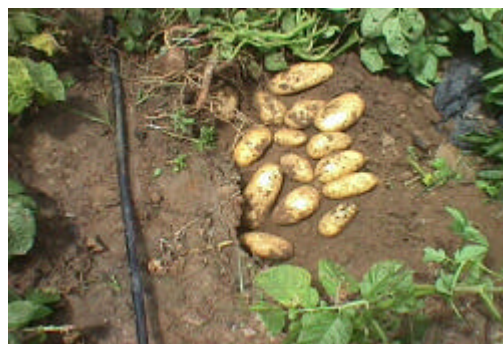


- - - - -

## OPTIMISATION ET DURABILITE DU TRAITEMENT ET DE L'UTILISATION DES EAUX USEES EN AGRICULTURE



**F. Chenini, M. Trad, S. Réjeb, Z. Châabouni**

En collaboration avec

**D. Xanthoulis**

Novembre 2002



## TABLE DES MATIERES

<b>AVANT - PROPOS.....</b>	<b>1</b>
<b>RESUME.....</b>	<b>2</b>
<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>6</b>
<b>2. OBJECTIFS DU PROJET .....</b>	<b>7</b>
<b>3. MATERIELS ET METHODES.....</b>	<b>7</b>
3.1. SITE EXPERIMENTAL.....	7
3.2 PROTOCOLES D'ESSAIS .....	9
<b>3.3. MATERIELS, TECHNIQUES D'ECHANTILLONNAGE ET METHODES D'ANALYSE.....</b>	<b>17</b>
3.3.1. Echantillonnage et analyse physique des sols .....	17
3.3.2. Matériels de pilotage des irrigations .....	17
3.3.3. Echantillonnages et analyses minérales des plantes .....	19
3.3.4. Prélèvements et analyses bactériologiques .....	20
<b>4. RESULTATS ET INTERPRETATION.....</b>	<b>22</b>
<b>4.1. COMPORTEMENT DU CLEMENTINIER SOUS IRRIGATION LOCALISEE A PARTIR DES EAUX USEES TRAITEES.....</b>	<b>22</b>
<b>4.2. COMPORTEMENT DE L'OLIVIER IRRIGUE AUX EAUX USEES TRAITEES</b>	<b>26</b>
<b>4.3. IMPACT DES EAUX USEES TRAITEES SUR LES CARACTERISTIQUES PHYSIQUES DES SOLS.....</b>	<b>27</b>
<b>4.4. IMPACT DES EAUX USEES TRAITEES SUR LES SYSTEMES D'IRRIGATION LOCALISEE.....</b>	<b>28</b>
<b>4.5. IMPACT DES EAUX USEES TRAITEES SUR LA CONTAMINATION BACTERIENNE DU SOL ET DES TUBERCULES DE POMMES DE TERRE.....</b>	<b>31</b>
4.5.1. Contamination du sol.....	31
4.5.2. Qualité hygiénique des tubercules en relation avec l'origine des eaux et le système d'irrigation .....	35
<b>4.6. EFFICIENCE DE L'AZOTE DANS LE CAS D'IRRIGATION AVEC LES EAUX USEES TRAITEES .....</b>	<b>36</b>
4.6.1. Production des différentes cultures .....	36
4.6.2. Quantités d'azote exportées depuis le début de l'expérimentation.....	40

4.6.3. Efficience agronomique .....	41
4.6.4. Efficience d'utilisation de l'azote .....	41
<b>4.7. STOCKAGE DES EFFLUENTS SECONDAIRE EN VUE D'UNE REUTILISATION AGRICOLE.....</b>	<b>42</b>
4.7.1. Stockage de maturation .....	42
a) Effet de la profondeur des bassins .....	42
b) Effet de la température ambiante .....	43
c) Effet de la capacité des bassins .....	45
4.7.2. Stockage saisonnier des effluents secondaires .....	46
4.7.3. Persistance des salmonelles dans les eaux stockées et dans les boues déposées sur le fond des bassins. ....	54
4.7.4. Etude des modalités de gestion des petits bassins de stockage .....	55
4.7.5. Estimation du coefficient d'abattement des coliformes fécaux dans les bassins de stockage.....	58
<b>4.5. IMPACT SANITAIRE DE L'IRRIGATION D'UNE CULTURE D'AUBERGINE PAR DES EAUX USEES TRAITEES.....</b>	<b>60</b>
4.5.1. Effet de l'origine des eaux d'irrigation sur la qualité bactériologique des fruits d'aubergine.....	61
4.5.2. Effet de la distance par rapport au sol sur le nombre de germes fécaux véhiculés par les fruits d'aubergine. ....	62
4.5.3. Impact de l'irrigation par des effluents secondaires décontaminés en bassin sur la qualité hygiénique des fruits d'aubergine.....	63
<b>CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS .....</b>	<b>65</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>67</b>
<b>ANNEXES .....</b>	<b>70</b>

## AVANT- PROPOS

Le travail présenté dans ce rapport constitue la contribution de l'INRGREF au programme de recherche INCO-DC intitulé : "OPTIMISATION ET DURABILITE DU TRAITEMENT ET DE L'UTILISATION DES EAUX USEES EN AGRICULTURE". Ce programme, qui a rassemblé 8 partenaires issus de cinq pays méditerranéens hors Union Européenne (Tunisie, Palestine, Maroc, Chypre et Israël) et de deux pays de l'U.E (Belgique et Grèce), avait une durée de quatre ans (octobre 1998 - septembre 2002).

Ce document fournit un nouveau jet de résultats qui vient enrichir les acquis de la recherche scientifique entreprise à l'INRGREF en matière de valorisation des eaux marginales. Il fournit des réponses à une multitude de questions relatives à l'irrigation par les eaux usées ainsi que quelques solutions techniques à un certain nombre de contraintes qui empêchent le développement de cette pratique en Tunisie. Deux orientations principales caractérisent l'ensemble des travaux :

- 1) La conservation de la ressource et l'amélioration de sa qualité en vue d'une réutilisation agricole comportant un minimum de risques sanitaires et environnementaux ; la technique choisie étant simple, appropriée aux conditions locales et adaptable en région méditerranéenne.
- 2) L'impact des eaux usées sur les différentes composantes de l'environnement agricole et les techniques d'irrigation compatibles avec une agriculture durable.

La plupart des études accomplies constituent la continuation des actions de recherche entreprises dans le cadre du programme Avicenne (AVI-CT94-0002) intitulé : "UTILISATION DES EAUX USEES EN IRRIGATION, APPROCHE GLOBALE DU TRAITEMENT DES EFFLUENTS, COMPARAISON DE DIFFERENTS SYSTEMES D'IRRIGATION SUR DIVERSES CULTURES ET LEURS ASPECTS INSTITUTIONNELS ET ORGANISATIONNELS" et réalisé entre 1995 et 1998. Dans le cas des deux programmes (Avicenne et INCO), la coordination entre les différents partenaires internationaux a été assurée par La Faculté des Sciences Agronomique de Gembloux – Belgique.

L'équipe de l'INRGREF qui a participé à ce programme est composée des chercheurs suivants :

Zouheir Châabouni , chef de projet, Physiques des sols

Saloua Rejeb, Physiologie Végétale

Monia Trad, Microbiologie et

Faycel Chenini, Irrigation.

## **RESUME**

### **Effet des eaux usées sur les systèmes d'irrigation localisée**

Afin d'évaluer la durabilité et les performances techniques et hydrauliques des distributeurs d'irrigation localisée avec des eaux usées traitées (EUT) comparées à des eaux de la nappe phréatique (EN), des essais ont été menés sur les différents systèmes existants en Tunisie. Cette évaluation au champs a été basée sur la méthode du quartile inférieur (Méthode de Keller et Karmelli). Concernant l'utilisation des EUT et pendant le déroulement des irrigations, l'intervention humaine pour le décolmatage des distributeurs ayant des débits réduits visuellement ou complètement nuls, a été comptabilisée. Les essais ont été réalisés avec deux stations de filtration assurant une finesse de 130  $\mu\text{m}$ . La pression nominale a varié entre 1,8 et 2,1 bar.

Pour les goutteurs intégrés les coefficients d'uniformité mesurés sont supérieurs à 80%. Ils sont jugés très bons. Ce ci peut expliquer que ce type de goutteur n'est pas sensible au colmatage physique pour une finesse de filtration en tête de la parcelle bien définie. L'observation directe sur le terrain du phénomène de colmatage est très difficile pour ces goutteurs par comparaison aux micro asperseurs et aux goutteurs en dérivation. Ces derniers, eux, ont des coefficients de variations très variables en fonction de la qualité d'eau utilisée. En effet, pour les deux qualités d'eau, ces coefficients chutent jusqu'à environ 60%. Le phénomène aléatoire de dents de scie est très remarquable pour les goutteurs en dérivation autorégulants. Cette instabilité du coefficient d'uniformité pour ce type de distributeur, malgré que la pression nominale de fonctionnement a été maintenue toujours constante, peut provenir de la réponse de la membrane de régulation à l'intérieur du distributeur lui-même. Sa matière de fabrication peut aussi influencer son fonctionnement hydraulique.

Concernant les microasperseurs leurs coefficients d'uniformité mesurés sont classés médiocres. En effet, la diminution des débits varie entre 30% et 40%, ce qui influe énormément sur l'uniformité des irrigations. Avec les EUT cette diminution est plus importante que celle obtenue avec les EN. Cette diminution est due essentiellement à leur sensibilité importante détectée surtout avec l'utilisation des EUT.

### **Effet des eaux usées sur le comportement du clémentinier sous irrigation localisée**

Avec les systèmes d'irrigation testés au cours de la présente étude « ajoutage et bulber », le débit des goutteurs est de l'ordre de 30 à 75 l/h ce qui constitue une amélioration par rapport aux goutteurs « irrifrance-Gana » et « espanol-Lego » testés de 1993 à 1998 sur la même parcelle. Ces goutteurs précédemment testés avaient un débit de 4 l/h ce qui était très insuffisant vu la nature du sol et l'âge de la plantation d'où les rendements médiocres obtenus de 1993 à 1995 et nuls de 1996 à 1998.

Avec les systèmes « ajutage et bubbler » installés et étudiés dans le cadre du présent projet, les rendements ont été nettement et progressivement améliorés. En 2001, ils ont atteint sous le système « ajutage » 33,5 T/ha avec les eaux usées traitées (EUT) et 16,2 T/ha avec les eaux de nappe (EN) ; sous le système « bubbler », on a enregistré 27,1 T/ha avec les EUT et 35,6 T/ha avec les EN. Ces résultats démontrent que les eaux usées traitées peuvent être valorisées, au même titre que les eaux de nappe, en irrigation localisée des agrumes à condition d'utiliser le matériel d'irrigation adéquat.

### **Effet des eaux usées sur les oliviers irrigués par goutte à goutte**

Le comportement de cinq variétés d'olivier (Picholine, Manzanille, Chémlali, Meski et Chétoui) irrigués par les EUT et les EN selon différents systèmes localisés a été suivi. Des goutteurs intégrés ayant un débit de 4 l/h ont été utilisés en lignes doubles avec trois espacements différents (40, 50 et 100 cm). Le pilotage des irrigations a été réalisé grâce aux tensiomètres « Watermark » calibrés par méthode gravimétrique et TDR. L'uniformité de l'irrigation a été évaluée par la méthode de Keller et Karmelli. Les résultats du suivi ont montré que le comportement des oliviers dépendait de la variété, de la qualité des eaux et du système d'irrigation : La variété meski s'est comportée un peu mieux avec l'eau de nappe, tandis que les deux variétés manzanille et chémlali préféraient largement les EUT. La variété chétoui, irriguée seulement avec l'eau de nappe a réagi favorablement à un écartement des goutteurs de 50 cm. La variété picholine n'a pas manifesté de préférence pour l'une des deux qualités d'eau. En ce qui concerne le système racinaire, on a remarqué que la majorité des racines se trouvaient dans les premiers 60 cm du sol et spécialement entre 0 et 30 cm ce qui pourrait s'expliquer par la conduite en irrigué des oliviers.

### **Impact des eaux usées sur les caractéristiques physiques du sol**

Un suivi de la stabilité structurale a été mené de 1999 à 2001 sur une parcelle d'olivier ayant un sol de structure Sablo-Argileuse à Argilo-Sableuse. La méthode de HENIN a été utilisée pour l'analyse des échantillons et l'indice d'instabilité structurale (IS) du sol a été estimé par la formule :

$$IS = (A+L) \text{ maximum} / \text{Moyenne agrégats grossiers} - 0,9 \text{ SG.}$$

Avec A : argile, L : limon et SG : sable grossier.

L'analyse statistique des résultats a montré que l'utilisation des eaux usées traitées, en comparaison aux eaux de nappe, a significativement amélioré l'indice d'instabilité structurale du sol pour la couche superficielle malgré la structure légère.

### **Optimisation de la fertilisation azotée en cas d'irrigation par les EUT**

L'essai mené dans le cadre de ce programme a consisté à comparer différentes doses d'azote en présence de deux qualités d'eau (les eaux usées et les eaux de nappe) sur une succession de cultures à savoir le sorgho fourrager, l'aubergine, l'orge fourrager et le sorgho fourrager. En cas d'irrigation par les eaux de

nappe, la production augmentait avec l'application de doses croissantes d'engrais azoté. Lorsque les EUT étaient utilisées en irrigation, l'application engrais n'a pas entraîné une augmentation de la production. En moyenne, l'azote total apporté a été apparemment utilisé à raison de 30% par l'ensemble des cultures. Le sorgho apparaissait comme la culture la plus efficiente.

### **Contamination bactérienne du sol sous irrigation localisée par les EUT**

L'étude de la contamination bactérienne du sol a été réalisée dans une parcelle de pommes de terre irriguée par les EUT selon différentes techniques. La comparaison des niveaux de contamination a été faite par rapport à l'origine des eaux d'irrigation (EUT ou EN) et par rapport à la technique d'application de ces eaux. Trois systèmes d'irrigation ont été concernés par l'étude ; il s'agit des goutteurs intégrés, des raies améliorées et de la micro-aspiration. Selon les résultats obtenus, les sols irrigués par les EUT étaient significativement plus contaminés par les indicateurs fécaux que les sols témoins irrigués par les eaux de puits. Le niveau de contamination diminuait avec la profondeur. Cette diminution apparaissait nettement entre 20 et 50 cm de profondeur ; En surface les teneurs bactériennes étaient généralement faibles du fait de la mortalité rapide des germes. La comparaison des sols irrigués par les EUT selon différentes techniques a révélé une tendance à l'augmentation des concentrations bactériennes sous irrigation à la raie ; La plus faible contamination correspondait au sol irrigué par micro-aspiration cependant, les performances de ce système étaient réduites du fait de son extrême sensibilité au colmatage.

Sur la base de ces résultats et de ceux disponibles sur la performance des systèmes d'irrigation localisée (uniformité des irrigations, rendements..), Les goutteurs intégrés semblent constituer le système de choix qui permet d'optimiser la gestion des eaux d'irrigation tout en limitant les effets négatifs dus à la contamination microbienne des eaux usées souvent assez chargées en sels.

### **Effet des irrigations aux EUT sur la qualité sanitaire des produits récoltés.**

L'étude a porté sur deux cultures maraîchères qui sont l'aubergine et la pomme de terre. Les résultats obtenus sur pommes de terre ont révélé que le niveau moyen de contamination bactérienne des tubercules produits sur parcelles irriguées par les effluents secondaires était plus élevé (significativement pour deux des trois paramètres mesurés). L'augmentation du nombre d'indicateurs fécaux portés par les tubercules irrigués aux EUT devenait statistiquement significative pour tous les germes recherchés en cas d'irrigation à la raie. Lorsque le système des goutteurs intégrés est utilisé en irrigation, les tubercules présentent à leur surface des indicateurs fécaux en nombre sensiblement de même ordre de grandeur quelque soit l'origine des eaux utilisées pour l'irrigation.

Au cours de la campagne d'irrigation 2001, les prélèvements et l'analyse des échantillons ont été échelonnés sur deux mois. Les résultats obtenus ont prouvé qu'en cas d'utilisation d'eaux usées, quel que soit le système d'irrigation employé, il est possible de produire des tubercules de bonne qualité bactériologique en jouant sur le délai qui sépare la récolte de la dernière irrigation. Des essais restent à mener

sous différentes conditions afin de déterminer avec précision l'étendue de ce délai à respecter en fonction de la nature des sols et des conditions climatiques.

Dans le cas de l'aubergine, le suivi a été réalisé durant deux campagnes d'irrigation successives (1999 et 2000). Les résultats obtenus au cours de la première année ont montré qu'en cas d'irrigation par les EUT, le nombre de certains indicateurs (CT et EC) a augmenté sur les fruits par rapport aux témoins mais, cette augmentation n'était pas statistiquement significative. Les fruits en contact avec le sol irrigué par les effluents secondaires étaient légèrement plus contaminés que ceux qui se trouvaient à 10 cm ou plus de la surface.

Au cours de la campagne 2000, l'aubergine a été irriguée par des effluents secondaires ayant subi un stockage de maturation. Les fruits des parcelles irriguées par les EUT étaient légèrement plus contaminés par les indicateurs que les fruits des parcelles témoins. La comparaison avec la qualité des fruits produits un an auparavant sur des parcelles irriguées par des effluents secondaires non décontaminés n'a pas permis la mise en évidence d'un effet significatif du stockage en bassin des eaux usées d'irrigation sur la qualité sanitaire des produits. La contamination bactérienne des fruits d'aubergine était faible durant les deux campagnes. L'effet de la décontamination par stockage des eaux d'irrigation serait plus perceptible dans le cas d'autres produits tels que les légumes-feuilles.

### **Stockage des effluents secondaires**

Les études menées ont concerné le stockage de maturation destiné à améliorer la qualité des effluents ainsi que le stockage saisonnier, ayant une durée plus longue et permettant de conserver les eaux traitées durant la saison pluvieuse en vue d'une réutilisation ultérieure pour l'irrigation. Les résultats obtenus ont prouvé l'effet bénéfique du stockage sur la qualité microbiologique des eaux usées. Selon la durée et les conditions de rétention, la qualité bactériologique des eaux peut être compatible avec une réutilisation agricole non restrictive. Lorsque la profondeur des bassins de stockage est inférieure à 150 cm, un abattement des coliformes fécaux (CF) de l'ordre de 3 unités log est atteint en trois jours sous une température ambiante de 25°C. Ce même abattement est atteint en 8 jours lorsque la température ambiante est de 31 °C. L'élimination des CF peut s'exprimer en fonction du temps de séjour par la relation :  $K_b = 9476,6 \times t^{-2,175}$ .

Le stockage saisonnier d'une durée de 7 mois n'affecte pas la qualité des eaux. Après la décontamination qui se réalise durant les premiers jours, aucune prolifération bactérienne ne se produit durant les mois qui suivent ; le degré de salinité des eaux ne subit pas de changements dans les conditions du site expérimental.

L'étude menée sur les modalités de gestion des bassins de stockage a montré que le fonctionnement selon un cycle « remplissage–repos–réutilisation » permet de fournir des eaux de la qualité A (utilisables pour une irrigation non restrictive) au moins une fois par semaine ce qui correspond au rythme des irrigations dans les conditions des essais. Des petits bassins de stockage établis sur les exploitations agricoles peuvent donc assurer le double rôle de régulation et de traitement complémentaire.



## 1. INTRODUCTION

La situation géographique de la Tunisie ainsi que la configuration de son relief expliquent la grande complexité de ses problèmes hydriques. Bordé sur deux façades par la Méditerranée et soudé par sa frontière sud au Sahara, le pays reste marqué par l'aridité et souffre autant de l'insuffisance des pluies que de leur variabilité spatiale et temporelle. En effet, la pluviométrie annuelle varie de 500 à 1000 mm dans les régions montagneuses du Nord et de 200 à 400 mm dans la région du Centre ; au sud du pays, elle est inférieure à 200 mm. La probabilité d'une année de sécheresse est de 50 %.

En raison de la rareté des ressources en eau et du rôle crucial de celles-ci dans le développement économique et social, la Tunisie a mis au point une stratégie nationale de mobilisation des ressources en eau. L'application d'une politique générale d'économie d'eau et l'identification de nouvelles ressources figurent parmi les principaux objectifs de cette stratégie.

Par ailleurs et en raison de l'important développement qu'a connu le secteur de l'assainissement en Tunisie, le volume d'eaux usées traitées dans les différentes stations d'épuration représente une véritable ressource en eau disponible et régulière. Ce volume a atteint 169 millions de m<sup>3</sup> (Mm<sup>3</sup>) en 2001 avec une capacité d'épuration de 218 Mm<sup>3</sup>. Près de 80% des eaux traitées sont actuellement rejetées en mer. A l'horizon 2006, les volumes traités atteindraient 215 Mm<sup>3</sup>.

A l'état actuel, le secteur agricole se maintient comme le plus grand consommateur d'eau avec plus de 80 % de la demande en eau du pays. Diverses raisons sociales et économiques consolident l'agriculture dans cette position. L'irrigation constitue une des composantes essentielles de cette agriculture, en assurant 35 % de la valeur totale de la production agricole, 20 % de l'exportation agricole (agrumes, dattes, primeurs, etc.) et 27 % de l'emploi agricole. Pour satisfaire les besoins sans cesse croissants de ce secteur, le recours aux ressources en eau non conventionnelles s'est imposé depuis plusieurs années dans certaines régions du pays. La superficie équipée pour l'irrigation à partir des eaux usées traitées est de 6600 ha. Le taux d'utilisation effectif moyen des eaux usées traitées est d'environ 20% ce qui est relativement limité par rapport aux potentialités.

Pour une meilleure gestion des ressources en eaux et en vue d'une protection de l'environnement, la réutilisation agricole des eaux usées traitées doit connaître un meilleur sort en Tunisie. Cependant, le développement de cette pratique se heurte à un certain nombre de contraintes. Un effort reste donc à fournir pour pallier à ces contraintes et pour résoudre les problèmes liés à la gestion de ces eaux, à leur qualité et à leur impact sur la santé et le milieu. Les recherches entreprises à l'INRGREF ont pour principal objectif la contribution à cet effort et la mise à disposition des éléments nécessaires à une parfaite maîtrise de cette pratique et à l'atténuation de ces éventuels impacts négatifs.

## **2. OBJECTIFS DU PROJET**

Le projet vise, à travers plusieurs actions, l'évaluation des effets de la réutilisation des EUT en irrigation sur les différentes composantes de l'environnement agricole ainsi qu'une optimisation de cette réutilisation.

L'étude de l'impact des irrigations par les EUT a porté sur :

- les caractéristiques physiques du sol,
- le comportement des cultures annuelles et arbustives (espèces maraîchères, fourragères, agrumes et olivier),
- les systèmes d'irrigation et sur
- la qualité bactériologique des produits.

L'optimisation de la réutilisation agricole des EUT nécessite l'adaptation des systèmes d'irrigation à la qualité des effluents et à la culture ainsi que l'ajustement des doses d'irrigation et d'engrais aux besoins des cultures en prenant en considération la valeur fertilisante des effluents. A cet effet, des études ont été menées sur l'optimisation de l'irrigation et l'efficacité de l'azote pour les cultures irriguées par les EUT.

Les risques de contamination microbienne des sols, des cultures et des nappes ont été étudiés en fonction des systèmes d'irrigation. Les résultats relatifs à ces aspects devraient permettre de guider le choix des techniques à utiliser pour appliquer les EUT aux sols agricoles en vue d'une plus grande maîtrise des risques sanitaires.

Par ailleurs, le stockage des EUT est un outil de régulation ; il constitue de ce fait une étape indispensable dans les systèmes de réutilisation agricole. L'insuffisance des capacités de stockage, au stade actuel, a été identifiée comme étant l'une des principales contraintes aux quelles se heurte le développement de la réutilisation des EUT. Des travaux réalisés en Tunisie et à l'étranger ont permis de mettre en évidence l'intérêt du stockage dans l'amélioration de la qualité microbiologique des effluents stockés. Les travaux réalisés dans le cadre du présent projet ont pour objectif de compléter les résultats précédemment obtenus (dans le cadre du projet Avicenne CT 94-0002 notamment) sur le stockage de maturation d'une part et de préciser d'autre part, l'impact du stockage saisonnier, ayant une durée de plusieurs mois, sur les caractéristiques des eaux. En outre, une modélisation de l'élimination des coliformes en fonction du temps de séjour des eaux dans les bassins de stockage a été effectuée. Une étude a également visé la détermination des modalités de gestion permettant aux petits bassins de stockage de jouer le double rôle de régulation et de maturation des effluents.

## **3. MATERIELS ET METHODES**

### **3.1. SITE EXPERIMENTAL**

Les travaux de recherche ont été réalisés sur la station expérimentale de Oued Souhil située à Nabeul, dans la région du Cap Bon (Nord Est de la

Tunisie). Cette station s'étend sur une superficie de 26 ha. Les essais ont été répartis sur différentes parcelles expérimentales comme suit :

- Parcelle A : Etude de l'impact des usées traitées sur le comportement des cultures annuelles, sur les systèmes d'irrigation et sur la contamination microbienne du sol et des produits.
- Parcelle B : Etude de l'impact des usées traitées sur la culture du clémentinier.
- Parcelle C : Etude de l'impact des usées traitées sur la culture de l'olivier et sur les caractéristiques physiques des sols.
- Parcelle D : Optimisation de la fertilisation azotée des cultures en cas d'irrigation par les eaux usées traitées.

