



Université

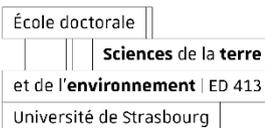
de Strasbourg



جامعة قرطاج
Université de Carthage

UNIVERSITÉ DE STRASBOURG

UNIVERSITÉ DE CARTHAGE



École doctorale

Sciences de la terre

et de l'environnement | ED 413

Université de Strasbourg



ÉCOLE DOCTORALE
SCIENCES, VIE ET MATIÈRES

ÉCOLE DOCTORALE SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'ENVIRONNEMENT

Institut Terre et Environnement de Strasbourg (ITES) UMR 7063

THÈSE présentée par :

Sourour MZAHMA

soutenue le : **22 février 2024**

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'université de Strasbourg**

Discipline/ Spécialité : Sciences de la Terre et de l'Univers

**Impact sur des sols agricoles et des plantes de
l'irrigation par les effluents textiles traités**

THÈSE en COTUTELLE dirigée par :

M. HACHICHA Mohamed

Mme. DUPLAY Joëlle

Professeur, INRGREF Université de Carthage

Chargée de recherche, ITES Université de Strasbourg

RAPPORTEURS :

M. HAMDY Nouredine

M. OUNAIES Fayçal

Professeur, ISSTE Gabès

Maître de conférences, ESI Medjez El-Bab

MEMBRES DU JURY :

M. BEJAOUI Zoubeir

M. SCHÄFER Gerhard

M. LUCAS Yann

Professeur, Faculté des Sciences de Bizerte

Professeur, ITES Université de Strasbourg

Maître de conférences, ITES Université de Strasbourg

Dédicace

À mes très chers parents

« Mongi & Saloua »

Source de vie, de tendresse, d'amour, d'affection et de bonheur

Pour leurs sacrifices illimités, leurs efforts, leur patience, leur soutien moral et financier et leurs encouragements pour persévérer jusqu'à l'aboutissement de ce travail. Ce travail est fait grâce à vous et pour vous. Que Dieu vous protège et vous accorde une longue vie et nous garde toujours réunis pour le bonheur et la prospérité.

En signe de reconnaissance, que vous trouviez ici le fruit de vos sacrifices et l'expression de ma vive gratitude.

À la prunelle de mes yeux : ma nièce Mayar

À mon frère Ayman et sa femme Kadija

À l'âme de mon grand-père

À ma grand-mère

À ma tante Soumaya

À toute ma famille

À tous ceux qui me sont chers ♡

Remerciements

Les travaux de recherche qui font l'objet de cette thèse ont été réalisés dans une majeure partie à l'Institut National de Recherche en Génie Rural, Eaux et Forêts (INRGREF). Elles s'inscrivent dans le cadre d'une cotutelle entre la Faculté des sciences de Bizerte de l'Université de Carthage et l'Institut Terre et Environnement de Strasbourg (ITES) de l'Université de Strasbourg, ainsi que dans le cadre d'un programme Franco-Tunisien « PHC-Utique ».

Il m'est particulièrement agréable d'exprimer ma gratitude et ma reconnaissance à mon directeur de thèse **Mohamed Hachicha**, Professeur de l'enseignement supérieur agricole et Chef de laboratoire « Valorisation des eaux Non conventionnelles » à l'INRGREF qui m'a confié cette opportunité de travailler sur une thématique assez importante. Je le remercie également pour sa contribution scientifique et pour l'intérêt permanent qu'il a manifesté tout au long de ce travail. Sans lui ce travail n'aurait probablement pas vu le jour. Merci pour la confiance que vous m'avez accordée depuis 2015, lors de mon arrivé au laboratoire pour un stage de master professionnel.

Mes vifs remerciements vont aussi à **Joëlle Duplay**, Chargée de recherches au CNRS qui a accepté de co-diriger cette thèse. Je la remercie pour ses conseils judicieux, les nombreuses relectures et son aide tout au long de ce travail. Je lui dois également une profonde gratitude pour les efforts faites afin de monter cette cotutelle et résoudre les nombreux problèmes qui se sont posés. Merci aussi pour l'accueil, pour son soutien moral et pour ses encouragements durant les périodes de stress.

Mes remerciements vont aussi à **Zoubeir Béjaoui**, Professeur à la Faculté des Sciences de Bizerte pour l'honneur qu'il me fait en présidant ce jury.

Je tiens à adresser mes remerciements à **Gerhard Schäfer**, Professeur à l'Université de Strasbourg et **Yann Lucas**, Maître de conférences à l'Université de Strasbourg pour m'avoir honoré de leur présence en acceptant d'examiner ce travail.

Je remercie également **Noureddine Hamdi**, Professeur à l'Institut supérieur des Sciences et techniques des eaux de Gabès (ISSTEG) et **Fayçal Ounaies**, Maître de conférences à l'Ecole supérieure des ingénieurs à Medjez el-Bab (ESIM) pour l'intérêt qu'ils ont donné à ce travail et pour avoir accepté de prendre la charge des rapporteurs.

Je remercie, aussi, **Dalila Souguir**, Assistante Agricole à l'INRGREF pour sa contribution scientifique dans la réalisation des essais de la génotoxicité, sa sympathie, sa disponibilité, ses idées et ses conseils tout au long de ce travail.

J'ai pu travailler dans un cadre particulièrement agréable, grâce à l'ensemble des membres de laboratoire de valorisation des eaux non conventionnelles (LRVENC) de l'INRGREF et je remercie **Nabil, Samira, Manel, Mokhtar et Wafa**, ainsi que mes collègues **Malek Moussa, Bassma Zaraï, Mohamed Bouhleb et Salma Fatnassi** pour leurs sympathies et leurs coopérations professionnelles tout au long de ces années de recherches.

Je voudrais aussi remercier l'ensemble des membres de laboratoire de biogéochimie isotopique et expérimentale (BISE) de l'ITES et plus particulièrement **Amélie Aubert** qui a assuré les analyses du sol par la DRX. Je remercie également **Gill Morven** avec qui j'ai partagé le bureau pendant mes séjours à Strasbourg.

Je tiens, tout particulièrement, à témoigner une vive reconnaissance et gratitude à tout(e)s les enseignants de la Faculté des Sciences de Bizerte qui m'ont formé pour acquérir les compétences nécessaires pour avancer dans le domaine de la recherche scientifique. Je remercie plus particulièrement Mme **Hana Ghouil** et Messieurs **Abdelilah Chaoui, Mustapha Béjaoui et Samir Touaylia** pour leurs encouragements, leurs aides et leurs précieux conseils.

Je n'oublie pas aussi ma collègue à l'INRGREF et ma chère amie **Hanan Filali**, avec qui j'ai parcouru ce petit chemin. Depuis 2015, on a choisi de partager cette aventure avec les mauvais et les bons moments. Merci d'être là, car je sais que ça n'a pas été facile ; nous avons rencontré plusieurs problèmes, obstacles et difficultés, mais malgré tout tu as été toujours là.

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

Résumé :

L'industrie textile est la plus polluante de tous les secteurs industriels. Ce secteur n'est seulement pas un grand consommateur d'eaux mais rejette aussi d'énormes quantités d'eaux usées chargées en sels, colorants, détergents, métaux lourds, matières organiques dégradables, des agents stabilisants, etc. Le rejet de ces eaux présente des risques pour les hydroécosystèmes, le sol et les plantes. En plus des effets néfastes des effluents textiles non traités sur l'environnement, s'ajoute le problème de la pénurie d'eau qui s'aggrave de plus en plus, la forte demande en eau dans le secteur agricole et le manque de fourrage dans certains pays dans le monde tel que la Tunisie. Dans ce sens, plusieurs procédés ont été développés pour traiter les effluents textiles à savoir l'oxydation chimique, la coagulation chimique, la biodégradation, l'adsorption et les procédés membranaires. Cependant, peu d'études se sont intéressées à l'impact de l'irrigation avec ces effluents traités sur les sols et les végétaux.

L'objectif de cette thèse est la réutilisation des effluents textiles traités (ETT) en mettant en évidence des scénarios de valorisation agricole de ces effluents. Le travail consiste à soumettre les effluents secondaires (TB) d'une usine textile Tunisienne à des traitements supplémentaires par ultrafiltration (UF), nanofiltration (NF) et osmose inverse (OI). Etant donné que les effluents de TB sont caractérisés par une salinité élevée, un scénario de couplage a été envisagé en mélangeant 50/50 (V : V) les eaux de traitement biologique (TB) avec les eaux de puits (S) (TB/S) et les eaux de NF (TB/NF). L'impact de l'irrigation avec ces eaux sur les paramètres physico-chimiques et biologiques d'un sol local et sur la croissance, la composition minérale et l'absorption des ETM chez une plante fourragère : *Sesbania bispinosa* a été évalué. Une caractérisation physico-chimique des eaux d'irrigation a été réalisée, ainsi qu'une évaluation du potentiel génotoxique des sols irrigués par les ETT.

Les résultats indiquent que la qualité des ETT n'est pas stable dans le temps et varie en fonction des procédés de production. Le TB ne répond pas aux exigences de la norme NT 106.03 relative à la réutilisation des eaux usées en agriculture. Ces eaux sont caractérisées par un pH, CE et des teneurs en Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} élevées. Bien que les membranes NF et OI réduisent efficacement la salinité et les teneurs en ces éléments, et ne présentent pas de risque sur le sol et les plantes avec l'absence de pouvoir génotoxique des sols sur les plantes, ces techniques produisent des rejets hydriques plus concentrés. Par conséquent, le couplage des eaux de TB avec les eaux de puits constitue la meilleure alternative pour une valorisation agricole. Ce couplage a permis d'alléger la salinité des eaux de TB en réduisant les teneurs en éléments chimiques tel que Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} . La réutilisation de ces eaux à des fins agricoles n'a pas montré d'effets négatifs sur la croissance et la nutrition minérale de *S.bispinosa*, n'a pas présenté de risques sur la qualité physico-chimique du sol et a contribué à une amélioration de l'activité enzymatique dans le sol.

Le couplage des eaux constitue donc une option de valorisation. C'est une solution simple et peu coûteuse qui, d'une part, aide à pallier le manque d'eau et, d'autre part, réduit les quantités d'eau rejetées dans l'environnement par les industries textiles.

Mots clés : Eaux non conventionnelles, Effluents textiles traités, Valorisation agricole, Traitements membranaires, *Sesbania bispinosa*, Sol.

Abstract

The textile industry is the most polluting of all industrial sectors. This sector is not only a large consumer of water, but it also discharges enormous quantities of wastewater loaded with salts, dyes, detergents, heavy metals, degradable organic materials, stabilizing agents, etc. The discharge of this water presents risks for hydro-ecosystems, soil, and plants. In addition to the harmful effects of untreated textile effluent on the environment, there is the problem of water scarcity which is becoming increasingly serious. the high demand for water in the agricultural sector, and the lack of fodder in some countries around the world such as Tunisia. In this sense, several processes have been developed to treat textile effluents such as chemical oxidation, chemical coagulation, biodegradation, adsorption, and membrane processes. However, few studies have focused on the impact of irrigation with these treated effluents on soils and plants.

The objective of this thesis is the reuse of treated textile effluent (TTE) using scenarios of agricultural valorization of these waters. This work consists of submitting biological treatment (TB) effluents from a Tunisian textile factory to additional treatments by ultrafiltration (UF), nanofiltration (NF), and reverse osmosis (RO). Given that TB effluents are characterized by high salinity, a coupling scenario was considered by mixing 50/50 (V: V) biological treatment water (TB) with well water (S) (TB/S) and NF waters (TB/NF). The impact of irrigation with these waters on the physicochemical and biological parameters of the soil and on the growth, mineral composition, and absorption of MTE in a forage plant: *Sesbania bispinosa* was evaluated. A physicochemical characterization of irrigation water was carried out with an evaluation of the genotoxic potential of soils irrigated by TTE.

The results indicate that the quality of TTE is not stable over time and varies according to the production processes. TB does not meet the requirements of the NT 106.03 standard relating to the reuse of wastewater in agriculture. These waters are characterized by high pH, EC, and Na⁺, Cl⁻ and SO₄²⁻ contents. Although NF and RO membranes effectively reduce salinity and the contents of these elements and do not present any risk to the soil and plants with the absence of genotoxic effect of soils on plants, these techniques produce more concentrated water discharges. Consequently, the coupling of TB water with well water constitutes the best alternative for agricultural valorization. This coupling made it possible to reduce the salinity of TB water by reducing the contents of chemical elements such as Na⁺, Cl⁻ and SO₄²⁻. The reuse of this water for agricultural purposes did not show negative effects on the growth and mineral nutrition of *S.bispinosa*, did not present risks on the physico-chemical quality of the soil, and contributed to an improvement in enzymatic activity in the soil. Therefore, water coupling constitutes a valorization option. It is a simple and inexpensive solution which, on the one hand, makes it possible to overcome the lack of water and, on the other hand, reduces the quantities of water released into the environment by the textile industries.

Keywords: Unconventional water, Treated textile effluents, Agricultural valorization, Membrane treatments, *Sesbania bispinosa*, Soil.

Table des matières

Liste des figures.....	iv
Liste des tableaux.....	vi
Liste des annexes.....	vii
Liste des abréviations.....	viii
INTRODUCTION GENERALE.....	1
PARTIE 1 : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE.....	7
INTRODUCTION.....	8
1.1. LES EFFLUENTS TEXTILES, PROBLEME ET OPPORTUNITES.....	9
1.1.1. LES EFFLUENTS TEXTILES : UN PROBLEME.....	9
1.1.1.1. Les effluents textiles : caractéristiques et risques.....	9
1.1.1.1.1. Le secteur de l'industrie textile.....	9
1.1.1.1.2. Caractéristiques des effluents textiles.....	12
1.1.1.1.3. Risques de rejets des effluents textiles.....	16
1.1.1.1.3.1. Risques sur les hydroécosystèmes.....	16
1.1.1.1.3.2. Risques sur les sols.....	18
1.1.1.1.3.3. Risques sur les plantes.....	21
1.1.2. LES EFFLUENTS TEXTILES : UNE OPPORTUNITE.....	23
1.1.2.1. Pénurie d'eau et changement climatique.....	23
1.1.2.1.1. Situation des ressources en eau.....	23
1.1.2.1.2. Changement climatique et adaptation.....	24
1.1.2.2. Traitement des effluents textiles.....	25
1.1.2.2.1. Les procédés de traitement membranaires.....	25
1.1.2.2.1.1. Ultrafiltration.....	26
1.1.2.2.1.2. Nanofiltration.....	27
1.1.2.2.1.3. Osmose inverse.....	28
1.1.2.3. Cadre réglementaire.....	29
1.1.2.3.1. Réglementation du rejet des effluents textiles.....	29
1.1.2.3.2. Réglementation de la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture.....	30
1.1.2.4. Recyclage des effluents textiles.....	30
1.1.2.5. Valorisation agricole des effluents textiles.....	31
1.2. LA SESBANIA, POUR UNE UTILISATION RAISONNEE DES ENGRAIS AZOTES SOUS CONDITIONS SALINES.....	32
1.2.1. LES ENGRAIS CHIMIQUES AZOTES.....	32
1.2.2. LES LEGUMINEUSES.....	33
1.2.2.1. Mécanismes de fixation symbiotique de l'azote.....	33

1.2.2.2. Réactions aux contraintes abiotiques	34
1.2.2.2.1. Effets de la salinité sur les légumineuses.....	34
1.2.2.2.1.1. Effets sur la croissance.....	34
1.2.2.2.1.2. Effets sur la nodulation.....	36
1.2.2.2.1.3. Effets sur la fixation biologique de l'azote	36
CONCLUSION.....	37
PARTIE 2: MATERIEL ET METHODES.....	38
INTRODUCTION.....	39
2.1. MATERIEL	39
2.1.1. Milieu physique de Ksar Hellal	39
2.1.2. La station de traitement des effluents textiles	40
2.1.3. Les eaux d'irrigation	43
2.1.4. Les sols	44
2.1.5. Le matériel végétal : Cas de <i>Sesbania bispinosa</i>	45
2.2. METHODES.....	47
2.2.1. Expérimentations	47
2.2.2. Analyses des eaux.....	51
2.2.3. Analyses des sols.....	52
2.2.4. Analyses des plantes.....	59
2.3. TRAITEMENT STATISTIQUE.....	60
CONCLUSION.....	60
PARTIE 3 : RESULTATS	61
SCENARIOS DE VALORISATION AGRICOLE DES EFFLUENTS TEXTILES TRAITES	61
Chapitre I : Impact de différents procédés de traitement des effluents textiles sur un sol agricole	62
3.1.1. INTRODUCTION	63
3.1.2. CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES ET	63
3.1.2.1. Le pH	63
3.1.2.2. La conductivité électrique	64
3.1.2.3. La composition chimique en éléments majeurs	65
3.1.2.4. La composition en éléments traces métalliques (ETM)	72
3.1.3. EFFETS DE LA QUALITE DES ETT SUR LES SOLS AGRICOLES	73
3.1.3.1. Caractérisation physico-chimique du sol	73
3.1.3.2. Effets de l'irrigation par les ETT sur les paramètres physicochimiques	75
3.1.3.2.1. Le pH du sol	75
3.1.3.2.2. La conductivité électrique du sol.....	76

3.1.3.2.3. Stock en sels.....	78
3.1.3.2.4. La composition ionique de la solution du sol.....	79
3.1.3.2.5. Les éléments traces métalliques dans le sol	82
3.1.3.3. Effets sur l'activité enzymatique dans le sol	83
3.1.3.4. Potentiel génotoxique des sols irrigués par les ETT.....	86
3.1.3.4.1. Caractérisation des extraits des sols	86
3.1.3.4.2. Evaluation génotoxique de la qualité des sols traités.....	88
3.1.4. DISCUSSION.....	98
3.1.5. CONCLUSION	104
Chapitre II : Effet de la qualité des effluents textiles traités sur une plante fourragère : <i>Sesbania bispinosa</i>	106
INTRODUCTION.....	107
3.2.1. EFFETS DES EAUX SUR LES PARAMETRES PHENOLOGIQUES	107
3.2.1.1. Effets sur la biomasse.....	107
3.2.1.2. Effets sur l'accroissement en hauteur et en diamètre	108
3.2.1.3. Effets sur la composition minérale.....	111
3.2.1.4. Absorption des ETM par la plante	113
3.2.2. DISCUSSION.....	113
CONCLUSION.....	116
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES.....	117
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	120
ANNEXES.....	138

Liste des figures

<i>Figure 1.1</i> : Répartition des exportations par secteurs d'activités en 2021	10
<i>Figure 1.2</i> : Présentation d'un procédé d'ennoblissement textile.....	13
<i>Figure 1.3</i> : Usage de l'eau en Tunisie	24
<i>Figure 1.4</i> : Caractéristiques d'élimination des membranes.....	26
<i>Figure 1.5</i> : Processus d'Osiose Inverse.	29
<i>Figure 1.6</i> : Représentation schématique des stades de formation du nodule	34
<i>Figure 2.1</i> : Localisation de la commune de Ksar Hellal dans la carte du Gouvernorat de Monastir.	39
<i>Figure 2.2a</i> : Vue de la station d'épuration de la SITEX : sa position par rapport à la mer.....	40
<i>Figure 2.2b</i> : Vue de la station d'épuration de la SITEX : son emplacement à Ksar Hellal dans le tissu urbain.....	41
<i>Figure 2.2c</i> : Agrandissement de la station avec ses deux bassins	41
<i>Figure 2.3</i> : Unité de traitement des eaux usées de l'industrie SITEX	42
<i>Figure 2.4</i> : Observation de l'effet des traitements sur la coloration des effluents textiles.	43
<i>Figure 2.5</i> : Vue du site d'échantillonnage du sol et son emplacement par rapport à la station de traitement des eaux usées.....	44
<i>Figure 2.6</i> : Diffractomètre D8 Advance Eco.	45
<i>Figure 2.7</i> : Classification de <i>Sesbania bispinosa</i>	46
<i>Figure 2.8</i> : Dispositif expérimental.	48
<i>Figure 2.9</i> : Implantation des tensiomètres watermark dans les pots.	49
<i>Figure 2.10</i> : Variation de la tension de l'eau en fonction de la teneur en eau (relation $h(\theta)$) pour le sol de Ksar Hellal.....	49
<i>Figure 2.11</i> : Les plantules de <i>Sesbania</i> au stade de 6 à 7 feuilles.	50
<i>Figure 2.12</i> : Sol et plantes extraites du pot.....	51
<i>Figure 2.13</i> : Spectrophotomètre SAFAS.	55
<i>Figure 2.14</i> : La plateforme robotisée Hamilton. a-plateforme de répartition de la suspension du sol dans les microplaques ; b- plateforme de l'analyse de l'activité enzymatique.	56
<i>Figure 3.1</i> : Variation moyenne du pH des eaux en fonction du circuit de l'eau dans l'usine et des traitements.	64
<i>Figure 3.2</i> : Variation moyenne de la CEw en fonction du circuit de l'eau.	65
<i>Figure 3.3</i> : Représentation dans le diagramme de Richards de l'eau de puits et des ETT.	69
<i>Figure 3.4</i> : Faciès chimiques de l'eau de puits et des ETT (Diagramme de Piper).....	70
<i>Figure 3.5</i> : Diagramme triangulaire des classes texturales de sol (USDA)	73
<i>Figure 3.6</i> : Diffractogramme des rayons X réalisé sur des poudres désorientées du sol.	74
<i>Figure 3.7</i> : Régression linéaire entre la CEe et la CEw	77
<i>Figure 3.8</i> : Faciès chimiques des solutions du sol irrigué par les ETT.....	82
<i>Figure 3.9</i> : Mesure de l'activité laccase (mU) dans le sol cultivé	84

Figure 3.10 a : Variation de l'activité enzymatique (mU) dans le sol cultivé en fonction des qualités d'ETT	85
Figure 3.10 b : Variation de l'activité enzymatique (mU) dans le sol nu en fonction des qualités d'ETT	86
Figure 3.11 : pH (a) et conductivité électrique (CE) (b) des extraits aqueux à la fin de l'expérimentation	86
Figure 3.12 : Composition anionique et cationique des extraits aqueux du sol (1 :10).....	88
Figure 3.13 : Paramètres de croissance en termes de longueur racinaire (a) et matières fraîche (b) et sèche (c) chez les racines de <i>V. faba</i> , exposées, pendant 48 h, à des extraits des sols (1 :10)	89
Figure 3.14 : Teneurs endogènes en Na^+ , Ca^{2+} et K^+ dans les racines de <i>V. faba</i> , exposées, pendant 48 h, à des extraits des sols (1 :10).....	90
Figure 3.15 : Les principales phases de la division cellulaire détectées dans les cellules méristématiques de <i>V. faba</i>	91
Figure 3.16 : Variation de l'indice mitotique (nombre de cellules en division parmi 100 cellules comptées) chez les cellules méristématiques de <i>V. faba</i> exposées, pendant 48 h, à des extraits des sols (1 :10)	92
Figure 3.17 : Cellules en interphase renfermant un micronoyau (MCN) ou plus, observées dans la zone méristématique des racines de <i>V. faba</i> soumises aux extraits de sols irrigués par les ETT	93
Figure 3.18 : Cellules en mitose avec un micronoyau	94
Figure 3.19 : Variation de l'induction de micronoyaux chez les cellules méristématiques de <i>V. faba</i>	95
Figure 3.20 : Cellules en division présentant des anomalies	97
Figure 3.21a : Variation des matières fraîches des plantes de <i>Sesbania bispinosa</i> irriguées par des ETT	107
Figure 3.21b : Variation des matières sèches des plantes de <i>Sesbania bispinosa</i> irriguées par des ETT	108
Figure 3.22a : Evolution de l'accroissement en hauteur de <i>Sesbania</i>	108
Figure 3.22b : Evolution de l'accroissement en diamètre des tiges de <i>Sesbania</i>	109
Figure 3.23 : Effets de l'irrigation par les ETT sur les parties aériennes de <i>Sesbania</i>	109
Figure 3.24 : Effet des ETT sur les racines de <i>Sesbania bispinosa</i>	110
Figure 3.25 : Effet de l'irrigation avec des ETT sur la teneur en Na^+ , K^+ , le rapport K^+/Na^+ , Ca^{2+} , Cl^- et N au niveau des racines, tiges et feuilles de <i>S. bispinosa</i>	112

