentes E., Lucho-Constantino C., E. Escamilla-Silva et L. Dendooven (2002), Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time; *Bioresource Technology* 85, 179–187
- 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, 310–322
- Rebhun M. (2004), Desalination of reclaimed wastewater to prevent salinization of soils and groundwater. *Desalination* 160, 143-149
- Rejeb S., Chenini F., Khelil Mn., Chaabouni Z. et Xanthoulis D., (2002), Optimisation de la réutilisation des eaux usées traitées en irrigation. *INGREF*, Avril.
- Rietz D.N. et Haynes R.J. (2003), Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry* 35, 845–854
- Romkens P.F.A.M. et Dolfing J. (1998), Effect of Ca on the Solubility and Molecular Size Distribution of DOC and Cu Binding in Soil Solution Samples; *Environmental Science & Technology*, vol. 32, N° 3 363-369
- Russell J. M., Cooper R. N. & Lindsey S. B. (1993), Soil denitrification rates at wastewater irrigation sites receiving primary-treated and anaerobically treated meat-processing effluent; *Bioresource Technology* 43 41-46

Saidi, D., Y., Le Bissonnais, O., Duval, Y., Daoud, A., Halitim (2004), Effet du sodium échangeable et de la concentration saline sur les propriétés physiques des sols de la plaine du Cheliff (Algérie). *Étude Gestion Sols*, Vol. 11, N° 2, 81-92.

Scott, C., Faruqi N.I. and Raschid L. (eds) (2004), L'utilisation des eaux usées dans l'agriculture irriguée: faire face aux moyens d'existence et aux réalités environnementales, *New Scientist*, 18 août 2004 in sources nouvelles, actualités du secteur eau et assainissement, Edition Spéciale No. 16, novembre 2005

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*, 40 (4-5) : 261-267.

Shotyk W, Blaser P, Grunig A, Cheburkin AK. (2000), A new approach for quantifying cumulative, anthropogenic, atmospheric lead deposition using peat cores from bogs: Pb in eight Swiss peat bog profiles. *Sci. Total Environ.*; 249:281 –295.

Shuang X., QingLiang Z., LiangLiang W., LiNa W. & ZhiGang L. (2007), Fate of secondary effluent dissolved organic matter during soil-aquifer treatment; *Chinese Science Bulletin*, vol. 52 N° 18 2496-2505

Solis C., Andrade E., Mireles A., Reyes-Solis I.E., Garcia-Calderon N., Lagunas-Solar M.C., Pina C.U. et 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* 241, 351–355

Soubrand-Colin (2004), Localisation, distribution et mobilité des ETM dans des sols développés sur roches basaltiques en climat tempéré. Thèse doctorat de l'université de Limoges, N° d'ordre: 55 – 2004, pp133.

Soubrand-Colin M., Neel C., Bril H., Grosbois C., Caner L. (2007), Geochemical behaviour of Ni, Cr, Cu, Zn and Pb in an Andosol–Cambisol climosequence on basaltic rocks in the French Massif Central. *Geoderma* 137, 340–351

Sources Nouvelles (2006), actualité du secteur eau et assainissement. No. 40, 3

Souza JF, Rauser WE (2003), Maize and radish sequester excess cadmium and zinc in different ways. *Plant Science* 165:1009–1022

Suarez D.L., James D. Wood, Scott M. Lesch, (2006), Effect of SAR on water infiltration under a sequential rain–irrigation management system. *Agricultural water management* 86,150 – 164

Tedeschi A. et Dell'Aquila R. (2005), Effects of irrigation with saline waters, at different concentrations, on soil physical and chemical characteristics. *Agricultural Water Management* 77, 308–322

Toze S. (2006), Reuse of effluent water—benefits and risks; *Agricultural Water Management* 80, 147–159

Toze, S., (1999), PCR and the detection of microbial pathogens in water and wastewaters. *Water Res.* 33, 3545–3556.

Traina S.J., Novak J., Smeck N.E, (1990), An ultraviolet absorbance method of estimating the percent aromatic carbon content of humic acids, *J. Environ. Qual.* 19 (1), 151–153. In Miegroet H.V., Boettinger J.L, Baker M.A., Nielsen J., Evans D. et Stum A. (2005), Soil carbon distribution and quality in a montane rangeland-forest mosaic in northern Utah; *Forest Ecology and Management* 220 284–299

Tremel-Schaub A. et Feix I., (2005), Contamination des sols: Transferts des sols vers les plantes. EDP Sciences Editions, pp 413.

Tye, A.M., Young, S.D., Crout, N.M.J., Zhang, H., Preston, S., Barbosa-Jefferson, V.L., Davison, W., McGrath, S.P., Paton, G.I., Kilham, K., Resende, L., (2003), Predicting the activity of Cd<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup> in soil pore water from the radiolabile metal fraction. *Geochim. Acta* 67 (3), 375–385.

Tsagarakis K.P., Dialynas G.E., Angelakis A.N. (2004), Water resources management in Crete (Greece) including water recycling and reuse and proposed quality criteria. *Agricultural Water Management* 66, 35–47

U.S. Environmental Protection Agency "USEPA" (2004), Guidelines for Water Reuse. p 478

Villagra P.E. et Cavagnaro J. B. (2005), Effects of salinity on the establishment and early growth of *Prosopis argentina* and *Prosopis alpataco* seedlings in two contrasting soils: Implications for their ecological success. *Austral Ecology* 30, 325–335

Woitke P., Wellmütz J., Helm D., Kube P., Lepom P., Litheraty P. (2003), Analysis and assessment of heavy metal pollution in suspended solids and sediments of the river Danube. *Chemosphere* 51, 633–642

Xiong X., Stagnitti, F., Peterson J., Allinson G. et Turoczy N., (2001), Heavy Metal Contamination of Pasture Soils by Irrigated Municipal Sewage. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 67:535–540

Yadav RK, Goyal B, Sharma RK, Dubey SK et Minhas PS. (2002), Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and groundwater—A case study. *Environmental International* 28: 481–486

Ye ZH, Yang ZY, Chan GYS, Wong MH (2001), Growth response of *Sesbania rostrata* and *S. cannabina* to sludge-amended lead/zinc mine tailings—a greenhouse study. *Environment International* 26:449–455

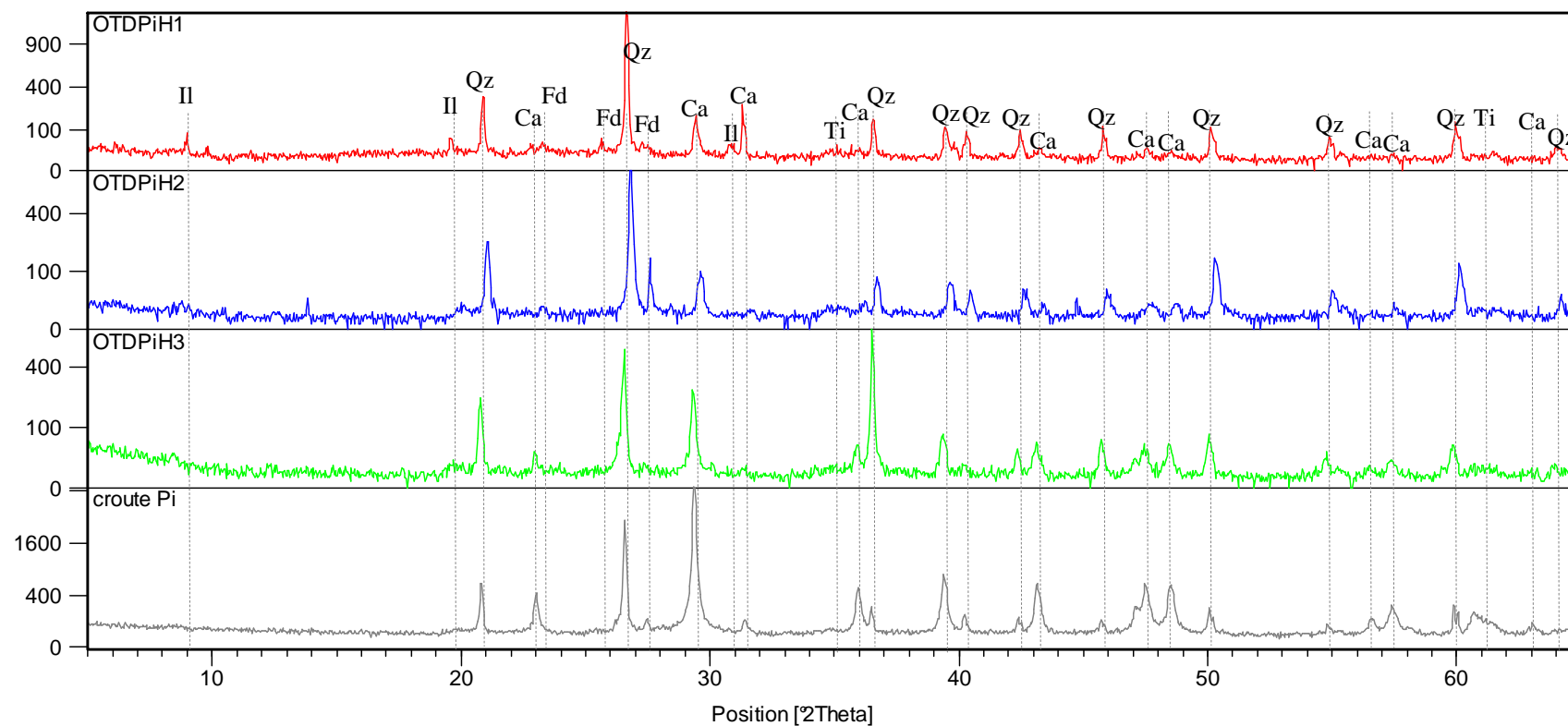
Zekri S., Ghezal L., Aloui T., Djebbi K. (1997), Les externalités négatives de l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture; *Options Méditerranéennes, Série A / n°31*