Les essais relatifs au stockage des effluents ont été réalisés dans une série de trois bassins établis sur la station expérimentale dans le cadre de deux précédents programmes de recherches (Avicenne CT 94-0002 et Avicenne CT 94-0012) conduits respectivement de Mai 1995 à avril 1998 et de février 1995 à fin mars 1998.

### **- Climatologie de la région**

La station est située dans une région qui se caractérise par un climat à hiver pluvieux et frais sans gelées. La pluviométrie annuelle est de 391,6 mm. La température est relativement élevée en été, mais considérée comme moyenne le reste de l'année. Les vents dominants sont du Nord / Nord-Ouest pendant la période allant du mois de novembre jusqu'au mois de mars. La région est considérée comme zone ventée. Des données plus détaillées couvrant la durée de certains essais sont présentées en annexes.

### **- Caractéristiques granulométriques des sols**

D'après les données granulométriques et les triangles de texture "INRA" les sols sont classés comme suit :

Parcelle A : Terre Sableuse à Sablo-Argileuse

Parcelle B : Sol hétérogène ; on y trouve : du sable (parcelle Ajutage-eau de nappe), des terres Argilo-sableuses à Sablo-Argileuses (parcelle Bubbler - eau de nappe), et des terres Sablo-Argileuses à Argilo-Sableuses (parcelle Bubbler- eau usée et parcelle Ajutage eau usée).

Parcelle C : sols Sablo-Argileux à Argilo-Sableux

Parcelle D : sols sableux à sables.

### **- Caractéristiques hydrodynamiques des sols**

Pour les sols des parcelles A et D, la capacité au champs est de l'ordre de 10% et le point de flétrissement est de l'ordre de 4%. L'eau utile correspondante pour la couche 0-100 cm est de l'ordre de 100 mm.

Pour les sols de la parcelle B (Clémentiniers) la capacité au champs est de l'ordre de 10% et le point de flétrissement est de l'ordre de 5.5%. L'eau utile correspondante pour la couche 0-100 cm est de l'ordre de 70 mm.

Pour les sols de la parcelle C (Oliviers) la capacité au champ est de l'ordre de 17% et le point de flétrissement est de l'ordre de 7%.  
L'eau utile correspondante pour la couche 0-100 cm est de l'ordre de 150 mm.

### - Les eaux d'irrigation

Les eaux utilisées pour l'irrigation des parcelles expérimentales sont de deux types :

- les eaux de la nappe phréatique pompées à partir des puits de surface de la station et
- les eaux usées traitées par boues activées à la station d'épuration de Dar Châabane (SE4), située à sept Km du site expérimental.

Les principales caractéristiques des eaux de la station sont indiquées dans le tableau 1.

Tableau 1 : Principales caractéristiques des eaux usées et des eaux de nappe utilisées pour l'irrigation des parcelles expérimentales.

Origine des eaux	NPP/100 ml			pH	CE (mS/cm)
	CT*	EC*	SF*		
Eaux usées traitées	9113	4140	7803	7,6	3,5
Eaux de nappe	109	81	56	7,6	3,2

CT: Coliformes totaux; EC: *Escherichia coli*; SF : Streptocoques fécaux ; CE : Conductivité électrique (mS/cm) ; \* Moyennes géométriques (Campagne 2000).

Selon les recommandations de l'O.M.S, ces eaux traitées ne possèdent pas la qualité bactériologique requise pour l'irrigation des cultures dont les produits sont consommés crus (WHO, 1989).

Les teneurs en N, P et K des effluents traités sont variables au cours du temps mais on peut qualifier ces eaux de riches en azote (38,4 mg N/l) et en potassium (53,8 mg K/l) et pauvres en phosphore (3,4 mg P/l). Par ailleurs, la concentration en métaux lourds est faible et inférieure à la norme tunisienne (NT 106.03) relative à l'utilisation des eaux usées traitées à des fins agricoles. L'élément le plus représenté est le fer avec une teneur de 0,19 mg/l. Les teneurs des autres éléments (Cd, Co, Cu, Mn, Pb et Zn) varient entre 0,007 mg/l pour Cd et 0,05 mg/l pour Mn.

Les eaux de la nappe phréatique utilisées comme eaux témoins, par rapport aux eaux usées traitées, dans tous les essais entrepris sur la station expérimentale sont chargées en nitrate (30,3 mg N/l).

## 3.2 PROTOCOLES D'ESSAIS

### Parcelle (A) :

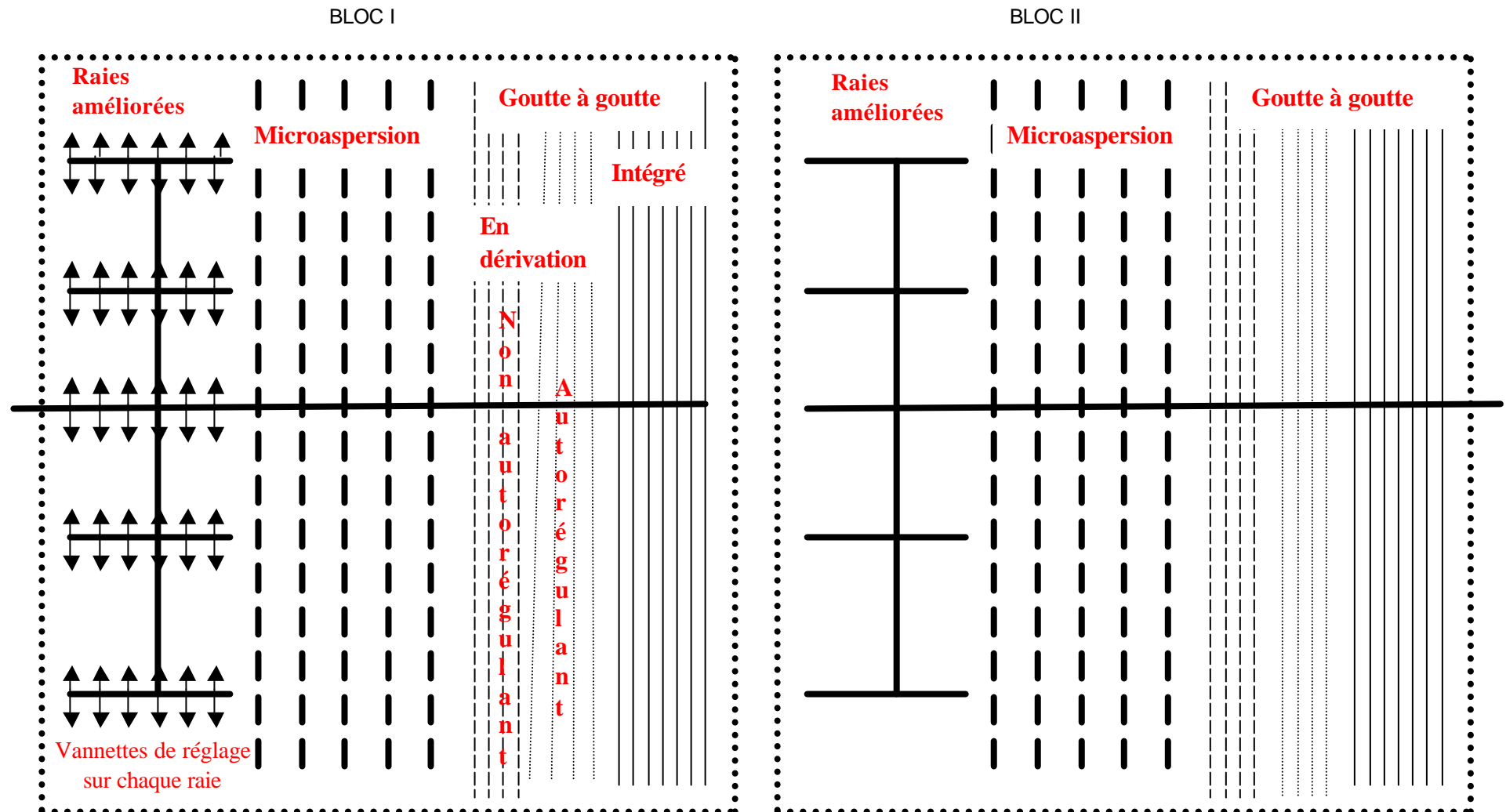
Les essais réalisés sur cette parcelle étaient essentiellement destinés à évaluer la durabilité et les performances techniques et hydrauliques des distributeurs d'irrigation localisée et à étudier l'efficacité des différentes techniques d'irrigation utilisées en Tunisie pour la pomme de terre. La parcelle d'essai couvre une superficie 1ha divisé en deux blocs (Schéma 1). Le premier bloc est irrigué avec les eaux usées traitées, le second avec les eaux de la nappe phréatique.

Les deux blocs ont été équipés par les mêmes systèmes d'irrigation comprenant :

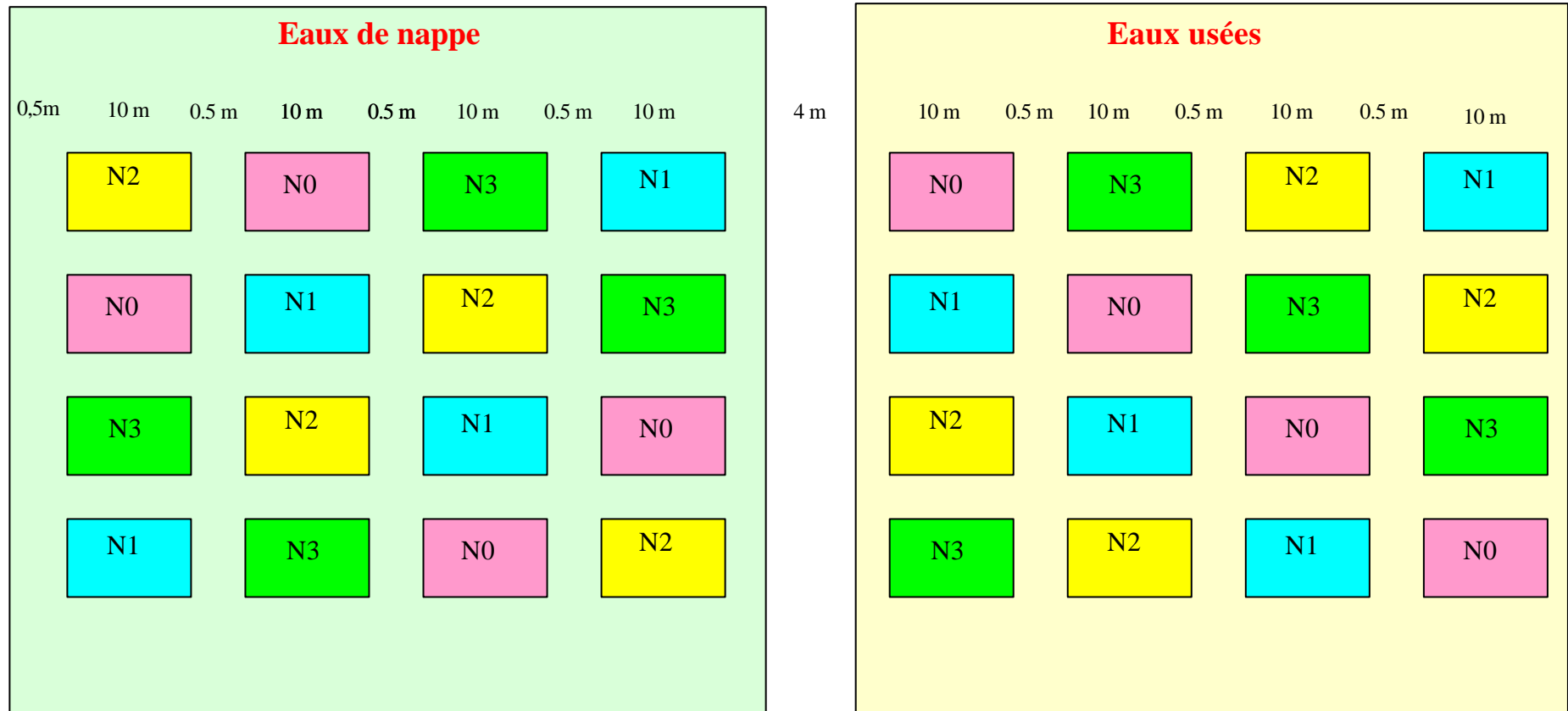
- 10 rampes de goutteurs intégrés de débit 4 l/h sous une pression de 1 bar avec un espacement entre goutteurs de 40 cm.
- 5 rampes de goutteurs en dérivation autorégulants d'un débit unitaire égale à 4 l/h sous une pression de 1 bar avec un espacement de 40 cm entre les goutteurs.
- 5 rampes de goutteurs en dérivation non-autorégulants d'un débit unitaire égale à 4 l/h sous une pression de 1 bar avec un espacement entre goutteurs de 40 cm.
- 4 rampes de micro-aspiration espacées de 3 mètres correspondant à 20 lignes de culture de pomme de terre avec 15 micro-asperseurs par rampe, ayant un débit unitaire de 80 l/h et une portée de 2,5 mètres sous une pression de 1 bar.
- 20 raies améliorées sachant qu'elles sont alimentées tous les 10 mètres par une vanne régulatrice de débit dépendante d'un réseau en polyéthylène en couverture totale installé sur les raies.

L'évaluation au champs des performances hydrauliques des différents distributeurs a été basée sur la méthode du quartile inférieur (Méthode de Keller et Karmelli). Elle consiste à suivre l'évolution des débits dans le temps de 16 distributeurs choisis suivant un plan qui coupe chaque sous-bloc en trois parties dans le sens longitudinal et transversal. Concernant le bloc eaux usées et pendant le déroulement des irrigations, l'intervention humaine pour le décolmatage des distributeurs ayant des débits visuellement réduits ou nuls a été comptabilisée.

Schéma 1: Parcelle A



**Schéma 2 : Parcelle D**



### **Parcelle (B) :**

Sur la parcelle B, plusieurs systèmes d'irrigation localisée ont été installés sur des clémentiniers adultes d'environ 35 ans (Schéma 2). Les arbres qui ont été suivis ont deux ajutages (30 l/h) et deux bubblers (56 l/h) par pied pour les deux blocs correspondants aux deux types d'eaux utilisées en irrigation.

### **Parcelle (C) :**

La parcelle de suivie comprend un essai variétal d'olivier de table, avec une superficie de 14652 m<sup>2</sup> et un total de 407 pieds (fig .1) répartis sur six variétés comme suit :

- 264 pieds d'essai (88 plants de la variété picholine, 88 plants de la variété meski et 88 plants de la variété manzanille).
- 143 pieds de bordure (60 plants de la variété chétoui, 74 plants de la variété franjivento et 9 plants de variété chemlali).

La parcelle est équipée avec des rampes doubles de goutteurs intégrés avec un débit de 4 l/h. L'écartement entre les rampes est de 6 m alors qu'on a trois écartements différents entre les goutteurs à savoir 40 cm, 50 cm et 1 m. La parcelle est divisée en deux secteurs d'irrigation, l'un est irrigué avec de l'eau usée traitée (EUT), l'autre avec l'eau de nappe (EN).

A l'amont de l'installation ont été placés une station de tête équipée d'un filtre à tamis (100 µm) et une station de pompage.

### **Parcelle (D) :**

L'essai entamée en 1998 a consisté à comparer différentes doses d'azote en présence de deux qualités d'eau (les eaux usées et les eaux de nappe) sur une succession de cultures à savoir le sorgho fourrager, l'aubergine, l'orge fourrager et le sorgho fourrager. La parcelle d'essai est caractérisée par un sol sableux à sables présentant un pH de 7,3. La teneur en azote organique total est de l'ordre de 0,141 %MS.

Pour chaque qualité d'eau, l'essai a comporté 4 traitements menés en carré latin avec 4 répétitions. Les parcelles élémentaires avaient une superficie de 45 m<sup>2</sup> et la parcelle utile est de 21 m<sup>2</sup>. Les différents traitements sont résumés dans le tableau 2.

Première campagne: Culture du sorgho fourrager (*Sorghum sudanense*), variété

«Golden west»

Avant le semis, 300 kg/ha de superphosphate à 45% et 300 kg/ha de sulfate de potassium à 50% ont été apportés en fumure de fond.

Le semis a été effectué à la main en juin 1998 en lignes espacées de 30 cm et avec un écartement de 15 cm. La culture a été fauchée deux fois soit en début de floraison environ 8 semaines après le semis, et la deuxième coupe en octobre.



Deuxième campagne : Culture de l'aubergine (*Solanum melongena*)

Au cours de la campagne d'été 1999, une culture d'aubergine, variété "Bonica OBT INRAT" a été installée sur le même dispositif expérimental que le sorgho. Après avoir réalisé le semis en pépinière, les plants d'aubergine ont été repiqués en mai 1999 avec un écartement de 50 cm entre les lignes et de 45 cm sur la ligne.

Troisième campagne : Culture d'orge (*Hordeum vulgare*), variété « Rihane »

Le semis a été réalisé au semoir en novembre 1999 avec une densité de 182 kg/ha. La culture a reçu comme fumure de fond 200 kg /ha de super phosphate à 45%. Deux coupes ont été réalisées en février et en avril 2000.

Quatrième campagne : Culture de sorgho fourrager

Pour la quatrième culture, le sorgho a été choisi pour remplacer la culture de pomme de terre initialement prévue. Ce choix est motivé par la capacité du sorgho à exporter l'azote ce qui permettrait de diminuer la charge résiduelle due aux apports cumulatifs d'eau riche en cet élément. Le semis a été réalisé en mai 2000. Cette culture a été irriguée uniquement avec l'eau de nappe. L'engrais minéral a été uniquement appliqué sur les parcelles - eau de nappe du protocole initial et après la première coupe.

Tableau 2 : Dates et doses d'azote apportées sur la succession des cultures

Culture	campagne	Eaux de nappe				Eaux usées			
		N0	N1	N2	N3	N0	N1	N2	N3
Sorgho fourrager	juin –octobre 1998	0	100	200	250	0	25	50	75
Aubergine	Mai - septembre 1999	0	50	100	200	0	50	100	200
Orge fourrager	Novembre – avril 1999/2000	0	50	100	150	0	50	100	150
Sorgho fourrager	Mai – septembre 2000	0	50	100	150	0	0	0	0
					Eau de nappe				



Photo 1 : Vue générale de la parcelle C



Photo 2 : Disposition des rampes doubles

## Les bassins de stockage

Le dispositif expérimental est constitué de trois bassins de stockage dont les parois ont été revêtus d'une géomembrane en PVC qui assure l'étanchéité. Les caractéristiques des trois bassins sont indiquées dans le tableau 3.

Tableau 3 : Caractéristiques des bassins expérimentaux

Bassins	Volume (m <sup>3</sup> )	Dimensions (m)	Talus	Profondeur (m)
A	75	10,7 x 6,3	45°	2
B	220	15 x 10	45°	3
C	275	15 x 10	45°	4

Outre ces trois bassins expérimentaux, des essais ont pu être menés dans un bassin (dénommé bassin D) ayant une capacité de 4000 m<sup>3</sup> et une profondeur de 2 mètres. Il s'agit du bassin de régulation qui alimente un périmètre de 276 ha, irrigué par les eaux usées traitées. Ce bassin est géré par les services du ministère de l'agriculture. Il a été affecté aux expérimentations durant une période située en dehors de la saison d'irrigation (hivers 1999).

Plusieurs essais ont été menés au niveau de ces différents bassins ; le tableau 4 précise les dates et les conditions de déroulement de ces essais.



Photo 3 : Vue des bassins expérimentaux

Tableau 4 : Calendrier et conditions de déroulement des essais de stockage menés au niveau des bassins expérimentaux.

Date	Bassins	Paramètres mesurés	H E (cm)	PDP (cm)
Du 08/10/97 Au 08/05/98	C	Température, pH, Oxygène dissous, CF, SF	400	0, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350.
Du 28/09/98 Au 29/04/99	C	Température, pH, CE, Oxygène dissous, CF et SF	400	0, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350.
Du 04/01/99 Au 08/02/99	A, B et D	Température, pH, CE, Oxygène dissous, CF et SF	200	0, 50, et 150.
Du 15/05/99 Au 11/09/99	A et B	Température, pH, CE, Oxygène dissous, CF et SF	200 (A) 300 (B)	0, 50, et 150 (A) 0, 100, 150, et 250 (B)

HE : Hauteur d'eau dans le bassin ; PDP : Profondeur des prélèvements.

### 3.3. MATERIELS, TECHNIQUES D'ECHANTILLONNAGE ET METHODES D'ANALYSE

#### 3.3.1. Echantillonnage et analyse physique des sols

L'impact des EUT sur la stabilité structurale du sol a été étudié sur une parcelle d'olivier (parcelle C) dont la texture est sablo-argileuse à argilo-sableuse. Les échantillons ont été prélevés à 4 dates différentes qui sont : 12/08/1999, 22/02/2000, 28/02/2001 et 04/04/2002. La méthode utilisée pour l'analyse des échantillons est celle de HENIN basée sur la détermination de l'indice d'instabilité structurale du sol « IS » comportant les pourcentages d'agrégats compris entre 0,2 et 2 mm stable à l'eau après traitements à l'alcool et au cyclohexane ; le taux d'argile (A), limon (L) et du sable grossier (SG) soit :

$$IS = (A+L) \text{ maximum} / \text{Moyenne agrégats grossiers} - 0,9 SG$$

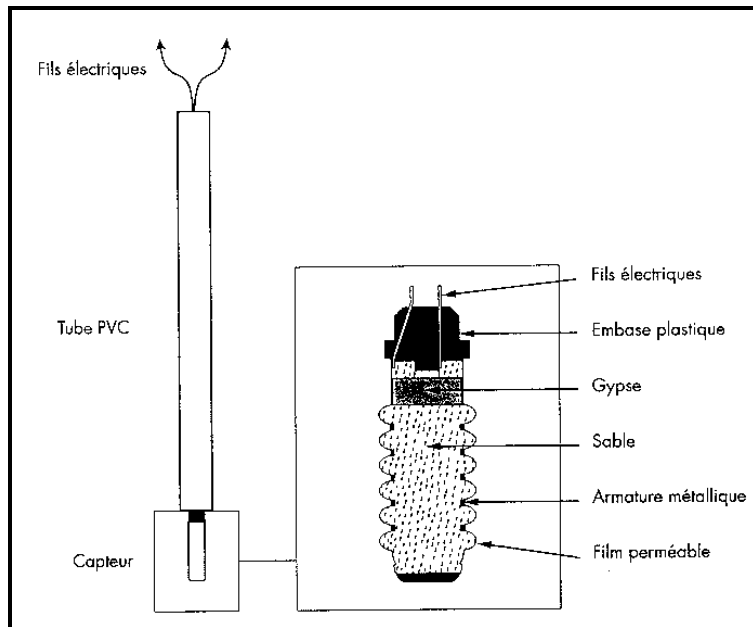
Le traitement statistique des données a été réalisé grâce au logiciel STATITCF (ver.V). L'ensemble des mesures a fait l'objet d'une analyse de variance pour les facteurs contrôlés au seuil de risque de 5%. Cette analyse a été complétée par une comparaison multiple de moyennes par le test de Newman et Keuls selon les méthodes de Steel Robert (1980), Dagnelie (1986) et Thomas et al (1990).

#### 3.3.2. Matériels de pilotage des irrigations

Pour toutes les irrigations, le pilotage était assuré par des tensiomètres watermark calibrés par méthode gravimétrique et TDR (Time Domain Reflectometry).

- La sonde Watermark®

La sonde Watermark® est composée de deux parties distinctes : le capteur qu'on place dans le sol et un boîtier de mesure. Le boîtier est mobile et permet la lecture de plusieurs sondes.



Capteur Watermark®



Boîtier de mesure

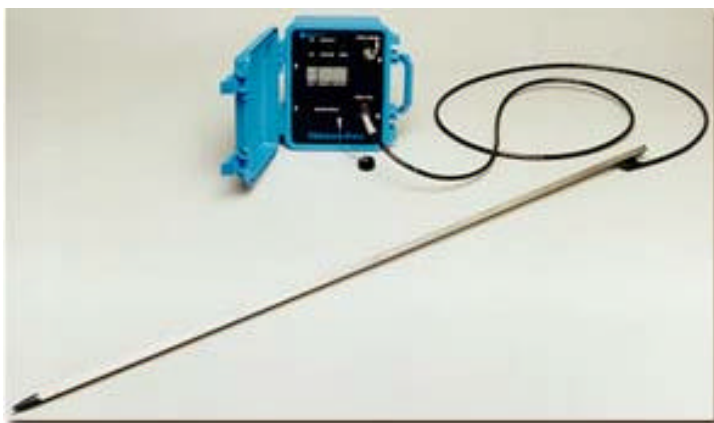
La mesure est indépendante de la salinité mais elle est influencée par la température. Pour cette raison, la température du sol est indiquée sur le boîtier avant la réalisation de la mesure.

#### - La sonde T.D.R. (Time Domain Reflectometry) Moisture\*Point

L'ensemble du système de mesure (appelé Moisture\*Point dans le manuel d'utilisation) comprend deux éléments principaux : la sonde proprement dite que l'on place dans le sol et le boîtier de mesure (MP-917). Ces deux éléments étant reliés par un câble pour permettre la lecture de l'information.