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Répartition des entreprises employant 10 personnes et plus par activité et par régime	9
Tableau 1.2 : Les importations de la branche filature 2013-2017	10
Tableau 1.3 : Caractéristiques des effluents textiles provenant de différentes sources et pays.	14
Tableau 1.4 : Phosphomonoestrases alcalines et acides, phosphodiesterase, galactosidase, glucosidase, uréase et protéase dans les sols non salés (NS), moyennement salins (MS) et fortement salins (SS)	20
Tableau 2.1 : Caractéristiques hydriques du sol.....	48
Tableau 3.1 : pH des ETT	63
Tableau 3.2 : Conductivité électrique des effluents textiles	65
Tableau 3.3 a : Composition anionique des ETT et des effluents couplés	67
Tableau 3.3 b : Composition cationique et SAR des ETT et des effluents couplés	67
Tableau 3.4 : Indice de saturation des eaux d'irrigation.	71
Tableau 3.5 : Composition en ETM de l'eau de puits, les ETT et les eaux couplées.....	72
Tableau 3.6 a : Caractérisation physico-chimique du sol témoin avant irrigation.....	74
Tableau 3.6 b : Teneurs en ETM dans le sol.....	75
Tableau 3.7 : Effet de différents traitements sur le pH du sol.....	75
Tableau 3.8 : Effet des ETT sur la conductivité électrique des sols	76
Tableau 3.9 : Calcul de la fraction de lessivage	78
Tableau 3.10 : Comparaison entre la quantité des sels apportés par les eaux d'irrigation et celle accumulée dans le sol.....	79
Tableau 3.11 : Composition ionique des sols irrigués par les ETT	81
Tableau 3.12 : Concentrations en ETM dans les sols	83
Tableau 3.13 : Corrélations établies entre la conductivité électrique et les éléments chimiques mesurés dans les extraits aqueux (1 :10) et les extraits de la pâte saturée.....	87
Tableau 3.14 : Corrélation entre les caractéristiques physico-chimiques des sols traités, l'indice mitotique, l'induction des micronoyaux et la longueur racinaire chez <i>Vicia faba</i>	96
Tableau 3.15 : Composition en ETM (Cd, Cr, Co et Ni) des plantes irriguées par les ETT	113

Liste des annexes

<i>Annexe 1 :Extrait de la norme tunisienne de rejets des industries du textile et de l'habillement</i>	<i>139</i>
<i>Annexe 2 : Analyses des eaux</i>	<i>140</i>
<i>Annexe 3 : Analyses de la plante</i>	<i>144</i>
<i>Annexe 4 : Données brutes des caractéristiques physico-chimiques des eaux d'irrigation.....</i>	<i>145</i>
<i>Annexe 5 : Données brutes des caractéristiques physico-chimiques des sols.....</i>	<i>149</i>

Liste des abréviations

APII : Agence de Promotion de l'Industrie et de l'Innovation	ITES : Institut Tunisien des Etudes Stratégique
BPEH : Bureau de la Planification et des Equilibres Hydrauliques	ITES : Institut Terre et Environnement de Strasbourg
CC : Capacité au Champ	ITH : Industries du Textile et de l'Habillement
CEe : Conductivité électrique de l'extrait de la pâte saturée du sol	MALE : Ministère des Affaires Locale et de l'Environnement
CEw : Conductivité électrique de l'eau	MCDE : Ministère du Commerce et du Développement des Exportations
CGDR : Commissariat Général au Développement Régional	MCN : Micronoyaux
Co : Cobalt	MF : Matière fraîche
Cr : Chrome	MS : Matière sèche
Cu : Cuivre	NF : Nanofiltration
DBO₅ : Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours	Ni : Nickel
DCO : Demande chimique en Oxygène	NT : Norme Tunisienne
DGAT : Direction Générale de l'Aménagement du Territoire	OI : Osmose inverse
DGAT : Direction Générale de l'Aménagement du Territoire	OMS : Organisation mondiale de la santé
DRX : Diffractomètre à rayons X	ONAS : Office National de l'Assainissement
dS/m : Décisiemens par mètre	ONAS : Office National de l'Assainissement
ET : Effluents textiles	pFp : Point de flétrissement permanent
ETM : Eléments traces métalliques	PISSC : Programme International sur la Sécurité des Substances Chimiques
ETT : Effluents textiles traités	RS : Résidu sec
EUT : Eaux usées traitées	S : Eau de puits
FAO : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture	SAR : Taux d'Adsorption du Sodium
FL : Fraction de Lessivage	SC : Sol cultivé
FTDES : Forum Tunisien pour les Droits Economiques et Sociaux	SN : Sol nu
IM : Indice Mitotique	TB : Traitement biologique
INRA : Institut National de Recherches Agronomique	UF : Ultrafiltration
INRGREF : Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts	USDA : United States Department of Agriculture

INTRODUCTION GENERALE

Dans les régions semi-arides et arides, la pénurie et la variabilité de la pluie et la forte évaporation affectent l'eau et l'équilibre des sels dans le sol (Hachicha, 2007). La Tunisie, par sa situation en Afrique du Nord entre Méditerranée et Sahara, est soumise à un climat semi-aride à aride et dispose des ressources en eau faibles et caractérisées par une variabilité spatio-temporelle importante. La qualité de l'eau, en particulier la salinité, est une contrainte sérieuse dans le pays et 50 % des ressources en eau ont des niveaux de salinité supérieurs à 1,5 g/L (Ben Boubaker et al., 2003). Malgré ce déficit hydrique et à cause de la démographie croissante, la Tunisie a mobilisé pratiquement l'ensemble de ses ressources en eau dans le but d'assurer l'approvisionnement des villes et la majorité des zones rurales en eau potable et de couvrir ses importants besoins en eau pour l'industrie et surtout l'agriculture qui consomme environ 80 % des ressources en eau disponibles (Ben Boubaker, 2016 ; OTE, 2019). Ceci met la Tunisie en état de stress hydrique important et croissant.

Pour faire face à la raréfaction de l'eau et l'amplification accélérée de la demande humaine en eau, la stratégie politique des pays méditerranéens dont la Tunisie, a mis l'accent sur la nécessité de recourir à des ressources en eau non conventionnelles dont les eaux usées traitées pour pallier ce manque d'eau (Neubert et Ben abdallah, 2003). En effet, les eaux usées, qu'elles soient d'origine domestique ou industrielle, sont collectées par un réseau d'assainissement complexe pour être traitées dans une station d'épuration avant d'être rejetées dans le milieu naturel (INRS, 2004).

Etant donné que l'agriculture est le domaine le plus consommateur d'eau, la valorisation agricole des eaux usées traitées est une nécessité. Cependant, le taux d'utilisation des eaux traitées depuis quelques années est de 22 % au maximum (ONAS, 2020). Le problème est encore plus crucial dans le cas des eaux industrielles colorées comme celles de l'industrie de textile.

Généralement, l'industrie textile génère de grands volumes d'eaux usées contenant des colorants mélangés à divers contaminants (Babu et al., 2007 ; Mahzoura et al., 2019) qui constituent l'une des plus importantes sources de pollution des eaux de surfaces et des nappes souterraines, ce qui a un impact sur la qualité des terres agricoles, et donc la qualité de la récolte, et sur la faune et la flore (Djelal et al., 2008). Ces effluents sont chargés en

colorants, métaux, sels et matière en suspension, et présentent des pH, des demandes chimique et biochimiques en oxygène (DCO, DBO) élevés (Bawa et al., 2006 ; De Gisi et Notarnicola, 2017 ; Saravanan et Sasikumar, 2020). Par conséquent, la législation environnementale oblige les usines textiles à traiter ces effluents avant leur rejet dans le milieu récepteur. Généralement, les stations de traitement des eaux effectuent un prétraitement qui permet d'éliminer les particules les plus grosses, les sables et les corps gras (dégrillage, dessablage et déshuilage-dégraissage) (Ben Mansour et al., 2011), viennent ensuite les traitements primaires ou physico-chimiques (décantation, flottation, filtration, précipitation...), puis les traitements biologiques (aérobie ou anaérobie) qui sont capables de réduire les polluants dissous (principalement des matières organiques). Or, ces systèmes de décontamination traditionnelle ne semblent pas suffisants si on vise la valorisation de ces eaux dans d'autres secteurs.

En fonction des polluants à éliminer, la mise en place de systèmes d'épuration plus performants et garantissant une bonne qualité des eaux traités se sont développées dans le secteur industriel. Plusieurs procédés d'épuration ont été testés pour éliminer les polluants. On cite l'oxydation chimique, l'électrolyse, la biodégradation, l'adsorption (Mahzoura et al., 2019), la coagulation chimique et les procédés membranaires (Bottino et al., 2001 ; Lau et Ismail, 2009 ; Singh et Hankins, 2016 ; Mahzoura et al., 2019 ; Park et al., 2020). L'utilisation de procédés membranaires pour dépolluer les effluents textiles a montré des résultats intéressants (Fatone et al., 2005 ; Petrinić et al., 2007 ; Norton-Brandão et al., 2013). Ces eaux usées dépolluées peuvent constituer une source d'eau fiable tout le long de l'année et contiennent les nutriments nécessaires à la croissance des végétaux (OMS, 2012 ; Singh et al., 2020). Leur utilisation en agriculture représente une forme de recyclage de l'eau et des nutriments, et réduit souvent l'impact environnemental qu'elles auraient sur les sols et les ressources en eau (OMS, 2012). La valeur de ces eaux est reconnue depuis longtemps par les agriculteurs du monde entier.

L'utilisation des eaux usées en agriculture peut avoir des impacts à la fois positifs et négatifs sur l'environnement (Neubert et Ben Abdallah, 2003). Moyennant une planification et gestion soigneuses, cette utilisation peut être bénéfique pour l'environnement. Nombre de ces impacts environnementaux (salinisation des sols,

contamination des ressources en eau, par exemple) peuvent être réduits par l'application de bonnes pratiques agricoles.

Ainsi, il est important d'avoir recours à l'utilisation de plantes pouvant s'adapter à la qualité des eaux usées traitées et en même temps pouvant résoudre le déficit du fourrage dans des conditions climatiques particulières, ce qui est le cas de *Sesbania bispinosa* (famille Fabaceae). En effet, *Sesbania bispinosa* est la plante fourragère la plus utilisée dans les régions tropicales humides d'Afrique et d'Asie pour ses qualités d'engrais vert. En tant que culture annuelle à croissance rapide et contrairement aux autres fourrages, elle fournit au moins trois boutures successives et peut résoudre le déficit du fourrage dans des conditions climatiques particulières. La Tunisie est l'un de ces pays qui souffre en période de sécheresse, des échecs de la production céréalière et fourragère et du prix élevé du foin et de la paille des graminées (c'est un sous-produit agricole qui correspond à la partie de la tige des graminées coupée lors de la moisson). *Sesbania*, dont le potentiel est peu étudié en Tunisie, pourrait être introduit à la fois comme source de fourrage dans les champs agricoles et comme alternative durable d'amendement de sol. Effectivement, un des problèmes de l'agriculture intensifiée est l'utilisation excessive d'engrais chimiques, en particulier azotés pour remédier à la faible teneur en matière organique dans le sol. Ceci entraîne de graves problèmes environnementaux. L'excès d'azote est ingéré dans l'environnement sous plusieurs formes réactives telles que le nitrate (NO_3), l'ammoniac (NH_3) et les oxydes d'azote (NO_x et N_2O). La dissémination de ces effluents dans le sol, l'air et le système aquatique engendre des risques énormes, notamment l'eutrophisation des eaux de surface et souterraines, l'acidification des sols, la dégradation de la qualité de l'environnement et les atteintes à la santé humaine (Ben Boubaker, 2016; Zhou et al., 2016). Bien que l'utilisation d'engrais azotés augmente la quantité de nourriture, des quantités excessives d'azote peuvent induire une accumulation de nitrate dans les parties comestibles du légume et réduire les rendements (Liu et al., 2014). Ainsi, le coût élevé des engrais chimiques a récemment attiré l'attention sur les possibilités d'utiliser des plantes fixatrices d'azote comme engrais vert pour augmenter la productivité des sols. L'utilisation des Fabacées comme *Sesbania bispinosa* améliorant le sol comme engrais vert peut être considérée comme une solution et peut remplacer les engrais artificiels, en particulier dans les environnements où les propriétés du sol et l'hydrologie sont marginales pour la production de cultures vivrières.

De nombreuses études se sont focalisées sur les procédés de dépollution des effluents textiles traités (Lau et Ismail, 2009 ; Khemakhem et al., 2018 ; Molla et Khan, 2018 ; Saravanan et Sasikumar, 2020), la caractérisation de ces eaux (Nahar et al., 2018). Aussi, certains auteurs ont étudié les problèmes de salinisation des sols, d'autres se sont intéressés au comportement des métaux présents dans ces eaux vis-à-vis des sols irrigués ainsi que la matière organique (Belaid et al., 2012 ; Gemeda et al., 2020) et l'activité enzymatique comme bioindicateur de la qualité des sols irrigués, selon une approche expérimentale (Kouchou el al., 2017). Mais peu d'études ont été menées sur la possibilité de valoriser ces eaux traitées en agriculture et sur l'impact de l'irrigation par les eaux de teintureries textiles traitées sur les propriétés physico-chimiques du sol, sur la qualité biologique et agricole des sols cultivés et sur les plantes fourragères. En effet, Younas et al. (2020) ont constaté que l'irrigation avec des eaux usées textiles traitées ainsi que des eaux usées municipales comme co-substrat s'avère bénéfique pour la réduction du stress des polluants des eaux usées dans les plantes de maïs. C'est dans cette optique que s'inscrit notre travail qui vise la réutilisation optimale des effluents textiles traités comme alternative aux ressources conventionnelles pour concilier d'une part, l'intérêt économique de la préservation des ressources en eau et d'autres part, la prévention de l'impact de ces eaux sur la qualité biologique et physico-chimique du sol et sur les plantes.

Il s'agit, donc, de comprendre en premier lieu la réactivité des sols locaux à l'irrigation par les effluents des teintureries textiles traités. Pour cela, il est important d'effectuer une caractérisation physico-chimique et biologique des sols et des eaux traitées pour mieux cerner les critères importants susceptibles d'influencer les processus biogéochimiques dans le continuum eau-sol-plante. Parallèlement, il est question d'étudier l'impact de l'irrigation par les eaux traitées sur la qualité biologique des sols, en particulier l'activité enzymatique et d'évaluer le potentiel génotoxique des sols.

Nos objectifs sont donc :

- Déterminer les potentielles modifications physico-chimiques et biologiques du sol induites par l'irrigation avec les effluents textiles traités ;
- Estimer l'impact de l'irrigation sur les plantes de *Sesbania bispinosa* ;
- Evaluer l'effet génotoxique des sols irrigués par les effluents textiles traités sur les plantes, à travers le test de micronoyaux ;

- Proposer la ou les qualités d'eau traitées adéquates pour l'irrigation de la plante test.

Ce travail s'articule en trois parties :

- On présente dans la première partie une synthèse bibliographique ;
- Dans la deuxième partie, on décrit la zone d'étude, le matériel végétal, le protocole expérimental ainsi que la méthodologie du travail ;
- La troisième partie est divisée en deux chapitres :
 - Le premier chapitre est consacré à la présentation des résultats de l'étude de l'impact des différents procédés de traitement des effluents textiles sur le sol. Ce chapitre est achevé par une discussion et une conclusion ;
 - Le deuxième chapitre des résultats présente les effets de la qualité de ces effluents sur la plante fourragère : *Sesbania bispinosa*. Ce chapitre termine par une discussion et une conclusion ;

Cette partie est achevée par une conclusion générale et les perspectives.

PARTIE 1

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

INTRODUCTION

Ce chapitre est divisé en deux parties, la première consiste à présenter les enjeux de la réutilisation des effluents textiles. En effet, les effluents textiles peuvent se présenter comme un problème mais à travers les recherches ces derniers peuvent être convertie en une opportunité. A cet égard, une première sous-partie est consacrée à la présentation du secteur de l'industrie textile, les caractéristiques des effluents textiles en Tunisie et dans le monde, les risques de rejets des effluents textiles sur les hydroécosystèmes, la qualité physico-chimique et biologique du sol et sur les plantes. La deuxième sous-partie, on expose l'état des lieux des ressources en eau en Tunisie face aux conditions de changement climatique, la réutilisation/recyclage des ressources en eaux non-conventionnelles comme moyen d'adaptation à ce changement climatique. Dans cette deuxième sous-partie, on présente ainsi, les différents procédés de traitements membranaires qui peuvent être appliqués aux effluents textiles. Le cadre réglementaire est, ainsi, exposé via la présentation de la réglementation du rejet des effluents textiles et la réglementation de la réutilisation des eaux usées traitées. Cette partie est achevée par la présentation de différentes formes de recyclage et valorisation des effluents textiles traités (ETT).

Pour pallier le manque de fourrage surtout dans la période estivale et afin de réutiliser ou valoriser les ETT, le choix des plantes qui peuvent s'adapter à la qualité de ces eaux est une étape importante. Dans ce sens, la deuxième partie de ce chapitre est focalisée sur une plante fourragère : la *Sesbania* pour une utilisation raisonnée des engrais azotés sous conditions salines. En effet, on évoque l'état de l'utilisation des engrais chimiques azotés, leurs risques environnementaux et l'utilisation des légumineuses comme alternative à ces engrais chimiques. Par la suite, on définit les légumineuses en expliquant les mécanismes de fixation symbiotique de l'azote. Les effets de la salinité sur la croissance, la nodulation et la fixation symbiotique de l'azote chez les légumineuses sont aussi décrites. Ce chapitre est achevé par une conclusion.

1.1. LES EFFLUENTS TEXTILES, PROBLEME ET OPPORTUNITES

1.1.1. LES EFFLUENTS TEXTILES : UN PROBLEME

1.1.1.1. Les effluents textiles : caractéristiques et risques

1.1.1.1.1. Le secteur de l'industrie textile

Les industries textiles préparent et transforment les fibres en fils ou sangles, convertissent les fils en tissus ou produits connexes, et teignent et finissent ces matériaux à différents stades de production (Vishnu et Joseph, 2008).

En Tunisie, le secteur des Industries du textile et habillement (ITH) est subdivisé en 6 branches d'activités réparties comme suit : l'industrie de la filature, du tissage, de finissage, de la bonneterie, de la confection et des industries diverses du secteur (APII, 2018). Ce secteur est stratégique pour l'économie nationale. Il est le principal secteur de l'industrie manufacturière en termes d'exportation, d'emploi et de valeur ajoutée (APII, 2014). Le secteur compte 1514 entreprises employant 10 personnes et plus. Parmi elles, 1233 produisent totalement pour l'exportation (Tableau 1.1) (APII, 2021). Il représente le 2^{ème} secteur exportateur dans le pays (17,5 %) après celui des industries mécaniques et électriques (45,5 %) (Figure 1.1) (MCDE, 2021).

Tableau 1.1 : Répartition des entreprises employant 10 personnes et plus par activité et par régime (APII, 2021)

Activités	TE*	ATE*	Total
Filature	5	14	19
Tissage	12	15	27
Finissage	27	11	38
Bonneterie	109	35	144
Confection chaîne & trame et maille	989	166	1155
Autres industries textiles	198	80	278

TE : Totalement exportatrices ; ATE : Autres que totalement exportatrices

Le Gouvernorat de Monastir est la première concentration des entreprises industrielles du textile et de l'habillement (433 unités), soit 27 % du total des entreprises du secteur. Suivie par le Grand Tunis avec 297, soit 19 % entreprises, Sousse, Nabeul et Sfax avec respectivement 12 %, 11 %, et 10 % (APII, 2018).

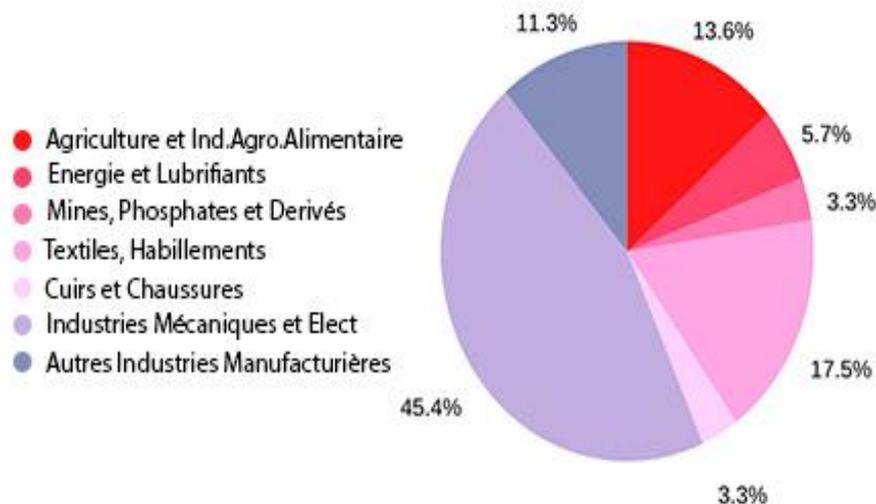


Figure 1.1: Répartition des exportations par secteurs d'activités en 2021 (MCDE, 2021).

En 2017, les principaux produits importés par la Tunisie sont le coton (Tableau 1.2) pour un montant de 1510,8 Millions de dinars, les fibres synthétiques avec 636,03 Millions de dinars suivis des filaments synthétiques avec une valeur de 436,4 Millions de dinars, la soie avec 76,9 Millions de dinars, les laines, poils et tissus de crin avec 61,0 Millions de dinars et finalement les autres fibres textiles végétales avec une valeur de 53,6 Millions de dinars (APII, 2018).

Tableau 1.2: Les importations de la branche filature 2013-2017 - Unité : Millions de dinars (APII, 2018).

Produits	2013	2014	2015	2016	2017
Soie	52,3	42,9	25,1	12,6	76,9
Laines, poils et tissus de crin	57,6	57,8	56,0	49,7	61,0
Coton	1239,8	1306,5	1197,4	1290,4	1510,8
Autres fibres textiles végétales	28,3	37,8	39,0	48,5	53,6
Filaments synthétiques	295,4	344,1	341,6	355,2	436,4
Fibres synthétiques	470,9	464,1	455,1	517,1	636,03
Total	2144,3	2253,6	2114,6	2273,7	2774,7

Les industries textiles sont considérées comme les plus polluantes de tous les secteurs industriels, en tenant compte à la fois du volume et de la composition des eaux usées (Barredo-Damas et al., 2010). Selon la Banque mondiale, l'industrie textile est responsable de 17 à 20 % de la pollution de l'eau dans le monde. Les teintures textiles consomment 10 950 millions de litres d'eau chaque jour, une quantité énorme d'eau pour une activité qui est fort polluante (Planetoscope, 2021). En effet, 200 à 400 litres sont nécessaires pour produire 1 kg de tissu, et les rejets d'effluents concomitants créent de nombreux problèmes en termes de protection de la qualité de l'eau (Marcucci et al., 2001).

De toutes les fibres textiles teintées, le coton est le plus couramment utilisé, et plus de 50% du coton produit est teint avec des colorants réactifs (Rosa et al., 2014). Spécifiquement, la teinture d'un kilogramme de coton avec des colorants réactifs demande de 70 à 150 litres d'eau, 0,6-0,8 kg de NaCl et de 30 à 60 g de colorants. Plus de 80 000 tonnes de colorants réactifs sont produites et consommées chaque année, permettant de quantifier la pollution totale engendrée par leur utilisation (Allègre et al., 2004). Dans une usine typique de teinture et de finition, environ 150 m³ d'eau sont consommés en moyenne pour chaque tonne de tissus traités (Lu et al., 2010).

En France, selon la Fédération de l'Ennoblement Textile (FET), le secteur textile traite 500 000 tonnes de tissu par an avec une production d'eaux usées de l'ordre de 100 millions de m³ (Mansour et al., 2011).

La consommation d'eau estimée pour fabriquer un pantalon en jean est de 55 litres et pour un maillot est de 25 litres. En Tunisie, la région de Monastir est considérée comme le premier producteur de jean avec une production estimée à 9 millions jeans par an. Etant que la région souffre d'une pénurie importante d'eau, surtout en été où les coupures d'eau sont fréquentes, la procédure de délavage utilise 12 bassins d'eau y compris pour le nettoyage du matériel. Par ailleurs, de nombreux produits chimiques sont utilisés dans la procédure de délavage comme l'eau de javel, l'eau oxygénée et le métabisulfite de sodium (FTDES, 2021). Environ 74 entreprises du secteur ITH ont choisi le système qualité leur permettant de se distinguer des autres, soit 9 % du nombre total des entreprises certifiées tous secteurs confondus (823 entreprises). La répartition par branches des entreprises certifiées du secteur ITH est comme suit :

- Filature : 2 entreprises certifiées ISO 9001, ISO 9002 et TS 16949.
- Tissage : 5 entreprises certifiées ISO 9002, 9001, 14001.