**Annexe I:**  
**Historique de la qualité des eaux usées traitées de la station d'épuration de Sfax Sud (1984-2009)**

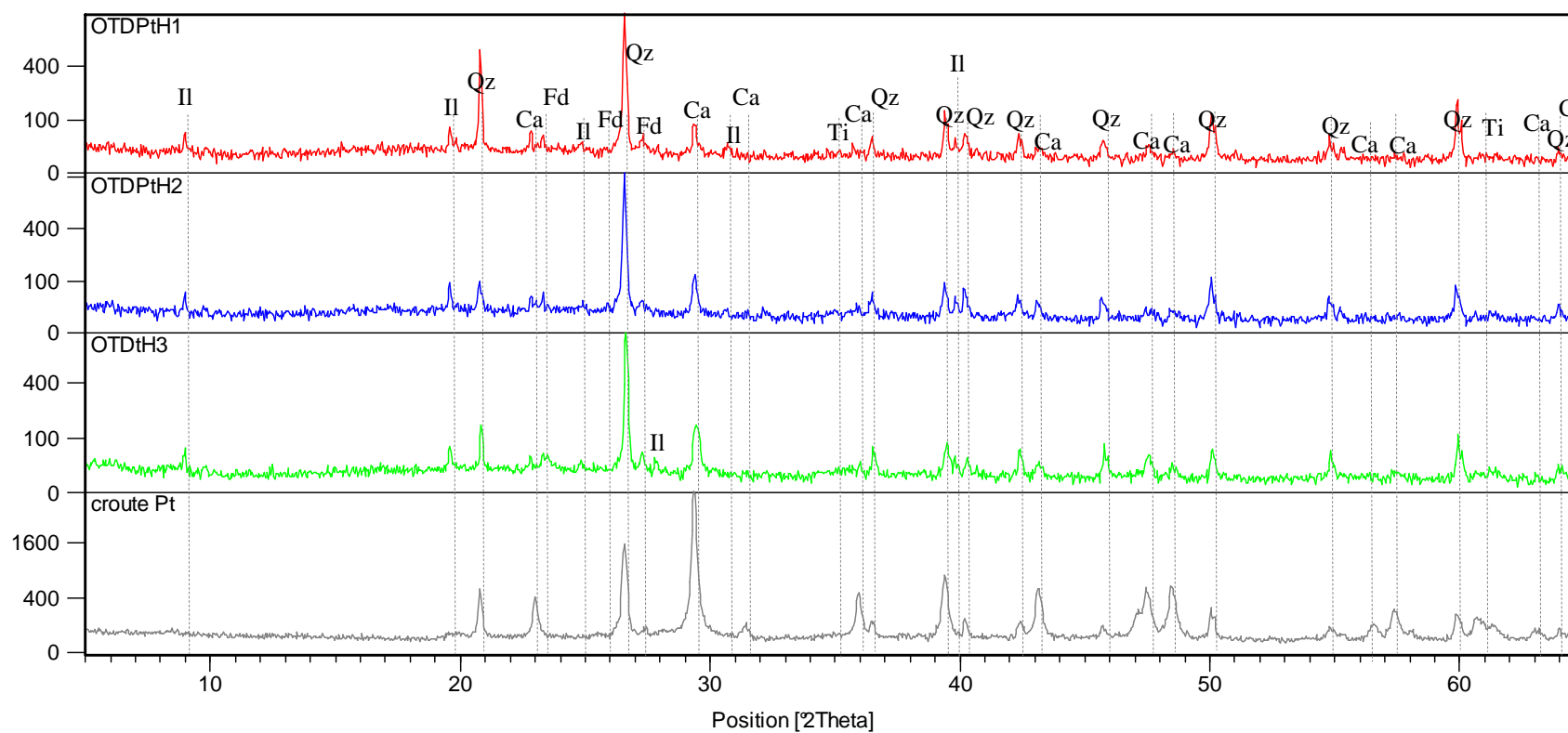
Paramètres/date	02/1984	03/1991	18/04/1995	25/04/1995	13/01/2000	10/2002	04/2003	27/12/2004	13/03/2006	17/10/2006	22/9/07
pH	7,8	7,1	-	7,95	-	7,15	7,84	7,5	7,73	8,7	7,34
CE, ms/cm	6,63	4	-	6,5	4,75	6,15	4,8	4,7	7,7	5,8	5,9
RS, g/l	4		-	4,2	-		4	-	5,13	4,9	3,56
MES, mg/l	-	56	-	-	148	72	275	157	141	160	29
DCO, mg/l	-	267	-	200	-	675	496	700	203	123	142
DBO <sub>5</sub> , mg/l	-	37	-	130	-	46	130	130	220	105	65
Pt, mg/l	-	8	-	12,53	-	2,93	6,0	8.63	7	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , mg/l	-	1,9	-	50	-	0,35	-	-	21	37,3	21,05
Cl <sup>-</sup> , mg/l	903	1344	1600	1406	-	2580	-	-	2300	1507	1055
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , mg/l	1165	960	1950	1009	-	508	-	-	900	668	741
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , mg/l	732		560	695	-	732	-	-	490		573
Na <sup>+</sup> , mg/l	811	784	2100	1027	-	1209	-	-	1100	932	754
K <sup>+</sup> , mg/l	71	17,75	20	52	-	78	-	-	105	-	49
Mg <sup>2+</sup> , mg/l	147	129	0,26	130	-	180	-	-	209	116	115
Ca <sup>2+</sup> , mg/l	315	308	103	111	-	486	-	-	521	231	216
Cd, mg/l	0,01	0,001	<0,02	-	<0,004	-	<0,041	<0,004	<0,004	0,07	
Cr, mg/l	0,03	0,007	-	0,23	<0,015	-	-	0,11	0,17	1,1	
Cu, mg/l	0,02	0,012	0,03	0,02	0,1	<0,01	0,06	0,05	0,03	0,06	
Fe, mg/l	0,48	1,07	1,69	1,25	2,7	<0,013	0,11	0,95	1,32	0,2	
Mn, mg/l	0,09	-	0,04	0,07	0,3	-	-	0,12	-	0,17	
Ni, mg/l	0,04	0,03	0,07	0,02	<0,088	-	-	<0,088	<0,088	0,13	
Pb, mg/l	-	0,001	<0,05	-	0,2	-	<0,041	<0,041	<0,041	0,37	
Zn, mg/l	0,06	0,052	0,05	0,04	0,2	0,05	0,01	0,16	0,25	0,27	

Paramètres/date	08/05/08	07/10/08	03/11/08	25/02/09	07/03/09	06/06/09	05/03/08	10/04/08	06/06/08	22/07/08	08/09/08	27/04/09
pH	7.86	-	7.71	-	7.61	7.2	-	-	7.72	-	-	7.73
CE, ms/cm	7.29	-	6.18	6.37	6.43	6.60	-	12.92	9.72	-	-	5.72
RS, g/l		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MES, mg/l	94	-	26.5	19.3	22	-	57	79	47	21	39	50
DCO, mg/l	85	154	146	-	-	40	189	380	164	-	-	-
DBO <sub>5</sub> , mg/l	45	28	65	55	60	25	43	65	70	19	67	70
Pt, mg/l		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , mg/l	20	43	46	68	59	52	61	73	-	51	58	46
Cl <sup>-</sup> , mg/l	-	-	940	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Na <sup>+</sup> , mg/l	845	510	740	770	725	900	887	1730	1570	930	860	830
K <sup>+</sup> , mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mg <sup>2+</sup> , mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca <sup>2+</sup> , mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cd, mg/l	-	-	<0,004	-	-	<0,004	0.005	-	-	-	-	-
Cr, mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cu, mg/l	-	-	<0,01	-	-	0.08	0.1	-	-	-	-	-
Fe, mg/l	-	-	6.24	-	-	1.44	0.52	-	-	-	-	-
Mn, mg/l	-	-	0.07	-	-	0.18	0.07	-	-	-	-	-
Ni, mg/l	-	-	0.43	-	-	0.24	<0.088	-	-	-	-	-
Pb, mg/l	-	-	0.08	-	-	<0.041	<0.041	-	-	-	-	-
Zn, mg/l	-	-	0.12	-	-	<0.03	0.5	-	-	-	-	-