Le principe de base de la méthode de mesure de l'humidité des sols par réflectométrie temporelle (RDT) repose sur la détermination de la vitesse de propagation des ondes électromagnétiques se propageant le long d'une sonde introduite dans le sol. Cette vitesse de propagation est fonction de la constante diélectrique du milieu dans lequel se propage l'onde. La teneur en eau peut être facilement déduite de cette mesure, la constante diélectrique de l'eau étant très différente de celle du sol. Plus le temps de propagation est long, plus l'humidité est importante. Ce temps de propagation est donc converti directement en humidité volumique (%).





Sonde TDR et boîtier de mesure

### 3.3.3. Echantillonnages et analyses minérales des plantes

Pour la croissance, la production et les analyses minérales des plantes, les prélèvements ont été réalisés sur l'ensemble des traitements et des répétitions au moment des coupes ou des récoltes. L'évolution de la production de biomasse a été déterminée par la mesure de la matière sèche. Le jour même du prélèvement, les racines extraites sont débarrassées soigneusement des particules de terres adhérentes par lavage au jet et trempage répété dans un récipient contenant de l'eau puis elles sont séchées rapidement avec du papier filtre. Chaque partie a ensuite été pesée pour la détermination des poids frais. La matière sèche (MS) a été déterminée après séchage à 80°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant. Ces mêmes échantillons ont été utilisés pour l'analyse chimique. Chaque partie a été finement broyée et la poudre végétale obtenue a, par la suite, été minéralisée en vue du dosage de l'azote.

A chaque irrigation, un prélèvement d'eau usée a été effectué en vue de déterminer sa teneur en azote.

Au niveau du sol, des prélèvements ont été réalisés après la culture du sorgho l'ensemble de la parcelle.

#### • Dosage de l'azote dans la plante

La méthode utilisée est celle de Kjeldahl. La poudre végétale est attaquée avec de l'acide sulfurique concentré à chaud en présence d'un catalyseur. La matière organique est ainsi transformée en  $\text{CO}_2$  et  $\text{H}_2\text{O}$  par oxydation et l'azote est fixé par  $\text{H}_2\text{SO}_4$  à l'état de sulfate d'ammonium. La distillation effectuée à l'aide d'un appareil Büchi, est réalisée en présence de soude et l'ammoniac libéré est entraîné par un courant de vapeur d'eau et recueilli dans un excès de solution d'acide borique en présence de rouge de méthyle et de vert de bromocrésol et titré par  $\text{HCl}$  (N/20).

#### • Dosage de l'azote minéral dans le sol

Le sol est prélevé jusqu'à une profondeur de 60 cm et les carottes sont scindées en (0-20 ; 20-40 et 40-60 cm).

On utilise comme extractif une solution de chlorure de potassium à 0.5N. Le dosage des nitrates est fait par colorimétrie à 410 nm à l'aide de la brucine.

Le dosage de l'ammonium est fait par distillation par entraînement à la vapeur après transformation de l'ammonium en ammoniac avec MgO.

### **3.3.4. Prélèvements et analyses bactériologiques**

#### **A) Prélèvement des échantillons**

##### **- Eaux et boues**

Les prélèvements des échantillons d'eau ont été effectués au niveau des différentes profondeurs étudiées à l'aide d'un échantillonneur (MARE LACUS, N88777). Ces échantillons ont été prélevés dans des flacons en verre d'une capacité de 500 ml, préalablement stérilisés. La périodicité des prélèvements a été variable d'un essai à l'autre et entre le début et la fin d'un même essai. D'une façon générale, les échantillons ont été prélevés une à cinq fois par semaine.

Des échantillons ont été également prélevés dans les boues qui se déposent sur le fond des bassins. Ces prélèvements ont été effectués dans des flacons en verre préalablement stérilisés et ayant une capacité de 1 litre.

##### **- Sols**

Au niveau des sols, deux séries de prélèvement d'échantillons ont été réalisées à chaque campagne. La première série a été effectuée au début de la campagne après le semis et la première irrigation ; la seconde a eu lieu juste avant la récolte. Dans les deux cas, les prélèvements ont été réalisés cinq jours après l'irrigation. Les points de prélèvement ont été tous choisis sur les lignes de la culture, à égale distance entre deux plants. Les échantillons ont été prélevés en surface, ainsi qu'aux niveaux des horizons (20-40) et (50-70) cm de profondeur.

##### **- Culture**

Les échantillons de culture ont été prélevés dans des sachets stériles à raison d'une unité par sachet. Leur préparation pour l'analyse a consisté à couper stérilement le tissu végétal en morceaux de 1 cm<sup>2</sup> environ puis à les broyer en « stomacher » durant deux minutes en présence d'une solution de Ringer stérilisée. La composition et le mode de préparation de cette solution sont décrites dans la norme NF T 90-413. La suspension a été préparée avec 10 grammes de produit à analyser et 90 ml de diluant. A partir de cette solution mère, plusieurs dilutions décimales ont été par la suite préparées. La prise d'essai a toujours été effectuée dans la partie superficielle du produit à analyser (fruit, tubercule).

#### **B) Analyse des échantillons**

Les principales caractéristiques physico-chimiques des eaux (température, oxygène dissous, pH, et conductivité électrique) ont été déterminées in situ. L'analyse bactériologique a consisté en un dénombrement des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux selon la technique du nombre le plus probable en milieux de culture liquides (NF T 90-413 et NF T 90-411).

Des recherches de salmonelles ont été effectuées dans des échantillons d'eau prélevés à l'entrée des bassins ainsi que dans des échantillons de boues prélevés au

moment du curage des bassins. Les différentes étapes suivies dans la recherche de ces pathogènes comportent :

- un enrichissement dans du bouillon au sélénite de sodium à 37°C pendant 24 heures,
- un isolement après 24 et 48 heures sur géloses Hektoen et DCL (Désoxycholate - Citrate - Lactose),
- une identification biochimique des souches à l'aide de tests Api 20E.

Les souches suspectes ont été envoyées au Centre National des Salmonelles qui siège à l'Institut Pasteur de Tunis où elles ont subi les tests sérologiques.

Comme l'origine fécale des coliformes, même thermotolérants est parfois contestée, alors que celle des *Escherichia coli* ne l'est pas (Le guyader, 2000), l'analyse des échantillons de sol et de culture a consisté à dénombrer ces microorganismes (EC), en plus des coliformes totaux (CT) et des streptocoques fécaux (SF). La technique utilisée est la même que dans le cas des échantillons d'eaux (NF T 90-413 et NF T 90-411).

Le traitement statistique des données a comporté une analyse de la variance à 4 facteurs (origine des eaux, système d'irrigation, profondeur et date de prélèvement). La comparaison des moyennes a été effectuée par le test de Newman - Keuls au seuil de signification 5 %.



## 4. RESULTATS ET INTERPRETATION

### 4.1. COMPORTEMENT DU CLEMENTINIER SOUS IRRIGATION LOCALISEE A PARTIR DES EAUX USEES TRAITEES

Le calcul de l'évapotranspiration réelle des clémentiniers irrigués aux eaux usées traitées et à l'eau de puits a été exécuté en utilisant la formule du bilan hydrique:

$$ETR = I + P \pm \Delta S$$

Avec: ETR = Evapotranspiration réelle (mm), I = Doses d'irrigation (mm),  
P = Pluviométrie (mm) et  $\Delta S$  = Variation du stock d'eau du sol sur une profondeur de 160 cm (mm).

Les résultats de l'évapotranspiration réelle (ETR), du rendement et de l'efficacité de l'eau consommée par les clémentiniers irrigués aux eaux usées traitées et à l'eau de nappe sous les deux systèmes d'irrigation (Ajutage et Bubbler) sont présentés dans le tableau 5.

Tableau 5: Evapotranspiration réelle des clémentiniers, rendements et efficacités de l'eau consommée

	Année	SI	Pluie (mm)	DI (mm)	ETR (mm)	ED. (mm)	Rd (T/ha)	EE (Kg/m <sup>3</sup> )
EUT	1999	Ajutage	634,9	1138,1	1052,6	720,4	0	
		Bubbler	634,9	1469,2	1431,3	672,8	0	
	2000	Ajutage	221,7	1531,8	1316,6	436,9	11,8	0,90
		Bubbler	221,7	1935,1	1372,9	784	8,6	0,63
	2001	Ajutage	232,2	1539,6	1424,2	115,4	33,5	2,35
		Bubbler	232,2	1751,6	1439,4	312,2	27,1	1,88
EN	1999	Ajutage	634,9	801,4	1048,3	388	2,27	0,22
		Bubbler	634,9	285,2	784,2	127	2,99	0,38
	2000	Ajutage	221,7	898,8	1108,1	0	10,80	0,97
		Bubbler	221,7	683,8	894,1	0	11,60	1,30
	2001	Ajutage	232,2	692,3	760,3	0	16,20	2,10
		Bubbler	232,2	689,5	826,3	0	35,60	4,31

SI : Système d'irrigation ; DI : dose d'irrigation ; ED : Estimation drainage ;  
Rd : rendement ; EE : Efficacité de l'eau consommée.

Les résultats montrent que:

- pour le système d'irrigation "Ajutage" l'évapotranspiration réelle moyenne annuelle sur les deux années 1999 et 2000 est globalement du même ordre de grandeur pour l'eau usée traitée que pour l'eau de nappe. Elle varie entre 1050 et 1300 mm .
- Pour le système d'irrigation "Bubbler" les traitements "Eaux usées traitées" ont abouti à des valeurs de l'évapotranspiration réelle moyenne annuelle plus élevés que ceux obtenus par les traitements "eau de nappe" soit respectivement de l'ordre de 1400 mm et de 850 mm .

- Les rendements qui étaient faibles à nul pour l'année 1999 à cause de la taille de rajeunissement (effectuée en 1998 pour les traitements "Eau de nappe" et en 1999 pour les traitements "Eau usée") ont enregistré en l'an 2000 des valeurs très satisfaisants. En fait pour les traitements "eau de nappe" on a enregistré 10,8 T/ha pour le système d'irrigation Ajutage et 11,6 (T/ha) pour le système d'irrigation "Bubbler". Pour les traitements "Eaux usées traitées" on a enregistré 8,6 T/ha pour le système d'irrigation "Bubbler" et 11,8 (T/ha) pour le système d'irrigation "Ajutage".
- Pour l'année 2001 les rendements pour les traitements "eaux usées" ont enregistré 33,5 tonnes /ha pour le système d'irrigation "Ajutage" et 27,1 tonnes /ha pour le système d'irrigation "Bubbler".

Pour les traitements "eau de nappe" les rendements ont atteint 16,20 tonnes/ha pour le système d'irrigation "Ajutage" et 35,6 tonnes/ha pour le système d'irrigation "Bubbler".

On constate que l'efficience de l'eau consommée pour tous les traitements qui variaient en l'an 1999 et 2000 entre 0,2 et 1,3 Kg/m<sup>3</sup> ont atteint en l'an 2001 des valeurs plus intéressantes allant de 1,9 à 4,3 Kg/m<sup>3</sup>.

Les résultats de mesure de tension réalisées sur les sites étudiés ainsi que les apports d'eau sont présentés dans les figures 1 à 4.

On constate pour le site I (Fig. 1) que les variations de tension mesurées par les capteurs situés à 30 et 60 cm de profondeur sont plus importantes que les autres puisque ceux-ci se trouvent dans la zone racinaire et sont donc soumis à l'extraction de l'eau par les racines. Les tensiomètres placés en profondeur nous donnent des tensions qui sont fort basses, on peut donc craindre des pertes d'eau par percolation. Les tensions manifestent une tendance à la hausse, on est donc dans un cas de sous-irrigation.

Sur le site II (Fig. 2), les tensions mesurées en profondeur sont aussi basses que pour le site I. Ici aussi, ce sont les capteurs situés au niveau de la zone racinaire qui réagissent le mieux aux variations d'humidité malgré que les tensions mesurées à 60 cm de profondeur soient plus faibles que les autres.

Sur le site III (Fig.3), les tensions sont, dans l'ensemble, relativement faibles puisqu'on dépasse les 20 cbar pour 2 capteurs (30 et 60 cm) alors que la zone idéale pour maintenir les tensions se trouve entre 20 et 40 cbar. Les doses d'irrigation sont excessives, il est donc nécessaire de restreindre les durées d'irrigation. Dans l'ensemble, les tensiomètres réagissent bien aux variations d'humidité malgré que l'on se situe près de la saturation.

Sur le site IV (Fig. 4), toutes les tensions sont trop basses et ne dépassent même pas les 20 cbar. Le sol est donc complètement saturé en eau. Il est donc primordial de diminuer les doses car cet excès d'eau peut asphyxier le système racinaire de l'arbre et entraîner une baisse de productivité de celui-ci.

La productivité du clémentinier situé sur le site IV est la plus faible, ce qui peut nous faire penser à une baisse de rendement due, justement, à cet excès d'eau.

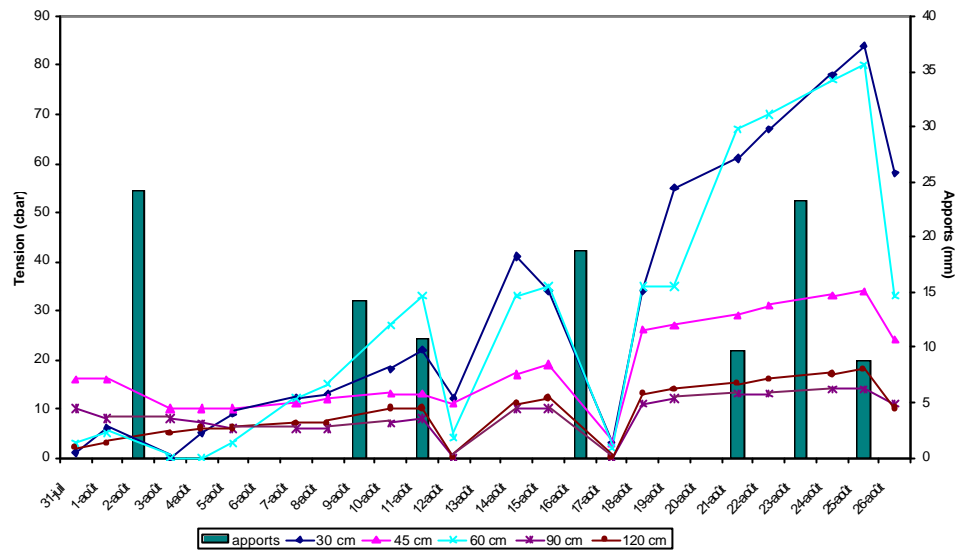


Fig. 1 : Evolution des tensions sur le site I (ajutage)

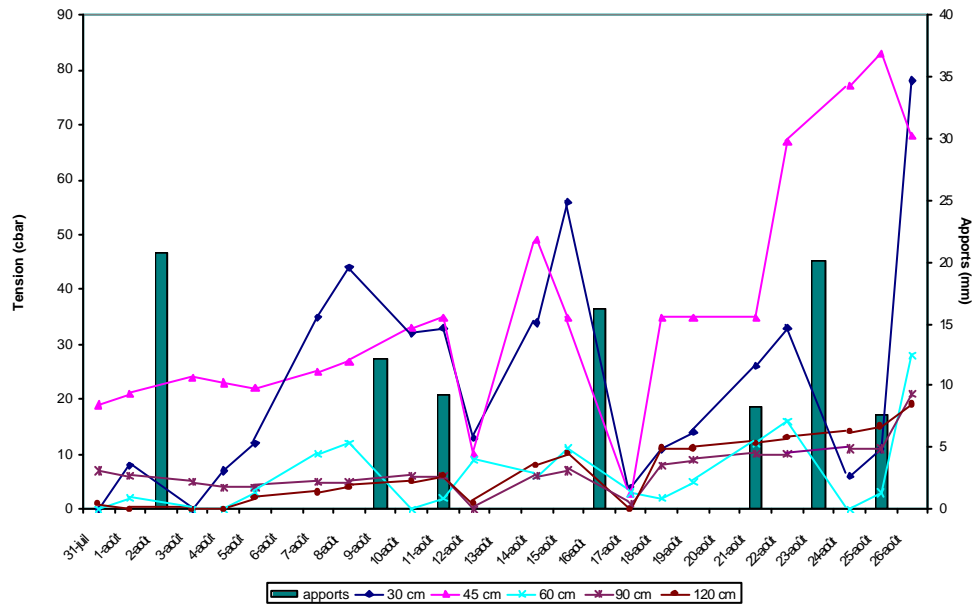


Fig. 2 : Evolution des tensions sur le site II (ajutage)

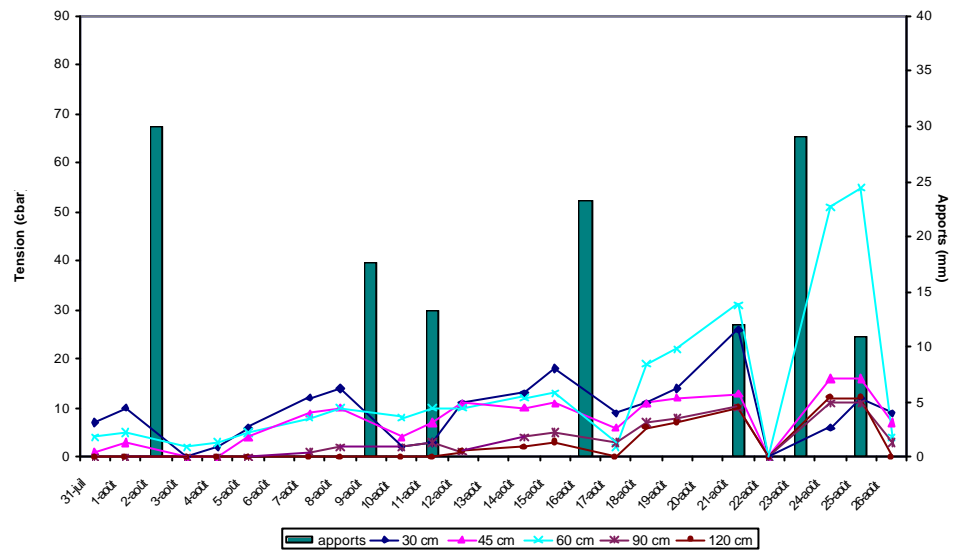


Fig. 3 : Evolution des tensions sur le site III (bubbler)

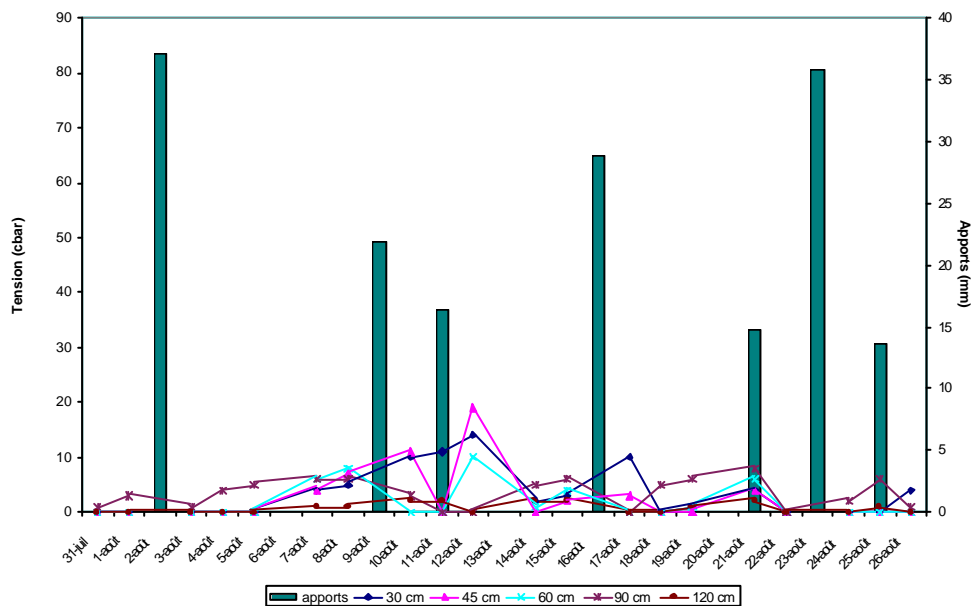


Fig. 4 : Evolution des tensions sur le site IV (bubbler)

## 4.2. COMPORTEMENT DE L'OLIVIER IRRIGUE AUX EAUX USEES TRAITEES

Les résultats présentés dans le tableau 6 montrent que l'évapotranspiration réelle annuelle de l'olivier variété Meski irrigué aux eaux usées traitées et à l'eau de nappe pour l'année 1999 et l'année 2000 a varié entre 1163 mm et 1303 mm. Le système d'irrigation étant constitué par des goutteurs intégrés distants de 50 cm et disposés en lignes doubles.

Tableau 6 : Evapotranspiration réelle des oliviers (mm) sous irrigation localisée.

	Année	Pluie (mm)	DI (mm)	ETR (mm)	ED (mm)	Rd (T/ha)	EE (Kg/m <sup>3</sup> )
EUT	1999	461	1349	1163	646	0	
	2000	206	1101	1303	0	0	
	2001	232	523	737	0	0,9	0,12
EN	1999	460	1357	1252	565	0	
	2000	203					
	2001	232	436	703	0	2,7	0,38

DI : dose d'irrigation ; ED : Estimation drainage ; Rd : Rendement ; EE : Efficience de l'eau consommée

Au cours des deux premières années nous n'avons pas enregistré de récoltes vu que les oliviers étaient encore jeunes mais l'accroissement végétatif des arbres était satisfaisant. Au cours de la troisième année (2001) les doses d'irrigation pour les deux qualités d'eau étaient de l'ordre de 400 à 500 mm et l'évapotranspiration réelle était de l'ordre de 700 mm.

Les résultats relatifs aux diamètres des troncs montrent :

- La variété meski, se porte légèrement mieux avec l'eau de nappe et surtout lorsque l'écartement entre les goutteurs est de 1 m.
- Pour la variété manzanille, le diamètre du tronc est favorisé par l'irrigation à l'eau usée traitée et ceci pour les différents écartements des goutteurs.
- Pour la variété picholine on a trois cas de figures qui se présentent : lorsque l'écartement entre les goutteurs est de 40 cm on a presque le même diamètre pour les deux qualités d'eau, lorsque l'écartement est de 50 cm, c'est l'eau de nappe qui est préférée et si l'écartement est de 1 m c'est l'eau usée traitée qui donne le meilleur diamètre.
- La variété chétoui est irriguée seulement avec l'eau de nappe. Le meilleur diamètre est obtenu pour un écartement de 50 cm entre les goutteurs.
- Pour la variété chemlali on a un seul écartement entre les goutteurs (1 m) et c'est l'eau usée traitée qui donne largement le meilleur diamètre.

Quant au volume de l'arbre on constate:

- Pour la variété meski le volume de l'arbre est favorisé lorsque l'irrigation se fait avec l'eau usée traitée et lorsque l'écartement entre les goutteurs est de 40 cm ou

- de 50 cm. Si cet écart est de 1 m on obtient presque le même volume.
- Pour la variété manzanille, il est très claire qu'elle est largement favorisée lorsqu'on utilise une eau usée traitée pour l'irrigation.
  - Pour la variété picholine, le volume de l'arbre est meilleur avec l'eau de nappe si l'écartement entre les goutteurs est de 1 m, si cet écartement est de 40 cm on obtient un meilleur volume avec l'eau usée traitée et lorsqu'on a un écartement de 50 cm on obtient presque le même volume pour les deux qualités d'eau.
  - Pour la variété chétoui, les écartements de goutteurs de 40 cm et 50 cm donnent le meilleur résultat.
  - Pour la variété chemlali, le volume de l'arbre est nettement supérieur avec les eaux usées traitées.
- Concernant le système racinaire :
  - Les relevés réalisés sur l'ensemble des tranchées, nous a permis d'avancer les résultats suivants :
  - 57 % des racines se trouvent dans la première zone de la tranchée, à savoir de 0 à 30 cm en profondeur.
  - Pour la deuxième zone (30-60 cm), 29,5% des racines s'y trouvent.
  - La troisième zone (60-100 cm), ne contient que 13,5% de l'ensemble des racines.
  - Trois types de racines ont été observés sur l'ensemble des tranchées : des chevelus racinaire de diamètre inférieur à 1 mm, des racines moyennes de diamètre entre 1 et 3 mm et des grosses racines avec un diamètre supérieur à 3 mm.
  - Le pourcentage des chevelus racinaires est de 88 %; les racines moyennes sont représentées par 8,5 % et les grosses racines ne sont que de 3,5 %.
  - Pour la variété meski, le système racinaire est plus développé dans la première zone (0- 30 cm), pour les 3 pieds irrigués avec l'eau usée traitée et pour 2 pieds irrigués par l'eau de nappe avec un écartement des goutteurs de 40 et 50 cm. Pour le pied restant (irrigué par l'eau de nappe avec un écartement de 1 m), c'est la deuxième zone (30- 60 cm) qui contient le plus de racines.
  - Pour la variété picholine, c'est le même cas que la variété meski.
  - Pour la manzanille, le système racinaire est très développé dans la première zone et ceci pour les deux qualités d'eau et pour les différents écartement des goutteurs.
  - Pour la variété chétoui, on remarque que le système racinaire est bien développé dans la première zone pour les trois écartements.
  - Pour la variété chemlali, lorsque l'eau d'irrigation est celle de la nappe le système racinaire se situe en majorité dans la première zone, mais si on utilise l'eau usée traitée le système racinaire sera mieux développé dans la deuxième zone.