- Finissage : 2 entreprises certifiées ISO 9001.
- Bonneterie : 23 entreprises certifiées ISO 9001,9002.
- Confection : 18 entreprises certifiées ISO 9001,9002 et 16949, SA 8000.
- Divers produits textiles : 24 entreprises certifiées ISO 9001,9002 et NT.CE (APII, 2014).

1.1.1.1.2. Caractéristiques des effluents textiles

Généralement, l'industrie textile, rejette d'énormes quantités d'eaux usées contenant de nombreux contaminants à partir de son fonctionnement quotidien tels que des colorants, des matières organiques dégradables, des détergents, des agents stabilisants, des déshydratants, des sels inorganiques et des métaux lourds dans les plans d'eau sans traitement préalable (Siddique et al., 2017 ; Watari et al., 2021 ; Wei et al., 2020). Ainsi, Correia et al. (1994) ont noté que les effluents textiles sont caractérisés par une extrême variabilité de composition et peuvent inclure des colorants non biodégradables et des substances toxiques et que cette variabilité de composition provient à la fois de la diversité des types de procédés industriels employés et des gammes de produits chimiques.

La plus grande part des effluents textiles est représentée par l'ennoblissement qui englobe les prétraitements (désencollage, blanchissement), la teinture ou l'impression et les opérations qui confèrent aux fibres textiles des propriétés particulières (Figure 1.2). La plupart de ces traitements sont des grands consommateurs d'eau (Mansour et al., 2011).

Une caractérisation des paramètres physico-chimiques des effluents textiles de différentes zones en Inde a révélé que les teintures utilisées en industrie polluent les eaux de surface et souterraines locales ainsi que les bassins fluviaux de la Cauvery (fleuve en Inde) (Chockalingam et al., 2019). Par ailleurs, plusieurs paramètres tels que les paramètres de couleur, pH, demande biologique en oxygène (DBO), demande chimique en oxygène (DCO), total des solides dissous (TDS) et chlorures dépassent la limite fixée pour être rejetés dans l'environnement (Chockalingam et al., 2019).

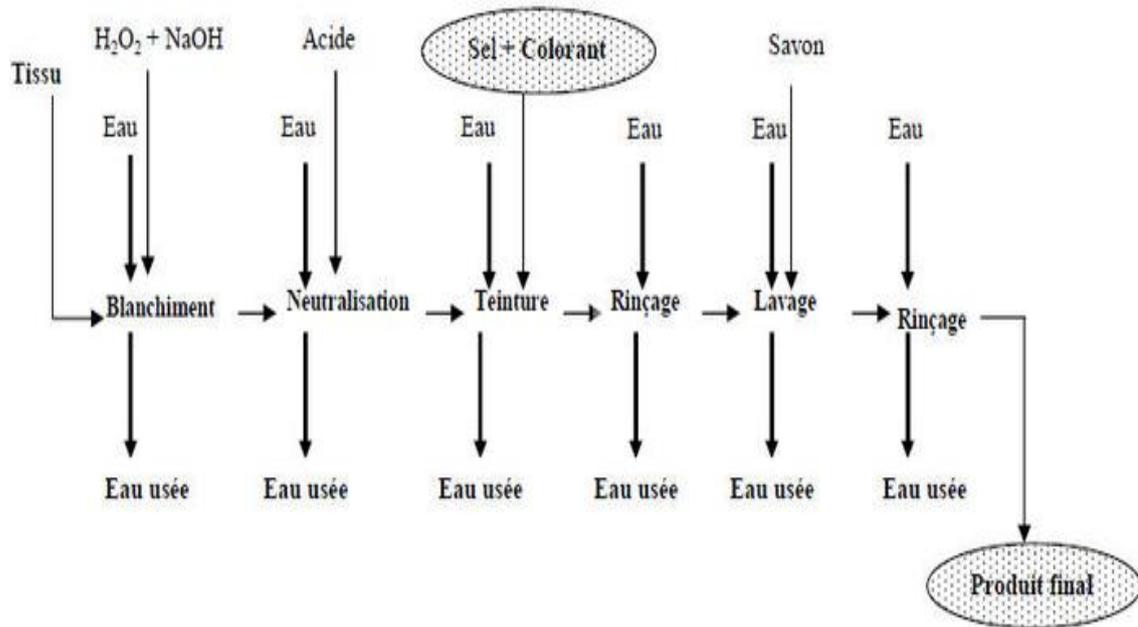


Figure 1.2 : Présentation d'un procédé d'ennoblissement textile (Hao et al., 2000).

Almazán-Sánchez et al. (2016) ont trouvé que les eaux textiles renferment des concentrations élevées d'ions inorganiques : sulfates, phosphates et sodium pouvant influencer le processus d'adsorption. Une caractérisation des effluents textiles générés par plusieurs usines à travers le monde est représentée dans le Tableau 1.3.

Tableau 1.3: Caractéristiques des effluents textiles provenant de différentes sources et pays.

Références	Almazán-Sánchez et al., 2016	Abid et al., 2012	Imtiazuddin et al., 2012	Tara et al., 2019	Malliga et al., 2020	Babu et al., 1995	Kuleyin et al., 2021	Gebrati et al., 2019	Chamam et al., 2017	Ellouze et al., 2011	Aouni et al., 2012
Source	Effluents textiles issus de l'étape de rinçage d'une industrie textile denim	Eaux usées de l'usine d'industries textiles 14-Ramadhan	Gamme d'eaux usées textiles brutes provenant de 7 usines textiles de différentes étapes	Echantillon composite d'effluents non traités d'une industrie textile	Échantillon d'effluent textile	Rejets des usines textiles de coton	Eaux usées d'une industrie textile produisant des fils et des tissus synthétiques	Eaux usées textiles originaires de l'industrie textile « Tenmar»	Effluents textiles d'une usine de teinture de Jean (coton).	Effluents textiles de l'Usine SARTEX	Echantillon d'eaux usées textiles provenant des bains de rinçage de l'industrie textile COLORTEX
Pays	Italie	Iraq	Pakistan	Pakistan	Inde	Inde	Turquie	Maroc	Tunisie	Tunisie	Espagne
Température					28,26			57	25-35		
pH	6,84	5-8	7,5 – 11,5		10,27	9,8-11,8	7,82	8,6	12	6,8	7,11
Couleur (U PtCo)	330			35,5			167				
DCO (mg/l)	344,00		115,66 – 705,25	471	600	1400-1700	94	2680	1500-4000		708
DBO (mg/l)	91,91		125,55 – 653,75	249	1000	760-900		240			
TOC (mg/l)	84,92			166			30				
CE (µS/cm)	471,30	700 – 1300		7100	17		2276	6200		4000	3840
TS (mg/l)				4961		6000-7000					
TSS (mg/l)			934 – 1875	391							
TDS (mg/l)		400- 1000	2469 - 7295	4569	2210						
Turbidité (NTU)	104,66									245	4,02
Chlorures (mg/l)	338,19										>125
TA (mg/l) CaCO ₃)	83,25					17-22					

Tableau 1.3- suite : Caractéristiques des effluents textiles provenant de différentes sources et pays.

Références	Almazán-Sánchez et al., 2016	Abid et al., 2012	Imtiazuddin et al., 2012	Tara et al., 2019	Malliga et al., 2020	Babu et al., 1995	Kuleyin et al., 2021	Gebrati et al., 2019	Chamam et al., 2017	Ellouze et al., 2011	Aouni et al., 2012
Source	Effluents textiles issus de l'étape de rinçage d'une industrie textile denim	Eaux usées de l'usine d'industries textiles 14-Ramadhan	Gamme d'eaux usées textiles brutes provenant de 7 usines textiles de différentes étapes	Echantillon composite d'effluents non traités d'une industrie textile	Échantillon d'effluent textile	Rejets des usines textiles de coton	Eaux usées d'une industrie textile produisant des fils et des tissus synthétiques	Eaux usées textiles originaires de l'industrie textile « Tenmar»	Effluents textiles d'une usine de teinture de Jean (coton).	Effluents textiles de l'Usine SARTEX	Echantillon d'eaux usées textiles provenant des bains de rinçage de l'industrie textile COLORTEX
Pays	Italie	Iraq	Pakistan	Pakistan	Inde	Inde	Turquie	Maroc	Tunisie	Tunisie	Espagne
TH (mg/l) (CaCO ₃)	119,17										
NO ₃ -N (mg/l)	1,90				120						
NO ₂ -N (mg/l)	0,05				15						
Bicarbonate (mg/l)	101,5										
Fe	0,343		1,08-3,11	1,171	0,61						
Pb				0,880	0,30						
Cr			1,05-1,86	0,812	0,06	10-13					
Ni			0,66-1,53	0,125							
Cu			0,07-5,14	0,503	0,12						
NaCl (mg/l)								714			
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	227,06							870			28
Ca ²⁺ (mg/l)	5,65				1,49						42
Mg ²⁺ (mg/l)	4,39				5,48						18,6
Na ⁺ (mg/l)	44,99				5,50						1008
Cl ⁻ (mg/l)	338,19				7,11						

Les industries textiles produisent des effluents à hauts niveaux de composés toxiques et récalcitrants, tels que les colorants, qui génèrent des effets désastreux sur l'environnement et l'être humain (Lellis et al., 2019). Nambela et al. (2020) ont défini les colorants comme des composés colorés qui ont une affinité pour un substrat sur lequel ils sont appliqués. La classification des colorants textiles est devenue incontournable en raison de l'augmentation remarquable du type et du nombre de colorants (Benkhaya et al., 2020). En effet, ces colorants peuvent être classés selon leurs :

- (i) structure chimique, par ex. colorants azoïques, colorants anthraquinone, colorants xanthène, colorants indigo et thioindigo ;
- (ii) méthode d'application, par ex. colorants réactifs, directs, acides, basiques, en cuve et dispersés (Ibrahim, 2011).

Dans le monde, jusqu'à 10 000 colorants sont disponibles et leur production annuelle est supérieure à 7×10^5 tonnes métriques, qui sont utilisées non seulement dans le secteur textile, mais également dans les industries du papier, de l'alimentation et de la pharmacie (Bhatia et al., 2017). Dans les procédés de teinture typiques, 50 à 100 % du colorant est fixé sur la fibre et les colorants non fixés sont rejetés dans des bains de teinture épuisés ou dans les eaux usées des opérations ultérieures de lavage des textiles (Jiratananon et al., 2000). Environ 40% des colorants utilisés dans le monde contiennent le chlore lié qui est un cancérigène connu (Kant, 2012).

1.1.1.1.3. Risques de rejets des effluents textiles

La présence de soufre, de naphthol, de colorants de cuve, de nitrates, d'acide acétique, de savons, d'enzymes, de composés de chrome et de métaux lourds comme le cuivre, l'arsenic, le plomb, le cadmium, le mercure, le nickel et le cobalt et certains produits chimiques auxiliaires rendent les effluents textiles hautement toxiques (Kant, 2012).

1.1.1.1.3.1. Risques sur les hydroécosystèmes

Des études ont montré que le rejet d'effluents industriels non traités conduit à la contamination des eaux souterraines et du sol. En Inde, par exemple, l'analyse des eaux souterraines a montré une turbidité, un TDS et teneurs en chlorures élevés. Ainsi, le pH, la dureté totale et les teneurs en sulfates et fer sont élevés (Chockalingam et al., 2019). Il a été démontré que le rejet des colorants dans le milieu aquatique provoque une eutrophisation, une modification de la couleur des eaux et un appauvrissement en

oxygène dû à la présence d'hydrosulfures, ce qui conduit à une toxicité potentielle pour les organismes aquatiques qui peuvent entrer dans la chaîne alimentaire (Chequer et al., 2015 ; Sharma et al., 2021 ; Zafar et al., 2022).

Une étude réalisée en Tunisie pour évaluer la qualité de l'eau des oueds dans les régions Khniss et Hamdoun (Sousse et Monastir) a montré que parmi 19 métaux lourds analysés, 17 métaux ont été détectés (Sn, Pb, Cu, Mn, Ba, As, Cd, Cr, Sb, Ni, Se, Pb, Co, Zn, Ti, Tl) à des concentrations variables qui ne dépassent pas les normes tunisiennes des eaux de rejets en milieu hydrique. Dans les mesures réalisées, le Cu était le métal le plus abondant (Methneni et al., 2021a). Afin d'évaluer l'effet écotoxicologique des effluents textiles traités par les procédés de traitements d'une usine, Methneni et al. (2021b) ont testé des organismes subaquatiques (*Selenastrum capricornutum* : algue d'eau douce, *Vibrio fischeri* : bactérie bioluminescente et *Daphnia magna* : petit crustacé d'eau douce). Les résultats ont montré que les effluents de teinture textile présentent une toxicité très élevée pour les organismes testés et que les colorants dispersés et les métaux sont les contributeurs possibles à cette toxicité.

Zhang et al. (2012) ont étudié la toxicité aiguë des effluents de teinture textile chez le poisson zèbre. Ils ont trouvé que les eaux provenant du blanchiment, du rinçage et du savonnage ont tous provoqué la létalité du poisson zèbre à des degrés différents.

D'autres travaux ont été menés sur la toxicité des effluents textiles ont été menées sur diverses espèces. Yoo et al. (2013) ont évalué la toxicité dans un cours d'eau affecté par des effluents industriels à l'aide de *Daphnia magna* et *Ulva pertusa*. Cai et al. (2020) ont étudié la toxicité algale induite par les effluents des stations d'épuration des teintures textiles. Avec l'augmentation du temps d'exposition, des dommages irréversibles aux algues peuvent entraîner la mort.

De Luna et al. (2014) ont évalué l'écotoxicité de cinq colorants textiles sur des organismes d'eau douce avant et après traitement par photo-fenton. Les tests de toxicité ont révélé que la minéralisation partielle peut être responsable de la présence de produits de dégradation pouvant être plus toxiques que le colorant d'origine.

1.1.1.1.3.2. Risques sur les sols

1.1.1.1.3.2.1. Paramètres physico-chimiques

Chockalingam et al. (2019) ont constaté que la salinité et l'alcalinité du sol étaient élevées et entraînaient des problèmes de qualité de sol en raison du rejet d'effluents industriels non traités. Selon Chandanshive et al. (2018), les effluents contribuent à une augmentation du pH du sol, de la conductivité électrique et des teneurs en éléments minéraux.

Les métaux lourds contenus dans les effluents textiles conduisent, aussi, à la contamination du sol. En effet, des teneurs élevées en Cr, Pb, Ni, Co, Fe, Ca, Na, K et Zn ont été enregistrés (Imran et al., 2015).

Des niveaux élevés de DBO et de DCO dans les eaux d'irrigation entraînent le colmatage des pores du sol dans les champs, ce qui entraîne une perte de productivité du sol (Kant, 2012). Par exemple, Singh et al. (2020) ont montré qu'en revanche des concentrations faibles d'effluents textiles sont une bonne source de nutriments.

1.1.1.1.3.2.2. Paramètres biologiques : Effets sur l'activité enzymatique

La contamination par les effluents textiles est une préoccupation sérieuse qui réduit la productivité du sol en déstabilisant les structures et la composition de la communauté microbienne (Imran et al., 2015 ; Patil et al., 2020). Chandanshive et al. (2018) ont observé que les colorants présents dans les effluents textiles diminuent significativement la population bactérienne du sol.

Les enzymes du sol sont des bioindicateurs de la qualité du sol. Ils indiquent également l'équilibre biologique, la fertilité, la qualité et les modifications de l'état biologique du sol dues à la pollution (Utobo et Tewari, 2014), et jouent un rôle principal dans le processus biochimique de recyclage de la matière organique dans le système de sol (Srinivasa Rao et al., 2017). Les enzymes du sol appartiennent principalement aux hydrolases et secondairement aux oxydoréductases, transférases et lyases (Dick et Tabatabai, 1992). Selon leurs emplacements, on distingue des enzymes intracellulaires ou endocellulaires (dans l'organisme) et des enzymes extracellulaires (hors de l'organisme) (Srinivasa Rao et al., 2017 ; Kunito et al., 2001). Ces dernières participent à la décomposition de la matière organique et sont délibérément sécrétées par les racines des plantes ou des

microbes dans l'environnement externe (Sinsabaugh et al., 2008 ; Gianfreda, 2015). Ils ont soit une fonction protectrice (oxydoréductases) et oxydent les métabolites phénoliques solubles extracellulaires toxiques en produits polymérisés insolubles, soit ont une fonction de dégradation (hydrolases et oxydoréductases) et hydrolysent ou oxydent des substrats polymères tels que la lignine, des acides humiques ou des phénols à des fins métaboliques (Gianfreda, 2015).

Les activités des enzymes dépendent également de la température du sol et reflètent la qualité de la litière qui change radicalement après une courte période de chute de litière (Baldrian et al., 2013). En effet, Baldrian et al. (2013) ont démontré qu'en automne, l'apport de la matière organique sous forme de litière double la masse de l'horizon de litière et modifie sa composition. Kunito et al. (2018) ont révélé que toutes les activités des enzymes arylsulfatase, phosphatase acide et β -D-glucosidase, sont élevées en été et augmentent de façon exponentielle avec la température du sol.

Les activités enzymatiques peuvent être aussi influencées par la profondeur et le type de sol, le pH, la qualité et la quantité de substrat disponible ainsi que par la salinité. En effet, des études ont montré que des quantités excessives de sels dans le sol ont un impact négatif sur la population microbienne du sol et ses activités (Batra et Manna, 1997 ; Saviozzi et al., 2011). D'autres enzymes du sol telles que la sulfatase, l'amylase et l'uréase sont aussi fortement inhibées dans les sols salinisés et leur variation dans les sols semble être liée aux propriétés microbiennes physico-chimiques des sols (Rao et Pathak, 1996 ; Zahir et al., 2001).

Les enzymes ne sont pas toutes sensibles à la salinité. En effet, une étude sur l'activité enzymatique de la rhizosphère dans le coton cultivé à divers niveaux de sol salin, montre que les phosphodiesterases, les phosphatases acides et les galactosidases ne sont pas affectés par une augmentation de la salinité du sol et ne sont pas en corrélation avec la conductivité électrique du sol et les teneurs en matière organique, Cl et Na. D'autres enzymes telles que les uréases, les phosphomonoestérases alcalines, les protéases et les glucosidases sont inhibées dans les sols salins, en relation avec le carbone organique et la biomasse microbienne du sol (Tableau 1.4) (Egamberdieva et al., 2011 ; In Shukla et Varma, 2011).

Tableau 1.4: Phosphomonoestérases alcalines et acides, phosphodiesterase, galactosidase, glucosidase, uréase et protéase dans les sols non salés (NS), moyennement salins (MS) et fortement salins (SS) (Egamberdieva et al., 2011 ; in Shukla et Varma, 2011).

Traitements	(mg p-nitrophénole kg ⁻¹ sol * h ⁻¹)				(mg NH ₄ ⁺ -N kg ⁻¹ sol * h ⁻¹)		
	Phosphatase acide	Phosphatase alcaline	Phosphodiesterase	Galactosidase	Glucosidase	Uréase	Protéase
CE							
NS (1.3 dS/m)	821,3	2811,5	914,8	442,7	256,9	7,9	23,9
MS (5.6 dS/m)	456,1	2367,8	761,2	482,0	200,1	6,5	22,2
SS (7.1 dS/m)	952,2	1884,0	796,2	491,6	127,6	5,5	17,0

La contamination des sols par les métaux lourds est aussi une préoccupation environnementale majeure qui touche de vastes zones du monde entier (Alves et al., 2016). Sethi and Gupta (2015) ont démontré que le Cd et le Zn affectent négativement les activités déshydrogénase, protéase, phosphatase Alcaline, β-glucosidase et uréase du sol. Les résultats ont aussi montré que l'uréase est plus sensible à la pollution combinée du Cd et du Zn avec une corrélation négative significative entre les activités de l'uréase. Par conséquent, on peut considérer l'activité uréase du sol comme principal indice biochimique d'évaluation de la pollution métallique multiple. Cependant, les métaux lourds n'ont pas montré d'effet significatif sur l'activité de l'amylase ; seul le Cd a réduit l'activité du sol.

➤ **Les enzymes étudiées dans le sol**

• L'uréase

L'uréase est une enzyme très largement présente dans la nature et constitue un élément clé du cycle de l'azote car elle est responsable de la décomposition de l'urée en CO₂ et NH₃ (Sahoo et al., 2016). Elle est donc importante pour ce que l'on pourrait appeler «l'économie» de l'azote dans un sol. Elle est largement considérée comme un bon indicateur de la minéralisation de l'azote (N) (Garcia et al., 1994 ; Cordero et al., 2019).

• La phosphatase

Le phosphore est le deuxième nutriment le plus limitant après l'azote (N) dans la production agricole dans le monde. C'est l'un des trois nutriments généralement ajoutés

aux sols dans les engrais, en tant que grande quantité de P requise par les plantes. Les phosphatases sont le groupe général d'enzymes qui catalysent l'hydrolyse des esters et des anhydrides de H_3PO_4 (Schmidt et Laskowski, 1961). Cette enzyme a le pouvoir d'accélérer la décomposition du phosphore organique dans le sol et améliore la concentration en phosphore. Elle constitue donc un indice important pour évaluer la biodisponibilité du phosphore dans le sol (Panettieri et al., 2014).

- β -glucosidase

L'enzyme β -glucosidase est impliquée dans l'hydrolyse de la cellulose afin de fournir d'importantes sources d'énergies glucidiques aux micro-organismes du sol (Deng and Tabatabai, 1996). La littérature indique que cette enzyme met en évidence les apports de matière organique dans le sol. Elle est associée au cycle de carbone (Zuccarini et al., 2020).

- Peroxydase

La peroxydase (E.C. 1.11.1.7) est une classe importante d'enzymes dans le sol et la litière végétale car différents types de peroxydases sont libérés par les champignons lors de la décomposition de la lignine dans la matière organique du sol (Johnsen et Jacobsen, 2008).

- Amylase

Les amylases, en termes simples, sont un groupe d'enzymes qui hydrolysent les liaisons glucosidiques présentes dans l'amidon. Il faut noter que l'activité enzymatique individuelle ne reflète pas l'état de la qualité du sol car une activité enzymatique unique ne peut pas représenter le taux de tous les processus métaboliques (Adetunji et al., 2017).

1.1.1.1.3.3. Risques sur les plantes

Les effluents textiles ont des effets inhibiteurs sur la longueur des pousses et des racines des plantes. La germination est également affectée par les effluents textiles (Watharkar et al., 2015).

En effet, les effluents textiles ont des traces intolérables de métaux lourds nocifs qui affectent les graines en diminuant la teneur en chlorophylle (Swarnkumar Reddy et Osborne, 2020). Methneni et al., (2021b) ont montré que les effluents textiles sont, à long

terme, toxiques pour la plante dicotylédone *Lepidium sativum* (plante annuelle de croissance rapide).

Ainsi, les caractéristiques physico-chimiques des effluents de teinture non traités ont des impacts négatifs sur la germination et la croissance des haricots verts (*Lablab niger* var. *typicus*) (Hassan et al., 2013). En revanche, une autre étude a montré qu'à faible concentration (6,25 %), les effluents textiles n'ont aucun effet inhibiteur sur la germination des graines de sorgho (*Sorghum vulgare* Pers.), (Garg and Kaushik, 2008). D'autres travaux ont signalé que les effluents peuvent être considérés comme une source de nutriments pour les plantes en augmentant la productivité des cultures (Singh et al., 2020). Ils fournissent des nutriments aux végétaux qui améliorent la défense antioxydante en régulant les mécanismes antioxydants enzymatiques et non enzymatiques (Singh et Rathore, 2018).