## Annexe II :DRX

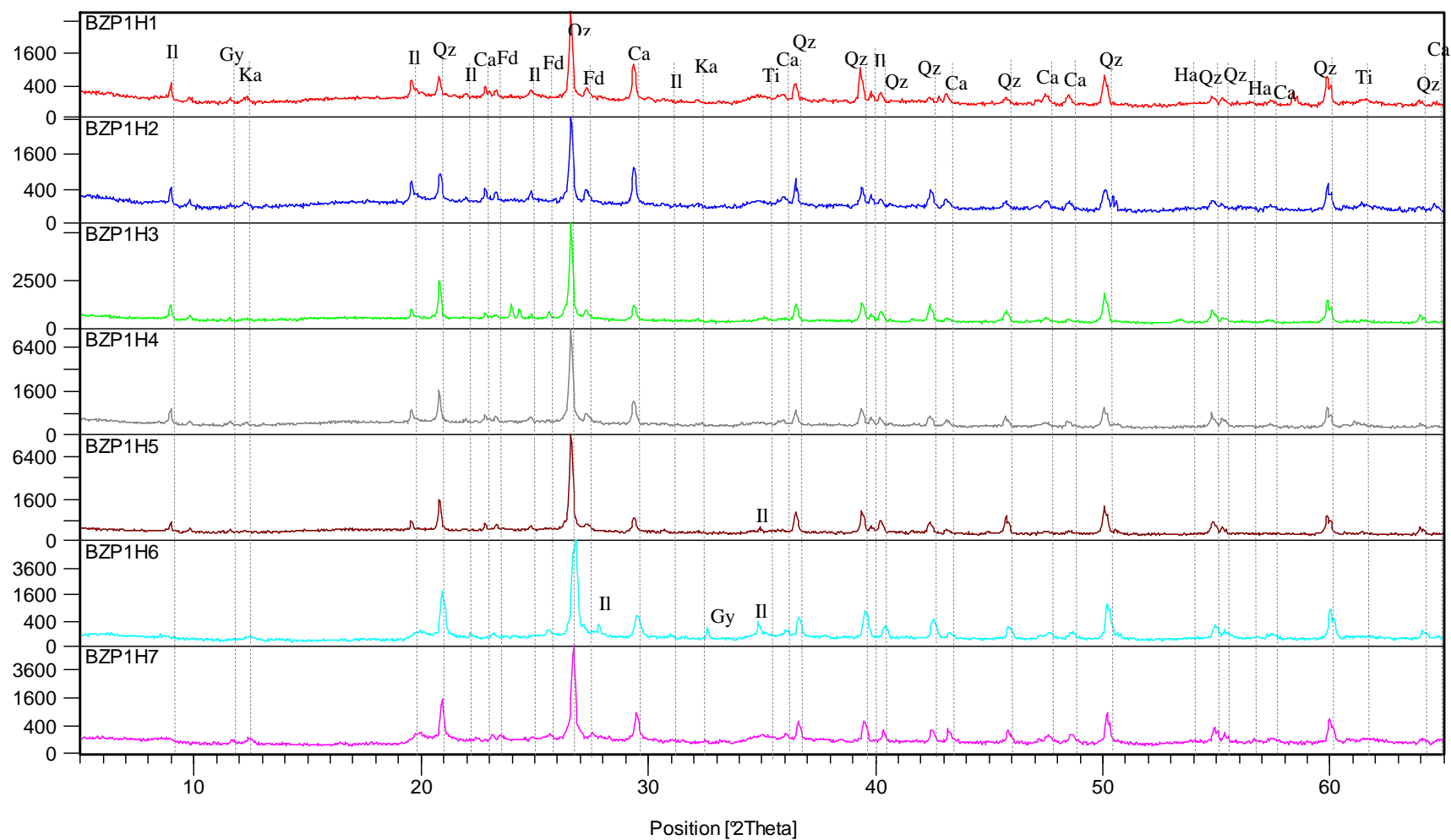


**Profil OTDPI**, Diffractogramme des rayons X sur échantillon total poudre (calciol irrigué par les eaux usées traitées): Ca: calcite; Fd: feldspath; Il: illite; Qz: quartz; Ti: titanomagnetite

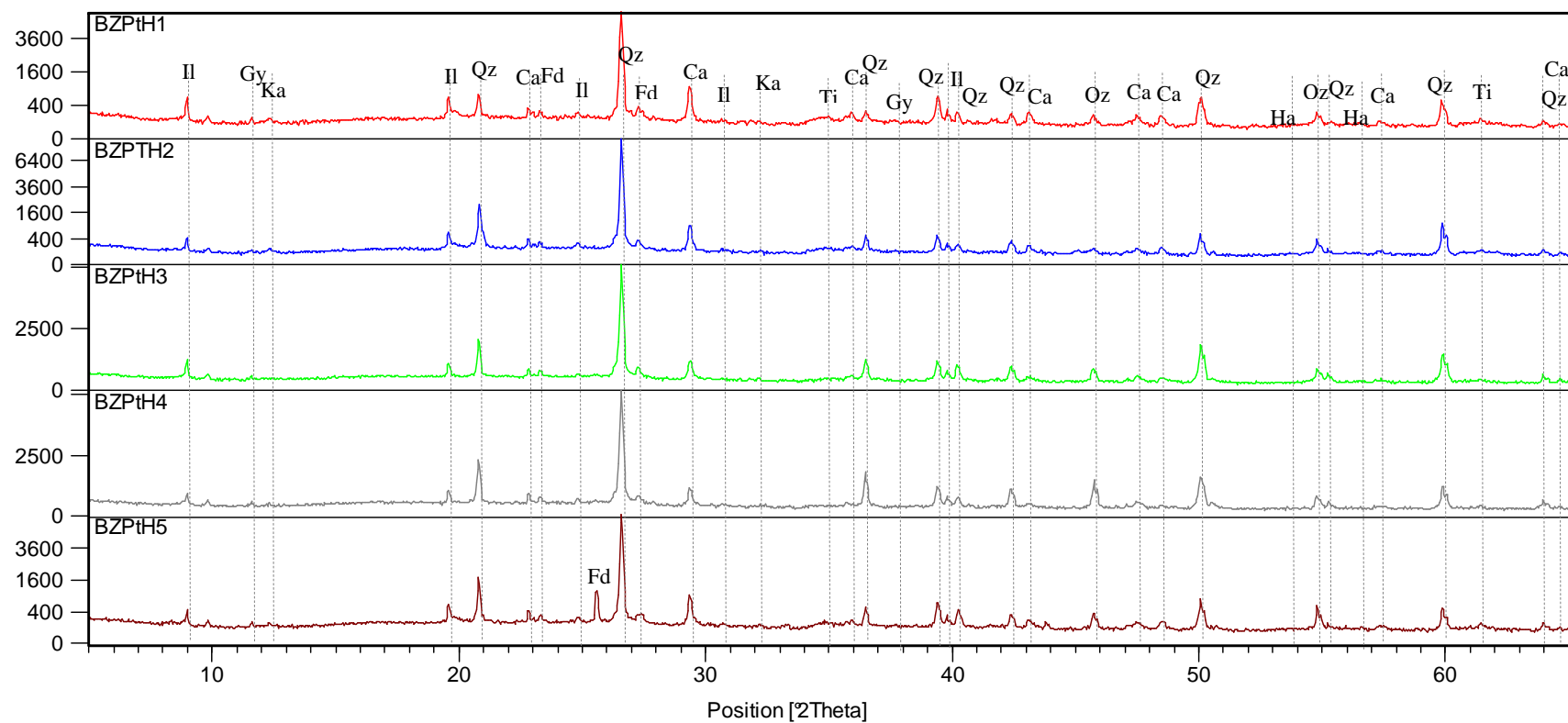


**Profil OTDPt**, Diffractogramme des rayon X sur échantillon total poudre (calcisol témoin): Ca: calcite; Fd: feldespath; Il: illite; Qz: quartz; Ti: titanomagnetite