#### **4.3. IMPACT DES EAUX USEES TRAITEES SUR LES CARACTERISTIQUES PHYSIQUES DES SOLS.**

Des mesures de stabilité structurale du sol (méthode de Henin) ont été effectuées dans la période d'août 1999 au mois d'avril 2002 dans les couches superficielles du sol (0 - 10 cm de profondeur). Les paramètres mesurés étant : l'indice de stabilité structurale du sol, le pourcentage d'agrégats stable à l' eau, le pourcentage d'agrégats stable à alcool, le pourcentage d'agrégats stable au cyclohexane et le pourcentage moyen des différents agrégats.

Les analyses des résultats ont montré que l'utilisation des eaux usées traitées en comparaison avec l'eau de nappe a significativement amélioré les paramètres étudiés et notamment l'indice de stabilité structurale du sol pour les couches superficielles à la fin de la période de l'essai.

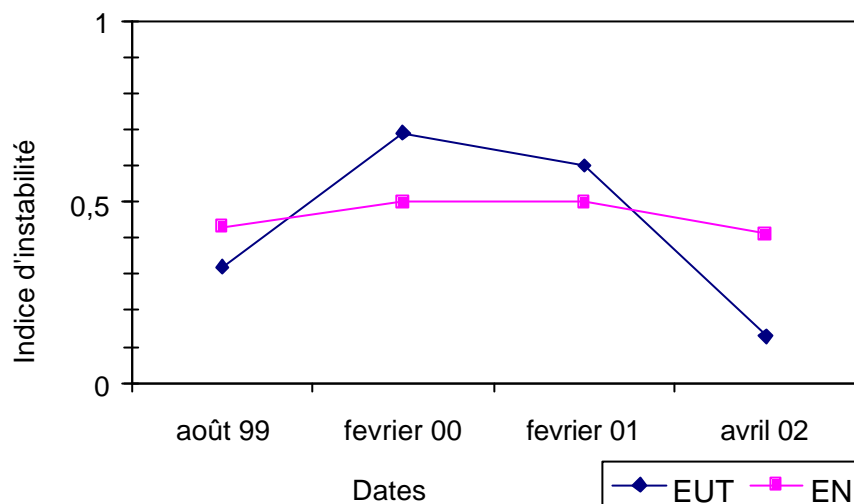


Fig.5 : Indice d'instabilité structurale du sol

Les analyses des résultats ont montré que l'utilisation des eaux usées traitées en comparaison avec l'eau de nappe a significativement amélioré les paramètres étudiés et notamment l'indice de stabilité structurale du sol pour les couches superficielles à la fin de la période de l'essai.

#### 4.4. IMPACT DES EAUX USEES TRAITEES SUR LES SYSTEMES D'IRRIGATION LOCALISEE

Les essais au champ ont été réalisés avec deux stations de filtration assurant une finesse de 130  $\mu\text{m}$ . La pression nominale a varié entre 1,8 et 2,1 bar. Le tableau 7 résume les données obtenues sur trois années de suivi et mesure d'après la méthode de Keller et Karmeli.

Tableau 7 : Moyenne du coefficient d'uniformité (Méthode Keller & Karmeli)

	Eaux usées traitées			Eaux de nappe		
	1999	2000	2001	1999	2000	2001
GI	92,63	81,80	75,55	92,88	89,31	89,41
GD AR	69,48	72,16	62,90	64,73	66,82	64,77
GD NAR	88,23	89,16	88,42	79,32	81,25	80,67
MA	62,11	73,55	45,08	63,16	59,01	60,59

GI : Goutteur intégré ; GD AR : Goutteur en dérivation autorégulant ; GD NAR : Goutteur en dérivation non autorégulant ; MA : Microaspersion.

Pour les goutteurs intégrés les coefficients d'uniformité sont très bons. Ce ci

peut expliquer que ce type de goutteur n'est pas sensible au colmatage physique pour une finesse de filtration en tête de la parcelle bien définie.

L'observation directe sur le terrain du phénomène de colmatage est très difficile pour ces goutteurs par comparaison aux microasperseurs et aux goutteurs en dérivation. Ces derniers, eux, ont des coefficients de variations très variables en fonction de la qualité d'eau utilisée. En effet, pour les deux qualités d'eau, ces coefficients chutent jusqu'à environ 60%. Le phénomène aléatoire de dents de scie est très remarquable pour les goutteurs en dérivation autorégulants. Cette instabilité du coefficient d'uniformité pour ce type de distributeur, malgré que la pression nominale de fonctionnement a été maintenue toujours constante aux erreurs de mesures près, peut provenir de la réponse de la membrane de régulation à l'intérieur du distributeur lui-même. Sa matière de fabrication peut aussi influencer son fonctionnement hydraulique.

Concernant les microasperseurs leurs coefficients d'uniformité mesurés sont classés médiocres. En effet, la diminution des débits varie entre 30% et 40%, ce qui influe énormément sur l'uniformité des irrigations. Avec les eaux usées traitées cette diminution est plus importante que celle obtenue avec les eaux conventionnelles qui sont des eaux de nappes phréatiques. Cette diminution est due essentiellement à leur sensibilité importante détectée surtout avec l'utilisation des eaux usées traitées.

Ces micro-asperseurs présentent un tourniquet mobile, muni d'un mouvement de rotation, c'est pourquoi il était très facile d'identifier ceux qui commencent à être boucher. Mais aucune intervention de décolmatage n'a été effectuée courant l'année 99. Par contre pour l'année 2000 et 2001, le protocole a prévu le comptage des interventions humaines pour le débouchage de tous les types de distributeurs jugés visuellement colmatés. Cette opération consistait en un nettoyage manuel du distributeur qui voit son débit nettement diminuer. Ainsi, nous avons pu identifier, avec une présence humaine permanente pendant les irrigations, ce qui suit :

Les coefficients d'uniformité ont varié durant tout le cycle de la culture de pomme de terre de :

- 4% à 11% pour les goutteurs intégrés avec une intervention une fois toutes les trois semaines,
- 6% à 12% pour les goutteurs en dérivation non autorégulants avec une intervention humaine toutes les deux semaines,
- 22% à 35% pour les goutteurs en dérivation autorégulants avec quatre interventions de décolmatage par semaine,
- 10% à 27% pour les microasperseurs avec une fréquence de décolmatage manuelle deux fois par semaine.

Les rendements obtenus avec les différentes techniques d'irrigation et les deux qualités d'eau d'irrigation sont présents dans le tableau 8.

Tableau 8 : Rendement de la pomme de terre (tonnes/ha).

	Eaux usées traitées			Eaux de nappe		
	1999	2000	2001	1999	2000	2001
GI	48,57	28,80	20,34	22,88	22,80	25,41
GD AR	30,95	27,66	15,20	22,70	19,67	21,65
GD NAR	48,31	29,66	18,13	25,98	28,85	20,96



MA	28,71	19,53	13,05	22,55	22,80	16,59
RA	29,30	23,20	24,15	14,34	27,39	16,55

GI : Goutteur intégré ; GD AR : Goutteur en dérivation autorégulant ; GD NAR : Goutteur en dérivation non autorégulant ; MA : Micro-aspiration ; RA : Raie améliorée.

Pour les deux qualités d'eau d'irrigation, les goutteurs intégrés donnent les rendements les plus importants. Les micro-asperseurs engendrent eux les rendements les plus faibles. Ce ci s'explique par le fait du contact direct de l'eau chargée sur le feuillage de la pomme de terre et par les faibles coefficients d'uniformité obtenus qui engendrent une faible efficience de l'irrigation.

Concernant les calibres obtenus de la pomme de terre, le tableau 9 dresse les résultats obtenus (exprimés en %). D'après ces résultats la variation du calibre de la pomme de terre en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation et de la technique d'irrigation était fortement remarquable pour les goutteurs intégrés avec l'eau usée où plus de 40% du rendement est d'un calibre inférieur à 40 mm.

Pour les goutteurs en dérivation (autorégulant et non autorégulant) plus de 50% ont un calibre supérieur à 50 mm et ce ci pour les deux qualités d'eau d'irrigation utilisées.

Pour la raie améliorée et avec des eaux conventionnelles, le calibre 60 mm et plus, est très faible par comparaison avec l'eau usée traitée (plus de 40%).

Concernant la microaspiration, l'hétérogénéité des calibres est aussi bien remarquable. Le pourcentage le plus élevé (plus de 26%) en calibre inférieur à 40 mm est obtenu avec les eaux usées traitées.

S'agissant d'une seule variété (Spunta), cette étude peut être poussée avec le suivi d'autres variétés.

Tableau 9 : Calibre des pommes de terre produites en fonction de l'origine des eaux et du système d'irrigation utilisé (%).

	SI	70 (mm)	65 (mm)	60 (mm)	55 (mm)	50 (mm)	45 (mm)	40 (mm)	<40 (mm)
EN	GI	5,8	10,4	10,8	19,4	17,3	10,8	7,7	15,8
	GD AR	4,3	9,6	12,6	12,2	15,6	13,5	9,1	23,1
	GD NAR	4,0	10,1	12,1	12,8	13,9	11,9	9,0	24,2
	MA	4,6	10,3	12,6	21,7	17,7	11,4	4,6	17,1
	RA	2,6	6,2	15,0	18,6	22,6	13,7	7,2	14,1
EUT	GI	12,3	6,6	9,7	10,2	11,4	4,0	4,8	41,0
	GD AR	18,2	17,2	16,6	7,8	10,4	7,3	5,7	16,7
	GD NAR	17,6	15,5	12,3	6,4	12,2	12,6	6,8	17,6
	MA	10,0	11,4	14,5	7,7	13,2	12,3	4,5	26,4
	RA	19,3	12,4	12,0	14,6	9,2	7,3	7,8	17,4

SI :Système d'irrigation ; EN : Eaux de nappe ; EUT : Eaux usées traitées ; GI : Goutteur intégré ; GD AR : Goutteur en dérivation autorégulant ; GD NAR : Goutteur en dérivation non autorégulant ; MA : Micro-aspersion ; RA : Raie améliorée.

#### 4.5. IMPACT DES EAUX USEES TRAITEES SUR LA CONTAMINATION BACTERIENNE DU SOL ET DES TUBERCULES DE POMMES DE TERRE

L'étude a été menée durant les campagnes d'irrigation 2000 et 2001. Elle a porté sur trois systèmes d'irrigation parmi les cinq installés sur la parcelle expérimentale ; il s'agit des goutteurs intégrés, des micro-asperseurs et des raies améliorées. Les résultats obtenus sur le sol durant la campagne 2000 et sur les tubercules de pomme de terre durant les deux campagnes 2000 et 2001 sont présentés dans ce rapport.

##### 4.5.1. Contamination du sol

###### a) Effet de l'origine des eaux d'irrigation

Les résultats obtenus durant toute la campagne d'irrigation 2000 (tableau 10) montrent que dans les sols irrigués par des effluents secondaires, le nombre des trois germes recherchés est significativement plus élevé que dans les sols témoins irrigués par les eaux de puits.

Les résultats correspondants aux deux séries de mesures réalisées au démarrage et à la fin de la campagne d'irrigation montrent que dans les sols témoins, les concentrations bactériennes correspondantes au second contrôle sont légèrement plus élevées mais, non significativement différentes de celles correspondantes au premier contrôle. Dans les sols irrigués par les eaux usées, le nombre des différents germes augmente au deuxième contrôle ; cette augmentation est statistiquement significative pour les coliformes et les streptocoques ce qui témoigne d'une certaine accumulation de ces germes durant la saison d'irrigation. Selon d'autres travaux (Vallet, 1994) les germes véhiculés par les eaux d'irrigation ne survivent pas longtemps dans le sol. Un suivi durant au moins deux campagnes

successives permettrait de connaître le devenir, dans les conditions du site expérimental, des germes apportés au sol par les eaux d'irrigation.

Tableau 10 : Nombre des indicateurs bactériens dans les sols irrigués par les eaux usées et dans les sols témoins (NPP/g de sol sec).

	Eaux usées traitées				Eaux de la nappe			
	H%	CT	EC	SF	H%	CT	EC	SF
Série - 1	6,8	76	71	42	8,9	10	1	4
Série - 2	5,2	371	153	1067	6,5	49	3	124
Moyenne	6	224	112	555	7,7	30	2	64

NPP : Nombre le plus probable ; CT : Coliformes totaux ; EC : *Escherichia coli* ; SF : Streptocoques fécaux ; H% : Taux d'humidité (%) ; Série-1 : Début de la campagne d'irrigation ; Série-2 : Fin de la campagne.

On constate aussi que le taux d'humidité est significativement plus élevé dans les sols témoins par rapport aux sols irrigués par les eaux usées. Ce résultat s'explique par la sensibilité des systèmes d'irrigation localisée, en particulier la micro-aspiration, au colmatage (Chenini, 2000). Ce phénomène est plus fréquent en cas d'irrigation par les eaux usées qui sont plus riches en matières en suspension que les eaux de la nappe phréatique.

### b) Effet du système d'irrigation utilisé

Quelque soit l'origine des eaux utilisées en irrigation, les micro-organismes recherchés sont en général plus nombreux dans les sols irrigués à la raie par rapport aux deux autres systèmes d'irrigation étudiés (tableau 11).

Tableau 11 : Variation du nombre d'indicateurs bactériens dans les sols en fonction du système d'irrigation employé (NPP/g de sol sec).

	Eaux usées traitées				Eaux de la nappe			
	H%	CT	EC	SF	H %	CT	EC	SF
GI	6,3	255	159	182	6,8	3	1	81
MA	5,6	113	38	79	7	6	1	18
RA	5,7	303	139	1403	9,3	80	4	94

NPP : Nombre le plus probable ; GI : Irrigation par goutteurs intégrés ; MA : Micro-aspiration ; RA : Irrigation à la raie améliorée ; CT : Coliformes totaux ; EC : *Escherichia coli* ; SF : Streptocoques fécaux ; H% : Taux d'humidité.

Lorsque les effluents secondaires sont utilisés pour l'irrigation, l'augmentation des streptocoques fécaux dans les sols irrigués à la raie est statistiquement significative ; celle des coliformes totaux est plus légère alors que l'augmentation d'*Escherichia coli* est enregistrée par rapport à la micro-aspiration seulement. En cas d'utilisation des eaux de la nappe phréatique, l'augmentation des trois germes recherchés serait, en partie, due à une plus longue survie dans les sols irrigués à la raie. Le taux d'humidité qui est l'un des facteurs déterminants de la survie des

bactéries dans le sol (Campos et al., 2000), est significativement plus élevé dans ce cas.

### c) Répartition verticale des indicateurs bactériens dans les sols irrigués

Les concentrations des micro-organismes dans le sol déterminées aux différentes profondeurs étudiées sont présentées dans le tableau 12. Ces concentrations moyennes ont été déterminées à partir de tous les résultats obtenus sur les sols irrigués par les EUT et les sols témoins indépendamment du système d'irrigation employé.

Dans les sols témoins, les différents germes recherchés présentent des concentrations assez rapprochées en surface et à 20 cm au-dessous de cette surface. A 50 cm de profondeur, le nombre des micro-organismes est un peu plus élevé mais non significativement différent de celui déterminé aux deux autres horizons. Cette légère augmentation des concentrations microbiennes pourrait s'expliquer par une meilleure survie des micro-organismes favorisée par un taux d'humidité plus important ; le dessèchement du sol suite à l'évaporation de l'eau est limité en profondeur.

Tableau 12 : Nombre des indicateurs bactériens dans les sols irrigués par les eaux usées et dans les sols témoins à différentes profondeurs (NPP/gr sol sec).

Profondeur (cm)	Eaux usées traitées				Eaux de la nappe			
	H%	CT	EC	SF	H%	CT	EC	SF
0-5	4,7	181	114	167	5,2	2	2	12
20-40	6,6	266	156	1409	8,8	7	2	26
50-70	6,7	123	66	99	9,1	80	3	154

NPP : Nombre le plus probable ; GI : Irrigation par goutteurs intégrés ; MA : Micro-asperion ; RA : Irrigation à la raie améliorée ; CT : Coliformes totaux ; EC : *Escherichia coli* ; SF : Streptocoques fécaux ; H% : Taux d'humidité.

En cas d'irrigation par les eaux usées, le sol constitue une barrière qui arrête les micro-organismes par filtration et adsorption sur les particules. La majeure partie des germes étant retenue par les premiers centimètres de sol, le nombre des micro-organismes diminue généralement avec la profondeur (Campos et al., 2000). Selon les résultats de l'essai, la concentration des coliformes et des *Escherichia coli* à la surface du sol et à 20 cm au-dessous de cette surface sont de même ordre de grandeur alors que les streptocoques fécaux sont significativement plus nombreux à 20 cm de profondeur. A partir de 50 cm de profondeur, le nombre de tous les micro-organismes recherchés diminue malgré un taux d'humidité de même ordre que celui déterminé à 20 cm au-dessous de la surface du sol ; cette diminution est statistiquement significative pour les coliformes et les streptocoques. Ce résultat s'explique par le fait qu'au niveau de la couche superficielle la mortalité des micro-organismes est élevée à cause du dessèchement rapide du sol suite à l'évaporation de l'eau. Il est en accord avec les résultats d'autres travaux qui ont démontré que les sols sableux ne permettent pas une longue persistance en surface des bactéries fécales (Trad et Sallet 1986 ; Vallet, 1994).

### d) Influence du système d'irrigation utilisé sur le profil vertical des micro-organismes dans le sol.

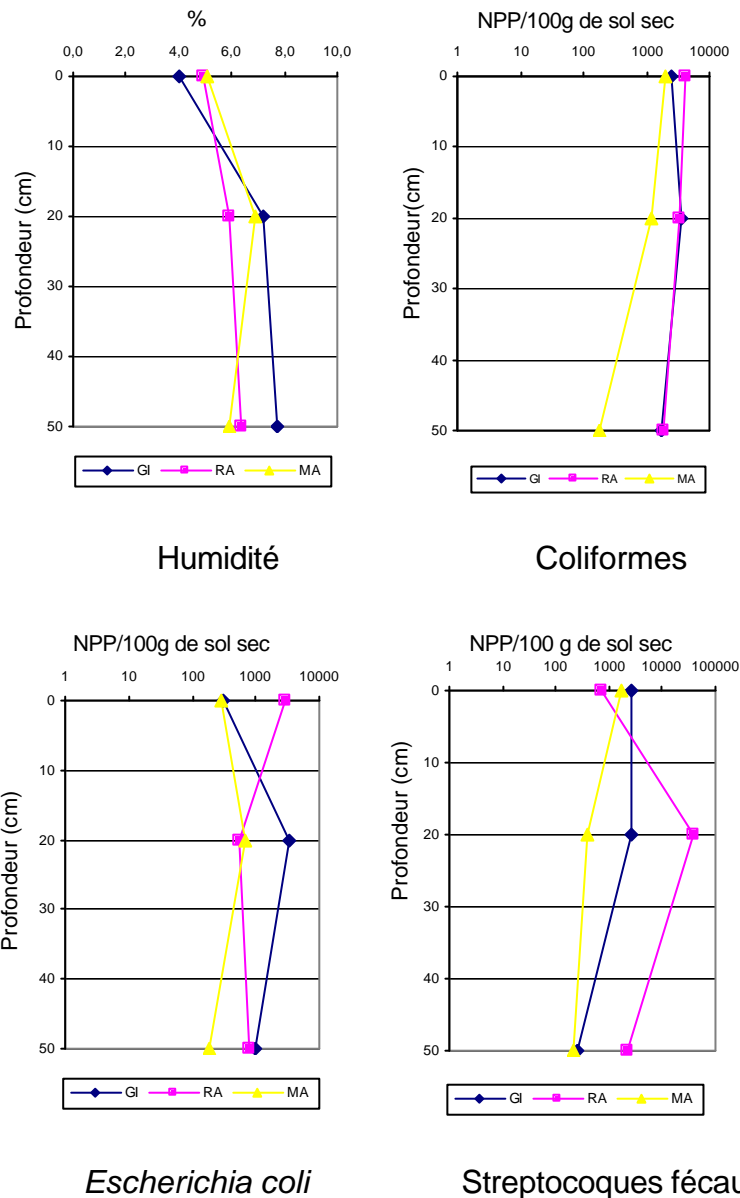


Fig.6 : Variation de l'humidité et répartition verticale des micro-organismes dans les sols irrigués avec les effluents secondaires par différents systèmes.

L'influence des systèmes d'irrigation utilisés sur la répartition verticale des bactéries dans les sols irrigués par les eaux usées est illustrée dans la figure 6. On constate que le profil des coliformes varie peu en fonction du système d'irrigation employé. Le nombre d'*Escherichia coli* est significativement plus élevé en surface des sols irrigués à la raie alors qu'à 20 cm de profondeur, ces bactéries sont plus nombreuses dans les sols irrigués par le système des goutteurs intégrés. Les streptocoques fécaux sont plus nombreux dans les sols irrigués à la raie ; l'augmentation par rapport aux deux autres systèmes est significative à 20 cm de profondeur.

D'une façon générale, les sols irrigués par micro-aspersion sont les moins riches en micro-organismes quoi que les différences observées ne soient pas significatives. En fait ce système limite la percolation en profondeur des eaux d'irrigation donc le mouvement des microorganismes véhiculés par ces eaux ; il limiterait aussi la survie des germes en les exposant à la chaleur et aux rayons solaires lors de la distribution. Les sols irrigués par les différentes techniques présentent des taux d'humidités de même ordre de grandeur en surface ; à 20 et à 50 cm au dessous de la surface, le taux d'humidité est plus élevé dans les sols irrigués par les goutteurs intégrés.

#### 4.5.2. Qualité hygiénique des tubercules en relation avec l'origine des eaux et le système d'irrigation

Les résultats des dénombrements réalisés sur les pommes de terres produites, sans distinction du système d'irrigation utilisé, montrent (tableau 13) que les tubercules provenant des parcelles irriguées par les eaux usées traitées sont plus contaminés par les indicateurs bactériens que les tubercules produits sur des parcelles témoins irriguées par les eaux de la nappe phréatique. La différence est significative pour les coliformes et les streptocoques fécaux, non significative pour *Escherichia coli*.

Tableau 13 : Résultats des dénombrements bactériens réalisés sur les pommes de terre au cours de la campagne d'irrigation 2000 (NPP/g de matière fraîche).

Système d'irrigation	Irrigation par les EUT				Irrigation par les eaux de puits			
	N	CT	EC	SF	N	CT	EC	SF
GI	10	293	44	2324	10	31	21	129
MA	10	202	16	102	10	4	2	16
RA	10	3028	185	984	10	8	6	53
Moyenne	30	1175	82	1137	30	14	10	66

N: Nombre d'échantillons analysés ; CT : coliformes totaux ; EC : *Escherichia coli* ; SF : Streptocoques fécaux ; GI : Goutteurs intégrés ; MA : Micro-aspersion ; RA : Raies améliorées.

Lorsque chaque mode d'irrigation est considéré séparément, les tubercules produits sur parcelles irriguées par les effluents secondaires sont significativement plus contaminés par CT et EC dans le cas de l'irrigation à la raie. Sous micro-aspersion, une augmentation significative des CT est observée sur les tubercules des parcelles irriguées aux effluents. En cas d'irrigation par goutteurs intégrés, les différents germes recherchés présentent sensiblement un même nombre sur les tubercules des parcelles irriguées aux eaux usées que sur les tubercules des parcelles témoins.

En comparant les résultats obtenus avec les différents systèmes d'irrigation fonctionnant tous avec les eaux usées traitées, on constate que les tubercules produits sur les parcelles irriguées à la raie sont plus contaminés par CT et EC que

les tubercules provenant des parcelles irrigués selon les deux autres modes étudiés; les différences observées étant statistiquement non significatives.

Tableau 14 : Résultats des dénombrements bactériens réalisés sur les pommes de terre au cours de la campagne d'irrigation 2001 (NPP/g de matière fraîche).

	Irrigation par les eaux usées				Irrigation par les eaux de puits			
	N	CT	CF	SF	N	CT	CF	SF
GI	11	7	4	27	11	2	2	28
MA	11	8	5	34	11	3	1	24
RA	11	13	6	38	11	2	1	21
Total	33	9	5	33	33	2	1	24

N: Nombre d'échantillons ; CT: coliformes totaux ; CF: Coliformes fécaux ; SF: Streptocoques fécaux ; GI: Goutteurs intégrés ; MA: Micro-aspiration ; RA: Raies améliorées.