Les effluents ont des effets génotoxiques sur les végétaux. La génotoxicité repose sur la capacité des produits chimiques à endommager l'information génétique dans une cellule ce qui entraîne des mutations (Seukep et al., 2014). Les plantes supérieures sont reconnues comme d'excellents modèles génétiques pour détecter les mutagènes environnementaux et sont fréquemment utilisées dans les études de surveillance (Leme and Marin-Morales, 2009). La fève *Vicia faba* est une plante modèle couramment utilisée en écotoxicologie. Le test d'aberration chromosomique de leur extrémité racinaire est un essai biologique établi par le Programme International sur la Sécurité des Substances Chimiques (PISSC, OMS) et le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) en tant qu'essai efficace et fiable pour le dépistage rapide de la génotoxicité des substances environnementales (Kanaya et al., 1994 ; Patlolla et al., 2012 ; Souguir et al., 2021). D'autres espèces végétales sont aussi utilisées pour estimer la présence de micronoyaux, l'indice mitotique et les anomalies cytogénétiques tels qu'*Allium sativum* L., *Vicia faba* L. et *Lactuca sativa* L. et *Allium cepa* (Giorgetti et al., 2011; Samuel et al., 2010).

L'étude du potentiel génotoxique des eaux usées industrielles a révélé des anomalies chromosomiques mitotiques telles que la métaphase irrégulière, les chromosomes vagabonds, la viscosité, les ponts et le micronoyau chez *Allium cepa*. Ainsi, une

diminution significative de l'indice mitotique qui indique une toxicité cellulaire, a été observée dans les cellules des extrémités racinaire des plantules testées (Rasgele, 2021). Il a été démontré que les effluents textiles induisent une inhibition mitotique, un mauvais allongement des racines et diverses aberrations chromosomiques chez *A. cepa* (Alimba et al., 2013). Kaur et al. (2021) ont constaté que les effluents textiles traités et non traités induisaient des aberrations chromosomiques et que les aberrations en pourcentage dans les échantillons traités étaient significativement inférieures à celles des échantillons non traités. Selon Dutta et al. (2018), l'effluent textile même après traitement reste génotoxique car il a la capacité d'initier des aberrations chromosomiques de divers types.

1.1.2. LES EFFLUENTS TEXTILES : UNE OPPORTUNITE

1.1.2.1. Pénurie d'eau et changement climatique

1.1.2.1.1. Situation des ressources en eau

En raison de sa position géographique, la Tunisie est soumise à l'influence de deux climats, l'un méditerranéen au Nord et l'autre saharien au Sud qui sont à l'origine d'une variabilité spatio-temporelle des ressources en eau. Ainsi, les précipitations annuelles moyennes s'élèvent à 800 mm au Nord, tandis que dans le Sud, elles sont seulement d'environ 50 mm, alors que la température moyenne annuelle se situe, pour la quasi-totalité du pays, entre 16 et 20°C.

Sur un autre plan, les ressources en eau sont confrontées à des problèmes de quantité et de qualité suite au changement climatique (Roemmele and Bailey, 2020). Elles sont limitées et inégalement réparties dans le temps et dans l'espace : 90 % des eaux de surface sont localisées dans le Nord, 5 % dans le Centre et 5 % dans le Sud (BPEH, 2016). Ces ressources sont estimées à 4,8 Milliards m³/an (Mm³) dont 2,7 Mm³ des eaux de surface avec une disponibilité inférieure à 450 m³/an/habitant. Cette situation fait de la Tunisie un pays à ressources en eau renouvelables faibles, relativement rares et irrégulières. Elle est classée dans la catégorie des pays à pénurie d'eau (BPEH, 2016 ; Ayadi, 2017).

Les ressources en eau de la Tunisie ne sont pas toujours utilisables. La salinité et la pollution constituent parfois une limite sérieuse à leur exploitation (Arnould and Hotyat, 2003). En effet, 35 % de la totalité des ressources en eau en Tunisie sont de mauvaise qualité avec une charge en sels élevée qui dépasse 2 g/l (ITES, 2014).

Dans le monde, l'agriculture est le secteur économique le plus sensible à la pénurie d'eau. Bien qu'elle soit parfois considérée comme un utilisateur «résiduel» de l'eau, après les secteurs domestique et industriel, elle est à l'origine de 70 % des prélèvements mondiaux en eau douce et de plus de 90 % de son utilisation sont non renouvelables (FAO, 2013). En Tunisie, le secteur agricole consomme à lui seul environ 80 % des volumes d'eau distribués à tous les secteurs (Figure 1.3) (Seddik, 2015).

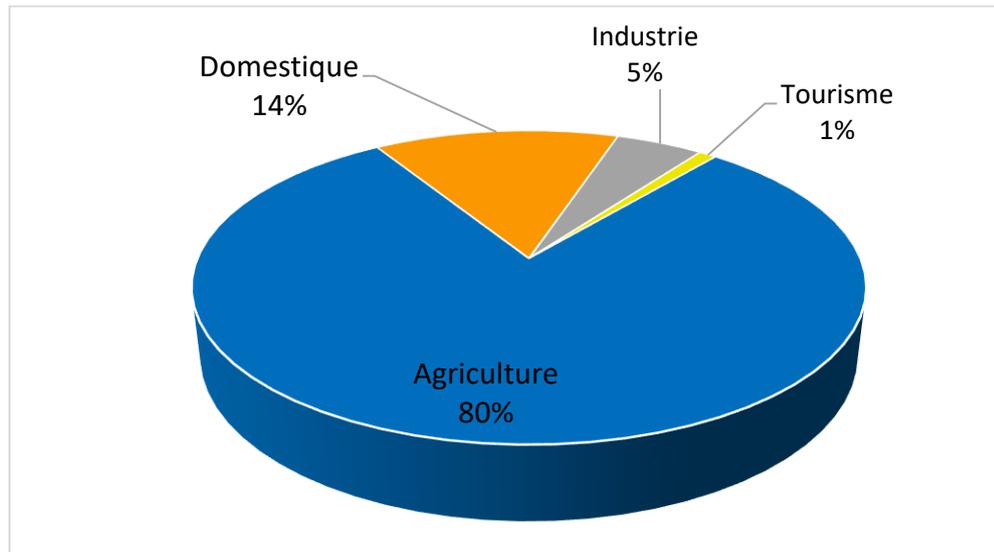


Figure 1.3 : Usage de l'eau en Tunisie (Besbes et al., 2013).

Dans la région économique du Centre-Est qui couvre les 4 Gouvernorats (Sousse, Monastir, Mahdia et Sfax), les ressources en eaux constituent le facteur limitant au développement agricole dans la région et non pas les ressources en sol (DGAT, 2011).

1.1.2.1.2. Changement climatique et adaptation

De nos jours, la plupart des pays du monde souffrent d'une pénurie d'eau. Le changement climatique, l'urbanisation et l'évolution économique sont à l'origine de ce déficit hydrique (Elleuch et al., 2019). Dans toute l'Afrique du Nord, la combinaison du changement climatique et de la forte croissance démographique risque très probablement d'aggraver encore la situation de pénurie d'eau (Schilling et al., 2020). Malgré ce déficit hydrique, les industries textiles consomment et rejettent de grands volumes d'eau (Siddique et al., 2017). Ainsi, le rejet des effluents de certaines industries textiles dans les rivières ou les zones humides sans traitement approprié peut contaminer les eaux souterraines et les

plans d'eau, réduire l'oxygène dissous dans l'eau et affecter les écosystèmes aquatiques, ce qui peut causer indirectement des changements climatiques (Hossain et al., 2018).

L'accès à l'eau potable et à l'assainissement et la lutte contre les changements climatiques font partie des objectifs adoptés par les Nations Unies dans leur programme de développement durable à l'horizon 2030. Toutefois, plusieurs pays n'ont pas encore atteint cet objectif. Pour atteindre ces objectifs, l'intégration des eaux non conventionnelles à des fins de recyclage/réutilisation comme moyen d'adaptation pour faire face aux changements climatiques est envisageable (Pachauri et al., 2015). De ce fait, la Tunisie a adopté une politique intégrée de gestion des ressources en eau qui permet d'intégrer des ressources en eau alternatives comme le traitement des eaux usées, la collecte des eaux pluviales et le dessalement de l'eau, dans les structures organisationnelles de l'eau et de l'assainissement pour minimiser les impacts environnementaux sur les ressources naturelles et fournir un nouvel approvisionnement en eau (Elleuch et al., 2019).

1.1.2.2. Traitement des effluents textiles

1.1.2.2.1. Les procédés de traitement membranaires

Les procédés membranaires peuvent être classés selon plusieurs critères : les caractéristiques de la membrane (taille des pores), la taille et la charge des particules ou molécules retenues, et la pression exercée sur la membrane. Cette classification distingue la microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration et osmose inverse (Van der Bruggen et al., 2003). Chaque procédé est conçu pour éliminer certains éléments à savoir les particules en suspension, les macromolécules, les sucres, les sels monovalents, etc (Figure 1.4).

Les polluants dans les eaux usées des usines textiles varient considérablement et dépendent des produits chimiques et des procédés de traitement utilisés (Tüfekci et al., 2007). Les systèmes de filtration membranaire, tels que la microfiltration et l'ultrafiltration, plus largement utilisés dans le secteur du textile, sont principalement dus à la capacité de la membrane à éliminer les micro-organismes pathogènes ainsi qu'à contrôler le précurseur des sous-produits de désinfection (DBP) (Bottino et al., 2001).

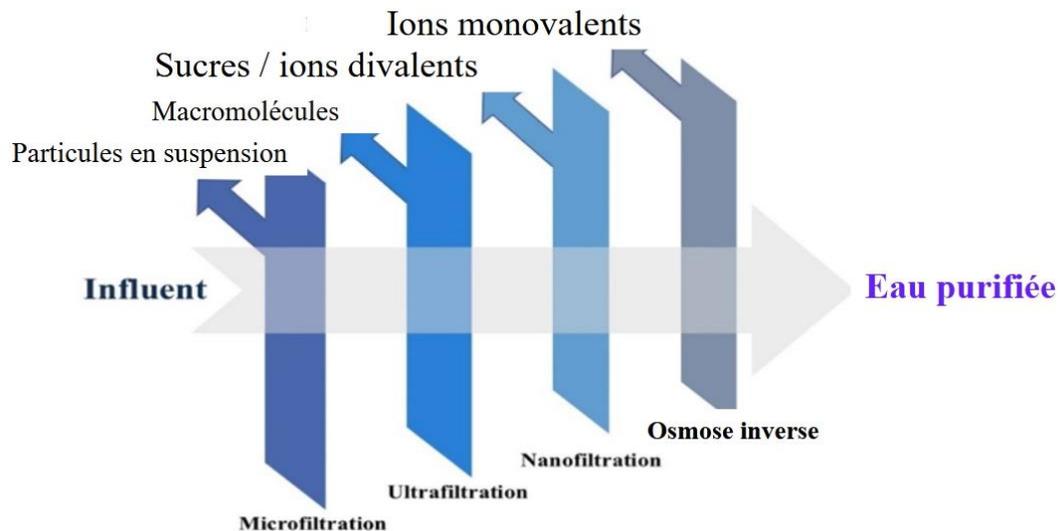


Figure 1.4 : Caractéristiques d'élimination des membranes (Du et al., 2022).

1.1.2.2.1.1. Ultrafiltration

Les membranes UF ont une plage de tailles de pores de 0,01 à 0,1 μm . Le procédé UF est généralement utilisé pour éliminer les virus, les huiles émulsionnées, les hydroxydes métalliques, les colloïdes, les protéines et d'autres matériaux de poids moléculaire élevé de l'eau et d'autres solutions (Kang and Cao, 2014). L'UF fonctionne à basse pression transmembranaire pour éliminer les substances dissoutes ; ses membranes sont capables de gérer un flux élevé et sont exemptes de microbes (Senthil Kumar and Saravanan, 2017).

Par ailleurs, Barredo-Damas et al. (2010) ont déduit que les membranes céramiques UF peuvent être une alternative de prétraitement.

La comparaison entre les membranes céramique et polymère n'a pas montré une différence significative dans l'efficacité d'élimination. Cependant, la membrane en céramique a un meilleur flux d'eau et un potentiel d'encrassement de la membrane plus faible. Ainsi, les membranes céramiques sont plus efficaces pour traiter l'eau à forte turbidité (Park et al., 2020).

Récemment, des chercheurs tunisiens ont développé une nouvelle membrane céramique d'UF fabriquée à partir d'argile de kaolin naturel. Cette membrane a montré un bon rejet en termes de couleur, de DCO et de turbidité (Bousbih et al., 2020). Dans l'industrie textile, l'UF est un procédé relativement simple pour traiter uniquement les effluents de

lavage. En effet, par la mise en œuvre de ce procédé, un concept de recyclage des eaux filtrées a été proposé afin de réduire la consommation d'eau dans le processus de lavage et recycler les agents de lavage (Schoeberl et al., 2004).

1.1.2.2.1.2. Nanofiltration

La Nanofiltration (NF) est une technologie efficace et écologiquement adaptée pour la décontamination et le recyclage des eaux usées générées dans de nombreuses industries (Hilal et al., 2004). C'est un procédé très sélectif pour séparer des solutés de taille $< \sim 2$ nm comme les sels, les sucres ou encore les molécules de colorants (Crini et al., 2007).

La NF est un processus membranaire entraîné par pression entre l'osmose inverse (OI) et l'ultrafiltration (UF) (Eriksson, 1988). Elle offre des avantages importants dont un flux de perméat plus élevé, une rétention plus élevée de sels multivalents et de composés de poids moléculaire (> 300) et des coûts de fonctionnement et de maintenance faibles (Lau and Ismail, 2009).

Hilal et al. (2005) ont utilisé des membranes de Nanofiltration (NF) dans des opérations d'unité de prétraitement dans des processus de dessalement d'eau de mer. Cela a entraîné une réduction des produits chimiques utilisés dans les processus de prétraitement ainsi qu'une baisse de la consommation d'énergie et des coûts de production d'eau et, par conséquent, a conduit à des processus plus respectueux de l'environnement.

La NF a des taux de rejet élevés pour les ions divalents et pourrait éliminer les espèces à tartre qui posent des problèmes d'encrassement lors du dessalement de l'eau de mer (Abdelkader, 2018). L'application de la nanofiltration céramique (NF) joue un rôle important dans le recyclage des déchets spécifiques dans l'industrie textile ouvrant ainsi la voie au recyclage des déchets au lieu d'être éliminés dans les terres (Saravanan and Sasikumar, 2020). Cette technologie possède le potentiel d'être le précurseur dans la gestion des effluents de teinture réactive en ce qui concerne l'élimination de la couleur pour permettre la réutilisation du sel. En effet, une étude qui traite les performances d'une certaine membrane NF (NF - 270-2540 FILMTEC NF) a montré que la rétention du colorant a diminué à des concentrations élevées en sel de 60 et 90 g/l, la demande chimique en oxygène (DCO) et l'efficacité totale d'élimination du carbone organique se situaient entre 80 et 90 % et le flux de perméat a considérablement diminué au-delà d'une concentration en sel de 40 g/l (Vishnu and Joseph, 2008). Ainsi, Aouni et al. (2012) ont

déduit que le procédé NF est efficace pour réduire la conductivité, la DCO et la couleur dans les effluents industriels. Cependant, l'inconvénient majeur des membranes de la nanofiltration est la production d'un flux de concentré qui peut avoir un volume jusqu'à 10 à 20 % du volume des eaux usées. Ce dernier ne peut être rejeté dans l'environnement (Kappel et al., 2014). Par conséquent, des méthodes de pré-traitement par Ultrafiltration peuvent être envisagées. Dans ce cas, le colmatage des pores serait moindre et le flux de perméat augmenterait d'environ 50 % car de l'eau moins contaminée serait introduite dans la membrane NF et la concentration de DCO diminuerait d'environ 40 % (Gozálvez-Zafrilla et al., 2008; Özgün et al., 2022).

1.1.2.2.1.3. Osmose inverse

L'osmose inverse (OI) est une méthode de dessalement entraînée par pression de plus en plus répandue. Une membrane semi-perméable avec des diamètres de pores inférieurs à 0,0001 µm permet à l'eau de pénétrer et rejette la majorité des sels dissous, des matières organiques, des bactéries et des contaminants (Figure 1.5) (Hammack, 2014; Rabiee et al., 2019). Le rejet des contaminants se produit en fonction de leur taille et de leur charge. En effet, tout contaminant ayant un poids moléculaire supérieur à 200 est rejeté par un système d'OI fonctionnant correctement (PURETEC, 2023). La pression nécessaire pour cette méthode varie avec la salinité ou la pression osmotique de l'eau à traiter. Ainsi, une pression plus élevée est requise pour filtrer l'eau de mer que celle requise pour l'eau saumâtre (Rabiee et al., 2019). Ce procédé est largement utilisé dans le processus de dessalement (Costa et al., 2022). Parce que les membranes d'OI sont sujettes à l'entartrage et à l'encrassement, l'OI est rarement un processus de traitement autonome (Hammack, 2014). Dans les industries textiles, l'OI est généralement adoptée dans le but de réutiliser les eaux traitées dans les processus de production (Gozálvez-Zafrilla et al., 2008).

Osmose Inverse

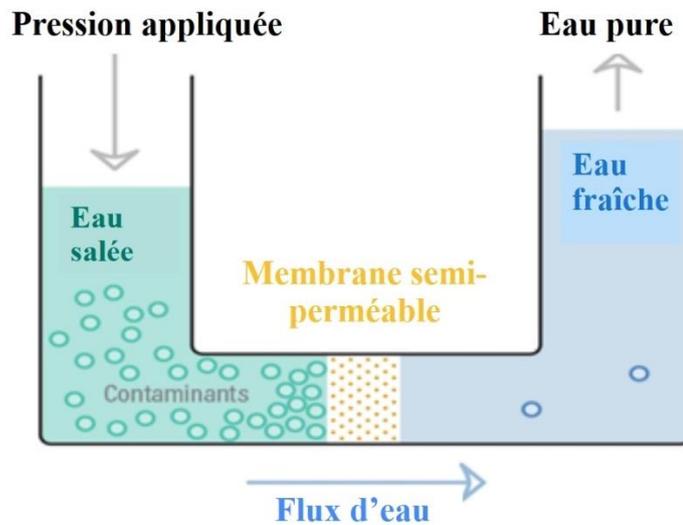


Figure 1.5 : Processus d'Osmose Inverse.

La répartition du marché de l'OI est de 51 % de dessalement, 35 % d'eau industrielle et 14 % résidentielle / commerciale et non salée. Les processus d'OI peuvent simultanément éliminer la dureté, la couleur, de nombreux types de bactéries et de virus, et les contaminants organiques tels que les produits chimiques agricoles et les précurseurs du trihalométhane (Abid et al., 2012).

1.1.2.3. Cadre réglementaire

1.1.2.3.1. Réglementation du rejet des effluents textiles

Le rejet des eaux usées industrielles est encadré et règlementé depuis 1975 dès la parution du Code des Eaux par la loi n° 75-16 du 31 mars 1975. Ce dernier, notamment dans les articles 108 et 115, interdit le déversement des eaux usées industrielles dans les eaux de la mer ou dans les oueds. Ainsi, l'article 126 de ce code souligne que l'élimination de la pollution est à la charge des entreprises. En 1985, les rejets des eaux usées dans le milieu récepteur ont été règlementés par le décret n° 85-56 du 2 janvier 1985.

Pour réglementer les rejets des effluents textiles traités dans le milieu récepteur, l'arrêté n°26 du 26 mars 2018 a fixé les valeurs limites des rejets d'effluents dans le milieu récepteur selon le type d'industrie (Annexe 1).

1.1.2.3.2. Réglementation de la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture

Les normes de rejet et de réutilisation des eaux usées traitées (EUT), respectivement (NT 106-02) et (NT 106-03) parus en 1989, ont été élaborées sur la base des recommandations de la FAO et de l'OMS de telle sorte que les effluents rejetés puissent être réutilisés sans risque majeur.

La réutilisation des EUT en Tunisie est cadrée depuis la promulgation du code des eaux en 1975 (loi n° 75-16 du 31 mars 1975). Ce dernier, notamment dans son article 106, interdit la réutilisation des eaux usées, même traitées, pour l'irrigation ou de l'arrosage de crudités. L'utilisation des EUT pour d'autres cultures est conditionnée par l'autorisation du ministère de l'Agriculture après l'accord du ministre de la Santé Publique. Le décret n° 93- 2447 du 13 décembre 1993, modifiant le décret n° 89-1047 du 28 juillet 1989, a fixé les conditions d'utilisation des EUT à des fins agricoles. Selon ce décret, les EUT doivent répondre aux normes d'utilisation fixées par la norme NT 106.03. L'arrêté du ministère de l'Agriculture du 21 juin 1994 fixe la liste des cultures qui peuvent être irriguées par les EUT comme suit :

- Les cultures industrielles dont le coton, le tabac, le lin, le jojoba, le ricin et le carthame;
- Les cultures céréalières dont le blé, l'orge, le triticales et l'avoine ;
- Les cultures fourragères dont le bersim, le maïs et le sorgho fourragers et la vesce ;
- Les arbres fruitiers dont les dattiers, les agrumes et les vignes à condition qu'ils ne soient pas irrigués par aspersion ;
- Les arbustes fourragers dont l'acacia et l'atriplex ;
- Les arbres forestiers ;
- Les plantes florales à sécher ou à usage industriel dont le rosier, l'iris, le jasmin, la marjolaine et le romarin.

L'arrêté des ministres de la Santé Publique, de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire et de l'Agriculture de 28 septembre 1995, approuve un cahier des charges qui fixe les modalités et les conditions particulières de l'utilisation des EUT à des fins agricoles.

1.1.2.4. Recyclage des effluents textiles

Le traitement et le recyclage des effluents d'eaux usées dans l'industrie textile peuvent être une alternative pour réduire la pression de la rareté de l'eau (Rosa et al., 2014). Dans

l'industrie textile, la récupération et la réutilisation des eaux présentent l'avantage que les polluants indésirables ne sont pas rejetés dans les milieux aquatiques puisqu'ils sont éliminés à la source (Marcucci et al., 2001). À ce stade, avec la technologie des membranes céramiques, les eaux usées textiles peuvent être traitées (Ağtaş et al., 2020). En outre, le recyclage des effluents traités assure à la fois la conservation de l'eau, la récupération des produits chimiques de traitement et la réduction des eaux usées (Ağtaş et al., 2020; Marcucci et al., 2001).

Une étude en Chine a montré que des systèmes de traitement biologiques combinés à une technologie membranaire peuvent satisfaire aux exigences de qualité de l'eau pour le processus de teinture et de finition (Lu et al., 2010). Liu et al. (2011) suggèrent que les effluents textiles traités biologiquement soumis à une filtration par Osmose Inverse peuvent être recyclés dans le processus de production. De plus, des avantages économiques pourraient être obtenus à travers le recyclage des effluents textiles soumis à un traitement combinant des filtres biologiques aérés à l'ozone à une filtration membranaire par OI (He et al., 2013). D'autres auteurs ont mentionné que les effluents textiles traités par électro-oxydation, photo-fenton et oxydation-fenton classique peuvent convenir à une réutilisation industrielle (Ramos et al., 2021).

Les développements récents sont vers l'installation de stations d'épuration à zéro rejet liquide (ZLD) ou à rejet liquide minimal (MLD) (Bahadur and Bhargava, 2019; Maiti et al., 2021; Panagopoulos, 2022). En effet, le ZLD a été appliqué dans différents domaines en tant qu'approche efficace de traitement des eaux et de gestion des déchets (Zhong et al., 2021). Ce concept exige une analyse critique plus approfondie pour quantifier l'impact environnemental associé au changement climatique dû à la consommation d'énergie élevée (Mohan et al., 2021).

1.1.2.5. Valorisation agricole des effluents textiles

Pour pallier le manque potentiel d'eau, l'utilisation des effluents textiles traités dans l'agriculture est devenue une option attrayante en contribuant à la fois à la réduction des grands volumes d'eaux usées générées par les industries textiles et à la réponse à la forte demande en eau du secteur agricole. Des études ont été réalisées pour irriguer avec ces eaux traitées certaines cultures. En effet, Younas et al. (2020) ont constaté que l'irrigation avec des eaux usées textiles traitées ainsi que des eaux usées municipales comme co-

substrat s'avère bénéfique pour la réduction du stress des polluants des eaux usées dans les plantes de maïs. Ainsi, Sen et al. (2019) ont rapporté que le rendement et la valeur nutritionnelle du blé ont été considérablement améliorés à la suite de l'irrigation par les effluents textiles traités. Le rendement était de 5,4 Mg ha⁻¹.

L'irrigation de *Capsicum frutescens* par des effluents textiles traités par des irradiations gamma a montré des valeurs accrues dans les paramètres morphologiques de la plante (tels que les masses sèches de fruits, la longueur racinaire, hauteur de la plante et nombre de feuilles) par rapport à des plantes irriguées seulement par de l'eau et des eaux usées brutes (Ahsan et al., 2022).