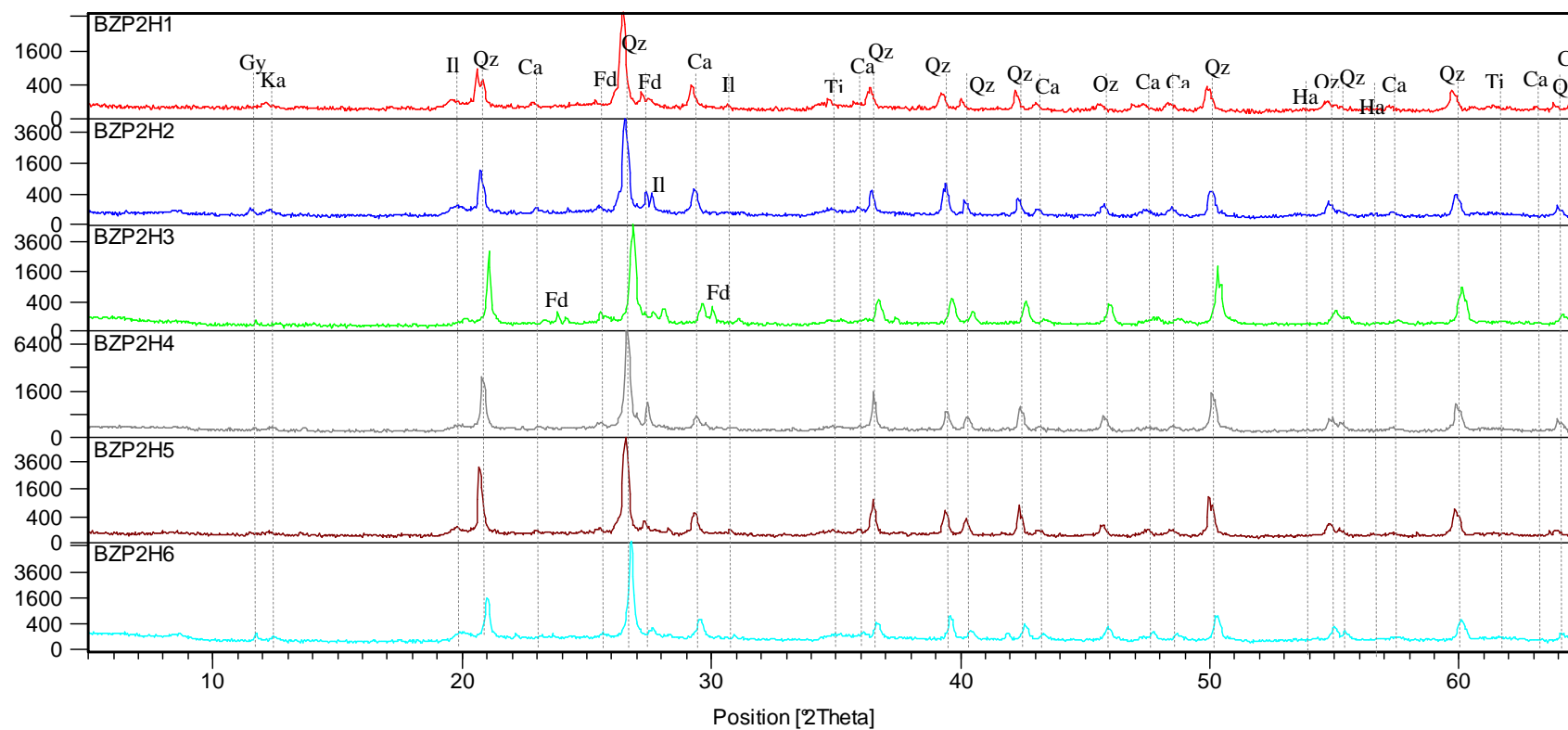




**Profil BZPi**, Diffractogramme des rayon X sur échantillon total poudre (fluvisol irrigué par les eaux usées traitées): Ca: calcite; Fd: feldspath; Ha: halite; Gy: gypse; Il: illite; Ka: kaolinite; Qz: quartz; Ti: titanomagnetite;



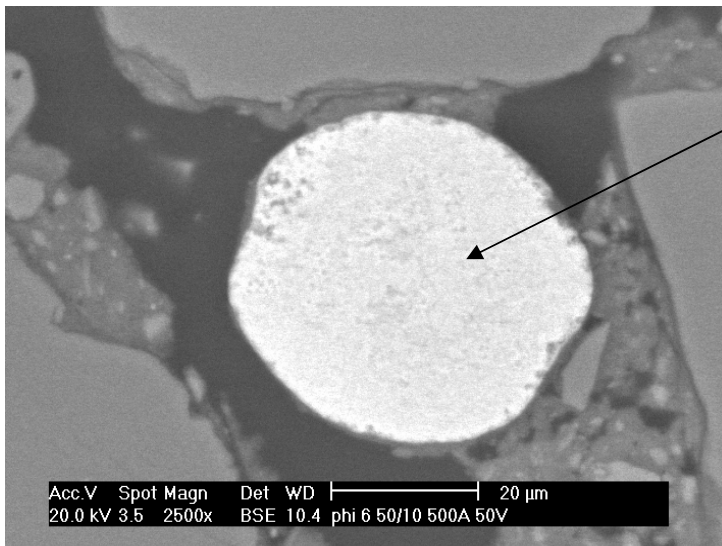
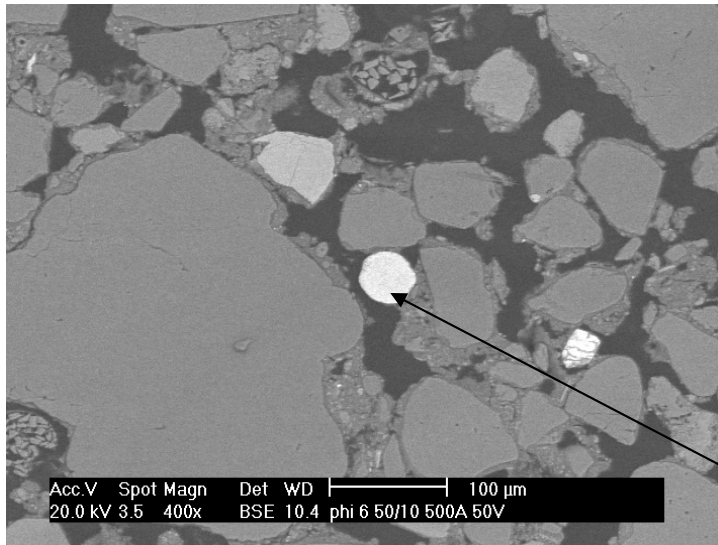
**Profi BZPt**, Diffractogramme des rayon X sur échantillon total poudre (fluvisol témoin): Ca: calcite; Fd: feldespath; Ha: halite; Gy: gypse; Il: illite; Ka: kaolinite; Qz: quartz; Ti: titanomagnetite;



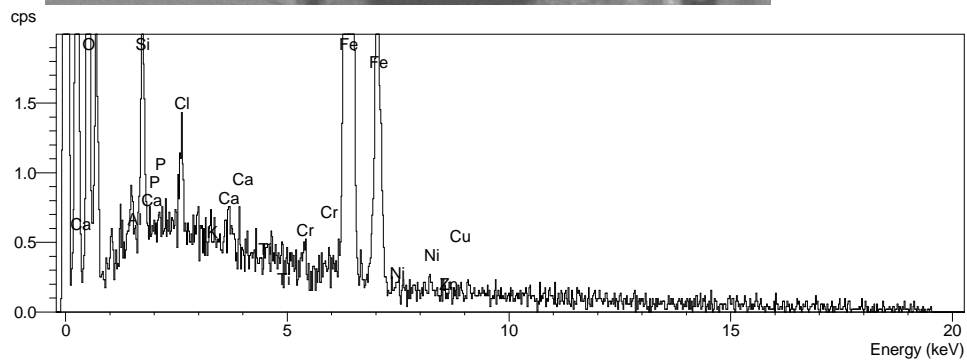
**Profil BZP2**, Diffractogramme des rayons X sur échantillon total poudre (fluvisol irrigué par les eaux de puits): Ca: calcite; Fd: feldspath; Gy: gypse; Ha: halite; Il: illite; Ka: kaolinite; Qz: quartz; Ti: titanomagnetite;

## Annexe III

Photo au microscope électronique à balayage couplée à l'analyse X (MEB-EDS) prise sur une lame mince de l'horizon H1 du profil OTD Pi (calcisol)

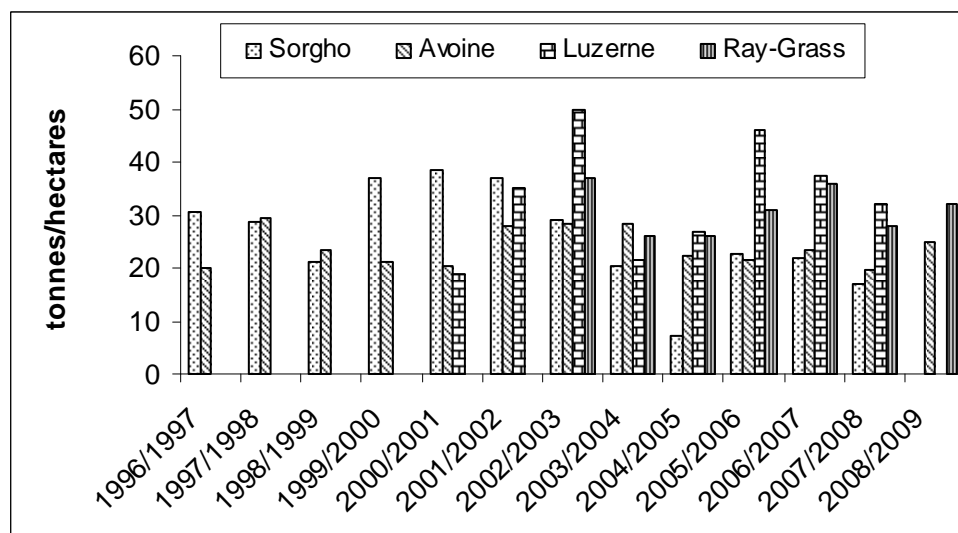


Oxyde de Fe contenant du Cr



Elément	Spectre type	Elément (%)	Atomique (%)
Cr K	ED	0,60	0,61
Mn K	ED	0,92	0,90
Fe K	ED	93,66	89,86

## Annexe IV

Historique des rendements des cultures fourragères cultivées sur le domaine de l'OTD  
en tonnes/hectares (source CRDA-Safx)

## Annexe V: Calcul des bilans des stocks isovolumiques

## Stock isovolumique du profil OTDPt

Invariant :	Ti	Profondeur réelle du sol (cm) :	35
Gain Ti (%) :	0,00	Profondeur de roche altérée calculée (cm) :	23

	Si kg/m <sup>2</sup>	Al kg/m <sup>2</sup>	Fe kg/m <sup>2</sup>	Ti kg/m <sup>2</sup>	Mg kg/m <sup>2</sup>	Ca kg/m <sup>2</sup>	Na kg/m <sup>2</sup>	K kg/m <sup>2</sup>
OTD-Pt H1	102,5	4,8	2,5	0,5	1,0	6,9	0,3	2,1
OTD-Pt H2	88,9	5,3	2,9	0,4	1,1	9,3	0,3	2,0
OTD-Pt H3	72,1	4,5	2,5	0,4	0,9	11,1	0,2	1,7
H-référence	163	10	6	1	2	25	1	4

Gain (% of kg/m <sup>2</sup> )	17	- 1	-3	-0	-2	-35	10	8
--------------------------------	----	-----	----	----	----	-----	----	---

	Cr g/m <sup>2</sup>	Ni g/m <sup>2</sup>	Zn g/m <sup>2</sup>	Cu g/m <sup>2</sup>	Pb g/m <sup>2</sup>
OTD-Pt H1	1,46	1,55	5,0	0,96	1,14
OTD-Pt H2	4,10	1,68	3,4	1,06	0,89
OTD-Pt H3	2,81	1,52	2,7	0,86	0,70
H-référence	6,4	2,0	3,4	1,6	3,1