Les résultats obtenus à la fin de la deuxième campagne d'irrigation (tableau 14), indiquent que le niveau de contamination bactériologique des tubercules de pomme de terre est très faible quelle que soit l'origine des eaux d'irrigation et quelle que soit la technique d'arrosage employée. Ces faibles concentrations bactériennes s'expliquent par le fait que la dernière irrigation des parcelles expérimentales a eu lieu le 17 mai 2001 alors que les prélèvements des échantillons de pomme de terre destinés à l'analyse bactériologique ont été réalisés entre le 5 juin et le 11 juillet 2001 soit 19 à 55 jours après l'arrêt des irrigations. Durant la première campagne d'irrigation, les échantillons de tubercules ont été prélevés une semaine après les irrigations. Le délai relativement long entre la dernière irrigation et les prélèvements de la deuxième année a permis l'élimination de la plupart des micro-organismes fécaux, sous l'effet du dessèchement du sol et de la compétition microbienne exercée par la microflore tellurique. L'effet de cette compétition est si important que les produits qui poussent dans le sol sont parfois moins contaminés par les germes fécaux que ceux qui se développent sur le sol ou à proximité de sa surface (Trad Raïs, 1997). Les résultats obtenus sur la pomme de terre prouvent, de nouveau, qu'en cas d'utilisation agricole des eaux usées, la qualité microbiologique des produits récoltés dépend largement du délai qui sépare la récolte de la dernière irrigation. Des travaux précédemment réalisés sur d'autres produits agricoles (Trad Raïs, 1991) avaient conduit à des résultats similaires.

## 4.6. EFFICIENCE DE L'AZOTE DANS LE CAS D'IRRIGATION AVEC LES EAUX USEES TRAITEES

### 4.6.1. Production des différentes cultures

Les résultats relatifs à la culture du sorgho fourrager réalisé au cours de la campagne 1998 sont portés dans le tableau 15.

Tableau 15 : Production de matière fraîche et de matière sèche du sorgho au cours de la campagne 1998

Eaux d'irrigation	Dose d'azote	Matière fraîche		Matière sèche	
		1 <sup>ère</sup> coupe	2 <sup>ème</sup> coupe	1 <sup>ère</sup> coupe	2 <sup>ème</sup> coupe
Eaux de nappe	N0	22,143	19,405	3,682	5,202
	N1	31,071	12,687	5,704	3,323
	N2	30,952	12,619	6,132	3,326
	N3	36,072	12,857	6,423	3,474
Eaux usées traitées	N0	47,262	4,524	7,311	1,170
	N1	48,228	7,976	7,759	1,906
	N2	45,476	5,476	8,077	1,066
	N3	43,691	9,524	6,833	2,471

Les eaux usées seules sans aucun apport d'azote minéral (traitement N0) ont donné un rendement équivalent aux autres traitements (N1, N2 et N3) ayant bénéficié d'un apport de fertilisation minérale notamment au cours de la première coupe. Ainsi, l'azote apporté n'a pas été valorisé. Lors de la deuxième coupe, les rendements obtenus sont plus faibles et plus variables que ceux de la première coupe. Ceci pourrait être une conséquence de la forte croissance enregistrée pendant la première coupe ce qui a épuisé la plante en ses réserves.

Concernant les eaux de nappe et pour la première coupe, l'apport d'azote minéral a amélioré significativement la production du sorgho par rapport au témoin non fertilisé. Toutefois, aucun effet dose n'a été noté. Au cours de la seconde coupe, les rendements obtenus sont plus faibles et tendent à diminuer en présence d'apport d'azote par rapport au témoin non fertilisé. Toutefois, les différences obtenues ne sont pas significatives au seuil 5%.

Par ailleurs, les rendements obtenus au cours de la première coupe avec les eaux usées sont meilleurs que ceux obtenus avec les eaux de nappe. Les rendements du témoin irrigué avec les eaux usées sans apport d'azote minéral (N0) sont significativement plus élevés que ceux de tous les traitements "eau de nappe". Par contre lors de la deuxième coupe, les rendements obtenus avec les eaux usées sont inférieurs à ceux obtenus avec les eaux de nappe. Il semble que les différences de développement du sorgho lors de la première coupe ainsi que les apports d'azote en excès aient un effet dépressif sur la réponse de la deuxième coupe. Pour les deux qualités d'eau, les doses d'azote apportées n'induisent pas de différences au niveau des rendements en matière sèche cumulés; vraisemblablement parce que l'optimum de fumure azotée est déjà dépassé.

Les résultats relatifs à la production de la culture d'aubergine sont présentés dans le tableau 16.

Tableau 16 : Evolution de la production en matières fraîche et sèche de l'aubergine en fonction des traitements (t/ha).

Eaux d'irrigation	Dose d'azote	fruits (t/ha)		feuilles et tiges (t/ha)	
		MF	MS	MF	MS



Eaux de nappe	N0	60,6	4,70	19,817	3,824
	N1	59,3	4,65	27,010	5,644
	N2	65,4	5,13	24,911	4,765
	N3	64,7	5,52	17,098	3,203
Eaux usées traitées	N0	61,1	5,15	22,202	4,398
	N1	60,9	4,92	18,262	3,504
	N2	65,1	5,28	16,245	3,178
	N3	56,5	4,69	19,340	3,319

MF : Matière fraîche ; MS : Matière sèche.

Les rendements en fruits (tableau 16) obtenus avec les eaux usées subissent une légère augmentation à la dose N2 puis diminue à la dose N3 pour laquelle la production est inférieure au témoin N0 (EUT et EN). Pour l'eau de nappe, une légère augmentation est notée pour les fortes doses. Excepté pour la dose N3, les rendements obtenus en présence d'eau usée et d'eau de nappe sont similaires. Concernant, la production de matières fraîche et sèche de la partie aérienne végétative (tableau 16), elle subit une diminution avec l'apport de l'engrais minéral dès la dose la plus faible au niveau des eaux usées. Pour l'irrigation avec les eaux de nappe, elle augmente pour les doses N1 et N2 puis diminuent pour la dose la plus élevée. Ces chutes de production peuvent être reliées à un excès d'azote.

Les résultats relatifs à la production de l'orge sont indiqués dans le tableau 17. Nous pouvons constater qu'au cours de la première coupe, les rendements en orge subissent une augmentation avec l'apport d'azote minéral en présence d'eau usée. Nous avons également noté que pour l'eau de nappe, les rendements augmentent dans les traitements N2 et N3 et dépassent les rendements obtenus en présence des eaux usées. Quand on considère le cumule des deux coupes, nous remarquons que pour les deux qualités d'eau, les rendements augmentent légèrement avec l'apport d'azote minéral et sont presque équivalents avec un léger avantage pour les eaux usées. Il est à signaler que lors de la 2<sup>ème</sup> coupe, les traitements eaux usées ont donné des productions supérieures à celles de l'eau de nappe. Concernant la production de matière sèche de la partie aérienne (tableau 17), il ressort qu'elle suit l'évolution de la matière fraîche.

Tableau 17 : Evolution de la production en matières fraîche et sèche de la partie aérienne de l'orge (t/ha).

		Matière fraîche			Matière sèche		
		1 <sup>ère</sup> coupe	2 <sup>ème</sup> coupe	Coupes cumulées	1 <sup>ère</sup> coupe	2 <sup>ème</sup> coupe	Coupes cumulées
Eau de nappe	N0	9,50	5,8	15,25	1,53	1,07	2,60
	N1	10,19	7,4	17,56	1,51	1,33	2,84
	N2	15,31	6,0	21,31	2,23	1,00	3,23
	N3	14,44	7,6	22,06	1,98	1,24	3,22

Eau usée traitée	N0	8,31	9,94	18,25	1,12	1,76	2,88
	N1	10,06	11,25	21,31	1,18	1,87	3,05
	N2	12,13	11,13	23,25	1,54	1,78	3,32
	N3	13,44	9,88	23,31	1,63	1,60	3,23

Nous pouvons constater qu'au cours de la première coupe, les rendements en orge subissent une augmentation avec l'apport d'azote minéral en présence d'eau usée. Nous avons également noté que pour l'eau de nappe, les rendements augmentent dans les traitements N2 et N3 et dépassent les rendements obtenus en présence des eaux usées. Quand on considère le cumule des deux coupes, nous remarquons que pour les deux qualités d'eau, les rendements augmentent légèrement avec l'apport d'azote minéral et sont presque équivalents avec un léger avantage pour les eaux usées. Il est à signaler que lors de la 2<sup>ème</sup> coupe, les traitements eaux usées ont donné des productions supérieures à celles de l'eau de nappe. Concernant la production de matière sèche de la partie aérienne (tableau 17), il ressort qu'elle suit l'évolution de la matière fraîche.

Le sorgho cultivé en 2000 (tableau 18) a conduit à des rendements supérieurs à ceux obtenus en 1998 alors qu'il n'avait pourtant reçu qu'une fumure pour les traitements eau de nappe et pas de fumure pour les traitements eaux usées. Manifestement, ce sorgho a valorisé des apports d'azote antérieurs.

La production de matière sèche totale est du même ordre de grandeur (supérieur à 10 t MS/ha) pour les deux précédents "types d'eau" mais se répartit différemment en fonction de la coupe, la deuxième coupe produisant moins de matière sèche dans le traitement précédent "eau usée". Dans le traitement eau de nappe, l'azote apporté par l'engrais en 2<sup>ème</sup> coupe a un effet bénéfique.

Tableau 18 : Production de matière fraîche et sèche par le sorgho fourrager au cours de la campagne 2000 (t MS/ha).

		Matière fraîche			Matière sèche		
Précédent		1 <sup>ère</sup> coupe	2 <sup>ème</sup> coupe	Total	1 <sup>ère</sup> coupe	2 <sup>ème</sup> coupe	Total
Eau de nappe	N0	31,7	14,4	46,1	7,9	4,1	12,1
	N1	29,2	18,1	47,3	7,2	5,1	12,3
	N2	31,0	22,6	53,6	7,8	6,5	14,3
	N3	28,9	24,9	54,7	7,0	7,0	14,0
		Matière fraîche			Matière sèche		
Précédent		1 <sup>ère</sup> coupe	2 <sup>ème</sup> coupe	Total	1 <sup>ère</sup> coupe	2 <sup>ème</sup> coupe	Total
Eau usée traitée	N0	32,1	9,3	41,4	8,6	2,5	11,2
	N1	29,4	12,4	41,8	8,4	3,5	11,8
	N2	31,4	11,7	43,1	9,1	3,3	12,4
	N3	31,0	11,9	42,9	8,7	3,3	12,0

#### 4.6.2. Quantités d'azote exportées depuis le début de l'expérimentation

Ces quantités sont présentées dans le tableau 19. On constate que pour les traitements N0, les exportations par les différentes cultures sont supérieures en présence des eaux usées par rapport à l'eau de nappe.

Tableau 19 : Quantité d'azote exportée (kg N/ha) par les différentes cultures.

	Quantité d'azote exportée (kg N/ha)			
EN	N0	N1	N2	N3
Sorgho	113	129	139	117
Aubergine	130	169	171	145
Orge	65	72	94	98
Sorgho	123	162	211	265
Total	431	532	615	625
EUT	N0	N1	N2	N3
Sorgho	126	145	144	142
Aubergine	180	167	163	135
Orge	94	97	118	115
Sorgho	131	152	171	236
Total	531	561	596	628

Pour les doses N2 et N3, l'exportation apparaît équivalente pour les deux types d'eau reflétant un même niveau de disponibilité d'azote.

Au niveau N0, les deux cultures de sorgho ont conduit à des exportations du même ordre de grandeur. Il n'en est pas de même au niveau N3 où les exportations ont doublé en 2000 par rapport à 1998 traduisant ici un enrichissement important en N de la matière sèche produite.

#### 4.6.3. Efficience agronomique

L'efficience agronomique traduit la quantité de matière sèche produite par kg d'azote apporté (tableau 20). L'examen de ce tableau montre qu'elle est en moyenne de l'ordre de 20 kg MS/kg N. Elle décroît avec la dose totale apportée. Elle est favorablement influencée par la culture du sorgho et surtout celle de 2000. A l'opposé, la culture d'orge valorise le moins bien l'azote en terme de production de matière sèche. La performance modeste de l'aubergine à cet égard est plutôt à attribuer à l'excès d'eau d'irrigation apporté.

Tableau 20 : Efficience agronomique des différentes cultures (kg MS/ kg N apporté)

	Efficience agronomique(kg MS produit/kg N apporté)			
EAU NAPPE	N0	N1	N2	N3
Sorgho	27	21	18	17
Aubergine	16	17	15	12
Orge	12	10	10	9
Sorgho	52	43	43	37
TOTAL	24	22	20	17
EAU USEE	N0	N1	N2	N3
Sorgho	21	22	20	19
Aubergine	14	12	11	9
Orge	12	11	10	8
Sorgho	48	51	53	51
TOTAL	21	20	18	16

#### 4.6.4. Efficience d'utilisation de l'azote

Les résultats d'une estimation de l'efficience d'utilisation de l'azote pour l'ensemble des cultures testées sont présentés dans le tableau 21.

En moyenne, l'azote total apporté est apparemment utilisé à raison de 30% par l'ensemble des cultures. Le sorgho cultivé durant la campagne 2000 apparaît comme la culture la plus efficiente.

Tableau 21: Efficience d'utilisation de l'azote (N exporté/N apporté)

	Efficience d'utilisation de l'azote			
EAU DE NAPPE	No	N1	N2	N3
Sorgho	35	30	26	20
Aubergine	24	28	27	20
Orge	29	26	29	26
Sorgho	53	57	63	69
Total	32	34	34	30
EAU USEE TRAITEE	No	N1	N2	N3
Sorgho	30	33	31	29
Aubergine	27	23	21	15
Orge	40	34	35	30
Sorgho	56	65	73	101
Total	34	33	33	32

#### **4.7. STOCKAGE DES EFFLUENTS SECONDAIRE EN VUE D'UNE REUTILISATION AGRICOLE.**

##### **4.7.1. Stockage de maturation**

Ayant une durée relativement courte (de l'ordre de quelques jours), le stockage de maturation a pour principal objectif l'amélioration de la qualité sanitaire des effluents. Son efficacité est fortement liée aux caractéristiques des dispositifs de stockage ainsi qu'aux conditions climatiques.

##### **a) Effet de la profondeur des bassins**

Les résultats obtenus sur l'évolution du nombre de coliformes fécaux dans un bassin de stockage ayant une capacité de 375 m<sup>3</sup> et une profondeur totale de 4 m montrent (Figure 7) que l'élimination de ces germes est plus rapide à faible profondeur. Ainsi, sous une température ambiante moyenne de 24°C, une eau contenant  $4,3 \times 10^5$  CF dans 100 ml atteint la qualité bactériologique requise pour une irrigation non restrictive (W.H.O., 1989) au bout de 3 jours de stockage lorsque la profondeur est inférieure à 100 cm. Pour une profondeur comprise entre 150 et 350 cm, la même eau nécessite un stockage d'une dizaine de jours pour que sa teneur en coliformes fécaux atteigne des valeurs inférieures à 1000 bactéries dans 100 ml. La faible épaisseur de la lame d'eau garantie une bonne pénétration de la lumière solaire qui est nécessaire au développement des algues. L'activité photosynthétique de ces dernières entraîne une augmentation du pH et un enrichissement des eaux en oxygène dissous d'où une élimination rapide des indicateurs fécaux.

La représentation graphique de l'évolution de l'abattement des coliformes fécaux en surface et à 50 cm du fond du bassin (figure n°8) confirme le ralentissement de l'élimination de ces germes en profondeur : En surface, cet abattement atteint des valeurs supérieures à 4 unités log dès le cinquième jour de rétention. A 50 cm du fond du bassin, l'abattement est faible au cours de la première semaine ; il augmente progressivement pour atteindre 3 unités log au bout de 13 jours de stockage.

## b) Effet de la température ambiante

Le tableau 22 présente les résultats de suivis de l'évolution des indicateurs dans un bassin de stockage sous deux températures différentes (25 et 15 °C). Ces deux valeurs correspondent généralement aux températures ambiantes durant, respectivement, le début de l'été et le début de l'hiver sur le site expérimental. Dans les deux cas, le suivi a été réalisé avec une hauteur d'eau dans le bassin égale à 150 cm. Sous conditions estivales, le nombre moyen des coliformes fécaux dans les effluents stockés a été réduit à moins de  $10^3/100$  ml en 8 jours ce qui correspond à un abattement de 4,4 unités log. Sous une température de 15°C, l'abattement des CF a atteint 3 unités log au bout d'environ 18 jours de rétention. Le nombre initial des CF était respectivement de  $2,4 \times 10^6/100$  ml et  $9,3 \times 10^5/100$  ml. Cette concentration initiale plus élevée serait à l'origine d'une plus forte compétition bactérienne dont l'effet additionné à celui de la température se serait traduit par une mortalité plus rapide des CF.

Tableau 22 : Evolution du nombre des indicateurs bactériens dans les eaux stockées sous températures ambiantes de 15 et 25°C (log NPP/100ml)

TR (jours)	25 °C		15 °C	
	log CF	log SF	log CF	log SF
2	5,7	3,4	4,3	3,1
4	3,8	2,9	4	3,7
7	3,4	2,2	3,4	3,5
9	2,5	2,4	2,7	2,1
14	1	2,6	2,2	2,2
16	0,9	2,2	2	2,5
18	0,7	2,5	1,2	2,4
22	0,9	2,2	1,7	1,7

TR : Temps de rétention ; CF : Coliformes fécaux ; SF : Streptocoques fécaux.

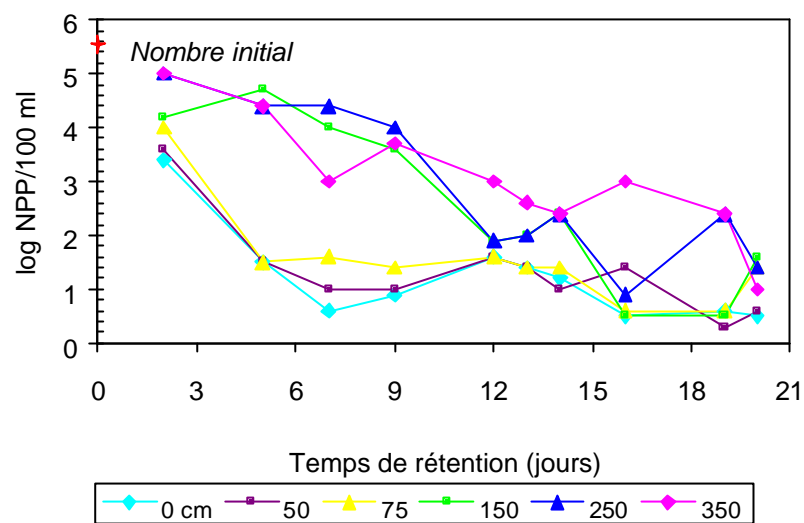


Fig.7 : Evolution du nombre de coliformes fécaux en fonction de la profondeur et du temps de séjour.

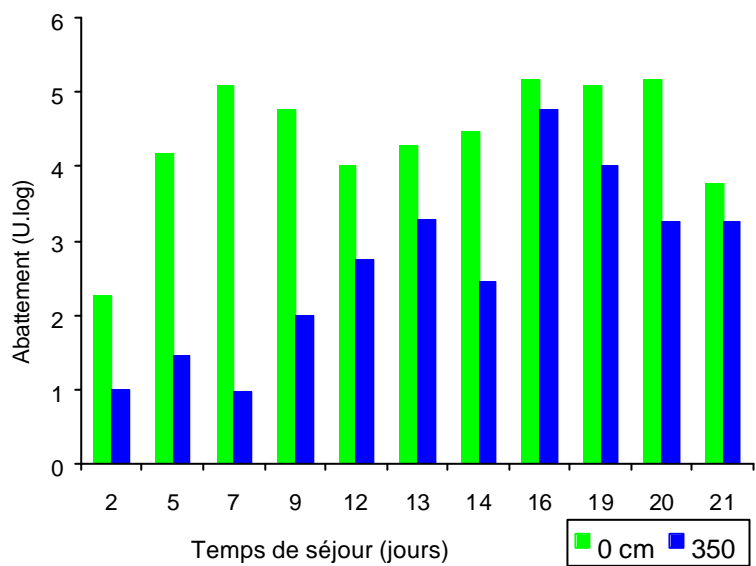


Fig.8 : Evolution de l'abattement des coliformes fécaux en surface et à 50 cm du fond du bassin.

### c) Effet de la capacité des bassins

Pour étudier l'effet de l'importance du volume d'eau stockée sur la décontamination, un essai a été conduit dans les bassins expérimentaux A et B et D. Le bassin B a été rempli seulement au 2/3 afin d'avoir la même hauteur d'eau (2 m) dans tous les bassins. Les trois bassins ont été remplis le même jour par les effluents secondaires provenant de la station de traitement par boues activées SE4. Le tableau 23 indique, pour les trois bassins, les caractéristiques moyennes des eaux au démarrage et à la fin de la période de suivi.

Les données de ce tableau montrent que la plupart des caractéristiques moyennes des eaux déterminées au début de la période de suivi étaient assez rapprochées notamment pour les bassins A et B où ces valeurs initiales ont été déterminées après environ 24 heures du remplissage. Pour le bassin D, les premières mesures ont été effectuées après 4 jours du remplissage ; de ce fait la contamination bactérienne initiale des eaux était plus faible dans ce bassin que dans les deux autres. Quant à l'évolution des différents paramètres, on constate qu'elle a été caractérisée par les mêmes tendances. En effet, le pH et la teneur en oxygène dissous ont augmenté au niveau des trois bassins alors que la température moyenne des eaux a subi une baisse. Il faut remarquer que cette température a été plus stable dans le bassin D qui contenait un volume d'eau beaucoup plus important (4000 m<sup>3</sup> contre 75 et 170 m<sup>3</sup> respectivement pour A et B). En effet, dans le bassin D la température moyenne des eaux a évolué autour de 12 °C durant les 20 premiers jours alors qu'elle a varié entre 10,5 et 15 °C dans les bassins A et B au cours de la même période.

La conductivité électrique moyenne des eaux a diminué à la fin de leur séjour dans les trois bassins ce qui serait dû à un effet de dilution par les eaux de pluies. Le total des précipitations enregistrées durant la période de suivi a atteint 167 mm.

Tableau 23 : Caractéristiques moyennes des eaux stockées dans les bassins A, B et D au démarrage et à l'arrêt des suivis.

	Bassin A		Bassin B		Bassin D	
	I T.S=1 j	F T.S=29 j	I T.S=1 j	F T.S=29 j	I T.S=4 j	F T.S=29 j
Température(°C)	14,6	6,9	15	7,4	12,7	7,4
pH	7,7	8,3	7,7	8,3	7,8	8,4
C.E (mS/cm)	3,21	2,68	3,12	2,49	3,25	2,58
O.D (mg/l)	4,5	12,8	0,4	16,5	0,6	13,2
CF *	4,6	0,5	6	2,1	4,1	1,4
SF *	5,2	0,9	5,9	1	2,6	1,1

T.S : Temps de séjour ; O.D : Oxygène dissous ; C.E : Conductivité électrique ; CF : Coliformes fécaux ; SF : Streptocoques fécaux ; I : Etat initial (démarrage du suivi) ; F : Etat final ; \* log( NPP/ 100 ml).

La décontamination microbienne des eaux est illustrée dans la figure 9 qui représente l'évolution, dans le temps, du nombre de coliformes fécaux dans les eaux retenues au niveau des trois bassins.



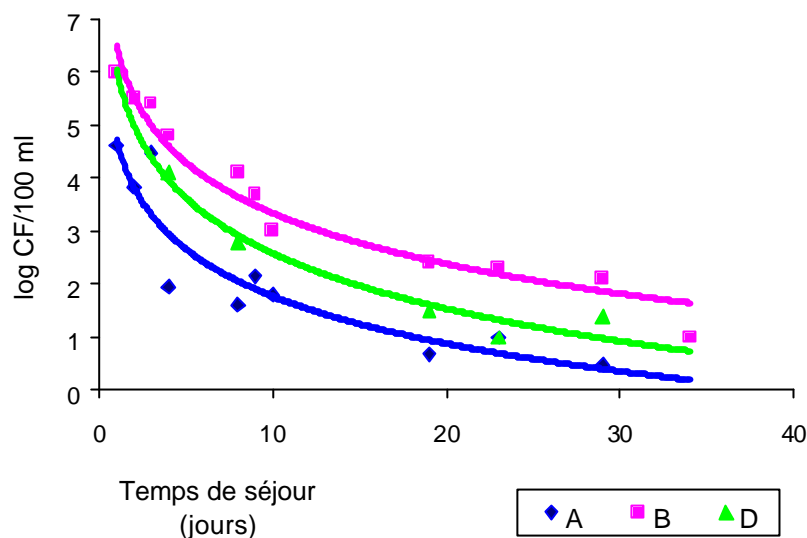


Fig. 9: Evolution du nombre de coliformes fécaux dans les eaux stockées au niveau de trois bassins de capacités différentes.

Les courbes de tendance tracées à partir des résultats obtenus dans les différents bassins présentent la même allure et sont assez rapprochées ce qui illustre une décontamination similaire au niveau de ces bassins. L'importance de la quantité d'eau stockée aurait par conséquent peu d'effet sur le déroulement de la décontamination. Cependant, il faut préciser que dans le cas du bassin D, le nombre de mesures effectuées est plutôt faible. De plus, le suivi n'a démarré qu'après 4 jours du remplissage ; la décontamination était en partie réalisée. Pour ces raisons, ce résultat ne peut être considéré définitif et doit être confirmé par des essais ultérieurs. Pour les streptocoques, les données du tableau 23 montrent qu'à la fin de la période de suivi la teneur des eaux stockées était de même niveau dans les trois bassins. Cependant, l'abattement de cet indicateur était de même ordre de grandeur pour les bassins A et B (respectivement 4,3 et 4,9 U.log) alors qu'au niveau du Bassin D cet abattement a été nettement plus faible (1,5 U.log). Comme dans le cas des CF, cette différence résulte du fait que la teneur correspondante au démarrage du suivi a été déterminé après quatre jours du remplissage du bassin D; elle est anormalement faible et ne traduit pas la qualité initiale des eaux stockées dans ce bassin. Cette qualité initiale serait logiquement de même niveau que dans le cas des bassins A et B puisque l'effluent a une même origine (station d'épuration par boues activées SE4) et les trois bassins ont été remplis le même jour.