Selon Hassan et al. (2022), les effluents textiles peuvent être aussi utilisés pour irriguer des plantes maraîchères à condition de séparer les eaux de rejet de chaque étape du processus de teinture. Dans ce sens, des eaux usées textiles du deuxième lavage après récurage et blanchiment, du deuxième lavage après savonnage et des eaux traitées aux enzymes ont été utilisées pour irriguer des plantes de tomates (*Solanum lycopersicum* L.) et les résultats n'ont pas montrés des effets néfastes sur les propriétés du sol, la croissance et le rendement des tomates.

1.2. LA SESBANIA, POUR UNE UTILISATION RAISONNEE DES ENGRAIS AZOTES SOUS CONDITIONS SALINES

1.2.1. LES ENGRAIS CHIMIQUES AZOTES

La demande d'azote (N) pour la production agricole a augmenté rapidement à partir du milieu du XXe siècle et devrait au moins doubler d'ici 2050 pour satisfaire la production de nombreuses cultures (Ladha et al., 2022). L'utilisation d'engrais a augmenté d'environ 30 % par hectare de 2002 à 2017, soit environ 95 tonnes par hectare. L'augmentation était d'environ 24 % pour l'azote (Iqbal et al., 2021). Par ailleurs, les engrais commerciaux d'azote sont chers avec seulement une fraction de ce nutriment atteignant la plante, ce qui limite l'efficacité et augmente potentiellement la contamination de l'eau, notamment les eaux de surface et les nappes phréatiques (Munroe et Isaac, 2014 ; Pei et al., 2015). Les engrais azotés sont responsables de l'eutrophisation des eaux de surface, le lessivage des nitrates dans les eaux souterraines, l'acidification des sols à travers le sulfate d'ammonium et la dégradation de la qualité environnementale et de la santé humaine (Ma et al., 2013;

Zhou et al., 2016). Il a aussi été mentionné que l'utilisation continue et peu judicieuse de doses élevées d'engrais azotés est responsable de la dégradation du sol en réduisant leur fertilité (Iqbal et al., 2021; Pahalvi et al., 2021). Bien que l'utilisation d'engrais azotés intervienne dans l'augmentation de la quantité de nourriture, des quantités excessives d'azote peuvent induire une accumulation des nitrates dans les parties comestibles des légumes et réduire les rendements (Liu et al., 2014).

Du fait du suremploi des engrais chimiques azotés entraîne des risques environnementaux graves, il a été nécessaire de chercher d'autres solutions pour diminuer ces risques sans négliger les besoins des cultures. En ce sens, les arbres fixant le diazote (N₂) constituent une alternative pour fertiliser les cultures (Munroe and Isaac, 2014). Certaines plantes, notamment les Fabacées, recèlent dans leurs systèmes racinaires des microorganismes qui captent l'azote de l'air et le restitue aux plantes (FAO, 2015).

1.2.2. LES LEGUMINEUSES

1.2.2.1. Mécanismes de fixation symbiotique de l'azote

Les légumineuses sont utilisées, dans la plupart des systèmes agricoles à faible consommation d'intrants, en raison de leur symbiose fixatrice d'azote avec les rhizobiums (Maseko et al., 2020; Pankievicz et al., 2019). Le principe de la fixation symbiotique de l'azote repose sur une relation mutualiste entre la plante et les bactéries (Mus and Wu, 2022). La plante secrète, au niveau des racines, des molécules signal de types flavonoïdes (Figure 1.6.a) pour attirer les bactéries appartenant aux genres *Rhizobium*, *Bradyrhizobium* et *Azorhizobium*, collectivement appelées rhizobiums. Ces molécules activent les gènes de nodulation (nod) des rhizobiums, qui à leur tour synthétisent et libèrent des signaux bactériens, facteurs de nodulation (facteurs Nod), qui déclenchent des événements précoces dans le processus de nodulation (Lorkiewicz, 1997; Mus et al., 2016). Les facteurs Nod produits par les rhizobia stimulent la croissance des poils absorbants qui en réponse, se courbent pour former une structure appelée crosse de berger (Figure 1.6.b). A l'intérieur de cette structure, les bactéries se multiplient pour former une « microcolonie ». Par la suite, la paroi végétale se lyse et il y a formation d'une structure tubulaire appelée cordon d'infection (Figure 1.6.c) grâce auquel les bactéries peuvent pénétrer dans les cellules végétales (Figure 1.6.d). Les bactéries, une fois libérées dans le cytoplasme des cellules végétales, se différencient en bactéroïdes de plus grande taille, provoquant la formation de nodules (Sanchez, 2023).

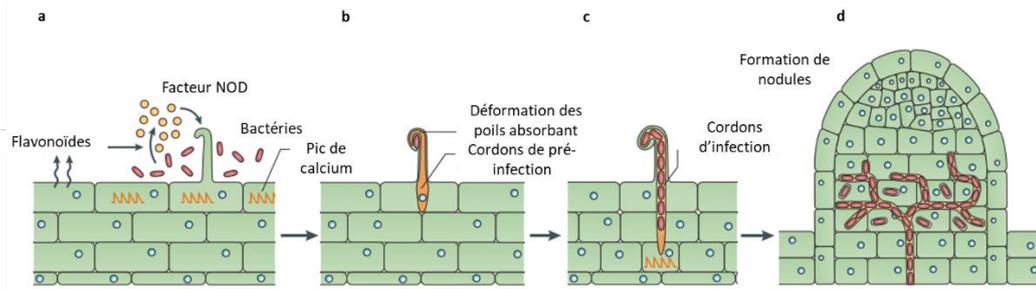


Figure 1.6 : Représentation schématique des stades de formation du nodule (Oldroyd, 2013).

Les bactéries qui sont logées dans ces nodules sont responsables de la fixation de l'azote gazeux atmosphérique au NH_3 , à l'aide de leur complexe enzymatique nitrogénase, que les plantes peuvent assimiler via l'enzyme glutamine synthétase pour former de la glutamine (acide aminé) (Mahmud et al., 2020; Mus et al., 2016). En retour, les bactéries bénéficient des sucres et de l'énergie issus de l'activité photosynthèse de la plante hôte (Guo et al., 2022).

1.2.2.2. Réactions aux contraintes abiotiques

1.2.2.2.1. Effets de la salinité sur les légumineuses

1.2.2.2.1.1. Effets sur la croissance

De nombreuses études ont montré que le stress salin réduit la croissance des légumineuses telles que le pois chiche (Sohrabi et al., 2008 ; Panuccio et al., 2014 ; Camara et al., 2018). En effet, le sel dans l'eau du sol inhibe la croissance des plantes pour deux raisons. Premièrement, cela réduit la capacité de la plante à absorber l'eau ce qui entraîne une croissance plus lente. C'est l'effet osmotique ou déficitaire en eau de la salinité. Deuxièmement, il peut pénétrer dans le flux de transpiration et finalement blesse les cellules dans les feuilles transpirantes réduisant davantage la croissance. C'est l'effet sel-spécifique ou ion-excès de la salinité (Munns, 2005).

Il a été démontré que tous les paramètres de croissance sont affectés par une salinité de 100 mM de NaCl ($\sim 10 \text{ dS m}^{-1}$) pour la plupart des légumineuses (Brunnering et Rozema, 2013). Panuccio et al. (2014) ont observé une diminution de la longueur des racines et des pousses, de la morphologie racinaire, des poids frais et sec et de la teneur en eau chez *Chenopodium quinoa*.

La biomasse et la hauteur des plantes sont aussi affectées par la salinité (Bai et al., 2008). Le stress salin est également responsable de la réduction du nombre de fleurs, de gousses et de graines ainsi que le poids des graines de pois chiche (Sohrabi et al., 2008).

Les effets nutritionnels de la salinité incluent deux actions primaires du sel sur les plantes: la toxicité directe due à l'accumulation excessive des ions dans les tissus et un déséquilibre nutritionnel qui résulte d'une perturbation de l'absorption et du transport des éléments essentiels (Haouala et al., 2007 ; Farissi et al., 2014).

Le sodium est un ion toxique car il interfère avec l'absorption de K^+ et perturbe la régulation des stomates, ce qui provoque finalement la perte d'eau et la nécrose (Hasanuzzaman et al., 2013). Cet ion peut également perturber divers processus enzymatiques dans le cytoplasme (Parvaiz et Satyawati, 2008). D'après Ben Khaled et al. (2007), le sel du milieu entraîne une accumulation des ions potentiellement toxiques (Na^+ et Cl^-) de façon plus prononcée au niveau des organes aériens qu'au niveau des racines. En même temps, le NaCl perturbe l'absorption et le transport du potassium et du calcium dans les parties aériennes plutôt que dans les racines. À la suite de l'accumulation des ions Na^+ et Cl^- , des diminutions de la teneur en K^+ et des rapports K^+/Na^+ et Ca^{2+}/Na^+ ont été observées (Bai et al., 2008).

Les processus métaboliques comme la photosynthèse, la synthèse des protéines et les métabolismes lipidiques sont affectés par le stress salin (Barhoumi et al., 2016; Hasanuzzaman et al., 2013). Il s'est avéré que la salinité réduit significativement la teneur en chlorophylle 'a' et 'b' chez *Vicia faba* (Abdul Qados, 2010). La réponse la plus précoce des plantes au stress salin est la réduction de la vitesse d'expansion de la surface des feuilles suivie de la cessation de l'expansion (Hasanuzzaman et al., 2013). Une des stratégies d'adaptation consiste à synthétiser des osmoprotecteurs principalement la proline et la glycine-bétaine (GB) (Ashraf et Foolad, 2007 ; Gumi et al., 2013). En conditions de salinité, la séquestration vacuolaire de Na^+ est une stratégie importante et rentable pour l'ajustement osmotique qui en même temps, peut réduire la concentration de Na^+ cytosolique (cytosol :la phase liquide où baignent les organites cytoplasmiques) (Farissi et al., 2014).

Les racines ont une capacité remarquable à contrôler leurs propres concentrations de Na^+ et de Cl^- . Leurs concentrations en ions n'augmentent pas avec le temps, et à des salinités

élevées, elles peuvent avoir une concentration en Na⁺ et Cl⁻ beaucoup plus faible que la solution externe (Munns, 2005). La capacité des plantes à maintenir une faible concentration cytosolique en Na⁺ et une augmentation de la concentration en K⁺ et donc un rapport K⁺/Na⁺ cytosolique élevé est susceptible d'être l'un des déterminants clés de la tolérance au sel végétal (Maathuis et Amtmann, 1999 ; Ben Khaled et al., 2007).

1.2.2.2.1.2. Effets sur la nodulation

Habituellement, la salinité affecte les plantes selon deux modes : le stress osmotique et la toxicité ionique. Cependant, pour les légumineuses en particulier, il existe un troisième mode : la réduction de la nodulation par les rhizobiums car la salinité les affecte directement ou indirectement (Jeandroz et Lamotte, 2017). Les différentes étapes de la formation des nodules et du fonctionnement des nodules sont toutes affectées par la salinité (Brunning et Rozema, 2013). En effet, la salinité réduit la quantité d'eau extractible du sol par la plante et induit un ajustement osmotique, plus important dans les nodules que dans les feuilles ou les racines. La salinité peut entraîner une réduction importante de la nodulation, de la taille des nodules et de la capacité de fixation du N₂ (Flowers et al., 2010). Indépendamment de son mode d'action, l'effet du sel aux stades précoces de la nodulation se traduit par une réduction du nombre de nodules observé chez de nombreuses légumineuses (Saadallah et al., 2001 ; Ben Khaled et al., 2003 ; Ibriz et al., 2004 ; Ben Bessisse, 2010).

Une étude faite sur deux légumineuses (*Phaseolus Vulgaris* et *Sesbania bispinosa*) a montré une réduction marquée de la masse fraîche de nodules et du nombre de nodules chez ces deux espèces mais le pourcentage de réduction du nombre de nodules était plus élevé chez *P. vulgaris* que chez *S. bispinosa*. Cette étude a montré également une tolérance élevée à la salinité de *S. bispinosa* qui s'est manifestée par une faible réduction du nombre de nodules, une teneur élevée en proline dans les feuilles, une teneur élevée en glycine dans toutes les parties de la plante, un taux élevé de photosynthèse et une faible absorption de Cl⁻ par les feuilles (Ashraf et Bashir, 2003).

1.2.2.2.1.3. Effets sur la fixation biologique de l'azote

Le stress salin inhibe l'activité de la nitrogénase (Aydi et al., 2008 ; Abd-Allah et al., 2015) et la respiration nodulaire (Serraj et al., 1994) qui cause, par la suite, une diminution des teneurs en azote total dans la plante. La réduction de l'activité fixatrice de N₂ est

généralement due à la réduction de la respiration nodulaire (Bargaz et al., 2011). Cette réduction est due à une limitation du substrat N₂ ou à la régulation de la diffusion de l'oxygène dans le nodule ou une diminution de la production de protéines cytosoliques, surtout la légghémoglobine, par les nodules (López et al., 2008 ; Abd-Allah et al., 2015). Serraj et al. (1994) ont montré que l'augmentation de la pression d'oxygène dans le milieu d'une racine nodulée permet de supprimer l'effet inhibiteur du stress salin sur l'activité nitrogénase. D'autres résultats suggèrent que l'accumulation des ions toxiques (Na⁺ et Cl⁻) dans les nodosités peut affecter le métabolisme dans ces organes et inhiber leur activité fixatrice d'azote (Cordovilla et al., 1995). Le taux de fixation de l'azote est négativement affecté par la salinité de 100 mM de NaCl (20 % de l'eau de mer, ~ 10 dS/m) dans la plupart des légumineuses (Brunning et Rozema, 2013).

CONCLUSION

Cette revue bibliographique a mis en évidence l'état de l'art du secteur de l'industrie textile et des risques environnementaux liés aux effluents textiles non traités. On déduit, ainsi, qu'en plus de ces risques environnementaux s'ajoute le problème de la pénurie d'eau qui s'aggrave de plus en plus, la forte demande en eau dans le secteur agricole, l'utilisation des engrais chimiques azotés entraînant une dégradation de la qualité de l'environnement et aussi le manque de fourrage dans certains pays dans le monde y compris la Tunisie. Tout cela implique que la valorisation des eaux usées traitées en agriculture, notamment les effluents textiles traités, peut être envisagé pour réduire les risques environnementaux et pallier le déficit hydrique tout en choisissant le traitement convenable pour améliorer leurs qualités et en adoptant des plantes qui peuvent tolérer la qualité de ces eaux traitées.

PARTIE 2
MATERIEL ET METHODES

INTRODUCTION

Cette partie comprend trois sous-parties. La première est consacrée à la localisation et la description de la zone d'étude et la station d'épuration des effluents textiles, les différentes eaux utilisées pour l'irrigation et la plante irriguée. Dans la seconde sous-partie, on décrit les expérimentations et les analyses réalisées. La dernière sous-partie est consacrée au traitement des données.

2.1. MATERIEL

2.1.1. Milieu physique de Ksar Hellal

La commune de Ksar Hellal, rattachée administrativement au Gouvernorat de Monastir, se trouve à une vingtaine de kilomètres au Sud de Monastir et 135 km au Sud de Tunis (Figure 2.1) et compte 49376 habitants (2017). Elle est limitée, au Nord par la commune de Bouhjar-Lamta, au Sud par la commune de Moknine, à l'Est par la commune de Sayada et à l'Ouest par la commune de Touza (MALE, 2017). Cette commune dispose de 475 puits dont la profondeur varie entre 15 et 30 m. Ils fournissent 0,8 Mm³ d'eau et sont totalement exploités. La commune de Ksar Hellal est dotée de quatre stations de pompage des eaux usées de la région vers la station d'épuration de Moknine (CGDR, 2012).

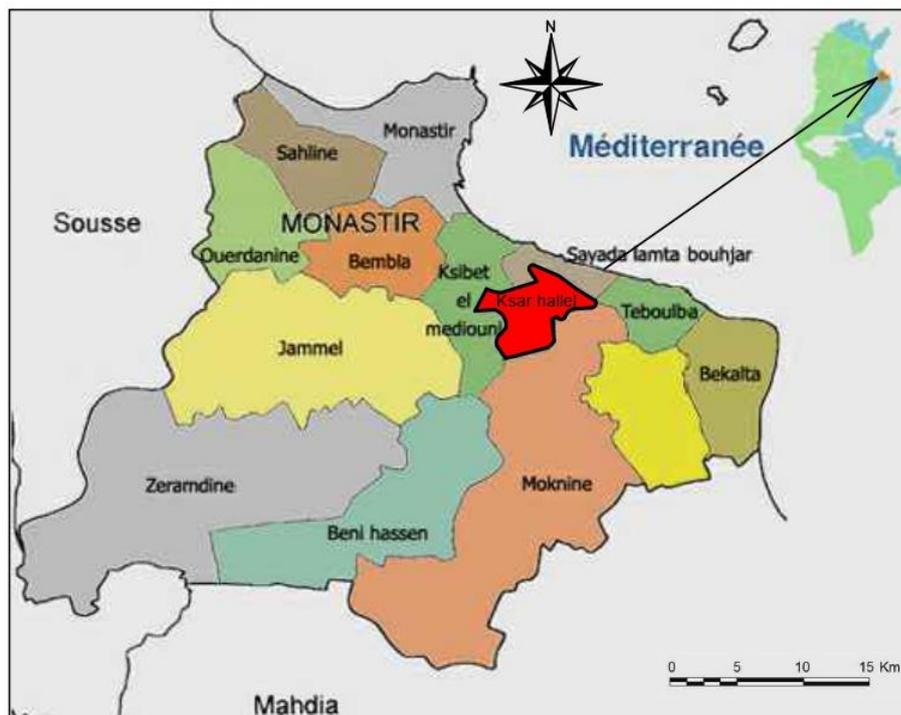


Figure 2.1 : Localisation de la commune de Ksar Hellal dans la carte du Gouvernorat de Monastir. Source :APII (2018).

Cette région, comme toutes les régions du Sahel, connaît un climat de type semi-aride avec une pluviométrie annuelle moyenne de 300 mm. Les précipitations présentent une grande variabilité inter-saisonnière et interannuelle. Les températures journalières varient de 10°C à 13°C en janvier et de 36 à 38°C en août et pouvant atteindre 42°C (Optima Consult, 2019). Dans tout le gouvernorat de Monastir, l'évapotranspiration annuelle moyenne est d'environ 1500 mm (Khasskhoussy et Hachicha, 2020).

Les sols, comme tous les sols du Centre-Est de la Tunisie, sont variés et surtout à fort potentiel agronomique. Il s'agit dans leur majorité, de sols drainants et favorables à presque tout type de culture. En effet, l'olivier constitue le principal arbre fruitier grâce à son adaptabilité aux conditions climatiques locales. Les rendements dépendent en premier lieu de la pluviométrie (DGAT, 2011).

2.1.2. La station de traitement des effluents textiles

La station d'épuration des eaux usées de la Société de textile SITEX assure la fourniture des effluents textiles traités biologiquement. Située à Ksar Hellal (Figures 2.2a, b et c), cette entreprise textile est spécialisée dans la teinture de tissus Denim. Elle utilise essentiellement le colorant bleu indigo ($C_{16}H_{10}N_2O_2$) dans les processus de coloration. Ce colorant est insoluble dans l'eau et peu soluble dans les solvants (Mahzoura et al., 2019). Elle utilise aussi les colorants au soufre.

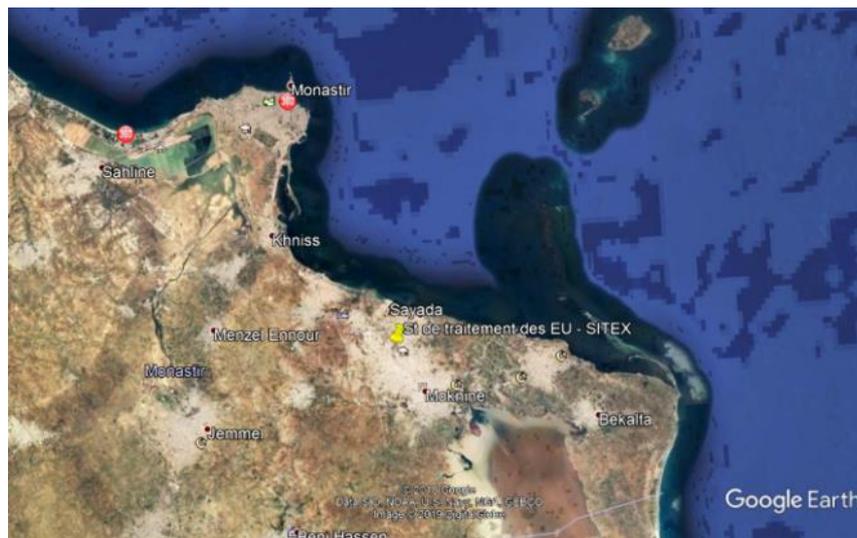


Figure 2.2 a: Vue de la station d'épuration de la SITEX : sa position par rapport à la mer (Image Google Earth, 2020).



Figure 2.2 b : Vue de la station d'épuration de la SITEMX : son emplacement à Ksar Hellal dans le tissu urbain (Image Google Earth, 2020).



Figure 2.2 c : Agrandissement de la station avec ses deux bassins (Image Google Earth, 2020).

La station d'épuration des eaux usées de l'usine SITEMX effectue un traitement biologique par des boues activées des effluents textiles. Un réseau de canalisation conduit les eaux usées en provenance de l'usine jusqu'à la station de traitement des eaux. Une fois arrivée à la station, l'eau se trouve dans un bassin d'homogénéisation et elle est conduite vers un

autre bassin pour le prétraitement par dégrillage (Figure 2.3a). Ensuite, ces eaux seront acheminées vers deux grands bassins « chenaux d'oxydation » (Figure 2.3b) qui ont une forme permettant l'établissement d'un courant de circulation. Ces bassins contiennent de la boue activée qui est composée de micro-organismes qui dégradent par oxydation les composés organiques. L'eau très boueuse est dirigée par la suite vers un décanteur primaire puis un autre décanteur secondaire (Figure 2.3c) pour éliminer la boue constituée de micro-organismes, puis vers un bassin de collecte des eaux filtrées (Figure 2.3d), avant d'être acheminée vers le réseau de l'ONAS et finalement vers les Sebkhass. La station a été conçue pour traiter un débit journalier d'eaux usées de 500-800 m³. Les paramètres les plus couramment suivis au niveau de la station d'épuration sont la conductivité électrique, le pH, la DBO, la DCO et MES.

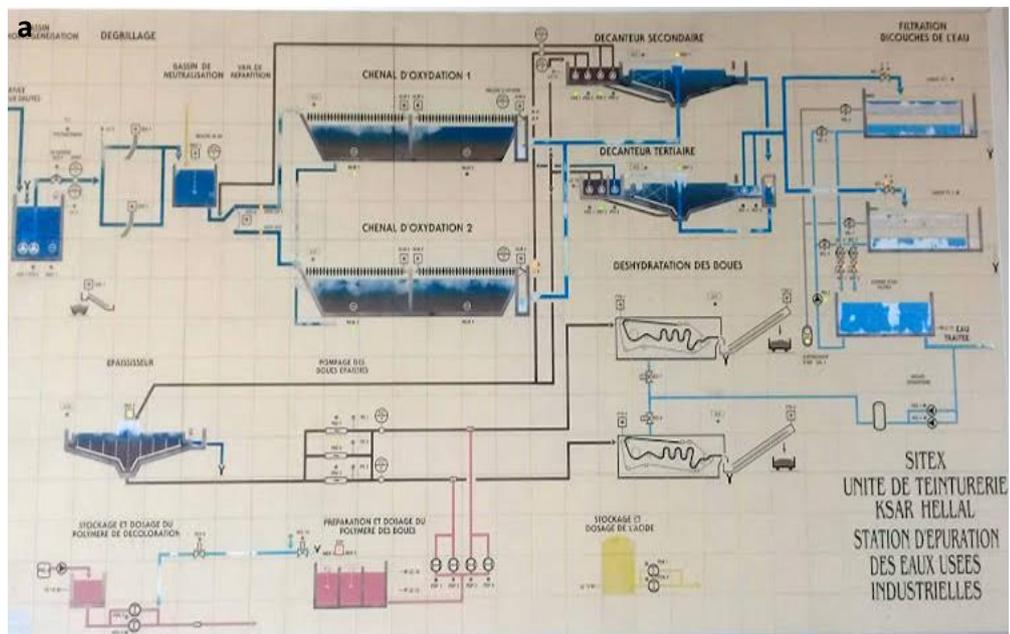


Figure 2.3: Unité de traitement des eaux usées de l'industrie SITEX. a- plan de l'unité de traitement des eaux usées ; b- chenal d'oxydation ; c- décanteur et d- bassins d'eau traitée (traitement biologique secondaire) (Photos : SITEX, 2019).