Gain (% of g/m <sup>2</sup> )	- 13	65	142	28	-35
-------------------------------	------	----	-----	----	-----

**Stock isovolumique du profil OTDPi**

Invariant : Ti Profondeur réelle du sol (cm) : 30  
 Gain Ti (%) : 0,00 Profondeur de roche altérée calculée (cm) : 28

	<b>Si</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>	<b>Al</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>	<b>Fe</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>	<b>Ti</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>	<b>Mg</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>	<b>Ca</b> <b>Kg/m<sup>2</sup></b>	<b>Na</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>	<b>K</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>
<b>OTD-Pi H1</b>	48,7	2,7	1,5	0,2	0,7	5,5	0,2	1,2
<b>OTD-Pi H2</b>	105,8	5,9	3,1	0,5	1,4	10,7	0,4	2,5
<b>OTD-Pi H3</b>	98,6	6,2	3,5	0,5	1,6	33,6	0,5	2,3
<b>H-référence</b>	136	9	5	1	2	46	1	3
<b>Gain (% of kg/m<sup>2</sup>)</b>	<b>14</b>	<b>1</b>	<b>-6</b>	<b>0</b>	<b>-6</b>	<b>-65</b>	<b>-12</b>	<b>14</b>
	<b>Cr</b> <b>g/m<sup>2</sup></b>	<b>Ni</b> <b>g/m<sup>2</sup></b>	<b>Zn</b> <b>g/m<sup>2</sup></b>	<b>Cu</b> <b>g/m<sup>2</sup></b>	<b>Pb</b> <b>g/m<sup>2</sup></b>			
<b>OTD-Pi H1</b>	2,46	0,98	2,4	0,68	0,76			
<b>OTD-Pi H2</b>	3,92	1,97	4,0	1,14	1,46			
<b>OTD-Pi H3</b>	3,42	2,56	4,3	1,29	1,20			
<b>H-référence</b>	4,7	1,8	3,5	1,6	3,0			
<b>Gain (% of g/m<sup>2</sup>)</b>	<b>35</b>	<b>65</b>	<b>83</b>	<b>11</b>	<b>-26</b>			

**Stock isovolumique du profil BZPt**

Invariant :	Ba	Profondeur réelle du sol (cm) :	91,31
Gain Ba (%) :	0,00	Profondeur de roche altérée calculée (cm) :	91

	<b>Si</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>	<b>Al</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>	<b>Fe</b> <b>Kg/m<sup>2</sup></b>	<b>Ti</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>	<b>Mg</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>	<b>Ca</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>	<b>Na</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>	<b>K</b> <b>kg/m<sup>2</sup></b>
<b>BZPt H1</b>	45,5	7,69	4,27	0,46	1,42	7,30	0,23	2,01
<b>BZPt H2</b>	161,6	22,6	12,0	1,38	4,02	21,78	0,88	6,05
<b>BZPt H3</b>	309,3	11,9	5,9	1,27	1,55	15,22	1,01	6,20
<b>BZPt H4</b>	475,2	19,7	10,8	1,75	2,75	24,48	1,39	9,03
<b>H-référence</b>	620	26	14,1	2,28	3,59	31,93	1,81	11,77
<b>Gain (% of kg/m<sup>2</sup>)</b>	<b>-17</b>	<b>141</b>	<b>134</b>	<b>113</b>	<b>172</b>	<b>115</b>	<b>93</b>	<b>98</b>
	<b>Cr</b> <b>g/m<sup>2</sup></b>	<b>Ni</b> <b>g/m<sup>2</sup></b>	<b>Zn</b> <b>g/m<sup>2</sup></b>	<b>Cu</b> <b>g/m<sup>2</sup></b>	<b>Pb</b> <b>g/m<sup>2</sup></b>			
<b>BZPt H1</b>	4,74	2,39	6,9	1,49	1,40			
<b>BZPt H2</b>	12,26	7,08	19,0	3,85	3,74			
<b>BZPt H3</b>	7,78	3,32	8,3	1,66	1,74			
<b>BZPt H4</b>	12,04	4,79	12,9	2,57	2,69			
<b>H-référence</b>	15,7	3,4	6,3	3,5	422,4			
<b>Gain (% of g/m<sup>2</sup>)</b>	<b>58</b>	<b>281</b>	<b>447</b>	<b>100</b>	<b>-98</b>			



**Stock isovolumique du profil BZPi**

Invariant :	Ba	Profondeur réelle du sol (cm) :	110
Gain Ba (%) :	1,10	Profondeur de roche altérée calculée (cm) :	110

	<b>Si</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>Al</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>Fe</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>Ti</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>Mg</b> Kg/m <sup>2</sup>	<b>Ca</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>Na</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>K</b> kg/m <sup>2</sup>
<b>BZPi H1</b>	97,4	17,59	9,73	1,03	3,34	15,49	0,77	4,35
<b>BZPi H2</b>	144,7	26,3	14,1	1,53	4,96	23,42	1,23	6,28
<b>BZPi H3</b>	242,1	8,3	4,3	0,70	1,15	9,33	0,56	4,04
<b>BZPi H4</b>	110,7	10,4	5,7	0,76	1,73	12,05	0,68	3,41
<b>BZPi H5</b>	159,4	7,4	4,2	0,71	1,10	7,26	0,56	3,44
<b>H-référence</b>	702	33	18,6	3,13	4,82	31,92	2,45	15,15

<b>Gain (% of kg/m<sup>2</sup>)</b>	<b>-15</b>	<b>91</b>	<b>82</b>	<b>29</b>	<b>132</b>	<b>89</b>	<b>32</b>	<b>19</b>
-------------------------------------	------------	-----------	-----------	-----------	------------	-----------	-----------	-----------

	<b>Cr</b> g/m <sup>2</sup>	<b>Ni</b> g/m <sup>2</sup>	<b>Zn</b> g/m <sup>2</sup>	<b>Cu</b> g/m <sup>2</sup>	<b>Pb</b> g/m <sup>2</sup>
<b>BZPi H1</b>	12,63	5,17	15,5	3,26	3,12
<b>BZPi H2</b>	17,13	8,17	25,1	4,96	4,61
<b>BZPi H3</b>	5,97	2,38	6,4	1,39	1,57
<b>BZPi H4</b>	5,44	3,21	8,9	1,91	1,78
<b>BZPi H5</b>	4,07	1,98	5,1	1,07	1,19
<b>H-référence</b>	17,9	4,7	8,7	5,2	476,2

<b>Gain (% of g/m<sup>2</sup>)</b>	<b>130</b>	<b>303</b>	<b>542</b>	<b>121</b>	<b>-98</b>
------------------------------------	------------	------------	------------	------------	------------

**Stock isovolumique du profil BZP2**

Invariant : Ba Profondeur réelle du sol (cm) : 89,70  
 Gain Ba (%) : 0,00 Profondeur de roche altérée calculée (cm) : 90

	<b>Si</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>Al</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>Fe</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>Ti</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>Mg</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>Ca</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>Na</b> kg/m <sup>2</sup>	<b>K</b> kg/m <sup>2</sup>
<b>BZP2 H1</b>	54,7	6,49	3,47	0,43	1,25	7,01	0,42	2,15
<b>BZP2 H2</b>	152,4	15,5	7,9	1,00	2,81	19,78	1,08	5,49
<b>BZP2 H3</b>	186,5	8,4	3,8	0,64	1,01	10,93	0,83	4,94
<b>BZP2 H4</b>	338,2	18,5	10,6	1,97	3,07	20,50	1,67	8,39
<b>H-référence</b>	506	28	15,8	2,94	4,60	30,65	2,49	12,55

<b>Gain (% of kg/m<sup>2</sup>)</b>	<b>-22</b>	<b>10</b>	<b>-4</b>	<b>-30</b>	<b>10</b>	<b>23</b>	<b>-7</b>	<b>0</b>
-------------------------------------	------------	-----------	-----------	------------	-----------	-----------	-----------	----------

	<b>Cr</b> g/m <sup>2</sup>	<b>Ni</b> g/m <sup>2</sup>	<b>Zn</b> g/m <sup>2</sup>	<b>Cu</b> g/m <sup>2</sup>	<b>Pb</b> g/m <sup>2</sup>
<b>BZP2 H1</b>	4,06	2,14	6,1	1,26	1,36
<b>BZP2 H2</b>	9,29	4,12	12,2	2,81	2,72
<b>BZP2 H3</b>	4,79	1,77	4,7	0,88	1,07
<b>BZP2 H4</b>	8,90	4,23	10,4	2,16	2,25
<b>H-référence</b>	13,3	6,33	15,5	3,23	3,36

<b>Gain (% of g/m<sup>2</sup>)</b>	<b>36</b>	<b>27</b>	<b>48</b>	<b>53</b>	<b>53</b>
------------------------------------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------