#### 4.7.2. Stockage saisonnier des effluents secondaires

Les essais de stockage saisonnier des EUT ont été menés durant la saison pluvieuse lorsque ces eaux ne sont pas utilisées pour l'irrigation des cultures. Les résultats obtenus durant deux campagnes hivernales successives sont présentés dans ce rapport.

### **Essai mené du 8/10/97 au 8/05/98**

Cette expérience a duré sept mois, ce qui correspond à peu près à la durée maximale d'une période annuelle de stockage car, la saison humide est généralement plus courte. Selon les années, l'irrigation des cultures est arrêtée durant trois à cinq mois. Les principales caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des eaux ont été suivies tout au long de cette période. La figure 10 représente les profils verticaux de la température, de l'oxygène dissous et du pH des eaux au démarrage de l'essai (après environ 24 heures du remplissage du bassin) et à la fin de la période de stockage. Il apparaît à travers ces profils qu'au démarrage de l'essai, la température était relativement homogène à travers la masse d'eau et se situait autour de 25 °C. La température ambiante étant encore relativement élevée (annexe 1), un gradient de température s'est développé relativement vite dans le bassin. La différence de température entre le niveau de surface et la profondeur de 350 cm a atteint 4°C au bout de six jours de stockage. A la fin du mois d'octobre, la température de l'eau commençait à baisser d'une façon remarquable ; simultanément, le gradient de température diminuait d'importance puis disparaissait durant l'hiver. Dès la fin du mois de février la température de l'eau a commencé à augmenter. Cette augmentation a été plus rapide en surface qu'en profondeur. Le gradient s'est alors développé ; il a atteint son maximum en avril avec 7,2 °C de différence entre la température de l'eau en surface et celle mesurée à 350 cm de profondeur. Ce gradient apparaît sur le profil correspondant à la fin de la période de suivi.

Au démarrage de l'essai, la teneur en oxygène dissous était inférieure à 1 mg/l dans toute la masse liquide puis avec l'établissement de l'activité photosynthétique, une zone aérobie s'est progressivement différenciée dans la partie supérieure du bassin (0 – 100 cm). Au-delà de 150 cm de profondeur, la teneur de l'eau en oxygène dissous est restée le plus souvent inférieure à 1 mg/l. Il a été constaté que durant la période la plus froide de l'année, les eaux profondes s'enrichissaient en oxygène dissous mais, l'état d'aérobiose est resté meilleur dans la moitié supérieure du bassin. Au printemps, avec l'élévation de la température ambiante, l'activité photosynthétique s'est rétablie dans la partie supérieure du bassin ; ce qui a assuré l'approvisionnement en oxygène des bactéries aérobies. Au fond, les réactions anaérobies ont repris et engendré des composés qui avaient tendance à remonter en surface où ils subissaient une oxydation. Ces différents processus ont résulté dans la différenciation, au sein de la colonne d'eau, de deux zones distinctes. La première, relativement riche en oxygène, s'étendait jusqu'à la profondeur de 150 cm ; la seconde était caractérisée par des teneurs qui dépassaient rarement 1 mg/l.

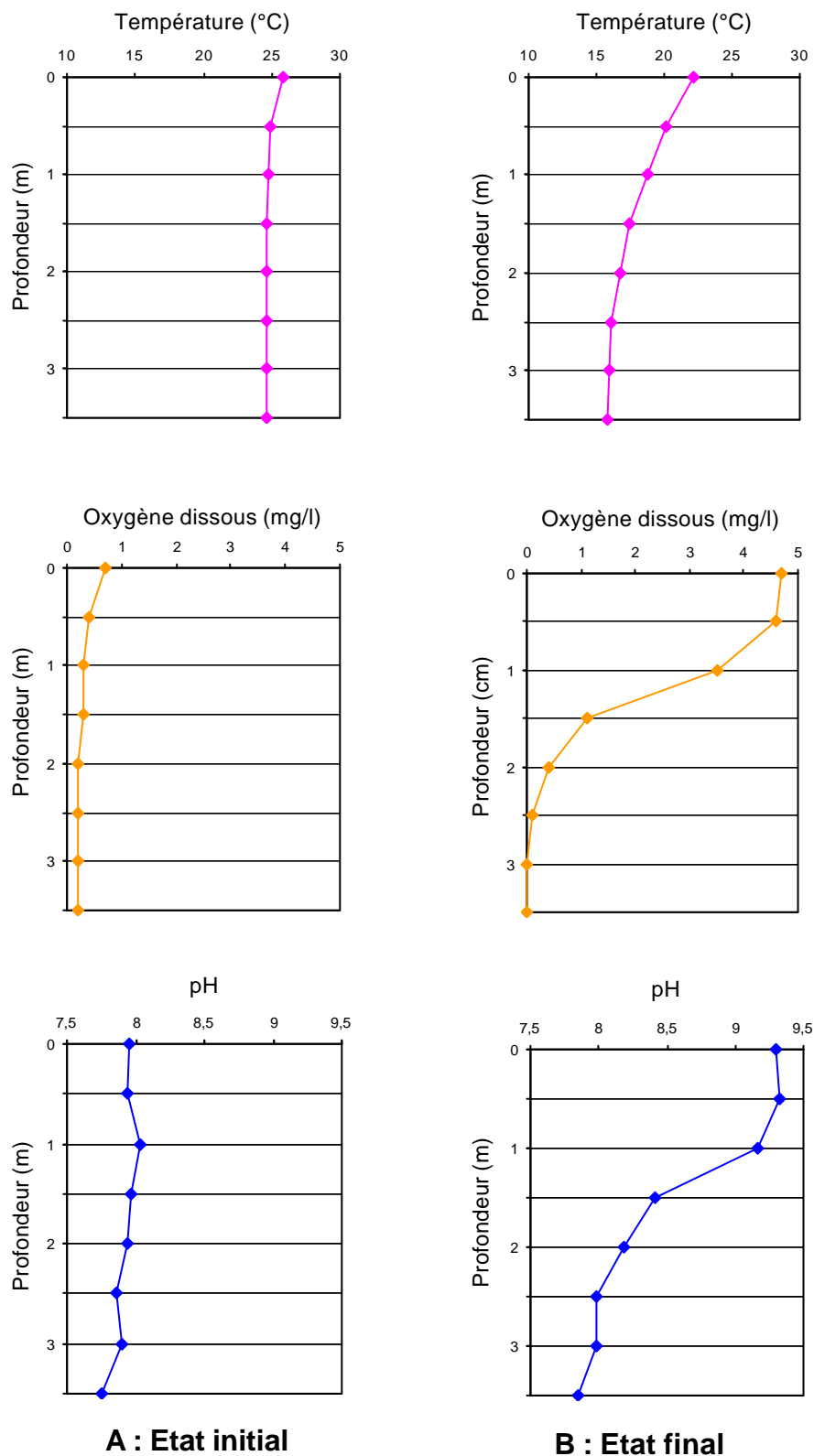


Fig. 10 : Profils verticaux de la température, de l'oxygène dissous et du pH au démarrage (A) ; et à la fin (B) d'un stockage saisonnier (Oct. 97 - mai 98).

Au démarrage de l'expérience, le pH des eaux était homogène à travers toute la colonne d'eau. Dès les premiers jours de stockage, ce paramètre a augmenté en surface ce qui résulte de l'établissement rapide de l'activité photosynthétique, phénomène marqué par la coloration verte des eaux et par l'augmentation de la teneur en oxygène dissous. Durant l'hiver, le pH était relativement homogène à travers la masse d'eau. Au printemps, avec la reprise des activités microbienne et photosynthétique, le pH a de nouveau augmenté en surface alors qu'en profondeur une faible tendance à la baisse s'est manifestée. Cette baisse résulterait de la dégradation anaérobie de la matière organique déposée au fond du bassin et qui est un processus acidogène. Un gradient de pH s'est alors développé dans le bassin et a persisté jusqu'à la fin de la période de stockage (Figure 1). Ce gradient a atteint son maximum en avril avec une différence de 1,45 unités entre le niveau de surface et la profondeur de 350 cm. Ce phénomène avait été signalé par Barbagallo et al.(1999) qui ont constaté une différence de pH proche de deux unités entre la surface et le fond d'un bassin de stockage ayant 5 mètres de profondeur. La résultante de tous les processus accomplis à différents niveaux dans le bassin a consisté en une augmentation du pH moyen des eaux stockées ce qui est bénéfique pour l'élimination des coliformes. Entre le début et la fin de la période de stockage, le pH moyen des eaux a augmenté de 1,08 unités.

Les figures 11 et 12 représentent l'évolution de l'état de contamination des eaux stockées en germes fécaux. On constate que les coliformes fécaux ont diminué rapidement. En effet, leur nombre moyen a atteint 13 germes dans 100 ml après 6 jours de rétention. Le niveau de contamination des eaux par ces germes est resté par la suite très faible (souvent inférieur à 10 CF/100 ml).

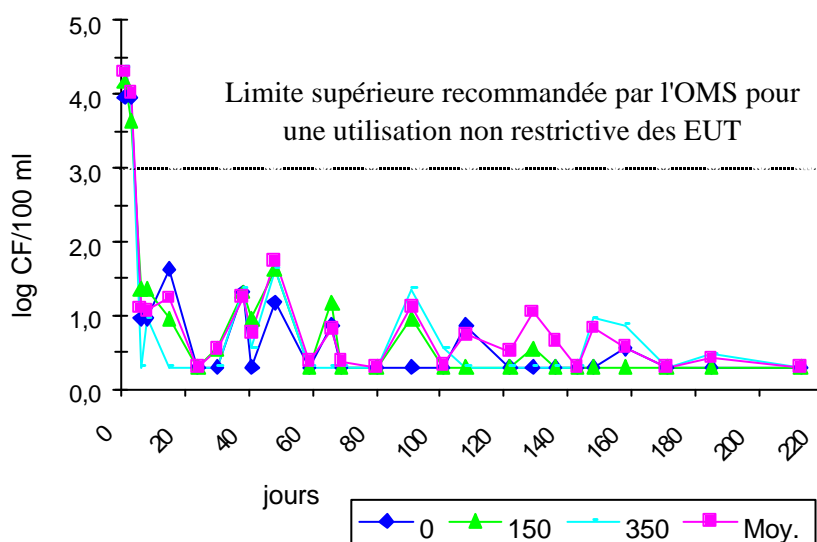


Fig. 11: Evolution du nombre de CF dans les eaux au cours de leur stockage saisonnier (Oct. 97 - mai 98).

L'évolution du nombre de CF à différentes profondeurs prouve que ces indicateurs bactériens ne développent aucune stratification durant la période de stockage : Une fois que la décontamination est accomplie, le nombre reste relativement faible à travers toute la masse d'eau. Les variations, enregistrées aux différentes profondeurs sont de même ordre de grandeur ; elles sont dues à l'imprécision des dénombrements bactériens.

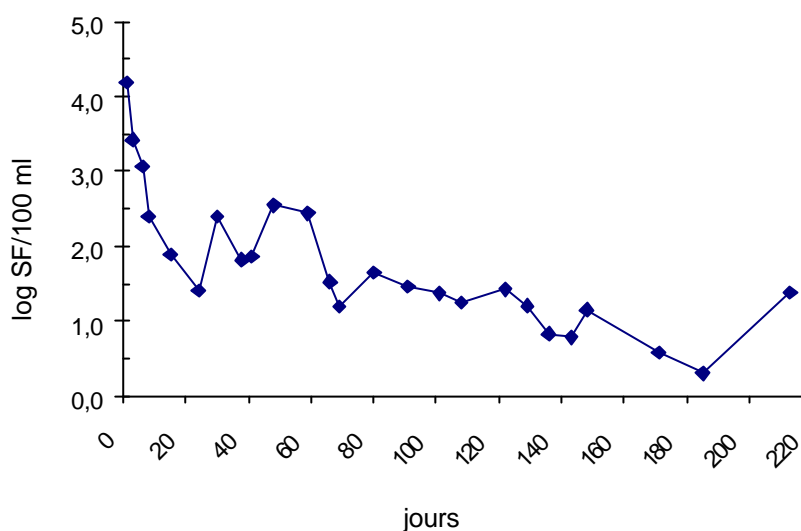


Fig. 12 : Evolution de la teneur moyenne des eaux en S.F au cours du stockage saisonnier (Oct. 97 - mai 98).

Le nombre moyen des streptocoques fécaux a également baissé durant la période de stockage mais, comme dans le cas des essais précédents, la baisse a été moins rapide et moins importante que celle des coliformes fécaux. Bien que les teneurs initiales des eaux en ces deux indicateurs fussent rapprochées le nombre moyen des streptocoques fécaux est resté durant toute la période de stockage supérieur à celui des coliformes. Les fluctuations temporaires de ce paramètre sont d'une amplitude plus importante que dans le cas des CF. Pour préserver la clarté de la représentation graphique, seule la teneur moyenne des eaux en cet indicateur a été représentée (Figure 12). L'origine des SF n'étant pas exclusivement fécale, les fines particules de terre ou les déchets divers apportés par le vent ou introduits accidentellement dans le bassin sont des vecteurs potentiels de ces germes. L'effet de ces vecteurs ajouté à la variabilité due aux dénombrements bactériens serait à l'origine de ces fluctuations temporaires.

### **Essai mené du 28/09/98 au 29/04/99**

C'est le deuxième essai de stockage ayant une durée relativement longue (7 mois). Il a été entrepris dans le but de confirmer les résultats obtenus sur le même

dispositif expérimental durant l'hiver précédent et tester la reproductibilité des phénomènes qui se manifestent dans un bassin de stockage saisonnier d'effluents. Durant le premier mois de rétention, les températures enregistrées à différentes profondeurs étaient relativement rapprochées sauf en surface et à 50 cm de profondeur où les eaux étaient généralement plus chaudes. La différence de température entre la surface et le fond du bassin a atteint près de 6 °C vers la fin du mois d'octobre. Durant l'hiver, la température était relativement homogène dans le bassin : L'écart entre la surface et le fond était inférieur à 2°C. A l'arrivée du printemps (fin février), la température de l'eau a entamé une évolution à la hausse ; En même temps une stratification thermique s'est progressivement développée et s'est maintenue jusqu'à la fin de l'essai.

L'évolution de la teneur des eaux stockées en oxygène dissous (Figure 13-b) montre des similitudes avec les tendances apparues au cours du précédent essai de stockage saisonnier. En effet, dès le début de la phase de repos, un important enrichissement des eaux en oxygène dissous a été constaté en surface et à 50 cm de profondeur. Dans le reste du bassin, l'augmentation a été plus lente et a abouti à une stratification qui a persisté jusqu'à la fin du mois de novembre. Durant la période froide, une importante augmentation de la teneur des eaux en oxygène a été constatée à tous les niveaux ; cependant, les eaux proches de la surface sont restées plus riches en O<sub>2</sub> que celles du fond du bassin. A la fin de l'hiver, la teneur en O<sub>2</sub> dissous a subi une chute qui résulterait de la reprise de l'activité microbienne. Au printemps, avec l'établissement progressif de la photosynthèse, la concentration en oxygène dissous a augmenté dans les eaux proches de la surface d'où la différenciation d'une zone aérobie dans la partie supérieure et d'une zone anaérobie au fond du bassin.

Durant les 20 premiers jours de rétention, le pH des eaux a subi une augmentation relativement importante à travers toute la masse d'eau (Fig. 13-c). Cette augmentation était un peu plus forte près de la surface du fait d'une photosynthèse plus active à ce niveau. Dès la fin du mois d'octobre, la baisse de la température des eaux au-dessous de 20°C a entraîné un ralentissement de la photosynthèse ; l'augmentation du pH était de ce fait plus faible et plus lente. Durant l'hiver, le pH des eaux s'est maintenu autour de 8,5 et une parfaite homogénéité de ce paramètre a été constatée en janvier lorsque la température moyenne des eaux se situait autour de 10°C. Au printemps, comme le pH avait tendance à augmenter en surface et à diminuer en profondeur, une stratification s'est développée progressivement ; l'écart de pH entre la surface et la profondeur de 350 cm a atteint 2,35 unités à la fin du mois d'avril. Le pH moyen des eaux a évolué dans le sens d'une augmentation jusqu'à fin mars atteignant un maximum de 9,38 puis il a légèrement baissé du fait de l'intensité de l'activité microbienne acidifiante. Entre le début et la fin de la période de stockage, l'augmentation du pH moyen des eaux a atteint un peu plus d'une unité et a contribué à la réalisation des conditions défavorables à la survie des germes fécaux. En effet, il est bien connu que les valeurs de pH approchant 9 ou plus augmentent le taux d'élimination des CF (Pearson et al., 1987).

La conductivité électrique des eaux a été contrôlée six fois durant la période de stockage. Les résultats des mesures effectuées à trois niveaux différents dans le bassin de stockage sont indiqués dans le tableau 24.

Tableau 24 : Evolution de la conductivité électrique des eaux au cours de leur stockage saisonnier (Sep.98 – Avr.99).

Profondeur (cm)	31/10/98 T.S = 30	01/12/98 T.S = 63	31/12/98 T.S = 94	25/01/99 T.S = 119	10/03/99 T.S = 163	12/04/99 T.S = 196
5	2,88	2,92	2,58	2,35	2,39	2,46
100	2,87	2,91	2,56	2,37	2,46	2,46
350	2,88	2,93	2,57	2,65	2,43	2,6
Moyenne	2,88	2,92	2,57	2,46	2,43	2,51

T.S = Temps de séjour (jours)

On constate que la conductivité électrique moyenne des eaux a varié dans un intervalle de 0,49 mS/cm et que la valeur correspondante au mois d'avril est inférieure à celle déterminée lors du premier contrôle. En effet, après une légère augmentation durant le mois de novembre, les fortes pluies enregistrées pendant les mois de décembre 98 et janvier 99 (respectivement 87,7 et 166,1 mm) ont entraîné une baisse de la conductivité électrique de sorte que sa valeur après 196 jours de stockage est restée inférieure à celle déterminée après 30 jours de rétention malgré une évaporation croissante et relativement importante à partir du mois de mars (annexe 2). Les trois derniers contrôles mettent en évidence une conductivité électrique plus forte au fond du bassin que dans sa partie supérieure ce qui confirme les observations des essais précédents relatives à la formation d'un gradient de salinité au sein de la masse d'eau stockée.

La contamination bactérienne initiale des effluents stockés était relativement élevée (figure 13-d). La teneur moyenne des eaux en CF déterminée quelques heures après le remplissage du bassin était de  $3,5 \times 10^6$  bactéries par 100 ml. Cette teneur a baissé rapidement puisqu'elle a atteint la valeur de 256 CF /100 ml après une durée de rétention de 4 jours ce qui correspond à un abattement de 4,1 log. L'évolution à la baisse de cet indicateur s'est poursuivie pendant toute la durée du stockage. Après 40 jours de rétention, le nombre moyen de CF était inférieur à 10 bactéries par 100 ml; Cette faible teneur s'est conservée jusqu'à la fin de l'essai ce qui reflète une bonne qualité bactériologique des eaux stockées. Le nombre moyen des SF a également accusé une importante baisse durant les premiers jours de l'expérience mais, comme dans le cas du précédent essai, la teneur des eaux en cet indicateur est restée supérieure à celle des CF pendant toute la durée de stockage. L'abattement réalisé durant ce stockage saisonnier a été de 6,2 unités log pour les CF et de 2,8 unités log pour les SF.

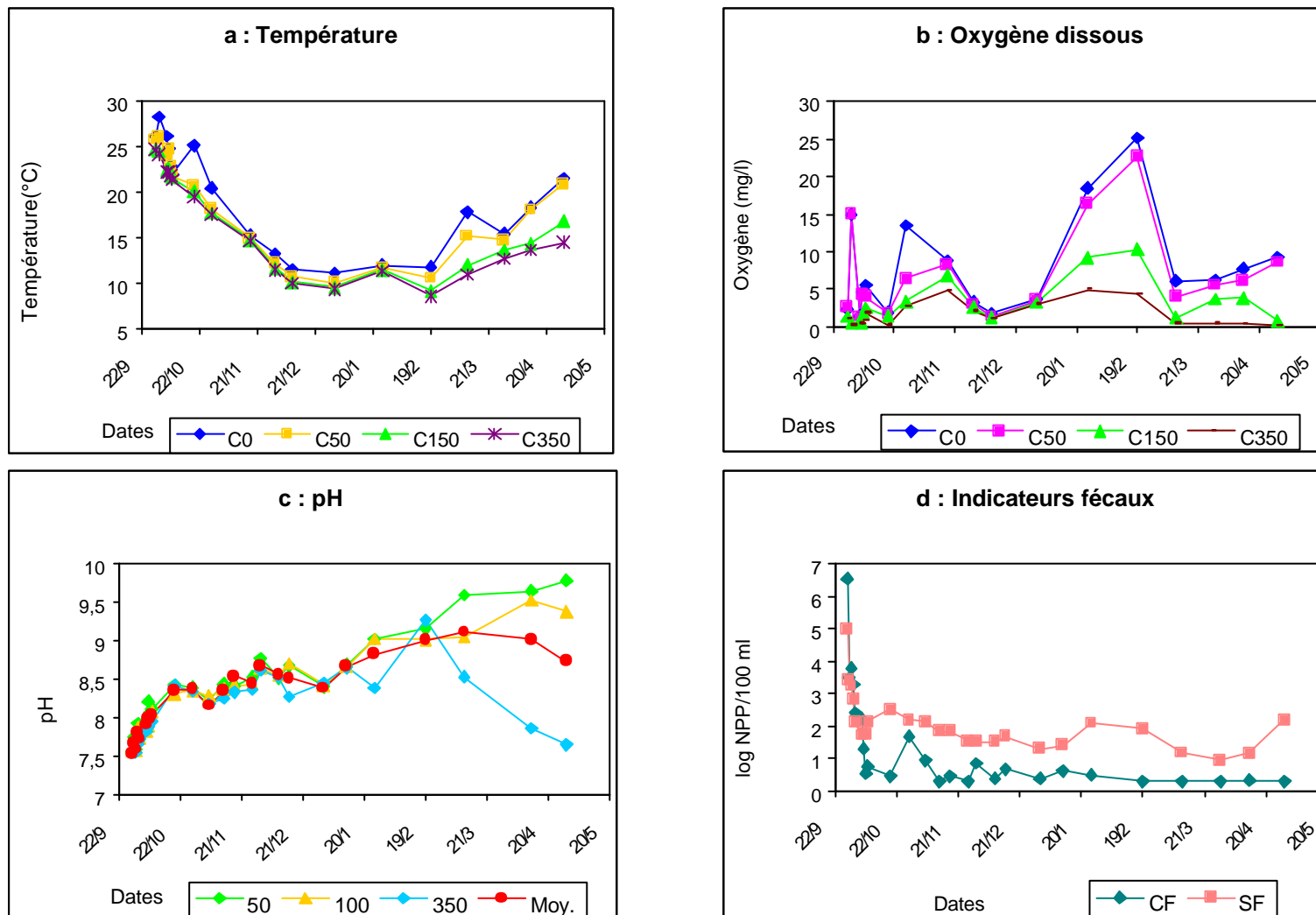


Fig. 13: Evolution des principales caractéristiques des eaux utilisées au cours de leur stockage saisonnier (Septembre 98 - Avril 99).



Les résultats relatifs à l'évolution des indicateurs bactériens au cours des essais de stockage saisonnier prouvent que le séjour prolongé en bassin a un effet bénéfique sur la qualité bactériologique des eaux. En effet, la teneur moyenne des eaux en germes fécaux continue à évoluer dans le sens d'une baisse pour atteindre des valeurs qui se situent autour de la limite de détection de la méthode analytique utilisée. Ces résultats rappellent ceux d'autres travaux qui ont démontré que le stockage saisonnier des eaux usées entraînait une amélioration de leur qualité bactériologique. En Israël, le stockage saisonnier des effluents dans un réservoir ayant une capacité de 700 000 m<sup>3</sup> et une profondeur de 13 m entraîne un abattement des coliformes fécaux de l'ordre de 1 à 2 unités log (Soulie et Tremea Lancard, 1991). Dans un autre réservoir qui a une capacité de 12 millions de m<sup>3</sup> et une profondeur de 10 m, les effluents secondaires contiennent après stockage saisonnier 10<sup>2</sup> coliformes fécaux dans 100 ml ce qui correspond à un abattement de l'ordre de 3 unités log par rapport au nombre de ces germes dans les eaux qui arrivent au réservoir (Libhaber, 1990). Selon des informations plus récentes, le stockage saisonnier des effluents peut entraîner un abattement des coliformes fécaux de plus de 5 unités log lorsqu'il est effectué dans un réservoir bien conçu et bien géré (Juanico, 1995). Quant à la durée de la décontamination, Mara et al., (1995) obtenaient des teneurs en coliformes fécaux inférieures à 10<sup>3</sup>/100 ml après un stockage des eaux usées durant 2 à 3 semaines lorsque la température dans les bassins est de 24-27°C. Ces différences par rapport à nos résultats peuvent s'expliquer par la profondeur des bassins et par la qualité initiale des eaux. Ces auteurs ont en effet effectué leurs expériences dans des bassins de 6 mètres de profondeur et avec des eaux contenant de 3,2 x 10<sup>5</sup> à 1,3 x 10<sup>6</sup> CF/100 ml. La profondeur de nos bassins ne dépasse pas 4 mètres et les effluents secondaires utilisés dans nos essais présentaient, au démarrage de la phase de repos, des teneurs en coliformes fécaux généralement plus faibles.