Dans le cadre du projet ERANETMED sur la performance environnementale et économique des procédés conventionnels et innovants de traitement des effluents textiles (2016-2019), des unités de traitements membranaires ont été mises en place dans la station d'épuration de l'usine à l'échelle pilote. Ces unités ont assuré un traitement par Ultrafiltration (UF), Nanofiltration (NF) et Osmose Inverse (OI).

2.1.3. Les eaux d'irrigation

Cinq qualités d'eau sont utilisées :

-L'eau de puits (S) : il s'agit de l'eau pompée d'un aquifère peu profond de 30 m et employée pour les diverses activités textiles ; elle peut être assimilée à l'eau de contrôle (Témoin) ;

-L'eau issue du traitement biologique secondaire (TB) ;

A partir des eaux issues du traitement biologique, des traitements complémentaires ont été réalisés au moyen de trois types de procédés membranaires. Il s'agit, donc, d'une eau générée par Ultrafiltration (UF), Nanofiltration (NF) et Osmose Inverse (OI). Les procédés UF, NF et OI ont été appliqués séparément pour le traitement des effluents textiles prétraités biologiquement. Ces eaux ont été produites selon les besoins des expérimentations. Selon le volume nécessaire, l'opération dure quelques heures à plus d'une journée. Après les différents traitements, on observe que les eaux issues du TB sont de couleur gris foncé et caractérisées par la présence des petites particules. On distingue que l'UF agit faiblement sur la coloration des effluents textiles. Toutefois, la NF et l'OI réduisent efficacement la coloration des eaux de TB. Les eaux de TB deviennent claires et aucune trace de colorant n'est observée.



Figure 2.4: Observation de l'effet des traitements sur la coloration des effluents textiles.

2.1.4. Les sols

Le sol utilisé pour cette expérimentation a été prélevé des terres agricoles situées dans la région de Ksar Hellal, du gouvernorat de Monastir (35.629589° N 10.869278° E). Le terrain agricole dont les prélèvements ont été faits est occupé par des oliviers irrigués par les eaux de forage et les eaux de pluie (Figure 2.5). Le sol a été prélevé dans les 30 premiers cm de façon aléatoire dans trois points différents. Ce sol a été ramené à l'INRGREF, séché, tamisé et homogénéisé afin d'effectuer une série d'analyses.



Figure 2.5 : Vue du site d'échantillonnage du sol et son emplacement par rapport à la station de traitement des eaux usées (Date de prélèvement : 23 avril 2019).

Avant de commencer les expérimentations, l'analyse granulométrique du sol (N = 5) a été faite selon la méthode de la pipette de Robinson. De plus, une caractérisation minéralogique a été faite à l'Institut Terre & Environnement de Strasbourg (ITES), UMR 7063, France. Après un broyage dans un mortier à agate, l'échantillon réduit en poudre a été déposé dans un porte-échantillon rainuré de manière à obtenir une préparation désorientée et plane afin de sonder tous les plans cristallographiques de l'échantillon. L'analyse de la fraction argileuse a été effectuée avec un diffractomètre à rayons X (DRX) modèle D8 Advance Eco (Figure 2.6) pour analyse de poudres, de la société Bruker. La technique de DRX permet à la fois de démontrer la nature cristalline ou amorphe d'un solide ou une poudre, ainsi qu'à en déterminer les différentes phases cristallines. Le principe de cette technique consiste à faire diffracter les rayons X sur un échantillon solide plat ou une poudre. La diffraction se fait suivant la loi de Bragg lorsqu'il existe une organisation des atomes dans le solide suivant des plans cristallins.



Figure 2.6 : Diffractomètre D8 Advance Eco.

2.1.5. Le matériel végétal : Cas de *Sesbania bispinosa*

Le matériel végétal utilisé est *Sesbania bispinosa*. Les graines ont été fournies en 2014 par " The Arab Center for the Studies of Arid Zones and Dry Lands (ACSAD, Syrie)". *S. bispinosa* a été choisie en vue de résoudre le problème de fourrage durant la période estivale et de minimiser l'utilisation des engrais chimiques azotés. Ce choix est aussi basé sur le fait que cette plante peut être cultivée dans les régions arides à semi arides tel que la Tunisie et tolère ainsi le stress salin.

2.1.5.1. Caractéristiques

Sesbania bispinosa est un arbuste légumineux de la famille des Fabacées. Elle a plusieurs synonymes comme Dhunchi, et elle est le plus communément appelée en Inde Dhaincha (Sharma et al., 2014). Cette espèce possède des feuilles plumeuses composées de nombreux tracts dépassant 50 paires, avec des fleurs de couleur jaune (Figure 2.7). Les fruits sous forme de gousses contiennent des graines recouvertes de couleur vert-olive (Salhi, 2007). La plante a besoin d'une température moyenne annuelle de 20-27°C. La plantation de *S. bispinosa* se fait au mois d'avril et mai et l'irrigation peut varier selon les phases de croissance de la plante et les conditions environnementales (Juzdan, 2014).



Figure 2.7 : Classification de *Sesbania bispinosa* (Tela botanica, 2018).

S. bispinosa a une caractéristique particulière de prospérer sur les sols salins et/ou alcalins en raison de sa nature halophyte (Parveen et Rauf, 2008). En effet, elle peut tolérer une salinité de 10 dS/m (Juzdan, 2014). *S. bispinosa* est également cultivée dans les régions arides et semi-arides où la perte de rendement due à un stress hydrique pourrait être élevée. De plus, elle est facilement décomposable avec de faibles besoins en humidité et produit la quantité maximale de matière organique et d'azote (Sharma et al., 2014).

2.1.5.2. Intérêts

L'une des solutions permettant le maintien ou l'amélioration de la fertilité des sols, sans avoir recours aux importations d'engrais chimiques, consiste à utiliser les systèmes fixateurs d'azote. C'est le cas de *S. bispinosa* qui a un effet très rapide dans l'amélioration des propriétés physiques et chimiques du sol. C'est une culture précieuse de la saison estivale avec des utilisations multi-variées (Khan et al., 2010).

Cette plante joue un rôle important dans le maintien à long terme de la productivité du sol en raison de sa capacité de fixation élevée de l'azote. Elle peut produire entre 5 et 5,25 t.ha⁻¹ par an de matière sèche et fixer entre 500 et 600 kg.ha⁻¹ d'azote par an. Tout cela est retourné dans le sol lorsque le résidu de surface est incorporé comme engrais vert (Sharma et Prasad, 1999 ; Joshi-Saha et Gopalakrishna, 2007 ; Sarkar et al., 2017).

Sesbania n'est pas seulement un excellent engrais vert, mais ses tiges et ses feuilles peuvent aussi être utilisées comme une source de fourrage durant la période estivale et contiennent une forte proportion de protéines dans la matière sèche (Juzdan, 2014). Le

feuillage de *Sesbania* a un potentiel considérable en tant que fourrage riche en protéines, même dans les premiers stades de croissance. Les Graines de *Sesbania* sont également riches en protéines (30 %) et en énergie (4,6 kcal.g⁻¹). Des recherches ont montré que la farine des graines de *Sesbania* pourrait être utilisée comme une source alternative de protéines non conventionnelles pour formuler des régimes rentables pour la carpe (Nayak et al., 2018).

En tant que culture annuelle à croissance rapide et contrairement aux autres fourrages, elle fournit au moins trois boutures successives et peut résoudre le problème du déficit fourrager dans des conditions climatiques particulières.

Sesbania bispinosa peut aussi être considérée comme une plante d'utilité pharmaceutique d'une grande importance. Les feuilles sont réputées pour leurs potentiels anti-diabétiques et anti-inflammatoires (Grosvenor et al., 1995, Misra et Siddiqi, 2004, Sharma et al., 2014). D'après Larkem et al., 2017, l'extrait obtenu à partir des feuilles (contenant des composés phénoliques tel que l'acide ascorbique, l'acide gallique, l'acide chlorogénique, l'acide caféique et la vanilline) est une source potentielle d'antioxydants naturels.

2.2. METHODES

2.2.1. Expérimentations

Deux essais en pots ont été réalisés : l'un dans un sol cultivé et l'autre dans un sol nu à l'Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts (INRGREF) à Tunis.

2.2.1.1. Préparation des pots

Les pots ont été remplis avec 15 kg de terre qui a été préalablement séchée à l'air, tamisée et homogénéisée. Le dispositif retenu est un modèle en randomisation totale. Les pots ont été alignés sur 5 rangées avec 5 répétitions par qualité d'eau (Figure 2.8). Chaque couleur des bords des pots désigne une qualité d'eau. A la base de chaque pot, une couche de gravier et un filtre en géotextile ont été mis pour assurer l'évacuation des eaux de drainage. Une bouteille a été placée à la sortie de chaque pot pour recueillir ces eaux.



Figure 2.8 : Dispositif expérimental.

2.2.1.2. Gestion de l'irrigation

On a effectué des irrigations préliminaires pour définir les caractéristiques hydriques du sol ramené de Ksar Hellal et les doses d'irrigation. A cet effet, quinze échantillons de sol ont été soumis aux trois pressions caractéristiques : 0,33 bar correspondant au $pF=1$, sol sursaturé en eau ; 0,5 bar correspondant au $pF=2,7$, sol à la capacité au champ (θ_{cc}) et enfin 15,8 bars, sol au point de flétrissement permanent (θ_{pfp}). Les résultats sont consignés dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 : Caractéristiques hydriques du sol (N=5).

Pression (bar)	pF	Etat hydrique du sol	$\theta_{massique}$ (%)
0,33	1,0	Sursaturé	28,39
0,50	2,7	Capacité au Champ	15,20
15,80	4,2	Point de Flétrissement Permanent	7,71

Connaissant les caractéristiques hydriques du sol, la réserve facilement utilisable (RFU) est estimée : $RFU = \left(\frac{2}{3}\right) RU$ avec RU : réserve utilisable = $(\theta_{cc} - \theta_{pfp}) \times Da$, Da étant la densité apparente (g/cm^3).

La conduite des irrigations a été assistée par des tensiomètres watermark (Société Irrometer, USA), (Figure 2.9) qui permettent d'estimer la teneur en eau dans le sol à travers la mesure de la tension de l'eau. Au préalable, une calibration des tensions d'eau en fonction des teneurs en eau pour le sol de Ksar Hellal a été réalisée par le suivi des

tensions et la détermination de la teneur en eau par mesure du poids. Une relation $h(\theta)$ caractéristique de ce sol a été déterminée (Figure 2.10).



Figure 2.9 : Implantation des tensiomètres watermark dans les pots.

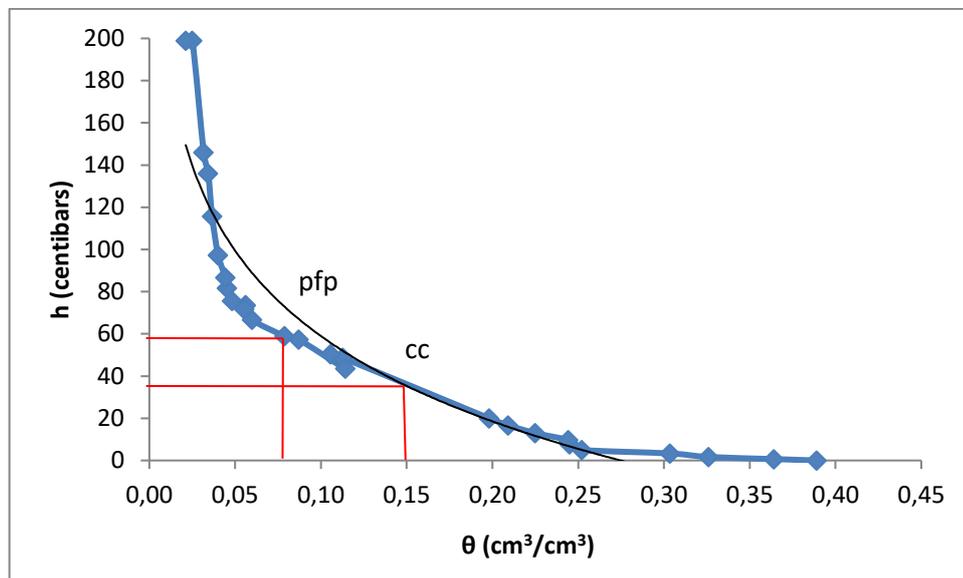


Figure 2.10 : Variation de la tension de l'eau en fonction de la teneur en eau (relation $h(\theta)$) pour le sol de Ksar Hellal. pfp : le seuil au-delà duquel l'humidité du sol ne permet plus à la plante de prélever l'eau dont elle a besoin ; CC : la capacité de rétention maximale en eau du sol.

Comme la teneur en eau du sol variait de la surface à la base du pot, on a retenu d'irriguer le sol à chaque fois que la valeur moyenne des lectures des 4 tensiomètres situés à 10 cm de profondeur indiquait 40 cbars. Il est à noter que la bougie poreuse de la sonde qui renferme le capteur doit être implantée entièrement dans le sol et que les sondes watermark ont été positionnées au centre du pot. La fréquence d'irrigation a été définie à partir des valeurs de tension d'eau.

2.2.1.3. Les essais

Un essai avec *Sesbania* a été conduit pendant trois mois et demi et jusqu'au stade de floraison avec un cycle de 25 irrigations pour chaque qualité d'eau, tout en considérant que la fréquence des irrigations dépend des valeurs des tensions des sondes watermark. L'apport cumulé était d'environ 700 mm.

Des graines de *Sesbania* ont été plantées dans des alvéoles remplies de tourbes et irriguées avec l'eau potable. La levée a eu lieu le 27 mars 2019. Le 13 mai 2019, au stade de 5 à 6 feuilles (Figure 2.11), les plantules ont été transférées dans les pots. Durant la période d'acclimatation, les plantules ont été irriguées avec l'eau potable. L'accroissement des plantes en longueur et en diamètre a été régulièrement suivie.



Figure 2.11 : Les plantules de *Sesbania* au stade de 6 à 7 feuilles.

Au stade de floraison, les plantes ont été prélevées (2 septembre 2019). La récolte a consisté à extraire manuellement chaque plante, du sol, avec l'ensemble du système racinaire (Figure 2.12). Au laboratoire, les racines ont été délicatement lavées avec de l'eau distillée. Les échantillons ont été séparés en feuilles, tiges et racines, et les

biomasses sèches aériennes et racinaires exprimées en gramme, ont été effectuées par pesée de la matière sèche après la mise de la matière fraîche dans l'étuve à 60°C jusqu'à la stabilisation du poids sec. Pour être représentatifs, des échantillons de sol ont été prélevés à plusieurs hauteurs dans chaque pot. Les prélèvements ont été réalisés manuellement en utilisant des gants en plastique. Ensuite, les échantillons ont été séchés à l'air libre, tamisés à 2 mm et homogénéisés avant analyse de leurs différents paramètres chimiques.



Figure 2.12 : Sol et plantes extraites du pot.

Sur la base des résultats du premier essai, un autre essai dans un sol nu et avec un cycle de 16 irrigations a été entrepris en procédant à des mélanges d'eau. Ce mélange a pour objectif de trouver la formule optimale de valorisation des effluents textiles traités biologiquement. Six qualités d'eau ont été utilisées dans ce deuxième essai : les eaux de puits (S), du TB, UF, NF et les eaux mélangées (50/50 ; v/v) : TB/S et TB/NF. Cet essai a été conduit dans les mêmes conditions de l'essai avec plante et sur une même durée de cycle d'irrigation. Il a conduit à un apport cumulé en eau d'environ 350 mm.

2.2.2. Analyses des eaux

2.2.2.1. Analyses physico-chimiques

Afin de suivre la qualité des effluents textiles et des eaux de puits utilisées dans les expérimentations, des opérations d'échantillonnages, sur différentes dates, ont été faites dans chaque expérimentation. Ces prélèvements ont été réalisés dans des flacons en polyéthylène pour les analyses physico-chimiques. Les échantillons ont été conservés dans une glacière contenant des accumulateurs de froid avant d'être transportés au laboratoire pour effectuer les analyses suivantes :

- **Conductivité électrique (CEw) :** Ce paramètre est déterminé par une lecture directe à l'aide d'un conductimètre (AZ-8361). L'unité de la conductivité, donnée, est le millisiemens par centimètre ($\text{mS/cm} \approx \text{dS/m}$).
- **pH :** Il est déterminé, directement, par une simple lecture de la valeur qui s'affiche sur l'écran d'un pH-mètre numérique (XS instruments, pH 70+ DHS, Italie).
- **Éléments minéraux :** Les cations K^+ et Na^+ ont été dosés par spectrophotométrie à flamme (Jenway, PFP7, France) (Annexe 2). Le dosage des ions SO_4^{2-} a été réalisé par néphélométrie à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible (Jenway 6305, France) (Annexe 2). Les ions Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- ont été dosés par titrimétrie (Annexe 2).
- **Éléments traces métalliques (ETM) :** En se basant sur la norme 106.02 relative aux rejets des eaux de l'industrie textile, 4 éléments ont été dosés (Cr, Co, Cu et Ni) par spectrophotométrie d'absorption atomique (Perkin Elmer, AAnalyst 400 AA Spectrometer ; WinLab32 Software).

2.2.3. Analyses des sols

2.2.3.1. Analyses physico-chimiques

Les analyses sur le sol ont été réalisées au début et à la fin de chaque expérimentation.

- **Conductivité électrique (CEe) :** Après séchage à l'air libre, le sol a été broyé et tamisé à 2 mm. La préparation de la pâte saturée a été effectuée avec 250 g de terre de chaque échantillon et une quantité d'eau distillée variable selon la texture de l'échantillon. La conductivité électrique de l'extrait de la pâte saturée (CEe) de chaque échantillon a été mesurée selon la méthode décrite par Allison et al. (1954). La méthode consiste à mettre 250 g du sol tamisé dans une boîte en plastique avec de l'eau distillée jusqu'à l'obtention d'une pâte brillante et après 24 h, extraire l'eau contenue dans le sol à l'aide d'une pompe d'extraction et mesurer la conductivité électrique de la solution extraite.
- **pH :** Pour la détermination du pH du sol, 50 ml d'eau distillée ont été ajoutés à 20 g du sol sec et tamisé à 2 mm. La lecture du pH a été réalisée à l'aide d'un pH-mètre numérique (XS instruments, pH 70+ DHS, Italie).
- **Quantité de sel apporté par l'eau d'irrigation :** La quantité de sel apporté par les eaux d'irrigation a été calculée selon la formule suivante (1) :

$$\text{Apport en sel par l'irrigation} = \frac{H_a \times C_a}{P_s} \quad (1)$$

Avec : - H_a : Quantité d'eau apportée entre la date initiale et la date finale.

- C_a : Concentration de l'eau d'irrigation en $g.L^{-1}$.

- P_s : Poids du sol dans le pot (kg).

- **Stock de sel dans le sol (ΔS)** : Le stock en sel a été établi selon la formule de CRUESI (1970) (2) :

$$\Delta S \text{ (Kg/h)} = (C_f - C_i) \times SP \times Da \times E \times 100 \quad (2)$$

Avec:

- C_i : La concentration de l'extrait de saturation du sol en $g L^{-1}$, obtenue à partir de la CEE à la date initiale.

- C_f : La concentration de l'extrait de saturation de la couche n en $g L^{-1}$, obtenue à partir de la CEE à la date finale.

- SP : Pourcentage de saturation (%) $\left(SP = \left(\frac{\text{Volume d'eau distillée (cm}^3\text{)}}{\text{Poids du sol (g)}} \right) \times 100 \right)$

- Da : Densité apparente du sol.

- E : Epaisseur de la couche de sol (m).

Le résidu sec (RS) est estimé en utilisant un facteur de conversion égal à 0,64.

- **Fraction de lessivage** : Connaissant la conductivité électrique de l'eau d'irrigation (CE_w) et la conductivité électrique de l'extrait aqueux de la pâte saturée du sol (CE_e), la fraction de lessivage (FL) a été établit à travers l'équation suivante (Rhoades, 1974):

$$FL = \frac{CE_w}{5 CE_e - CE_w} \quad (3)$$

- **Dosage des éléments majeurs** : Les cations K^+ et Na^+ ont été dosés par spectrophotométrie à flamme (Jenway, PFP7, France), après étalonnage de l'appareil à l'aide d'une gamme de solutions de concentration connue. Le dosage des ions SO_4^{2-} a été réalisé par néphélométrie à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible (Jenway 6305, France). Les ions Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- ont été dosés par titrimétrie.

Ces dosages ont permis par la suite de déterminer le taux d'adsorption de sodium (SAR) (4) :

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}{2}}} \quad (4)$$

Ce taux quantifie la proportion d'ions sodium (Na^+) par rapport aux ions calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}) dans l'eau. On a, ainsi, déterminé la qualité chimique des eaux au

moyen du logiciel d'hydrochimie « Diagrammes » (Version 6.77) pour obtenir le diagramme de Piper. A partir de ce logiciel, on a aussi déterminé l'indice de saturation des eaux d'irrigation à travers le programme Phreeqc.

➤ **Dosage des éléments traces métalliques :** Le dosage de 4 métaux, qui sont le Cr, Co, Cu et Ni, dans les échantillons de sol a été réalisé par spectrophotométrie d'absorption atomique (ISO 14869-1:2001(F), 2001).

Le choix des éléments à doser était basé sur la liste des éléments traces métalliques établie dans la norme 106.02 relative aux rejets des eaux de l'industrie textile.

2.2.3.2. Analyse des activités enzymatiques

Ces analyses ont été réalisées dans le laboratoire BiochemEnv (Plateforme de Biochimie du sol et de la macrofaune) à l'Institut National de Recherches Agronomiques (INRAe) de Versailles. Les mesures des activités enzymatiques dans le sol permettent de caractériser le fonctionnement biologique des sols et de suivre les cycles biogéochimiques, notamment, le cycle de carbone, l'azote et du phosphore. Les enzymes qui ont été dosés sont les suivants :

Oxydoréductase : laccase

Cycle de l'azote : uréase, arylamidase

Cycle de carbone : β -Glucosidase

Cycle de phosphore : phosphatase ; phosphatase alcaline.

Les mesures ont été faites sur des échantillons de sol sec et tamisé à 2 mm. A leur arrivée au laboratoire de l'INRA, les échantillons du sol ont été conservés à 15°C.

Pour déterminer l'activité laccase, 3 pesées de 5 g pour chaque échantillon ont été faites. L'extraction des laccases consiste à ajouter, dans chaque, tube 20 ml de tampon acétate de sodium 0,5 M (à pH= 6,5) et mettre les échantillons dans le Minitron pendant 1 h à 37° C sous 250 rpm. Ensuite, ces tubes ont été placés dans la centrifugeuse à 4000 rpm pendant 20 min à 4°C. Sur une plaque de 96 puits, nous avons déposé 40 μ l de surnageant de chaque échantillon et 260 μ l de solution d'ABTS à 0,05 M. L'absorbance est lue sur un spectrophotomètre SAFAS (programme « dosage laccase ») à 420 nm (Figure 2.13). Ce dernier est un lecteur de microplaques à monochromateur précis et polyvalent. Il Permet de tracer des spectres, des cinétiques et mesures multi-longueurs d'onde (de 200

à 1000 nm). Il peut également réaliser des spectres, avec une vitesse de balayage jusqu'à 7000 nm/minute.



Figure 2.13 : Spectrophotomètre SAFAS.

Pour déterminer l'activité phosphatase alcaline, 3 pesées de 4 g pour chaque échantillon ont été additionnées de 25 ml de tampon Tris 50 mM (à pH 11). 125 μ l de la solution du sol ont été incubés pendant 30 min à 37° C avec 25 μ l de la solution de 4-nitrophénylphosphate à 0,05 M comme substrat. La réaction a été arrêtée en ajoutant 25 μ l de CaCl_2 à 0,5 M et 100 μ l de Tris pH 12 à 0,1 M. Après 5 min de centrifugation à 2500 rpm, 200 μ l de surnageant ont été placés dans le spectrophotomètre pour lire l'absorbance à 405 nm.