## Annexes VI: Variogrammes

- Variogrammes effectués sur les teneurs en métaux dans le sol du transect L

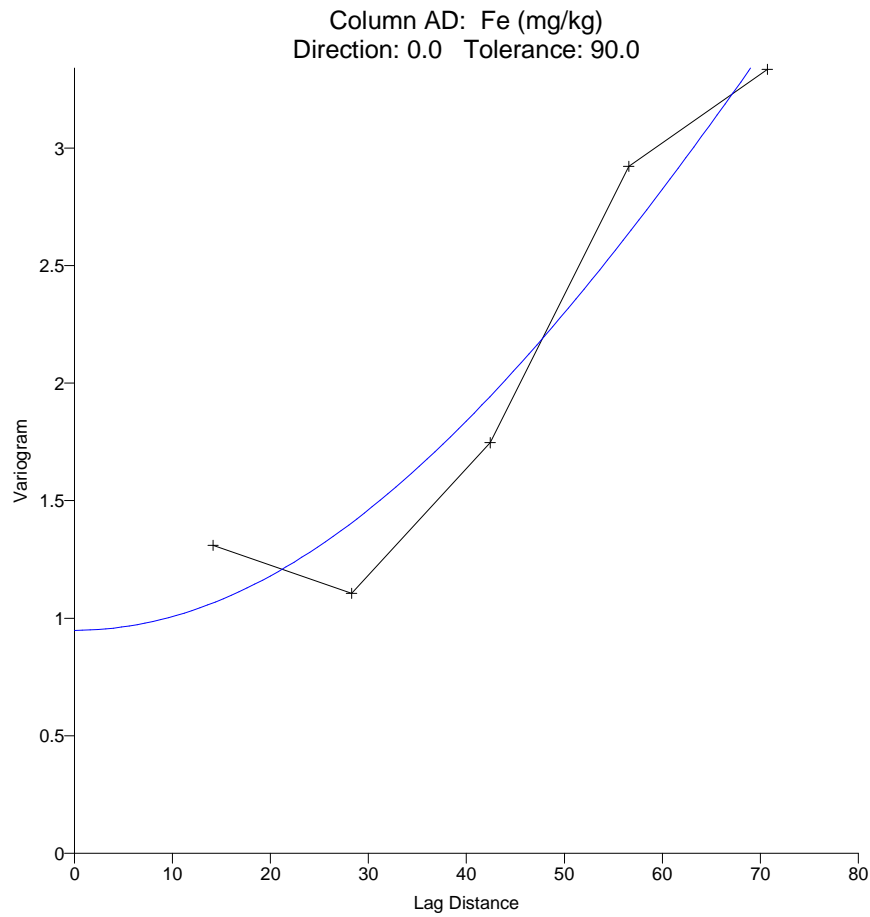
---

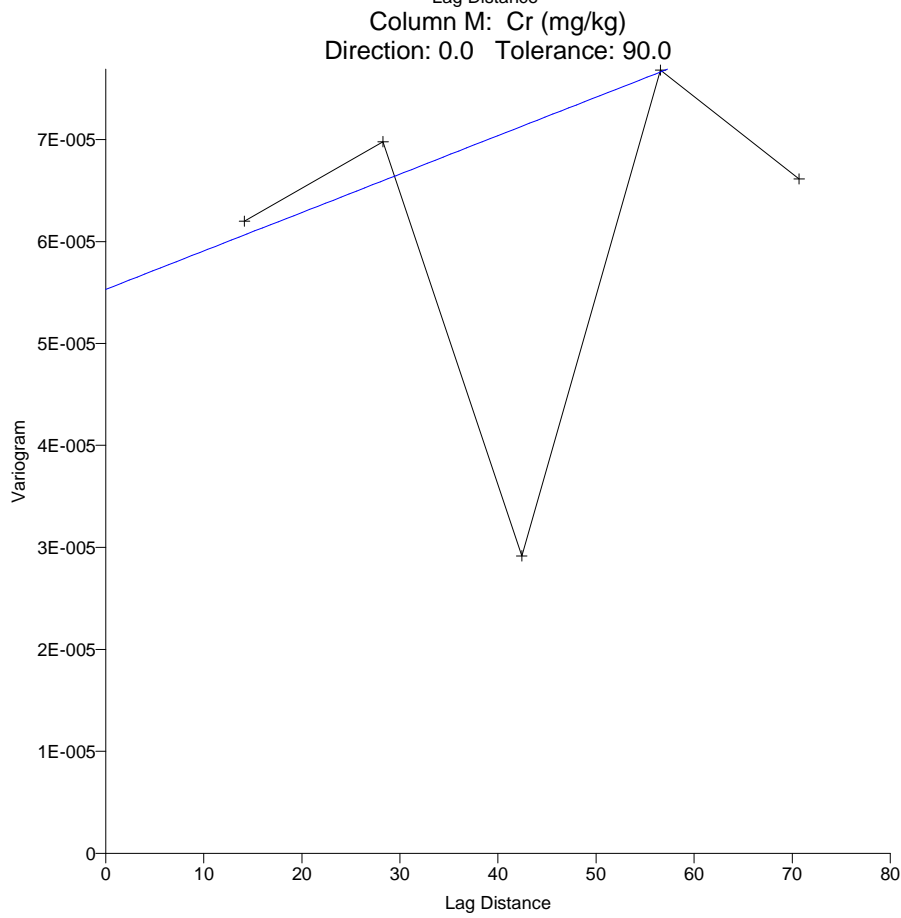
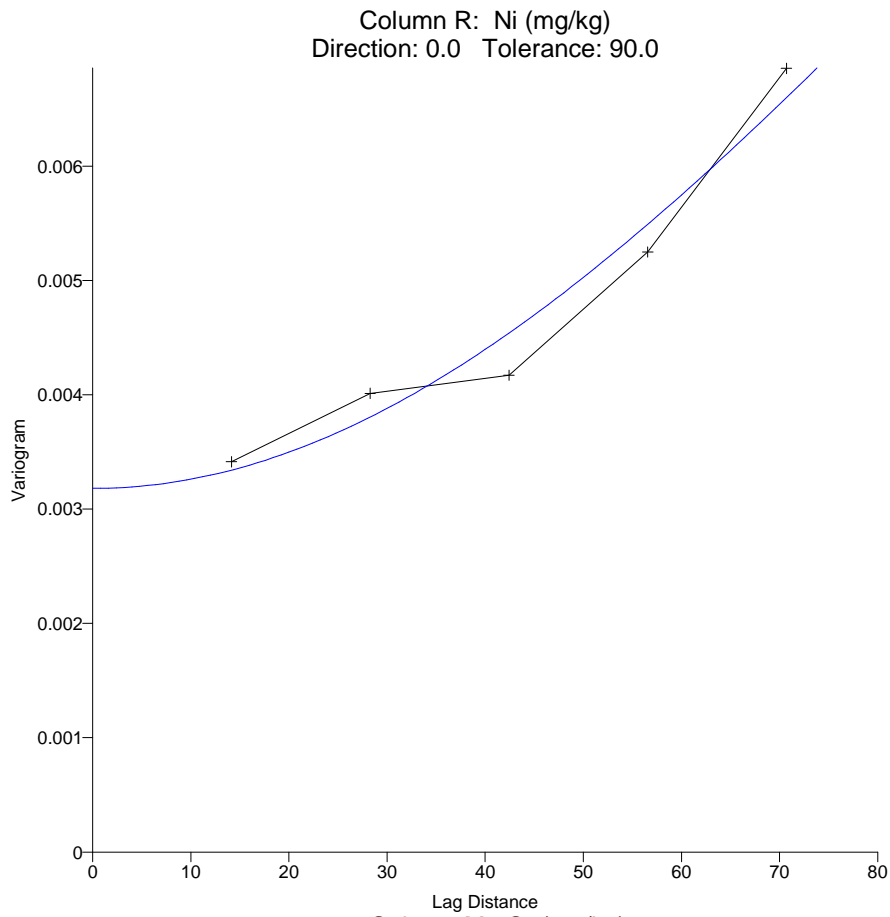
### Variogram Grid Report