Les données relatives aux deux indicateurs bactériens montrent que dans la plus part des cas, la mortalité des CF était supérieure à celle des SF ce qui est en accord avec les résultats d'autres travaux (Jawson et al., 1982 ; Howell et al., 1996). Par ailleurs, une variabilité saisonnière dans la persistance des SF a été mise en évidence (Howell et al., 1995) ; ce phénomène, ajouté au caractère ubiquiste de *S.faecalis* var. *liquifaciens*, affaiblit considérablement la valeur des SF en tant qu'indicateurs de pollution fécale. Cependant la recherche de ces germes peut renseigner sur la qualité sanitaire d'une eau qui ne contient pas de CF. De plus, le rapport CF/SF peut apporter des informations sur l'origine de la contamination fécale (Geldreich, 1976 ; Baxter-Potter et Gilliland, 1988) bien que la signification de ce rapport soit parfois contestée (Howell et al. , 1995).

#### **4.7.3. Persistance des salmonelles dans les eaux stockées et dans les boues déposées sur le fond des bassins.**

Les bactéries pathogènes du genre *Salmonella* n'ont pas été recherchées systématiquement à chaque essai. Trois recherches ont été effectuées dans des échantillons d'eaux usées prélevés instantanément au moment du remplissage des bassins et une recherche dans les boues déposées sur le fond du bassin de stockage C et prélevées au moment du curage. Les trois recherches effectuées sur les effluents secondaires étaient toutes négatives. La présence irrégulière et le faible

nombre des salmonelles par rapport à la charge microbienne totale des eaux usées (Boutin, 1982 ; Cross, 1985) rend leur mise en évidence hasardeuse surtout lorsque la recherche est effectuée dans des échantillons de faible volume ou prélevés sur une courte période. Or, les conditions de déroulement des essais et notamment le faible débit d'alimentation des bassins en eaux usées n'ont pas permis le prélèvement d'échantillons composés. Comme les salmonelles n'ont pas été mises en évidence dans les effluents prélevés à l'entrée des bassins, leur évolution au cours du stockage n'a pas été suivie.

La recherche des salmonelles dans les boues a permis l'isolement de six souches de appartenant à deux sérotypes différents. Il s'agit de *S. corvallis* et de *S. entéritidis*. D'après un travail précédemment effectué (Trad-Raïs, 1996) ces deux sérotypes sont les plus fréquents dans les boues des stations d'épuration. La présence de ce pathogène dans les dépôts prouve qu'il était initialement présent dans les effluents secondaires utilisés dans ces essais de stockage. Il est bien connu que les traitements appliqués aux eaux usées dans les stations d'épuration n'éliminent pas totalement ces bactéries pathogènes (Baylet et al. , 1975 ; Trad-Raïs 1989). Dans les bassins de stockage ces bactéries sont entraînées par les matières organiques qui se déposent sur le fond. Celles qui restent en suspension dans les eaux subiraient le même sort que les CF. Vu qu'il y a normalement  $10^3$  à  $10^4$  fois moins de salmonelles que de CF dans les eaux usées, ces pathogènes ne seraient pas présents dans les effluents après un stockage si la durée de ce dernier est suffisante pour ramener la teneur en CF à une valeur inférieure à  $10^3/100$  ml. Or, des travaux réalisés au cours des dernières années (Townsend, 1992 ; Kfir et al., 1993 ; Trad Raïs et Ben Aïssa 1998) ont démontré la fragilité de la relation entre le nombre de coliformes fécaux et la présence des salmonelles dans divers milieux. Vu l'importance du rôle que jouent ces bactéries dans la pathologie humaine et animale, il serait souhaitable de ne pas conclure à leur absence sur la base de faibles teneurs en indicateurs fécaux et d'inclure leur recherche dans le contrôle de la qualité des effluents décontaminés. Par ailleurs, comme les salmonelles peuvent survivre longtemps dans les boues (Trad-Raïs, 1996), la prudence s'impose dans la manipulation des produits de curage des bassins et une attention particulière doit être accordée à leur élimination.

#### **4.7.4. Etude des modalités de gestion des petits bassins de stockage**

La capacité des bassins expérimentaux est relativement réduite en comparaison aux besoins en eau de l'agriculture. La mise en place de bassins d'une telle dimension n'est envisageable que sur les exploitations agricoles. L'objectif de l'étude est de déterminer, pour ce type de dispositif, le mode de gestion qui permette de répondre au double objectif de régulation et de décontamination des eaux usées. Plusieurs scénarios ont été testés sur les différents bassins. Les résultats présentés dans ce rapport concernent deux protocoles de gestions testés sur les bassins A et B durant la campagne d'irrigation 1999.

Le premier bassin a été géré en batch c'est à dire selon des cycles complets « remplissage – repos – réutilisation ». Entre le 15/05/99 et le 11/09/99 huit cycles ont été réalisés. Ces cycles rapprochés ont permis de tester toutes les conditions climatiques possibles entre le début et la fin d'une campagne d'irrigation. De même

et compte tenu de la variabilité de la qualité des eaux usées à la sortie de la station d'épuration, il a été possible de tester différents cas de figure quant à la qualité initiale des effluents à décontaminer (tableau 25). Vu que les cycles étaient relativement courts, la plupart des paramètres suivis (pH, conductivité électrique. ..) ne subissaient pas de changements importants. Seuls les résultats relatifs à la qualité bactériologique seront présentés. L'évolution de la contamination des eaux par les CF durant les différents cycles de décontamination sont présentés dans la figure 14.

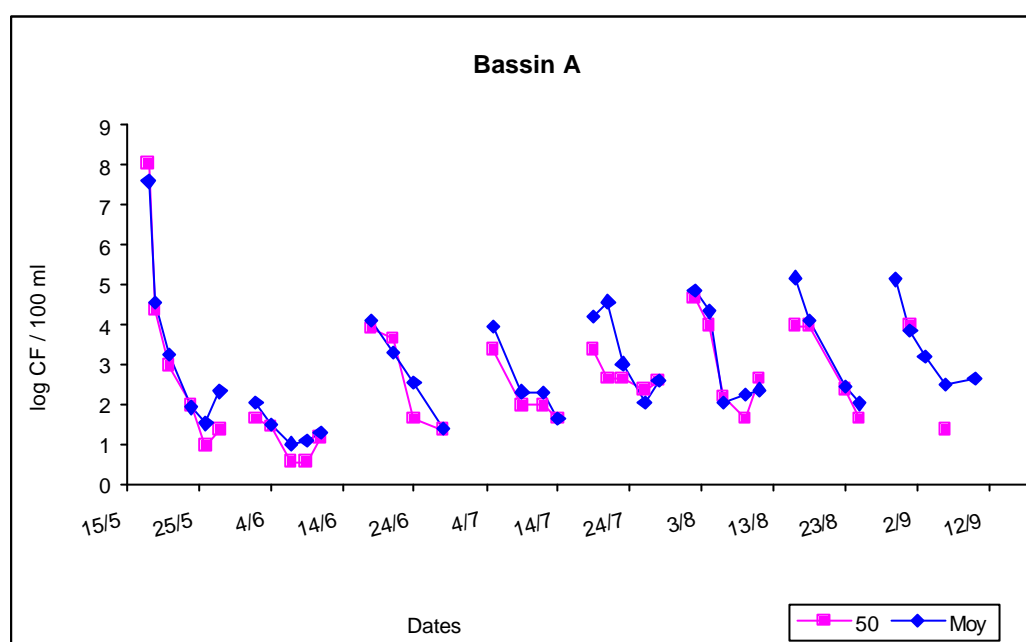


Fig. 14 : Evolution de la contamination des eaux par les coliformes fécaux au cours de leur rétention dans le bassin A (15/05/99 - 11/09/99).

Vu que la profondeur du bassin est relativement limitée, la qualité bactériologique de l'eau a été à peu près homogène à travers toute la masse d'eau. La teneur des eaux en CF mesurée à la profondeur 50 cm était peu différente de la teneur moyenne (calculée à partir des trois profondeurs de prélèvements étudiés (0, 50 et 150 cm) mais, parfois plus faible. A la fin de chaque cycle, l'eau contenait moins de 1000 CF/100 ml. Cette qualité étant atteinte en une semaine au maximum ce qui pourrait correspondre au rythme des irrigation dans cette région.

Au niveau du bassin B, le mode de gestion testé au cours de la même période (mai 99 – Septembre 99) était caractérisé par des prélèvements et des arrivées multiples d'eaux usées dans le bassin. Chaque intervention consistait à prélever la moitié du volume stocké dans le bassin et à le remplacer par un effluent secondaire en provenance de la station d'épuration. Ces effluents contenaient de  $4,3 \times 10^5$  à  $1,1 \times 10^9$  CF par 100 ml (tableau 25).

Tableau 25 : Nombre des coliformes fécaux dans les effluents au démarrages des essais dans les bassins A et B

Bassin A	Bassin B
----------	----------

Dates	CF/100 ml	Dates	CF/100 ml
17/05/99	$1,1 \times 10^8$	17/05/99	$1,1 \times 10^8$
01/06/99	$3 \times 10^3$	01/06/99	$4,3 \times 10^5$
16/06/99	$2,3 \times 10^5$	16/06/99	$1,1 \times 10^7$
01/07/99	$1,1 \times 10^7$	02/07/99	$1,1 \times 10^8$
16/07/99	$1,1 \times 10^8$	16/07/99	$1,5 \times 10^6$
31/07/99	$2,3 \times 10^6$	03/08/99	$4,6 \times 10^7$
14/08/99	$2,1 \times 10^6$	18/08/99	$2,3 \times 10^6$
29/08/99	$1,1 \times 10^8$	30/08/99	$1,1 \times 10^9$

La figure 15 représente l'évolution de la teneur moyenne des eaux en CF ainsi que celles des eaux prélevés à 100 et à 250 cm de profondeur. On constate que la durée de décontamination a été parfois longue (10 à 12 jours). Par ailleurs, la qualité bactériologique n'était pas homogène au sein du bassin ; les eaux étaient plus contaminées vers le fond d'où l'intérêt à ce que le point de prélèvement pour l'irrigation soit proche de la surface.

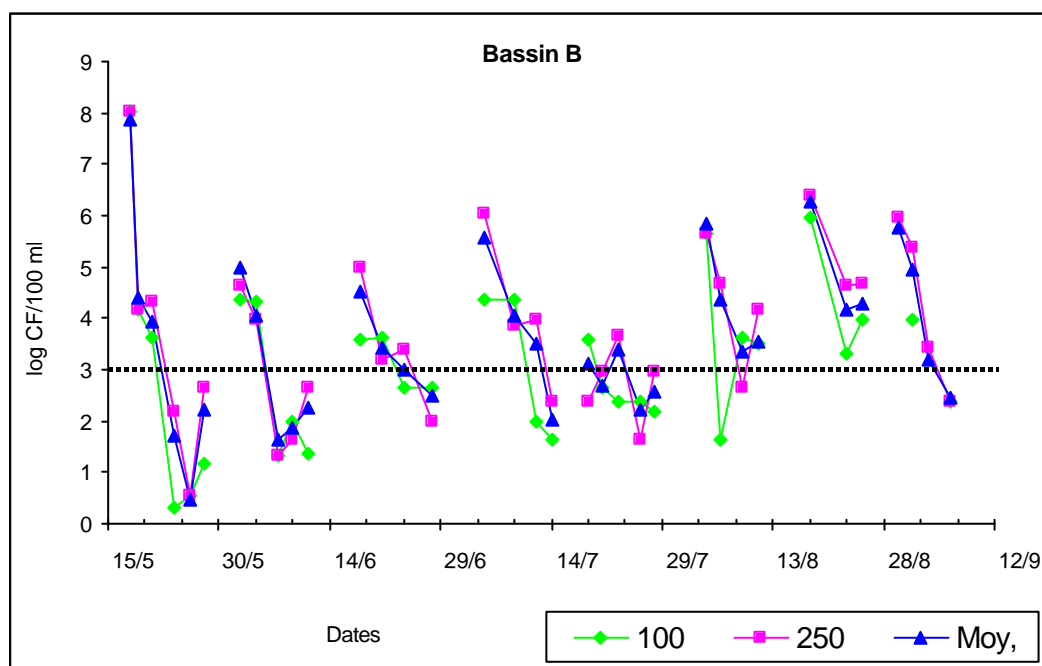


Fig. 15 : Evolution de la contamination des eaux par les coliformes fécaux au cours de leur rétention dans le bassin B (15/05/99 - 11/09/99).

On constate également que durant les deux premiers cycles, la décontamination a été plus rapide que durant les cycles réalisés au mois d'août. Ce résultat est en accord avec ceux précédemment obtenus (Trad Raïs et Xanthoulis, 1999) selon lesquels les températures ambiantes situées entre 20 et 25 °C étaient plus favorables à la décontamination que celles situées entre 25 et 30°C. Par ailleurs, l'effet de dilution dû au mélange des eaux usées introduites dans le bassin avec les effluents décontaminés contenus dans sa moitié inférieure n'entraînait pas un raccourcissement de la durée de décontamination. Ce résultat rejoint celui de travaux précédents qui ont démontrés que les CF survivaient plus longtemps lorsqu'ils étaient moins nombreux du fait d'une plus faible compétition microbienne.

(Trad Raïs, 2000). Ce mode de gestion ne permet pas de disposer toujours d'un effluent décontaminé pour chaque irrigation ; il serait plus opportun de disposer de deux bassins en série dont l'un servirait à la décontamination, l'autre au stockage plutôt que d'un seul bassin d'une capacité plus importante.

#### 4.7.5. Estimation du coefficient d'abattement des coliformes fécaux dans les bassins de stockage

L'objectif de ce travail était de produire une relation, sur la base de modèles physiques existants, qui permette de décrire l'évolution de la concentration en coliformes fécaux au cours du temps dans un bassin de stockage. Cette relation devait faire intervenir des paramètres physiques, chimiques et météorologiques. Son intérêt est de permettre, en fonction des conditions locales, le dimensionnement des bassins de stockage ainsi que la détermination du temps de séjour minimum pour obtenir des eaux susceptibles d'être utilisées pour une irrigation non restrictive des cultures.

Les résultats des suivis obtenus lors de 15 essais de stockage différents réalisés dans les bassins expérimentaux entre 1996 et 1999 ont été utilisés pour cette étude. Ces résultats concernent, outre les paramètres bactériologiques, le temps de séjour, la profondeur de prélèvement des échantillons, la température de l'eau, son pH et sa teneur en oxygène dissous. De même, les données climatiques répertoriées sur le site expérimental et relatives aux périodes des différents essais ont été utilisées. Ces données comprennent les températures minimum, maximum et moyenne de la journée, les humidités relatives minimum, maximum et moyenne de la journée, la durée d'insolation journalière et l'évaporation. Les principales étapes ont consisté dans :

- le choix d'un modèle qui décrivait au mieux l'abattement des CF puis
- le calcul du coefficient d'abattement ( $K_b$ ) sur la base des valeurs observées ( $N$ ) de la concentration en coliformes fécaux.

Pour la description de l'évolution de la concentration en coliformes fécaux, 3 modèles pouvaient être utilisés. Ces modèles sont indiqués dans le tableau 26.

Tableau 26 : Formules permettant d'estimer l'évolution de la concentration en coliformes fécaux dans un bassin (Von Sperling, 1999)

Réacteurs	Abattement
Ecoulement piston	$N = N_0 \times e^{-K_b \times t} \quad (1)$
- Mélange complet à une seule cellule ou - mélange complet à n cellules en série	$N = \frac{N_0}{1 + K_b \times t} \quad (2)$ $N = \frac{N_0}{(1 + k_b \times t/n)^n} \quad (3)$
Ecoulement tourbillonnaire	$N = N_0 \times \frac{4 \times a \times e^{1/2d}}{(1+a)^2 \times e^{a/2d} - (1-a)^2 \times e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1 + 4 \times K_b \times t \times d} \quad (4)$

$N_0$  : Concentration en coliformes de l'affluent ;  $N$  : Concentration en coliformes de l'effluent ;  
 $t$  : Temps de rétention et  $d$  : Nombre de dispersion.

Vu la configuration géométrique des bassins expérimentaux, le régime hydraulique à écoulement tourbillonnaire serait le plus proche de la réalité. Le modèle correspondant à ce régime a été retenu. Les valeurs de  $K_b$  ont alors été calculées de façon à minimiser la somme des carrés des écarts entre les valeurs observées et les valeurs estimées de  $N$ .

L'analyse statistique des données a montré que les facteurs à prendre en compte pour la détermination de  $K_b$  étaient le temps de séjour de l'eau dans le bassin, la profondeur de ce dernier, la concentration initiale en coliformes fécaux, les températures de l'eau et de l'air et l'humidité relative de l'air. La relation ainsi trouvée est:

$$\ln(K_b) = 18,1 - 0,462 \times \ln(H) - 4,39 \times \ln(t) - 0,107 \times \ln(N_0) - 0,400 \times T_{\text{eau}} + 0,156 \times T_{\text{air}} + 0,076 \times H.R. \quad (5)$$

Le coefficient de détermination associé à cette relation est de 80,4%.

Cependant, cette relation est difficile à mettre en œuvre du fait du grand nombre de facteurs qui interviennent et qui ne sont pas toujours disponibles ou mesurables sur place. C'est pourquoi, une relation plus simple a été recherchée. Cette relation faisait intervenir seulement le temps de séjour et le coefficient d'abattement. Elle est donnée par la formule suivante:

$$\ln(K_b) = 11,4 - 3,24 \times \ln(t) \quad (6)$$

Cette relation est caractérisée par un coefficient de régression de 64%.

Parallèlement à la méthode statistique, une relation permettant d'estimer le  $K_b$  a été recherchée par voie numérique. Dans ce cas, on recherche la combinaison de facteur qui minimise la somme des carrés des écarts entre les valeurs calculées précédemment de  $K_b$  et les valeurs estimées. La relation obtenue par cette méthode était:

$$K_b = 4475,951 \times H^{-0,017} \times t^{-1,782} - 0,424 \times \ln(N_0) \quad (7)$$

Comme pour la méthode statistique, on ne tient compte que du temps de séjour, d'où la relation:

$$K_b = 9476,613 \times t^{-2,175} \quad (8)$$

La comparaison des valeurs estimées de  $K_b$  par les modèles statistique et numérique ne tenant compte que du temps de séjour avec les valeurs calculées sur base des observations de concentration, permet de constater que le modèle numérique donne une meilleure approximation du coefficient  $K_b$ .

Finalement, l'estimation de l'évolution de la concentration en coliformes fécaux est faite en calculant  $K_b$  par la relation (8). Cette valeur est ensuite introduite dans l'équation de l'écoulement tourbillonnaire (4).

Tableau 27: Comparaison des valeurs estimées et des valeurs calculées du coefficient d'abattement pour les différents essais de stockage.

Essai	Bassin	Temps de séjour (j)	$K_b$ (j-1) estimé	$K_b$ (j-1) observé	Différence (%)
1	C	26	7,93	6,73	17,83
2	B	24	9,43	12,98	27,35
3	C	24	9,43	9,00	4,78
4	B	30	5,81	25,64	77,34
5	C	30	5,81	11,89	51,14
6	C	22	11,40	83,30	86,31
7	A	29	6,25	10,33	39,50
8	A	14	30,47	35,26	13,58
9	B	12	42,60	89,14	52,21
10	C	38	3,47	2,50	38,80
11	A	10	63,34	34,62	82,96
12	A	13	35,80	35,66	0,39
13	A	12	42,60	80,86	47,32
14	A	11	51,48	19,12	169,25
15	A	9	79,65	146,57	45,66

Le tableau 27 compare les valeurs estimées du coefficient d'abattement avec les valeurs calculées pour les différents essais. On constate que la relation trouvée donne de bons résultats pour certains essais alors que pour d'autres, la différence est relativement importante.

#### 4.5. IMPACT SANITAIRE DE L'IRRIGATION D'UNE CULTURE D'AUBERGINE PAR DES EAUX USEES TRAITEES.

L'aubergine fait partie des cultures dont l'irrigation par les eaux usées traitées est actuellement prohibée en Tunisie (JORT, 1989) ; Cependant, elle ne constitue pas un produit préoccupant sur le plan sanitaire vu que les fruits se développent à une certaine distance du sol et qu'ils ne sont, en principe, consommés qu'après cuisson. L'aubergine, avec la pomme de terre, pourrait, éventuellement, être ajoutée à la liste des cultures (JORT, 1994.) dont l'irrigation par les eaux usées traitées est autorisée d'où l'intérêt de cette étude.

La qualité hygiénique des fruits d'aubergine irrigués par des eaux usées traitées et par des eaux de la nappe phréatique a été étudiée durant deux campagnes d'irrigation successives (1999 et 2000). Au cours de la première campagne, les parcelles expérimentales ont été irriguées par des effluents secondaires provenant directement du réseau qui alimente tout le périmètre irrigué de la région. Durant la deuxième campagne, les eaux usées d'irrigation ont subi, avant leur utilisation, un stockage de maturation destiné à améliorer leur qualité microbienne.

Les principales caractéristiques des eaux utilisées pour l'irrigation des parcelles expérimentales sont indiquées dans le tableau 28. Ces caractéristiques ont été déterminées à partir d'échantillons prélevés au moment des irrigations.

Tableau 28 : Caractéristiques des eaux utilisées pour l'irrigation des parcelles expérimentales

Origine des eaux	CT/100 ml	EC/100 ml	SF/100 ml	pH	CE (mS/cm)
Eaux de la nappe	$8.10^2$	$9,4.10^2$	$7,2.10^3$	7,1	3,6
Effluent secondaire	$1,3.10^5$	$1.10^5$	$2,26.10^5$	7,8	3,4
Effluent secondaire stocké en bassin	$2,4.10^2$	$2,4.10^2$	$3,4.10^2$	8,5	3,2

CT : coliformes totaux ; EC : *Escherichia coli* ; SF : streptocoques fécaux ; CE : Conductivité électrique.

Les eaux utilisées pour l'irrigation des parcelles expérimentales présentent un même niveau de salinité quelque soit leur origine ; le pH est neutre dans le cas des eaux de nappe, légèrement basique pour les effluents secondaires, il présente une valeur nettement plus élevée après un séjour dans le bassin de stockage. Quant aux caractéristiques bactériologiques, on constate que le nombre des indicateurs fécaux contenus dans 100 ml d'eau est sensiblement de même ordre de grandeur dans les effluents secondaires ayant subi un stockage de maturation que dans les eaux de la nappe phréatique. Les effluents secondaires provenant directement du réseau d'irrigation présentent un niveau de contamination bactériologique significativement plus élevé que celui des eaux témoins et des effluents traités provenant du bassin de stockage. Sur la base des résultats présentés dans le tableau 28, les effluents secondaires n'ayant pas subi un stockage en bassin, ne possèdent pas la qualité bactériologique requise, selon les recommandations de l'O.M.S (WHO, 1989) pour un usage agricole non restrictif.

#### 4.5.1. Effet de l'origine des eaux d'irrigation sur la qualité bactériologique des fruits d'aubergine.

Tableau 29 : Contamination bactérienne des fruits d'aubergine en relation avec l'origine des eaux d'irrigation

Type d'échantillons		N.P.P/ gramme		
		CT	EC	SF
Fruits prélevés sur les parcelles témoins	Nb. Ech	97	97	97
	moyenne	21,6	5,7	100,5
	IC	15,1	3,2	78,7
Fruits prélevés sur les parcelles irriguées par les EUT	Nb. Ech	97	97	97
	moyenne	62,3	30,5	76,4
	IC	40,9	35,4	47,3

Nb. Ech : Nombre d'échantillons analysés ; IC : Intervalle de confiance ; N.P.P : Nombre le plus probable ; CT : coliformes totaux ; EC : *Escherichia coli* ; SF : streptocoques fécaux.