Pour les autres enzymes, 3 répliques de 4 g pour chaque échantillon ont été pesés dans des tubes, additionnés de 25 ml d'eau ultra pure et placés dans un incubateur agitateur pour préparer les sols pour les mesures. Ces tubes ont été placés dans une 1^{ère} plateforme robotisée Hamilton (Figure 2.14 a). Cette plateforme robotisée s'occupe de dépôt de la suspension du sol dans des microplaques de 96 puits à l'aide de 8 canaux. Ces microplaques ont été transférées par la suite dans la 2^{ème} plateforme robotisée Hamilton (Figure 2.14 b) qui assure toute la partie analyse des sols.



Figure 2.14 : La plateforme robotisée Hamilton. a-plateforme de répartition de la suspension du sol dans les microplaques ; b- plateforme de l'analyse de l'activité enzymatique.

Pour déterminer l'activité de l'uréase, les suspensions du sol ont été incubées dans des plaques de 96 puits pendant 3 h à 25° C avec 40 µl d'une solution d'urée (720 mM) comme substrat et 150 µl d'eau distillée. L'arrêt de la réaction consiste à ajouter dans l'ordre 40 µl de salicylate d'ammonium et 40 µl de cyanurate d'ammonium. Après centrifugation pendant 5 min à 2500 rpm, la lecture de l'absorbance est faite à 650 nm sur un spectrophotomètre SAFAS (Logiciel Xenius - méthode SAFAS- Hydrolase - Uréase).

Pour déterminer l'activité arylamidase, les suspensions du sol ont été incubées pendant 2 h à 37° C avec une solution de 25 µl de L-leucine β-naphtylamidehydrochloride (8mM) comme substrat et un tampon Tris de 25 µl (50 mM, pH 7,5). La réaction a été arrêtée

avec l'addition de 150 µl d'éthanol 95 %, 100 µl d'éthanol acidifié et 100 µl de p-diméthylaminocinnamaldéhyde (DMCA). L'absorbance est lue à 540 nm.

Pour déterminer l'activité β- Glucosidase, 125 µl de la solution du sol a été incubé pendant 1 h à 37° C avec 25 µl d'une solution de p-nitrophenyl β-D-glucopyranoside comme substrat. La réaction est arrêtée par l'ajout de 25 µl CaCl₂ à 0,5 M et 100 µl de Tris pH 12 à 0,1 M. Après centrifugation pendant 5 min à 2500 rpm, 200 µl de surnageant de chaque puits ont été transférés sur une autre plaque pour pouvoir lire l'absorbance à 450 nm.

Pour déterminer l'activité phosphatase, 125 µl de la solution du sol ont été incubées pendant 30 min à 37° C avec 25 µl de la solution de 4-nitrophénylphosphate à 0,05 M comme substrat. La réaction a été arrêtée en ajoutant 25 µl de CaCl₂ à 0,5 M et 100 µl de Tris pH 12 à 0,1 M. Après centrifugation 5 min à 2500 rpm, 200 µl de surnageant ont été placés dans le spectrophotomètre pour lire l'absorbance à 405 nm.

2.2.3.3. Test de génotoxicité des lixiviats du sol

Cet essai de génotoxicité est basé sur la détection de micronoyaux dans les cellules des extrémités des racines de *Vicia faba* (fève) après une exposition aux différents traitements. Il permet, aussi, de dénombrer les cellules en division et de visualiser les altérations chromosomiques survenues dans les noyaux cellulaires (Souguir et al., 2019). Le choix de la plante supérieure *Vicia faba* est basé sur le fait que ce type de plante représente un excellent indicateur pour évaluer la toxicité en général et en particulier la génotoxicité de substances chimiques.

L'étude de l'effet génotoxique sur les plantes de fève a été réalisée selon un test de micronoyaux normalisé du protocole international, ISO 29200, « Évaluation des effets génotoxiques sur les plantes supérieures - test du micronoyau *Vicia faba* », pour le sol ou les matériaux du sol.

➤ Echantillonnage et tests de lixiviation

Les échantillons de sols ont été prélevés à la fin de chaque expérimentation, à raison de 5 répétitions pour chaque traitement. Ils ont été séchés à l'air libre, broyés et tamisés à 2 mm. La préparation de l'extrait aqueux du sol a été réalisée selon la norme EN ISO TS

21268-2 (ISO 2007). En effet, les répétitions ont été mélangées pour former un échantillon homogène de 300 g. Chaque échantillon a été mélangé avec de l'eau distillée à raison de 3 l d'eau pour 300 g de sol (1/10 ; m/v). Après une nuit d'agitation rotative, les échantillons ont été mis à décantation pendant 48 h. Les surnageants ont été récupérés et filtrés. Les lixiviats obtenus ont été sujets à des analyses physico-chimiques et ont été utilisés pour les traitements des graines de fève.

➤ **Analyses sur les lixiviats**

Les lixiviats obtenus ont été analysés avant et après les traitements de graines de fèves. Le pH et la conductivité électrique (CE) ont été mesurés à l'aide d'un pH-mètre (XS instruments, pH 70+ DHS, Italie) et un conductimètre (AZ instruments-8361- Cond. & TDS Pen, Taiwan), respectivement. Les cations K^+ et Na^+ ont été dosés par spectrophotométrie à flamme (Jenway, PFP7, France). Le dosage des ions SO_4^{2-} a été réalisé par néphélométrie à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible (Jenway 6305, France). Les ions Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- ont été dosés par titrimétrie. Les teneurs en Cr, Co, Cd et Ni ont été dosés à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique (ISO 14869-1:2001(F), 2001).

➤ **Matériel végétal et traitements**

Le matériel végétal utilisé dans ce travail est la fève (*Vicia faba*), variété Aguadulce. Les graines de *Vicia faba* ont été triées et désinfectées par un lavage à l'eau de Javel (10 %) puis rincées abondamment à l'eau distillée pour enlever les produits de conservation. Les graines ont été trempées dans de l'eau distillée pendant une nuit puis laissées à germer entre deux couches de coton humide à $25^\circ \pm 1^\circ C$ et à l'obscurité après le retrait des téguments. Après environ 3 jours, les graines dont les racines mesuraient entre 3 et 5 cm ont été transférées dans des bassines en plastique contenant 300 ml de chacun des lixiviats. Un autre traitement avec de l'eau distillée a été utilisé en tant qu'un témoin pour le test de micronoyaux. Pour chaque traitement, 2 répliquas ont été réalisés. Le traitement a eu lieu dans l'obscurité, à une température de $25^\circ \pm 1^\circ C$ et a duré 48 h.

Lors de la récolte, les plantules de *Vicia faba* âgées de 5 jours sont fractionnées en 2 parties : racines et feuilles. Les racines ont été soigneusement rincées trois fois avec de l'eau distillée puis séchées entre deux couches de papier filtre. Les lots destinés à l'étude de la croissance (5 lots pour chaque traitement en raison de 5 plantules dans chaque lot)

ont été mis à sécher dans l'étuve à 60° C après avoir déterminé leurs poids frais. Ces plantules ont fait l'objet d'une analyse chimique. Les teneurs en Cd, Co, Cr et Ni ont été déterminées. D'autres lots ont été destinés à la mesure des longueurs des racines puis le test de micronoyaux. Deux lots, pour chaque traitement, ont été formés en raison de 12 racines dans chaque lot.

➤ **Test de micronoyaux**

Lors de la récolte, après 48 h de traitement, les pointes des racines ont été coupées et fixées dans une solution de Carnoy (25 % d'acide acétique glacial et 75 % d'éthanol, 1/3 ; v/v) durant une nuit à +4° C et à l'obscurité. Les racines ont été conservées dans l'éthanol 70 % à +4° C. Lors des observations, les extrémités des racines (2 racines pour chaque traitement) ont été placées dans de l'eau distillée pendant 10 minutes puis hydrolysées dans une solution de HCl (1N) pendant 6 minutes et retransférées dans de l'eau distillée pendant quelques minutes.

Sur une lame microscopique, la coiffe racinaire a été excisée et le premier millimètre correspondant à la région méristématique a été enlevé à l'aide d'une lamelle. Ces extrémités racinaires coupées ont ensuite été colorées avec une solution d'orcéine et écrasées entre une lame et une lamelle. Les observations et comptages des cellules ont été effectués à l'aide d'un microscope Leica (Leica DM2500).

Parmi 100 cellules comptées, le nombre des cellules en division a été noté. Ainsi, les fréquences du micronoyau ont été notées pour 1000 cellules. En effet, 4 lames par traitement ont été préparées en raison de 3 observations par lame. 12000 cellules par traitements ont été observées.

2.2.4. Analyses des plantes

Au stade de floraison, 3 plantes par traitement ont été échantillonnées et utilisées pour les analyses afin d'étudier l'impact de différentes qualités d'eau sur la *Sesbania*.

2.1.1.1. Analyse minérale

Elle a concerné les différentes parties de la plante après leur broyage.

- **Dosage du potassium et sodium** : La minéralisation des échantillons correspond à la dégradation de la matière organique à travers l'attaque par un mélange d'acide nitrique et perchlorique (Annexe 3). Elle nous a permis de doser ces ions en utilisant un spectrophotomètre à flamme.

➤ **Dosage du phosphore** Le dosage des ions phosphore a été réalisé à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible (Jenway 6305, France).

➤ **Dosage des éléments traces métalliques :**

Le dosage de 4 métaux, qui sont le Cr, Co, Cu et Ni, dans les plantes de *Sesbania* a été réalisé par spectrophotométrie d'absorption atomique (Perkin Elmer).

2.3. TRAITEMENT STATISTIQUE

Les résultats présentés sont les moyennes (\pm écart-type) obtenues à partir d'au moins trois répétitions et les barres indiquent l'écart-type. Les résultats bruts des analyses physico-chimiques des eaux et des sols sont représentés dans les annexes (annexe 4 et 5). Toutes les données recueillies ont été analysées statistiquement et les moyennes ont été comparées par le test de Tukey au niveau de confiance de 0,05 en utilisant le logiciel SPSS (BM SPSS statistics, v20). Les différentes lettres présentées, dans les figures et les tableaux, correspondent à des groupes statistiques et indiquent des différences significatives à $p < 0,05$.

CONCLUSION

Les eaux ramenées de la SITEX et les sols de Ksar Hellal ont été employés dans les expérimentations pour se rapprocher des conditions actuelles et de valorisation future. La plante retenue s'adapte à la contrainte de salinité élevée et aux restrictions règlementaires. Elle aussi trouve une utilisation facile de par son intégration dans le contexte socio-économique de la région qui pratique l'élevage et souffre d'un manque d'unité fourragère. Avec en plus son potentiel de fixation de l'azote de l'air, elle contribue à améliorer la fertilité de sols pauvres en matière organique qui se détériore en plus sous cultures. Enfin et pour appréhender les effets des différentes eaux, différentes analyses ont été employées.

PARTIE 3 : RESULTATS

SCENARIOS DE VALORISATION AGRICOLE DES EFFLUENTS TEXTILES TRAITES

**Chapitre I : Impact de différents procédés de traitement des effluents
textiles sur un sol agricole**

3.1.1. INTRODUCTION

Selon la qualité des eaux issues des différents traitements et les mélanges entre ces eaux, plusieurs scénarios de valorisation agricole sont envisageables. Dans cette optique, deux campagnes ont été faites et en se basant sur les résultats du premier scénario de valorisation des ETT, une deuxième campagne a été faite en essayant d'autres scénarios à savoir le couplage d'eaux. La caractérisation porte sur les caractéristiques chimiques et biologique des eaux. On aborde ensuite leurs effets sur les sols irrigués par ces eaux puis le potentiel génotoxique du sol sur une plante test.

3.1.2. CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES ET

3.1.2.1. Le pH

D'une année à l'autre, on observe de légères variations du pH sauf dans le cas de l'UF. Le pH moyen de l'eau de puits qui est neutre (7,3) devient très basique à la sortie du circuit de fabrication du jeans et atteint 10,2. Le traitement biologique ramène le pH à 8,6 (Tableau 3.1). Les différents traitements complémentaires des eaux du TB par UF et NF et les mélanges n'affectent pas significativement le pH. Cependant, le traitement par OI abaisse le pH à environ 7,1. Ces pH sont conformes à la fourchette 6,5-9 de la norme tunisienne de rejet en milieu hydrique NT 106.02 (Figure 3.1) mais dépassent pour le TB la limite supérieure de la norme tunisienne pour la valorisation agricole NT 106.03 qui est 8,5. Les couplages (TB+S et TB+NF) induisent de légères baisses des pH rendant les eaux conformes à la norme NT 106.03.

Tableau 3.1 : pH des ETT. C1 : Campagne 1 (N=5 ; période d'échantillonnage : du 15/03/2019 au 25/07/2019) ; C2 : Campagne 2 (N=3 ; période d'échantillonnage : du 09/07/2020 au 23/07/2020).

	Campagne 1	Campagne 2	Moyenne	
Qualité de l'eau				
S	7,2 ± 0,1 a*	7,5 ± 0,34 a	7,3 ± 0,26 a	
Effluent brute (EB)				
TB	8,6 ± 0,2 a	8,6 ± 0,34 b	8,6 ± 0,22 a	
Traitements complémentaires	UF	7,9 ± 1,8 a	8,2 ± 1,41 a	
	NF	8,4 ± 0,5 a	8,3 ± 0,37 a	
	OI	7,1±1,0 a	-	7,1 ± 1,0 a
Couplage	TB/S		8,4± 0,39 b	8,4 ± 0,39 a
	TB/NF		8,3± 0,15 b	8,3 ± 0,15 a
NT 106.02	6,5 – 9			
NT 106.03	6,5 – 8,5			

* Dans chaque colonne, les différentes lettres indiquent des différences significatives au niveau de $p < 0,05$.

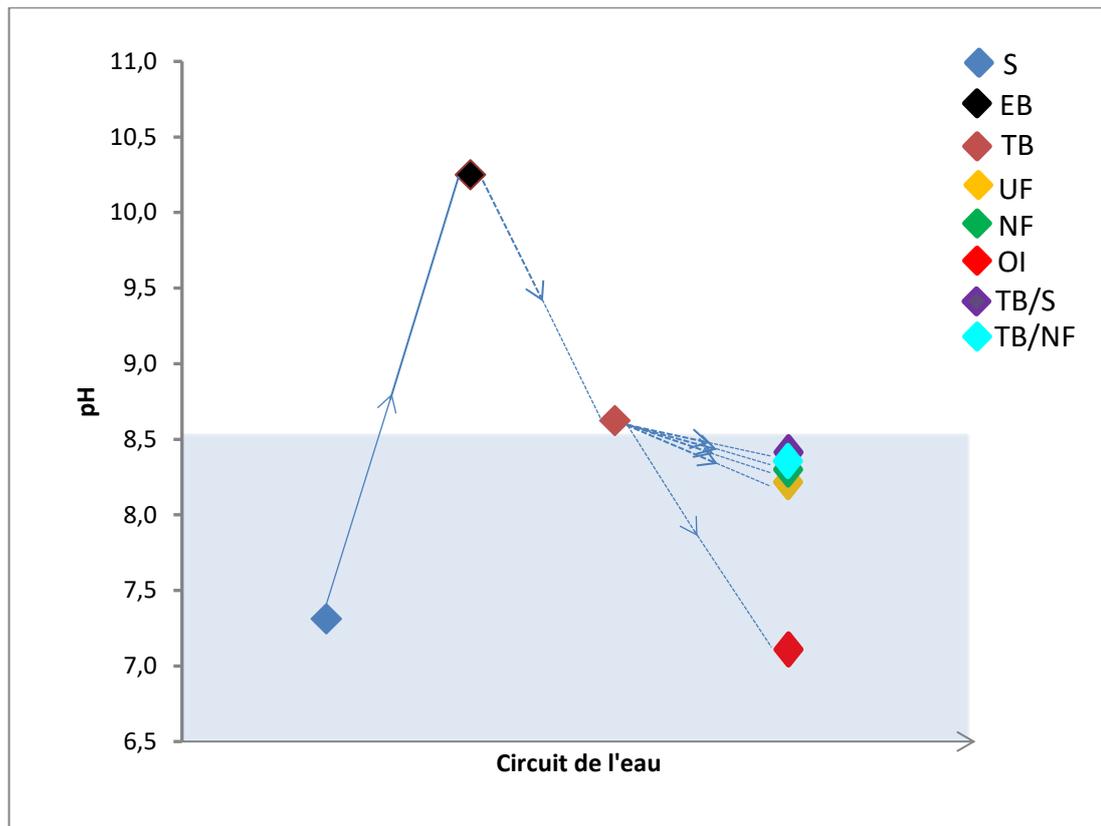


Figure 3.1 : Variation moyenne du pH des eaux en fonction du circuit de l'eau dans l'usine et des traitements. S- Eau de puits ; EB- Effluent brut ; TB- Traitement biologique ; UF- Ultrafiltration ; NF- Nanofiltration ; OI- Osmose inverse ; Traitement biologique/Nanofiltration.

3.1.2.2. La conductivité électrique

Les valeurs moyennes des conductivités électriques (CE_w) des différentes eaux sont consignées dans le tableau 3.2. On note une variation importante de la CE_w entre les deux campagnes d'échantillonnage. L'eau de puits faiblement saline (2,21 dS/m) se charge en sels à la sortie d'usine (9,05 dS/m). Les différents traitements conduisent à des baisses de la salinité (Figure 3.2). L'UF et le mélange TB+NF n'entraînent que des réductions non significatives de 14 % et 10 %. En revanche, les traitements NF et OI et le mélange TB+S sont plus efficaces avec des réductions significatives ($p > 0,05$) de 59 %, 98 % et 30 % respectivement avec NF, OI et TB+S. Les eaux du TB, UF et TB+NF ayant des CE_w supérieures à 7 dS/m, valeur maximum admise par la norme NT 106.03, ne peuvent être utilisées en irrigation alors que celles du NF, OI et TB+S peuvent être employées sans restriction.

Tableau 3.2 : Conductivité électrique des effluents textiles (CEw ; en dS/m).
(Campagne 1 : N=5 ; Campagne 2 : N=3).

		Campagne 1	Campagne 2	Moyenne
Qualité de l'eau				
S		2,20 ± 0,12 b*	2,22 ± 0,04 a	2,21 ± 0,09 ab
EB				10,07
TB		8,13 ± 0,63 d	10,60 ± 0,25 f	9,05 ± 1,37 d
Traitements complémentaires	UF	7,01 ± 0,37 c	9,08 ± 0,25 e	7,79 ± 1,12 cd
	NF	2,62 ± 0,20 b	5,63 ± 0,22 b	3,75 ± 1,57 b
	OI	0,20 ± 0,03 a	-	0,20 ± 0,03 a
Couplage	TB/S		6,35 ± 0,16 c	6,35 ± 0,16 c
	TB/NF		8,13 ± 0,06 d	8,13 ± 0,06 cd

* Dans chaque colonne, les différentes lettres indiquent des différences significatives au niveau de $p < 0,05$.

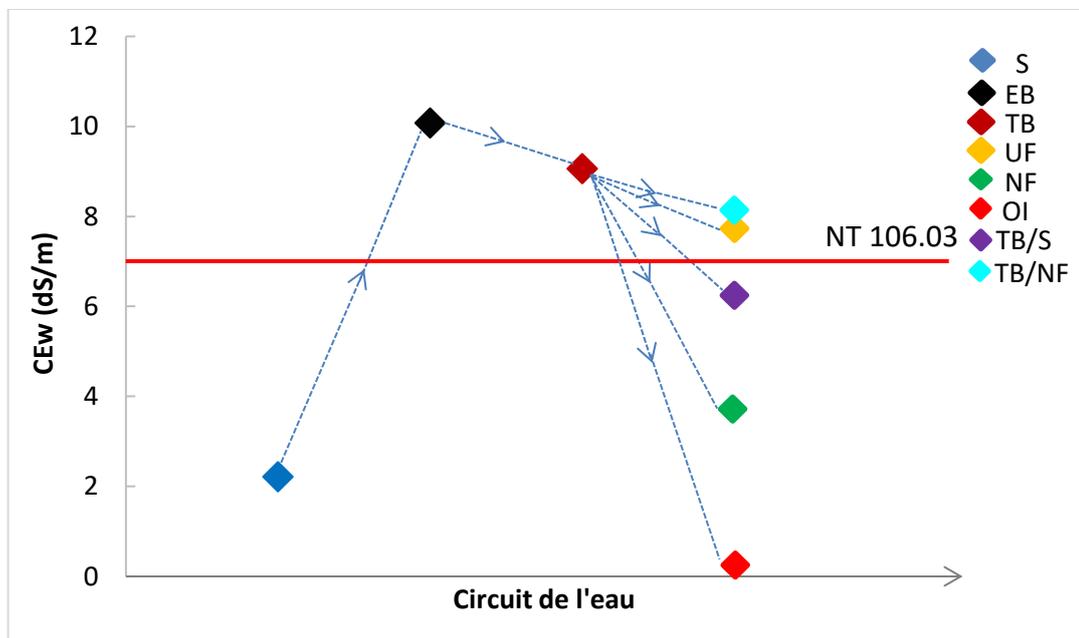


Figure 3.2 : Variation moyenne de la CEw en fonction du circuit de l'eau.

La ligne rouge indique la valeur maximale de CE fixée par la norme NT 106.03.

3.1.2.3. La composition chimique en éléments majeurs

La composition chimique en ions majeurs varie pour chaque eau et selon le traitement (Tableau 3.3a et b). L'augmentation de la conductivité électrique des eaux s'accompagne d'une élévation des ions Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} qui prédominent sur les autres ions.

Pour Cl^- , les variations des teneurs entre les deux campagnes atteignent 50 %. La teneur en Cl^- dans le TB est de 35,81 méq/l. Cette teneur baisse de 10 % avec l'UF et d'environ 22 % avec TB+S. Ces teneurs se situent en-dessous de la valeur limite de Cl^- de la norme

NT 106.03 de 56,42 méq/l (2000 mg/l). En revanche, la NF engendre une baisse de plus de 50 %. Avec l'OI, l'élimination du Cl^- est presque totale d'environ 98 %.

Les sulfates sont présents en grandes concentrations dans les effluents textiles (Islam and Mostafa, 2020). La concentration initiale de 7,86 méq/l atteint à la sortie d'usine 32,75 méq/l (Tableau 3.3a). Cette concentration est largement supérieure à celle de la norme NT 106.02 qui est de 16,66 méq/l. Les traitements UF et le couplage TB/NF n'affectent que faiblement les concentrations en sulfates de l'ordre de 15 %. Avec la NF, l'OI et TB/S, ce pourcentage atteint respectivement 65, 97 et 23 %.

Quant aux bicarbonates (HCO_3^-), ils sont présents à des teneurs élevées ($p < 0,05$) dans les eaux du TB. Les différents traitements engendrent des baisses significatives des teneurs, en particulier avec NF, OI et TB/S. Les bicarbonates induisent l'alcalinité des effluents ce qui peut conduire à la sodicité du sol et avoir des implications sur la croissance des cultures (Kanan et al., 2015).

Au niveau des cations (Tableau 3.3b), les ions Na^+ prédominent avec des teneurs très importantes, et des différences entre les deux années de suivi dans les eaux du TB par rapport à l'eau de puits. En moyenne, les traitements n'ont pas d'effets significatifs sur la réduction de cet élément hormis NF et OI et le couplage TB/S qui permettent une baisse des teneurs en sodium respectivement de 48 %, 97 % et 36 %.

Les concentrations des cations Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ varient selon les traitements. Le NF et l'OI conduisent à des réductions significatives ($p < 0,05$) des cations bivalents (Ca^{2+} et Mg^{2+}) et monovalent K^+ .

Les variations de la concentration des cations se répercutent sur le taux d'adsorption du sodium (SAR) qui quantifie la proportion d'ions sodium (Na^+) par rapport aux ions calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}). Le SAR faible de l'eau de puits de 2,86 (Tableau 3.3b) s'élève à 14,7 pour les eaux NF. Le SAR des eaux OI ne peut être déterminé en absence de dosage des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} .

Tableau 3.3 a: Composition anionique des ETT et des effluents couplés (méq/l).

C1 : Campagne 1 (N=5) ; C2 : Campagne 2 (N=3).