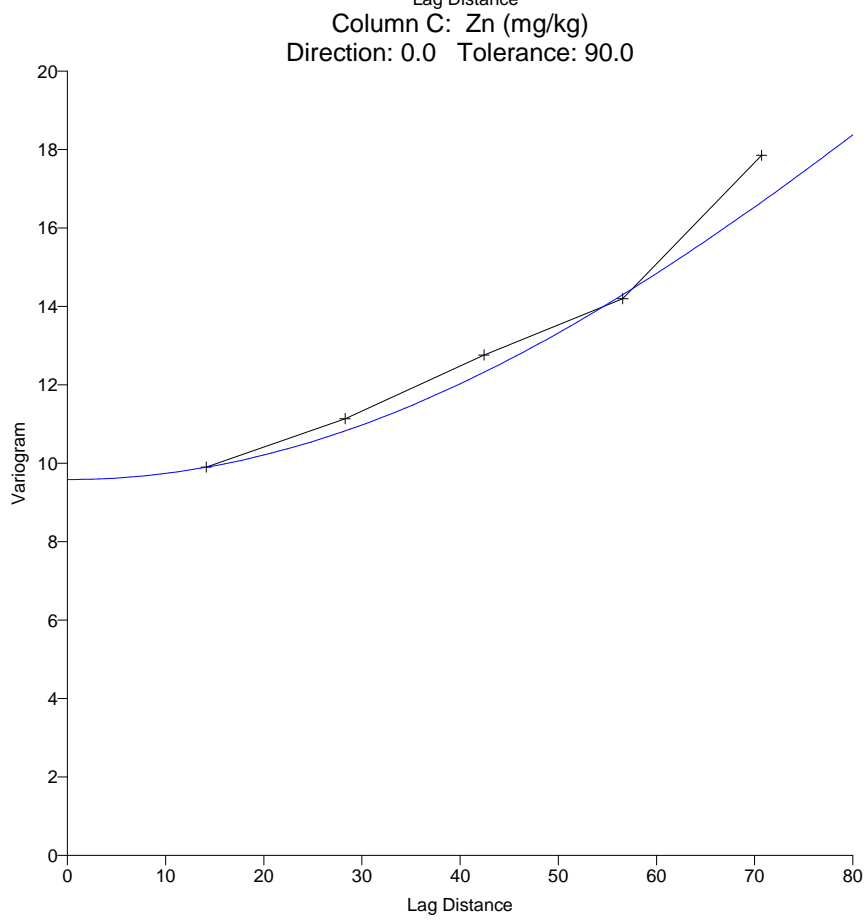
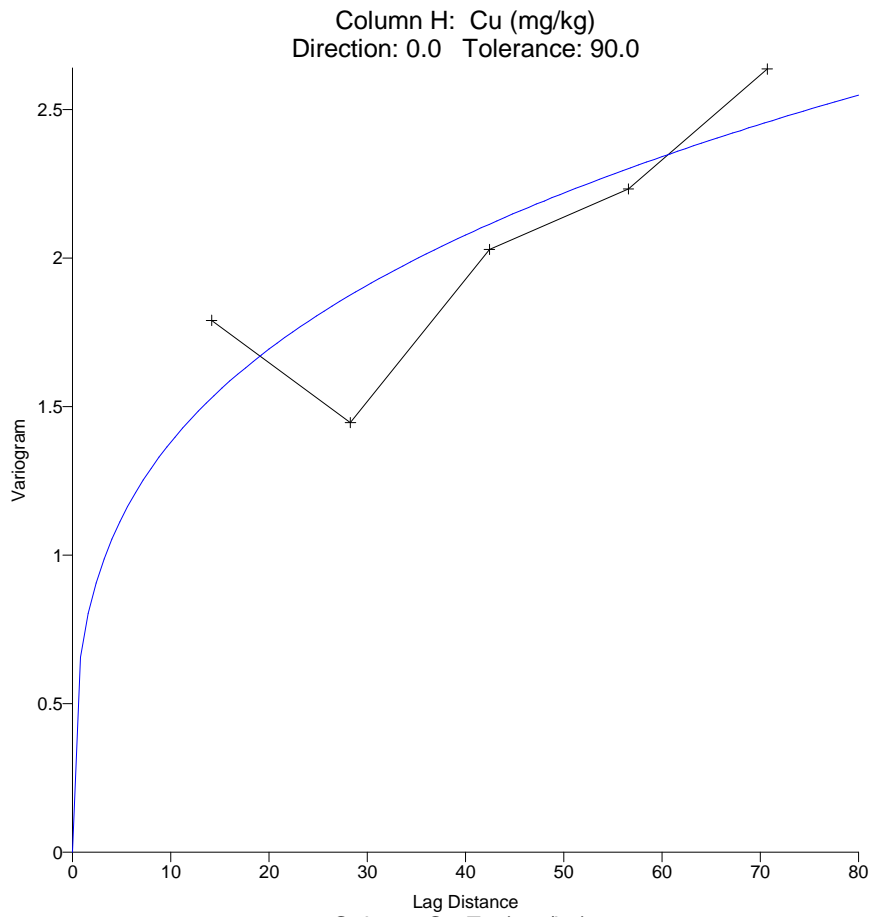
---

Detrending method: None  
Maximum Grid Lag Distance: 80  
Number of Angular Divisions: 180  
Number of Radial Divisions: 100

---







## Filter Rules

Duplicate Points to Keep:	None
X Duplicate Tolerance:	0
Y Duplicate Tolerance:	0
Exclusion Filter String:	Not In Use

---

## Data Statistics Report

---

## Data Counts

Number of Active Data:	18
Number of Original Data:	18
Number of Excluded Data:	0
Number of Deleted Duplicates:	0
Number of Retained Duplicates:	0
Number of Artificial Data:	0

## X Variable Statistics

X Range:	170
X Midrange:	85
X Minimum:	0
X 25%-tile:	40
X Median:	80
X 75%-tile:	120
X Maximum:	170
X Average:	85
X Standard Deviation:	51,8813
X Variance:	2691,67

## Y Variable Statistics

Y Range:	170
Y Midrange:	85
Y Minimum:	0
Y 25%-tile:	40
Y Median:	80
Y 75%-tile:	120
Y Maximum:	170
Y Average:	85
Y Standard Deviation:	51,8813
Y Variance:	2691,67

## Z Variable Statistics

Z Range:	21,4
Z Midrange:	12,8
Z Minimum:	2,1
Z 25%-tile:	3,3
Z Median:	5,7
Z 75%-tile:	6,5
Z Maximum:	23,5
Z Average:	6,57222
Z Standard Deviation:	4,94838
Z Variance:	24,4865
Z Coef, of Variation:	0,752923
Z Coef, of Skewness:	2,27144