Les résultats du tableau 29 ont été obtenus au cours de la campagne d'irrigation 1999; ils montrent que le niveau de contamination bactérienne des fruits d'aubergine dépend de l'indicateur considéré. Pour les coliformes totaux et les *Escherichia coli*, les concentrations moyennes étaient plus élevées sur les fruits provenant de parcelles irriguées par les eaux usées en comparaison avec les fruits témoins. Dans le cas des streptocoques fécaux, qui peuvent avoir aussi une origine tellurique, le nombre est plus élevé sur les fruits produits sur les parcelles témoins irriguées par les eaux de la nappe. Cependant, il faut remarquer que pour les trois groupes de germes dénombrés, les différences observées ne sont pas significatives. Par ailleurs, on constate que pour les CT et les EC, l'intervalle de confiance à 95 % est plus large dans le cas des fruits irrigués par les EUT, ce qui révèle une plus grande dispersion des résultats donc une plus grande variabilité du niveau de contamination bactériologique ; Pour les SF, une grande dispersion des résultats autour des moyennes est constatée sur les deux types de fruits (témoins et irrigués par les EUT). L'augmentation du niveau de contamination par les coliformes constatée sur les fruits des parcelles irriguées par les EUT par rapport à ceux des parcelles témoins serait due à quelques échantillons particulièrement contaminés qui ont été prélevés au mois de septembre après de fortes pluviométries (22,9 mm dont 5 mm enregistrés le jour du prélèvement). En effet, une première synthèse des résultats obtenus sur 146 échantillons prélevés et analysés avant la fin la fin du moi d'août 1999 a révélé que le niveau moyen de contamination bactérienne était faible (nombre de CF/g < 5) et de même ordre de grandeur quelque que soit l'origine des fruits. La contamination survenue en fin de campagne serait de type indirect c'est-à-dire due à la projection de particules de sol au moment des pluies. Ces résultats rappellent ceux de travaux plus anciens réalisés sur ce même produit et où les prélèvements effectués à la fin de la campagne étaient plus contaminés que ceux prélevés en début de campagne (Trad Raïs, 1997).

Sur la base des résultats présentés dans le tableau 29, on peut conclure qu'avec l'utilisation d'effluents secondaires en irrigation, les fruits d'aubergine ont présenté sensiblement la même qualité bactériologique que celle des fruits témoins provenant des parcelles irriguées par des eaux de la nappe phréatique.

#### **4.5.2. Effet de la distance par rapport au sol sur le nombre de germes fécaux véhiculés par les fruits d'aubergine.**

L'effet du contact avec le sol sur la qualité hygiénique des fruits d'aubergine a été étudié à partir d'un nombre d'échantillons relativement limité (30 prélevés sur parcelles irriguées par les eaux usées et 28 prélevés sur les parcelles témoins) car seuls les premiers fruits qui se forment sur les jeunes plantes au début de la campagne sont susceptibles d'être en contact avec le sol. Au fur et à mesure que les plantes se développent, les fruits se forment à des distances de plus en plus importantes par rapport au sol. Le tableau 3 présente les résultats des dénombrements des micro-organismes véhiculés par les fruits d'aubergine développés en contact avec le sol et ceux de fruits développés à 10 cm ou plus par rapport à ce dernier.

Tableau 30 : Influence du contact avec le sol sur le nombre de bactéries véhiculées par les fruits d'aubergine

		Eaux usées traitées	Eaux de la nappe
--	--	---------------------	------------------

Type d'échantillons		N.P.P/ gramme			N.P.P/ gramme		
		CT	EC	SF	CT	EC	SF
Fruits en contact avec le sol	N.E	30	30	30	28	28	28
	Moy.	28,1	9,9	40,1	5,4	2,2	6,8
	IC	30,1	10,2	71,7	3,9	2,3	6,9
Fruits prélevés à 10 cm ou plus par rapport au sol	N.E	30	30	30	28	28	28
	Moy.	3,6	0,7	3,8	7,6	3,8	5
	IC	3,4	0,7	3,4	9	6,5	4,3

Nb. Ech : Nombre d'échantillons analysés ; IC : Intervalle de confiance ; N.P.P : Nombre le plus probable ; CT : coliformes totaux ; EC : *Escherichia coli* ; SF : streptocoques fécaux.

En cas d'irrigation par les EUT, les fruits qui sont en contact avec le sol présentent des teneurs bactériennes plus élevées mais, non significativement différentes de celles des fruits développés à une certaine distance du sol. Les fruits éloignés du sol présentent des charges bactériennes plus groupées autour de la valeur moyenne, ce qui indique une qualité hygiénique plus homogène et plus stable que dans le cas d'un contact avec le sol.

Les fruits provenant des parcelles irriguées par les eaux de la nappe présentent à leur surface des concentrations bactériennes faibles aussi bien lorsqu'ils sont en contact avec le sol que lorsqu'ils en sont éloignés. La variabilité des résultats est faible dans les deux cas. Le sol n'étant pas contaminé, les fruits qui le touchent présentent la même qualité hygiénique que ceux qui se développent éloignés de sa surface.

#### 4.5.3. Impact de l'irrigation par des effluents secondaires décontaminés en bassin sur la qualité hygiénique des fruits d'aubergine.

Cet aspect a été étudié au cours de la campagne d'irrigation 2000. Les résultats des dénombrements réalisés, au cours de cette campagne, à partir d'une centaine d'échantillon sont présentés dans le tableau 31.

Tableau 31 : Nombre de germes indicateurs véhiculés par les fruits irrigués par les effluents stockés et par les eaux de la nappe phréatique.

Type d'échantillons		N.P.P/ gramme		
		CT	EC	SF
Fruits prélevées sur les parcelles témoins	Nb. Ech	53		
	moyenne	5,4	2,1	10,6
	IC	4,4	1,3	5
Fruits prélevés sur les parcelles irriguées par les effluents stockés	Nb. Ech	53		
	moyenne	26,7	1,9	27,9
	IC	40,5	1,7	40,5

Nb. Ech : Nombre d'échantillons analysés ; IC : Intervalle de confiance ; N.P.P : Nombre le plus probable ; CT : coliformes totaux ; EC : *Escherichia coli* ; SF : streptocoques fécaux.

Ces résultats montrent que les fruits cueillis sur les parcelles irriguées par les eaux usées traitées ayant subi un stockage de maturation véhiculent un plus grand nombre de coliformes totaux et de streptocoques fécaux que les fruits prélevés sur les parcelles témoins mais la différence n'est pas significative. Par contre, le nombre des EC se trouvant à la surface des fruits d'aubergine est sensiblement le même quelle que soit l'origine des eaux qui ont servi à l'irrigation des parcelles expérimentales. L'intervalle de confiance calculé pour chacun des trois indicateurs montre que les nombres des CT et des SF présentent une plus grande marge de variation dans le cas des fruits irrigués par les eaux usées traitées alors que la variation du nombre d'EC est relativement limitée dans le cas des deux type d'eaux utilisés en irrigation.

La comparaison des résultats obtenus au cours des deux campagnes d'irrigation successives montre qu'en cas d'irrigation par les eaux usées traitées provenant directement de la station d'épuration (tableau 29), le niveau de contamination bactérienne des fruits est légèrement plus élevé qu'en cas d'irrigation par des EUT ayant séjourné dans un bassin de stockage (tableau 31) mais, la différence n'est pas significative. Par conséquent, l'amélioration de la qualité sanitaire de la production due au stockage des EUT dans un bassin avant leur utilisation pour l'irrigation n'est pas clairement et significativement établie à travers ces essais. Cette absence d'effet significatif pourrait s'expliquer par le fait que les bactéries mises en évidence sur les fruits même en cas d'irrigation par les eaux usées non décontaminées (campagne 1999) étaient peu nombreuses. Les fruits d'aubergine présentent une surface peu favorable à l'adhésion des bactéries ainsi qu'au maintien d'une certaine humidité nécessaire à la survie bactérienne. De plus les plantes étant espacées, tous les fruits reçoivent quotidiennement les rayons solaires ce qui assure leur décontamination. L'aubergine est un produit relativement peu sensible à la contamination à partir de la surface du sol et ce en raison de la distance des fruits par rapport au sol et des caractéristiques de leur surface. Des travaux réalisés sur l'aubergine, dans un autre cadre et sur un site expérimental différent ont abouti aux mêmes conclusions (Trad Raïs, 1997). Avec un autre type de produit plus sensible à la contamination microbienne (laitue, persil ...), l'amélioration de la qualité des EUT d'irrigation aurait vraisemblablement un effet plus perceptible sur la qualité sanitaire de la production.

## CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les résultats relatifs à l'évolution de la stabilité structurale des sols ont montré que l'utilisation des eaux usées traitées (EUT), en comparaison avec l'eau de nappe, a significativement amélioré l'indice d'instabilité structurale de la couche superficielle à la fin de la période d'essais malgré la texture Sablo-argileuse à Argilo-sableuse.

L'étude du comportement des clémentiniers irrigués par les EUT a démontré que ces eaux peuvent être valorisées, au même titre que les eaux de nappe, en irrigation localisée des agrumes à condition d'utiliser le matériel adéquat : De bons rendements ont été obtenus avec les EUT appliquées par les systèmes ajutage et bubbler.

Les plants d'olivier irrigués par les EUT avaient une très bonne vigueur. La variété meski s'est comporté un peu mieux avec l'eau de nappe, tandis que les deux variétés manzanille et chemlali préféraient largement l'eau usée traitée. La variété chétoui, irriguée seulement avec l'eau de nappe a réagit favorablement à un écartement des goutteurs de 50 cm. La variété picholine n'a pas manifesté de préférence pour l'une des deux qualités d'eau. Quant au système racinaire, la majorité des racines se trouvait dans les premiers 60 cm du sol et spécialement de 0 à 30 cm. Ce résultat s'explique par la conduite en irrigué des oliviers.

En vue d'une optimisation de la fertilisation azotée en cas d'irrigation par les EUT, un accent particulier a été mis sur les efficacités agronomiques et d'utilisation de l'azote par culture et pour l'ensemble des cultures étudiées. Ces paramètres se sont avérés très influencés par l'espèce ; la meilleure efficacité observée était pour le sorgho. En outre, les effets cumulatifs des apports précédents d'azote ont été observés en culture de sorgho 2000. L'efficacité d'utilisation de l'ensemble de l'azote mis en jeu dans les deux dispositifs (eau usée et eau de nappe) était similaire et proche de 30% pour des apports au total assez équivalents. L'ensemble de ces observations plaide pour une valorisation équivalente à celle de l'engrais de l'azote contenu dans les EUT. Toutefois, et surtout pour des situations en sol très pauvre, une fumure starter modérée modulée en fonction du type de culture et en tout cas inférieure ou égale à 50 kg N/ha pourrait être recommandée.

Les résultats obtenus sur le stockage ont confirmé son aptitude à améliorer significativement la qualité bactériologique des effluents. Selon la durée et les conditions de rétention, la qualité bactériologique des eaux peut être compatible avec une réutilisation agricole non restrictive. Lorsque la profondeur des bassins de stockage est inférieure à 150 cm, un abattement des coliformes fécaux (CF) de l'ordre de 3 unités log est atteint en trois jours sous une température ambiante de 25°C. Ce même abattement est atteint en 8 jours lorsque la température ambiante est de 31 °C. L'élimination des CF peut s'exprimer en fonction du temps de séjour par la relation :  $K_b = 9476,6 \times t^{-2,175}$ .

Un stockage saisonnier d'une durée allant jusqu'à sept mois n'affecte pas la qualité bactériologique des eaux usées. Après la décontamination, le nombre des indicateurs fécaux se maintient à un niveau proche de la limite de détection de la méthode analytique utilisée. Dans les conditions expérimentales, le degré de salinité des eaux stockées ne subit pas de changements importants qui risquent de

compromettre l'aptitude des eaux à la réutilisation agricole. Cependant, l'étude des effets du stockage sur la salinité des eaux devrait être approfondie par des essais réalisés sous conditions climatiques plus arides que celles qui caractérisent le site expérimental.

Des salmonelles ont été mises en évidence dans les dépôts qui s'accumulent sur le fond des bassins de stockage. Vu la capacité de ces pathogènes à survivre longtemps dans les boues, la plus grande prudence s'impose lors la manipulation des produits de curage des dispositifs de stockage des eaux usées et une attention particulière doit être accordée à l'élimination de ces déchets.

Les essais sur les modalités de gestion des dispositifs de stockage ont montré que le fonctionnement des petits bassins selon un cycle remplissage -repos- réutilisation permet de disposer d'un effluent décontaminé tout les sept jours au maximum, ce qui pourrait correspondre au rythme des irrigations pour certains sols et dans certaines conditions climatiques. Pour les bassins dont la capacité excède les besoins en eau pour une irrigation, la gestion en continu avec des arrivées et des prélèvements multiples d'effluents ne permet pas toujours l'accomplissement de la décontamination durant la période qui sépare deux irrigations. Il serait plus opportun de disposer de deux bassins fonctionnant en série plutôt que d'un bassin unique géré en continu.

L'irrigation d'une culture d'aubergine par les effluents secondaires a entraîné une augmentation du nombre d'indicateurs bactériens sur les fruits récoltés. Cette augmentation par rapport aux fruits des parcelles témoins n'était pas statistiquement significative. En cas d'irrigation par des effluents secondaires ayant subi un stockage de maturation, les fruits d'aubergine ont présenté à leur surface le même nombre moyen d'indicateurs bactériens que les fruits des parcelles témoins. La contamination bactérienne des fruits d'aubergine étant faible même dans le cas d'irrigation par des effluents secondaires non décontaminés, l'effet bénéfique du stockage en bassin des eaux d'irrigation sur la qualité sanitaire de la production n'a pas été clairement démontré.

L'étude de la contamination bactérienne d'un système sol-plante irrigué par les eaux usées selon différentes techniques a révélé que l'utilisation de ces eaux entraîne une contamination du sol par les indicateurs bactériens. Le nombre de ces indicateurs diminue, en général, avec la profondeur. Une tendance à l'augmentation des concentrations bactériennes a été constatée sous irrigation à la raie par rapport à l'irrigation par les deux autres systèmes étudiés. Les plus faibles concentrations bactériennes correspondaient le plus souvent aux parcelles irriguées par micro-aspiration cependant, les performances de ce système sont réduites du fait de son extrême sensibilité au colmatage. L'étude de la qualité hygiénique des pommes de terre produites a révélé la présence d'une contamination bactérienne, significative des tubercules produits sur parcelles irriguées à la raie par les effluents secondaires par rapport aux tubercules produits sur les parcelles témoins irriguées par les eaux de la nappe selon cette même technique. Sur la base des résultats de cette étude et de ceux disponibles sur la performance des systèmes d'irrigation localisée, les goutteurs intégrés semblent constituer le système de choix qui permet d'optimiser la gestion des eaux d'irrigation tout en limitant les effets négatifs dus à la faible qualité des eaux usées chargées en sel et en micro-organismes.

## BIBLIOGRAPHIE

- Barbagallo S., Cirelli G.L., Giammanco G., Indelicato S., Pignato S., (1998). Wastewater storage in reservoir. In Deficit irrigation and use of non conventional water. Publication dans le cadre du projet NECTAR financé par l'U.E.
- Baxter-Poter W.R. and Gilliland W. (1988). Bacterial pollution in runoff from agricultural lands. *J. Environ.Qual.* 17 : 27-34.
- Baylet, R. ; Sinegre, F. ; Chapat, M. et Riviere, Y. (1975) - Salmonelles isolées dans les effluents des stations d'épuration de l'Herault. *Rev. Epidém., Méd. soc. et Santé Publ.*, 1975, t. 23, n° 7-8, 463-468.
- Boutin P. (1982) – Implication sanitaires de l'assainissement des petites collectivités et de l'assainissement autonome. XVIIèmes Journées de l'Hydraulique. Nantes, 14, 15 et 16 sept. 1982. Société Hydrotechnique de France. Rppport n° 9, p. 1-7.
- Campos C., Oron G., Salgot M. and Gillerman L. (2000). Behaviour of the fecal pollution indicators in a soil irrigated with treated wastewater under onsurface and subsurface drip irrigation. *Wat. Sci. Tech.*, 42(1-2), 75-79.
- Chénini F. (2000). Impact de l'utilisation des eaux usées traitées sur les systèmes d'irrigation localisée utilisés sur une culture de pomme de terre. Rapport scientifique, INRGREF, Juin 2000, 11p.
- Cross P. (1985)- Existing Practices and Beliefs in the Utilisation of Human Excreta in Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture. International Reference Centre for Waste Disposal. Duebendorf, Switzerland. Report N° 04/85.
- Dagnelie P. (1986) – Théorie et méthodes statistiques. Applications Agronomiques. Vol.2, 463 p. Presse Universitaire de Gembloux. Belgique.
- Geldreich, E.E. (1976) – Fecal coliform and fecal streptococcus density relationships in waste discharges and receiving waters. *Crit. Rev. Environ. Control* 6, 349-369.
- Howell J.M., Coyne M.S. and Cornelius P.L. (1995) – Fecal bacteria in agricultural waters of the bluegrass region of Kentucky. *J. Environ. Qual.* 24 :411-419.
- Howell J.M., Coyne M.S. and Cornelius P.L. (1996) - Effect of Sediment Particle Size and Temperature on Fecal Bacteria Mortality Rates and Fecal Coliform/Fecal Streptococci Ratio. *J. Environ.Qual.*, Vol.25, November-December 1996. p. 1216-1220.
- JORT, (1989) – Journal Officiel de la République Tunisienne. Décret n° 89 – 1047 du 28 juillet 1989, modifié par le décret n° 93 – 2447 du 13 décembre 1993, fixant les conditions d'utilisation des eaux usées traitées à des fins agricoles.
- JORT, (1994) – Journal Officiel de la République Tunisienne. Arrêté du ministre de l'agriculture du 21 juin 1994, fixant la liste des cultures qui peuvent être irriguées par les eaux usées traitées.
- Jawson M.D., Elliott L.F., Saxton K. E., AND Fortier D.H.(1982) - The effect of cattle grazing on indicator bacteria in runoff from a Pacific northwest watershed. *J. Environ. Qual.*, Vol. 11, n° 4, 1982, p.621-627.
- Juanico M., (1995) - The performance of batch stabilization reservoirs for wastewater treatment in Israel. Second International Symposium on Wastewater

- Reclamation and reuse. Iraklio, Crete, Greece. October 17-20, 1995. Symposium reprint book 1. pp 245-255
- Kfir R., Burger J. S, Idema G. K. (1993) - Detection of salmonella in shellfish grown in polluted seawater. Wat. Sc. Techn., 1993, Vol.27, N°3-4, 41-44.
- Le guyader M. (2000) – Dénombrement des Entérobactéries coliformes dans les eaux destinées à la consommation humaine ; Norme NF T 90414 et ISO 9308-1. Journal Européen d'hydrologie, tome 31, fasc.1. 2000, 25-29.
- Libhaber M., (1990) – Wastewater treatment for agricultural reuse in Israel. PNUE : Réutilisation agricole des eaux usées dans la région méditerranéenne. MAP Technical Reports Series N° 41. UNEP. Priority Actions Programme. Regional Activity Centre. Split, Yugoslavia, 1990.
- Mara D.D., Pearson H.W., Oragui J.I. and Cawley L. (1995) - Sequential batch-fed effluent storage reservoirs: Microbiological and physicochemical performance for unrestricted crop irrigation. Second International Symposium on Wastewater Reclamation and reuse. Iraklio, Crete, Greece. October 17-20, 1995. Symposium reprint book 1.pp 207-210.
- NF T 90-411 : Norme française. Recherche et dénombrement des streptocoques du groupe D. Méthode générale par ensemencement milieu liquide (NPP). Octobre 1989.
- NF T 90-413 : Norme française. Recherche et dénombrement des coliformes thermotolérants. Méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP). Octobre 1985.
- Pearson, H.W., Mara, D.D., Mills, S.W., Smallman, D.(1987) – Physico-Chemical Parameters Influence Faecal Bacteria Survival in Waste Stabilization Pond. International Conference on Waste Stabilization Pond, National Laboratory of Civil Engineering (LNCE), Lisbon, Portugal.
- Soulie M. Et Tremea Lancar L. (1991) - Technologie pour le traitement et la réutilisation des eaux usées dans le bassin Méditerranéen. 3 èmes rencontres de l'Agence Régionale pour l'Environnement Provence - Alpes - Côte d'Azur: 25 -27 Sep. 1991. Le Tholonet, France, 142 p.
- Steel Robert G.D. (1980) – Principles and procedures of statistics. A biometrical approach. McGraw-Hill Book Company.
- Thomas H. Wannacott et Ronald J. Wannacott. (1990) – Statistique– Economie – Gestion – Sciences – Médecine.Edit Economica. USA.
- Townsend S.A., (1992) - The relationships between salmonellas and fecal indicator concentrations in 2 pools in the australian wet dry tropics. » J. Appl. Microb., 1992, Vol. 73, N°2, 182-188.
- Trad Raïs M., (1989) - Surveillance bactériologique et parasitologique des eaux usées brutes et traitées de la ville de Tunis. Arch. Inst. Pasteur Tunis, 1989, 66 (3-4), 275 - 287.
- Trad-Raïs, M. 1991. Contamination bactérienne des fourrages irrigués avec les eaux usées traitées, Ann. INRAT, 64, 12, 16 p.
- Trad Raïs M., (1996) - Aspects sanitaires et environnementaux de l'utilisation agricole des boues d'épuration en Tunisie. 1.Caractéristiques microbiologiques des boues. Rapport, INRGREF, Novembre 1996, 31p.
- Trad Raïs M., (1997) - Aspects sanitaires et environnementaux de l'utilisation agricole des boues d'épuration en Tunisie. 2. Effet sur la contamination microbienne des cultures. Rapport, INRGREF, février 1997, 51p.
- Trad M. et Sallet H. (1986) - Etude de la contamination bactérienne de la nappe, du sol et des cultures par l'apport d'eaux usées traitées et de boues résiduaires.

- Séminaire Maghrébin sur la réutilisation des eaux usées après traitement en agriculture. Tunis 23-26 Avril 1986. 33p.
- Trad Raïs M. et Ben Aïssa R. (1998) – Contamination bactérienne des boues d'épuration utilisées à des fins agricoles en Tunisie. J. Eur. Hydrol. tome 28, fasc.3, p.339-354.
- Trad Raïs M. et Xanthoulis D. (1999) - Amélioration de la qualité microbiologique des effluents secondaires par stockage en bassins. Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement. 1999, Vol.3, n°3 , 129-192.
- Trad-Raïs M. (2000) – Stockage des eaux usées en vue d'une réutilisation agricole sans risques sanitaires. Rapport, INRGREF, Février 2000, 59p
- Von Sperling M. (1999) - Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. Water Res. 1999, Vol. 33, n° 6, p. 1435-1448.
- Vallet, A., (1994). Les risques de transmission de maladies infectieuses ou parasitaires par les effluents d'élevage de ruminants. Fourrages (1994) 140, 431-442.
- WHO, (1989). Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Technical report series 778. World Health organization, Geneva 1989.



# ANNEXES

## Annexe 1

### DONNEES CLIMATIQUES

Station de l'Oued Souhil - du 08/10/97 au 08/05/98

DATE		Température (°C)			Vent (m/s)	Insolation (h/10)	Evaporation (mm)	Pluie (mm)
		Max.	Min.	Moy.				
du 08/10/97	Total					-	75,7	181,8
au 31/10/97	Moyenne	24,2	16,6	20,4	1	-	3,2	7,9
nov-97	Total					132,9	61,4	51,5
	Moyenne	20,4	12,4	16,1	1	4,9	2	1,7
déc-97	Total					151,3	58,3	54,3
	Moyenne	17,1	9,3	13,2	0,1	4,9	1,9	1,7
janv-98	Total					171,6	63	40
	Moyenne	16,3	7,3	11,8	1,1	5,9	2	1,3
févr-98	Total					197	62,6	20,8
	Moyenne	17,3	7,3	12,3	1,1	7,3	2,2	0,7
mars-98	Total					205	95,8	21,2
	Moyenne	17,5	8,7	13,1	1,7	6,8	3,1	0,7
avr-98	Total					251,8	137,3	39,6
	Moyenne	21,1	11,7	16,4	1,8	8,4	4,6	1,3
du 01/05/98	Total					59,2	34,4	4,2
au 08/05/98	Moyenne	21,7	13,6	17,6	1,9	7,4	4,3	0,5

## Annexe 2

### DONNEES CLIMATIQUES

**Station de l'Oued Souhil - du 28/09/98 au 29/04/99**

DATE		Température (°C)			Vent (m/s)	Insolation (h/10)	Evaporation (mm)	Pluie (mm)
		Max.	Min.	Moy.				
du 28/09/98 au 30/09/98	Total					17,6	11,7	0
	Moyenne	26,8	18	22,4	1,4	5,9	3,9	-
oct-98	Total					153,7	111,8	55,9
	Moyenne	23,9	15,3	19,6	1,7	6,1	3,6	1,8
nov-98	Total					160,5	61,7	27,7
	Moyenne	19	9,9	14,4	1,8	5,4	2,1	0,9
déc-98	Total					190,2	54,6	87,7
	Moyenne	15,8	7,5	11,7	1,8	6,1	1,8	2,8
janv-99	Total					153,2	53,8	166,1
	Moyenne	15,7	8,6	12,2	1,9	5,1	1,7	5,36
févr-99	Total					167,4	58,3	10,3
	Moyenne	15	6,8	10,9	2,2	6	2,1	0,4
mars-99	Total					220,6	99,6	33,6
	Moyenne	17,4	9,3	13,4	2	7,1	3,2	1,1
du 01/04/99 au 29/04/99	Total					243,2	132,3	39,6
	Moyenne	21,1	11,6	16,3	1,7	8,4	4,6	1,4
Total général (correspondant à la durée de l'essai)						1306,4	583,8	420,9