## Inter-Variable Correlation

	X	Y	Z
X:	1	1	-0,723311
Y:		1	-0,723311
Z:			1

## Inter-Variable Covariance

	X	Y	Z
X:	2691,67	2691,67	-185,694
Y:		2691,67	-185,694
Z:			24,4865

- Variogrammes effectués sur les teneurs en métaux dans le sol du transect S

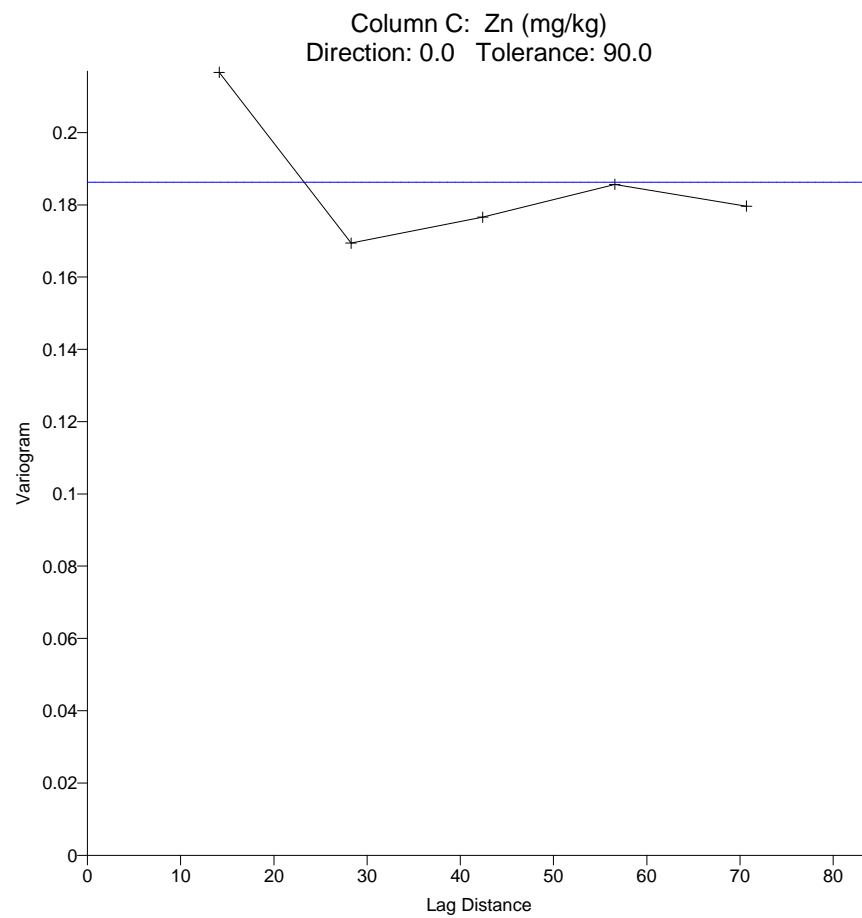
---

**Variogram Grid Report**

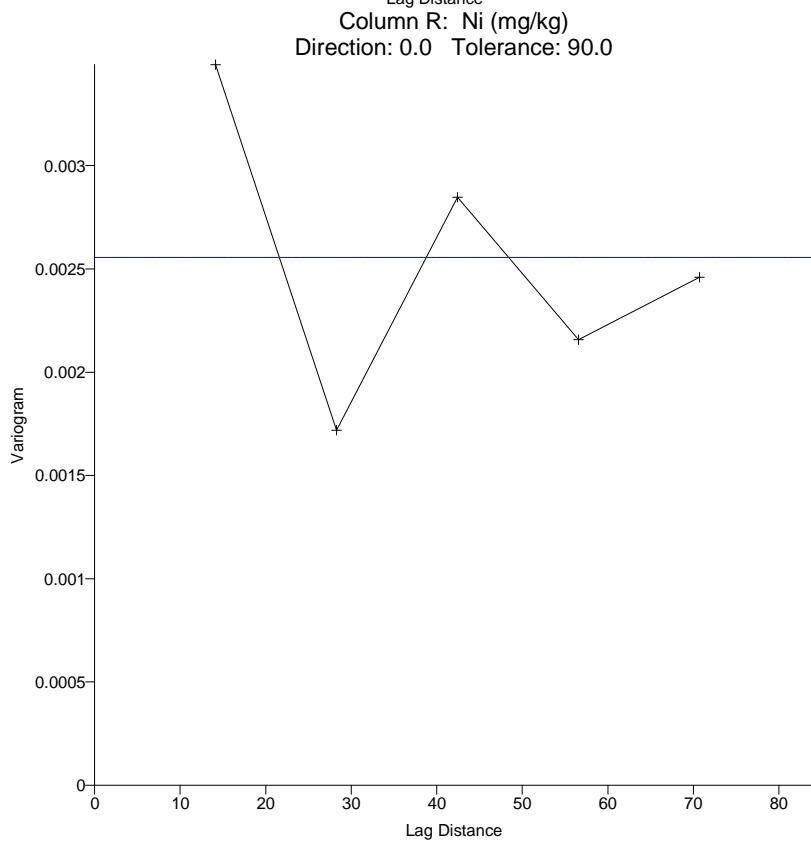
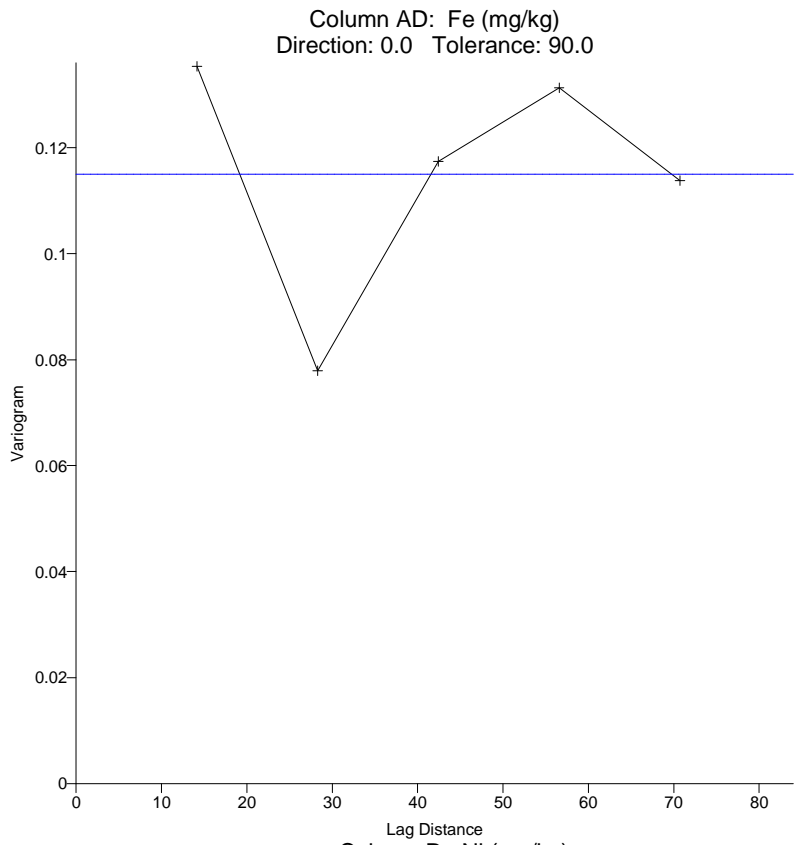
---

Detrending method: None  
Maximum Grid Lag Distance: 84  
Number of Angular Divisions: 180  
Number of Radial Divisions: 100

---







---

## Data Statistics Report

---

### Data Counts

Number of Active Data:	19
<b>Number of Original Data:</b>	<b>19</b>
<b>Number of Excluded Data:</b>	<b>0</b>
<b>Number of Deleted Duplicates:</b>	<b>0</b>
<b>Number of Retained Duplicates:</b>	<b>0</b>
<b>Number of Artificial Data:</b>	<b>0</b>

### X Variable Statistics

X Range:	180
<b>X Midrange:</b>	<b>90</b>
<b>X Minimum:</b>	<b>0</b>
<b>X 25%-tile:</b>	<b>40</b>
<b>X Median:</b>	<b>90</b>
<b>X 75%-tile:</b>	<b>130</b>
<b>X Maximum:</b>	<b>180</b>
<b>X Average:</b>	<b>90</b>
<b>X Standard Deviation:</b>	<b>54,7723</b>
<b>X Variance:</b>	<b>3000</b>

### Y Variable Statistics

Y Range:	180
<b>Y Midrange:</b>	<b>90</b>
<b>Y Minimum:</b>	<b>0</b>
<b>Y 25%-tile:</b>	<b>40</b>
<b>Y Median:</b>	<b>90</b>
<b>Y 75%-tile:</b>	<b>130</b>
<b>Y Maximum:</b>	<b>180</b>
<b>Y Average:</b>	<b>90</b>
<b>Y Standard Deviation:</b>	<b>54,7723</b>
<b>Y Variance:</b>	<b>3000</b>

### Z Variable Statistics

Z Range:	2,3
<b>Z Midrange:</b>	<b>1,55</b>
<b>Z Minimum:</b>	<b>0,4</b>
<b>Z 25%-tile:</b>	<b>0,7</b>
<b>Z Median:</b>	<b>1,1</b>
<b>Z 75%-tile:</b>	<b>1,2</b>
<b>Z Maximum:</b>	<b>2,7</b>

Z Average: 1,08947  
Z Standard Deviation: 0,505647  
Z Variance: 0,255679

Z Coef, of Variation: 0,46412  
Z Coef, of Skewness: 1,55165

## Inter-Variable Correlation

	X	Y	Z
X:	1	1	-0,566311
Y:		1	-0,566311
Z:			1

## Inter-Variable Covariance

	X	Y	Z
X:	3000	3000	-15,6842
Y:		3000	-15,6842
Z:			0,255679

## **Résumé**

Dans le cadre de la stratégie tunisienne d'optimisation de la réutilisation des eaux usées traitées (EUT), plusieurs périmètres agricoles irrigués ont été créés. Le risque de l'irrigation des cultures par les EUT dépend d'une part, de la qualité des EUT et d'autre part, de la nature de la couverture pédologique et des pratiques culturales (type et rotation des cultures). L'objectif de ce travail est d'évaluer l'impact de cette irrigation sur les sols et les plantes dans le périmètre d'El Hajeb, réutilisant les EUT de la STEP de Sfax depuis 1989.

Deux types de sols bien représentés dans le périmètre ont été étudiés : un calcisol isohumique et un fluvisol calcique. Des analyses physicochimiques et pédologiques ainsi qu'un bilan géochimique des éléments majeurs et métalliques (EM) ont été faits pour les deux types de sol. Les plantes échantillonnées sur les deux sites sont de deux types; fourragères (sorgho et luzerne) et pérennes (oliviers). Elles ont été caractérisées par leurs contenus en éléments majeurs et métalliques.

L'irrigation par les EUT a affecté les deux types de sols de différentes manières. Cependant, dans les deux cas, on note un effet de salinisation. Au niveau du calcisol (parcelle OTD) irrigué depuis 15 ans, l'impact négatif de la salinisation est tamponné par le fait qu'il soit bien drainant. Pour le fluvisol (parcelle BZ) à texture lourde et irrigué depuis 4 ans seulement, la salinisation est plus marquée et l'ESP atteint même le niveau critique de 15%. Si cette augmentation de salinité n'a pas affecté, jusqu'à présent, les rendements des cultures, elle a, par contre, déjà inhibé la décomposition de la MO.

Pour les deux types de sols, la mobilité verticale des éléments métalliques (EM), que ce soit en terme de migration en profondeur ou de transfert vers les plantes, est relativement faible et se limite aux horizons de surface des sols. Il reste difficile de discerner les apports anthropiques du fond géochimique naturel en éléments métalliques. En se limitant à l'étude du niveau de surface du calcisol (cinq premiers centimètres), il s'avère que la variabilité latérale des EM s'explique par l'orientation du système d'irrigation appliqué (submersion à la raie). La biodisponibilité des EM est gouvernée par le taux de MO dans le sol et la distance par rapport au canal d'arrivée des EUT. Le taux d'éléments métalliques absorbés par les deux plantes fourragères dépend principalement du type de plante alors que les accumulations des éléments métalliques dans les feuilles d'oliviers sont statistiquement non significatives.

**Mots clef:** eaux usées traitées, salinité, éléments métalliques, sols, plantes

## **Abstract**

In the framework of Tunisian strategy for optimizing the treated wastewater reuse (TW), several irrigated agricultural areas have been created. The risk of TW crop irrigation depends on the one hand, to the TW quality and on the other hand, to the soil type and agricultural practices (type and crop rotation). In the El Hajeb area, TW deriving from the Sfax wastewater treatment plant is reused since 1989. The aim of this work is to evaluate the impact of the TW irrigation on soil and plants

Two soil types were analyzed for they cover the main study area: isohumic calcisol and calcic fluvisol irrigated respectively over 15 and 4 years. Several parameters have been characterized in the studied soils: physicochemical properties, geochemistry, major and metallic elements (ME). For both soil sites, two plants types have been sampled; forages plants (sorghum and alfalfa) and perennial plants (olives tree). Contents in major and metallic elements were also analyzed in the Plants samples.

TW irrigation has affected both studied soils in different manners. However, in both cases the salinity has been increased. At the calcisol (OTD site), the negative impact of the salinity increase is buffered by the good permeability. For the clayey textured fluvisol (BZ site) irrigated for only 4 years, the salinity increase is more pronounced and the ESP reached the critical level of 15%. If this salinity increase has not affected crop yields by present, it has already inhibited SOM decomposition.

For both soil types, the metallic elements (ME) mobility, both in terms of migration with depth or of transfer to the plants, is relatively low and limited to surface soil level. It remains difficult to discern the anthropogenic inputs from natural background of metallic elements. Limiting the study to the surface soil layer only (0-5 cm), it appears that the lateral variability of ME was induced by the irrigation system orientation (surface furrows). Whereas, the ME bioavailability is governed by the SOM level and the distance from the inlet of TW channel. Finally, determination of the rate of ME accumulation in tissues of two forages (alfalfa and sorghum), has shown that the metal uptake level depends mainly on the plant type. While, accumulations of metallic elements in leaves of olive trees are not significant to a statistical point of view.

**Key words:** treated wastewater, salinity, metallic elements, soils, plants