		Traitements complémentaires					Couplage		Norme NT 106.03	Norme NT 106.02
		S	TB	UF	NF	OI	TB/S	TB/NF		
Cl ⁻	C1	11,56 ± 0,63 b*	28,53 ± 4,88 c	25,22 ± 4,74 c	12,74 ± 1,70 b	0,81 ± 0,10 a	-	-	56,42 (2000 mg/l)	33,84 (1200 mg/l)
	C2	11,28 ± 2,44 a	47,94 ± 7,05c	44,26 ± 5,83 c	26,70 ± 0,15 b	-	28,08 ± 0,66 b	40,17 ± 0,31 c		
	M	11,46 ± 1,40 ab	35,81 ± 11,34 d	32,36 ± 10,94 cd	17,98 ± 7,34 bc	0,81 ± 0,10 a	28,08 ± 0,66 cd	40,17 ± 0,31 d		
HCO ₃ ⁻	C1	4,50 ± 2, 20 b	24,90 ± 1,60 e	21,10 ± 1,52 d	8,80 ± 1,64 c	0,50 ± 0,50 a	-	-	-	-
	C2	6,33 ± 2,02 a	17,50 ± 4,33 c	13,33 ± 2,89 abc	11,67 ± 2,89 abc	-	10,33 ± 0,58 ab	13,83 ± 1,04 bc		
	M	5,19 ± 2,20 ab	22,13 ± 4,63 e	18,19 ± 4,46 de	9,88 ± 2,47 bc	0,50 ± 0,50 a	10,33 ± 0,58 bc	13,83 ± 1,04 cd		
SO ₄ ²⁻	C1	8,41 ± 1,99 b	27,14 ± 3,37 c	23,57 ± 2,85 c	4,72 ± 1,31 ab	1,12 ± 0,58 a	-	-	-	16,66 (800 mg/l)
	C2	6,91 ± 2,05 a	42,09 ± 5,06 d	34,92 ± 3,72 cd	22,80 ± 4,01 b	-	25,31 ± 2,00 b	27,78 ± 1,70 bc		
	M	7,86 ± 2,02 a	32,75 ± 8,59 b	27,83 ± 6,57 b	11,44 ± 9,70 a	1,12 ± 0,58 a	25,31 ± 2,00 b	27,78 ± 1,70 b		

* Dans chaque ligne, les différentes lettres indiquent des différences significatives au niveau de $p < 0,05$.

Tableau 3.3 b : Composition cationique et SAR des ETT et des effluents couplés (méq/l).

C1 : Campagne 1 (N=5) ; C2 : Campagne 2 (N=3).

		Traitements complémentaires					Couplage		Norme NT 106.03	Norme NT 106.02
		S	TB	UF	NF	OI	TB/S	TB/NF		
Ca ²⁺	C1	8,90 ± 1,29 b	11,80 ± 1,82 b	8,60 ± 4,26 b	1,90 ± 0,55 a	ND	-	-	-	-
	C2	8,83 ± 0,29 ab*	16,67 ± 5,77 b	16,67 ± 2,89 b	6,33 ± 3,21 a	-	11,17 ± 1,61 ab	11,90 ± 0,79 ab	-	-
	M	8,88 ± 0,99 bc	13,63 ± 4,22 c	11,63 ± 5,50 c	3,69 ± 2,79 ab	ND	11,17 ± 1,61 c	11,90 ± 0,79 c	-	-
Mg ²⁺	C1	6,20 ± 0,27 b	15,30 ± 0,97 d	12,00 ± 1,70 c	4,20 ± 1,60 b	ND	-	-	-	-
	C2	5,17 ± 1,44 a	17,50 ± 6,61 b	19,00 ± 1,73 b	4,67 ± 0,58 a	-	14,17 ± 3,82 b	11,93 ± 0,60 ab	-	-
	M	5,81 ± 0,96 b	16,13 ± 3,79 c	14,63 ± 3,95 c	4,53 ± 0,91 ab	ND	14,17 ± 3,82 c	11,93 ± 0,60 c	-	-
K ⁺	C1	0,13 ± 0,76 a	3,33 ± 0,53 b	3,07 ± 0,13 b	0,30 ± 0,34 a	0,12 ± 0,06 a	-	-	-	-
	C2	0,21 ± 0,05 a	3,41 ± 0,21d	3,17 ± 0,05 d	1,79 ± 0,11 b	-	2,12 ± 0,61 bc	2,72 ± 0,49 cd	-	-
	M	0,16 ± 0,08 a	3,36 ± 0,42 c	3,11 ± 0,12 c	0,86 ± 0,81 a	0,12 ± 0,06 a	2,12 ± 0,61 b	2,72 ± 0,49 bc	-	-
Na ⁺	C1	10,48 ± 2,25 b	51,78 ± 4,88 d	46,50 ± 3,68 d	20,31 ± 0,41c	2,00 ± 0,44 a	-	-	-	-
	C2	10,14 ± 0,89 a	66,66 ± 11,04 d	50,93 ± 6,33 bc	45,98 ± 3,62 bc	-	36,92 ± 0,63 b	54,11 ± 2,88 cd	-	-
	M	10,36 ± 1,78 a	57,36 ± 10,38 d	48,16 ± 4,94 cd	29,94 ± 13,43 b	1,98 ± 0,44 a	36,92 ± 0,63 bc	54,11 ± 2,88 d	-	-
SAR	C1	2,82 ± 0,75 ab	7,68 ± 0,58 abc	9,56 ± 2,68 bc	15,82 ± 9,10 c	0,00 ± 0,00 a	-	-	-	-
	C2	2,93 ± 0,59 a	9,20 ± 5,81 ab	5,77 ± 0,85 a	17,87 ± 5,74 b	-	5,90 ± 0,66 a	9,10 ± 1,00 ab	-	-
	M	2,86 ± 0,67 ab	8,24 ± 3,22 bc	8,14 ± 2,87 bc	14,70 ± 4,46 d	0,00 ± 0,00 a	5,90 ± 0,66 bc	9,10 ± 1,00 cd	-	-

* Dans chaque ligne, les différentes lettres indiquent des différences significatives au niveau de $p < 0,05$.

La classification des eaux selon le diagramme de Riverside (Figure 3.3) permet de distinguer différentes classes :

- Les eaux osmosées (OI) appartiennent à la classe C₁S₁ qui caractérise des eaux utilisables pour l’irrigation avec un faible danger d’alcalinisation et de salinisation.
- Les eaux de puits (S) font partie de la classe C₃S₁ qui désigne des eaux avec un faible risque d’alcalinisation et une salinisation moyenne.
- Les eaux issues de la nanofiltration (NF) se situent dans la classe C₄S₂ correspond à des eaux de mauvaise qualité présentant un fort danger de salinité et une alcalinité moyenne.
- Les eaux provenant du TB, UF et des couplages TB/S et TB/NF font partie de la classe C₅S₁ qui représente des eaux avec un risque élevé de salinisation et un faible risque d’alcalinisation des sols.

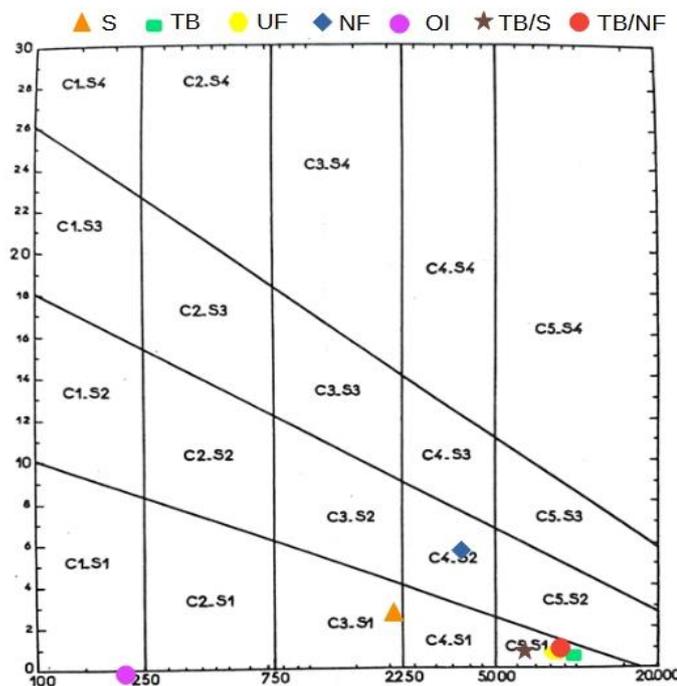


Figure 3.3 : Représentation dans le diagramme de Richards de l’eau de puits et des ETT.

Selon le diagramme de Piper (Figure 3.4), le Na⁺ est le cation dominant et Cl⁻ et SO₄²⁻ sont les anions dominants. Il en résulte des faciès chloruro-sulfatés sodiques pour les ETT

et les eaux couplées. Cependant, celle du puits possède un faciès chloruro-sulfaté calcique.

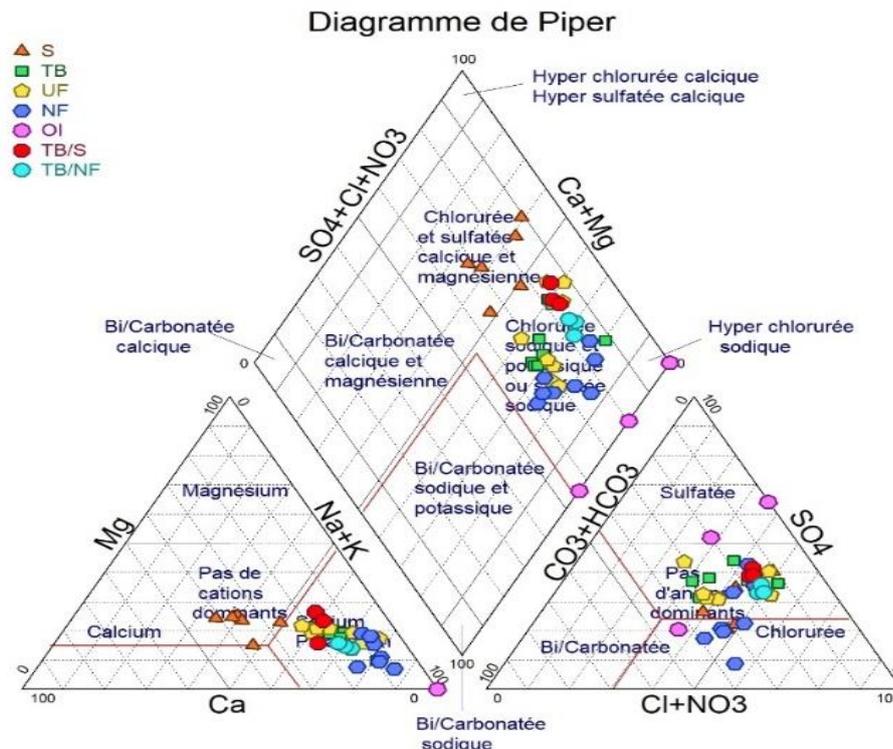


Figure 3.4 : Faciès chimiques de l'eau de puits et des ETT (Diagramme de Piper).

Par calcul de l'indice de saturation (IS) des eaux, on peut déterminer leurs états de saturation et identifier les sels susceptibles d'être présents. Cet indice est un modèle d'équilibre tiré de la notion de saturation théorique. Il donne une indication sur l'état d'équilibre de l'eau par rapport à un minéral particulier. En effet, un IS inférieur à zéro, indique que les eaux sont sous-saturées par rapport à ce minéral particulier et, par conséquent, il y aura dissolution du minéral. Un IS supérieur à zéro, indique que les eaux sont sursaturées par rapport à la phase minérale considérée et il y aura précipitation de ce minéral. En revanche, si l'indice de saturation est inférieur à 0,5, il est probable qu'un minéral soit en équilibre avec les eaux (Paces, 1973). Les indices de saturation de l'anhydrite (CaSO_4), l'aragonite (CaCO_3), la calcite (CaCO_3), la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), l'halite (NaCl), la magnésite (MgCO_3), la mirabilite ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) et la thenardite (Na_2SO_4) sont déterminés à l'aide du programme Phreeqc (Parkhurst et Appelo, 2003) (Tableau 3.4).

Les résultats montrent qu'à l'entrée de l'usine, les eaux de puits sont sous-saturées par rapport à l'anhydrite, la dolomite, le gypse, l'halite, la magnésite, la mirabilite et la thenardite. Ces eaux sont légèrement sous-saturées et en équilibre par rapport à l'aragonite et la calcite. Celui-ci explique notamment le taux élevé des ions Ca^{2+} dans les eaux de puits, le faible SAR (2,86) et aussi un faciès chimique différent des autres qualités (chlorurée et sulfatée calcique). A la sortie de l'usine, cet équilibre est modifié en raison de l'augmentation des teneurs en certains sels. En effet, les eaux de TB deviennent sursaturées par rapport à la dolomite et la calcite, en équilibre par rapport à l'aragonite et la magnésite et sous-saturées par rapport à l'anhydrite, le gypse, l'halite, la mirabilite et la thenardite. Concernant la thenardite (Na_2SO_4), toutes les qualités d'eau sont sous-saturées par rapport à ce minéral et l'indice le plus élevé est enregistré dans les eaux issues de TB. L'indice de saturation des eaux par rapport aux sels est variable selon les traitements effectués. Les eaux de l'UF sont en équilibre par rapport à l'aragonite, la calcite et la magnésite, sursaturées par rapport à la dolomite et sous-saturées par rapport aux autres sels. Les eaux de la NF sont sous-saturées par rapport à l'ensemble des sels, car ce traitement réduit essentiellement les ions bivalent et monovalent notamment le calcium, magnésium, sulfates et sodium, ce qui se traduit par une augmentation de SAR (14,70). Quant aux eaux de l'OI, elles sont sous-saturées par rapport à l'halite, la mirabilite et la thenardite avec l'absence des autres sels. Ce traitement déminéralise complètement les effluents textiles ce qui suggère qu'il n'y a aucun sel qui risque de précipiter. Les eaux couplées, sont en équilibre par rapport à l'aragonite et la calcite, sursaturées par rapport à la dolomite et sous-saturées par rapport aux autres sels.

Tableau 3.4 : Indice de saturation des eaux d'irrigation.

	Anhydrite	Aragonite	Calcite	Dolomite	Gypse	Halite	Magnésite	Mirabilite	Thenardite
S	-1,2	-0,1	0,0	0,0	-1,0	-5,7	-0,6	-5,9	-7,2
TB	-0,8	0,5	0,6	1,4	-0,5	-4,5	0,2	-4,0	-4,9
UF	-0,9	0,3	0,4	1,2	-0,7	-4,6	0,1	-4,2	-5,1
NF	-1,6	-0,3	-0,2	-0,1	-1,4	-5,1	-0,5	-5,0	-5,9
OI						-7,4		-7,8	-8,7
TB/S	-0,8	0,1	0,3	0,8	-0,6	-4,8	-0,1	-4,4	-5,3
TB/NF	-0,8	0,3	0,4	0,9	-0,6	-4,5	0,0	-4,1	-5,0

3.1.2.4. La composition en éléments traces métalliques (ETM)

Dans l'ensemble, les traitements TB et UF ne permettent pas l'élimination des ETM des effluents textiles. En effet, les concentrations restent supérieures aux valeurs tolérées par la norme d'utilisation agricole NT 106.03. Ainsi, les eaux du TB présentent des concentrations de 0,04 mg/l pour Cd, 0,35 mg/l pour Co, 0,13 mg/l pour Cr et 0,01 mg/l pour Ni (Tableau 3.5). Il en est de même avec l'UF. La conformité de la concentration en ETM des eaux n'est obtenue qu'avec la NF, l'OI et les couplages TB/S et TB/NF.

Tableau 3.5 : Composition en ETM de l'eau de puits, les ETT et les eaux couplées (mg/l). Les valeurs moyennes sont comparées à la norme NT 106.03. (N = 3). C1 : campagne 1 ; C2 : campagne 2.

		Traitements complémentaires					Couplage		Norme NT 106.03
		S	TB	UF	NF	OI	TB/S	TB/NF	
Cd	C1	ND	0,08 ± 0,01 b*	0,08 ± 0,01 b	0,01 ± 0,01 a	ND	-	-	0,01
	C2	ND	0,01 ± 0,01 a	0,01 ± 0,01 a	ND	-	ND	ND	
	M	ND	0,04 ± 0,04 a	0,04 ± 0,04 a	ND	ND	ND	ND	
Co	C1	ND	0,62 ± 0,12 b	0,50 ± 0,12 b	0,06 ± 0,07 a	0,01 ± 0,01 a	-	-	0,1
	C2	ND	0,07 ± 0,00 b	0,07 ± 0,03 b	ND	-	0,03 ± 0,01 a	0,02 ± 0,01 a	
	M	ND	0,35 ± 0,31 a	0,28 ± 0,25 a	0,03 ± 0,05 a	0,01 ± 0,01 a	0,03 ± 0,01 a	0,02 ± 0,01 a	
Cr	C1	0,01 ± 0,01 a	0,21 ± 0,04 b	0,24 ± 0,05 b	0,04 ± 0,01 a	0,02 ± 0,01 a	-	-	0,1
	C2	0,01 ± 0,01 a	0,05 ± 0,01 b	0,05 ± 0,01 b	0,03 ± 0,01 ab	-	0,04 ± 0,03 ab	0,05 ± 0,01 b	
	M	0,01 ± 0,01 a	0,13 ± 0,09 a	0,14 ± 0,11 a	0,03 ± 0,01 a	0,02 ± 0,01 a	0,04 ± 0,03 a	0,05 ± 0,01 a	
Ni	C1	ND	0,74 ± 0,02 c	0,63 ± 0,04 b	0,06 ± 0,05 a	0,02 ± 0,01 a	-	-	0,2
	C2	0,01 ± 0,01 a	0,17 ± 0,03 c	0,15 ± 0,02 c	0,03 ± 0,01 a	-	0,09 ± 0,01 b	0,10 ± 0,01 b	
	M	0,01 ± 0,01 a	0,45 ± 0,31 b	0,39 ± 0,26 ab	0,04 ± 0,03 a	0,02 ± 0,01 a	0,09 ± 0,01 ab	0,10 ± 0,01 ab	

* Dans chaque ligne, les différentes lettres indiquent des différences significatives au niveau de $p < 0,05$.

Par ailleurs, la composition des effluents textiles est très variable d'une année à l'autre. Ainsi, la composition des eaux est moins chargée en ETM durant la deuxième année et

les maximas restent inférieurs aux limites admises. En effet, le Cd n'a pas été détecté dans les eaux du NF, OI et les eaux couplées et le Co n'a pas été détecté dans les eaux du NF. Toutefois, les traitements n'ont pas eu d'effets sur le Cr et des diminutions non significatives sont enregistrées par rapport aux eaux du TB. En ce qui concerne le Ni, une diminution significative ($p < 0,05$) est observée dans les eaux du NF et les eaux couplées par rapport aux eaux du TB. Les teneurs les plus faibles en ETM sont observées dans les eaux de la NF et les eaux couplées.

3.1.3. EFFETS DE LA QUALITE DES ETT SUR LES SOLS AGRICOLES

3.1.3.1. Caractérisation physico-chimique du sol

L'analyse granulométrique du sol (N=5) met en évidence une texture sablo-limoneuse avec environ 63,3 % de sable, 17,5 % d'argile et 16,2 % de limon (Figure 3.5).

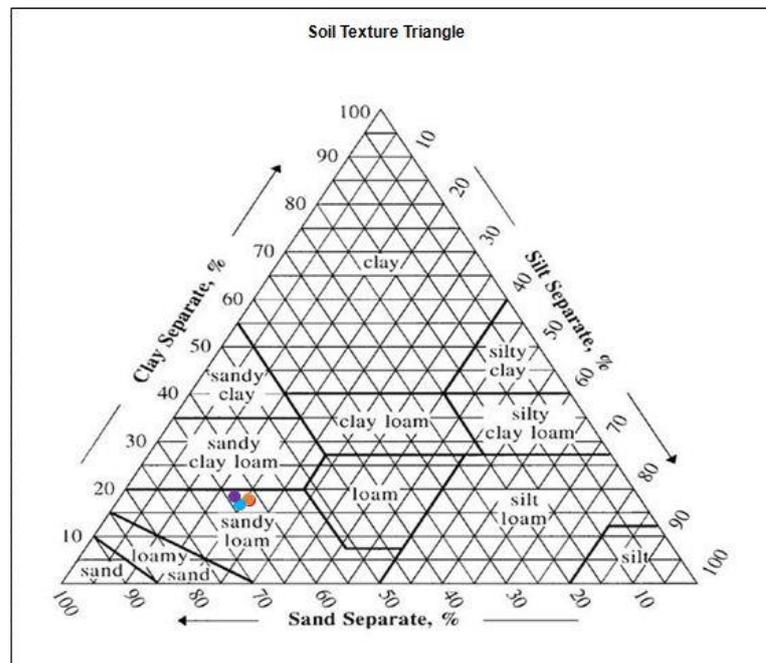


Figure 3.5 : Diagramme triangulaire des classes texturales de sol (USDA) (N=5).

L'analyse par diffraction des rayons X (DRX) a été effectuée sur des poudres désorientées. La caractérisation minéralogique a permis d'identifier les composés cristallins suivants (Figure 3.6) : le quartz, la calcite, les feldspaths (albite, microcline et anorthite), le gypse et les minéraux argileux (illite, kaolinite et chlorite).

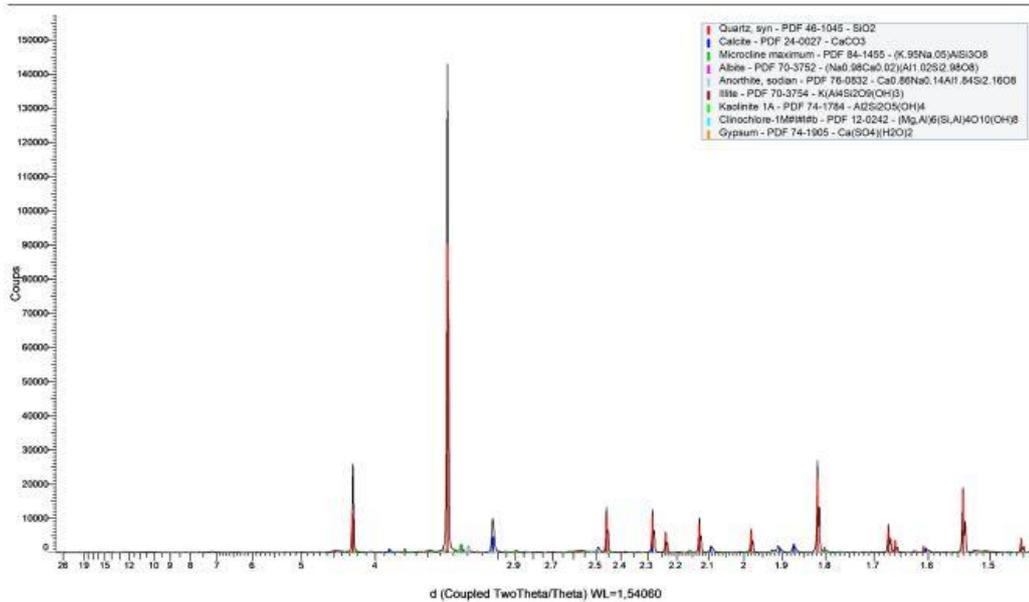


Figure 3.6 : Diffractogramme des rayons X réalisé sur des poudres désorientées du sol.

Les analyses physico-chimiques du sol (Tableau 3.6 a), à l'état initial, montrent que ce dernier possède un pH assez neutre (7,4), et faiblement salin avec une CEE = 1,21 dS/m. La composition cationique est dominée par les ions Ca^{2+} (5,60 méq/l) par rapport au Na^+ (4,44 méq/l), Mg^{2+} (3,7 méq/l) et K^+ (0,34 méq/l). Quant à la composition anionique, elle est dominée par Cl^- (6,77 méq/l) par rapport aux HCO_3^- (2,50 méq/l) et SO_4^{2-} (2,25 méq/l). Les ETM (Cd, Co, Cr et Ni) sont présents à des teneurs très faibles dans le sol analysé ne dépassant pas les valeurs limites proposés par Kabata-Pendias et Pendias, (2001) (Tableau 3.6 b).

Tableau 3.6 a : Caractérisation physico-chimique du sol témoin avant irrigation.

	Valeurs moyennes
pH	7,4 ± 0,1
CEe (dS/m)	1,21 ± 0,07
Cations (méq/l)	
Ca^{2+}	5,60 ± 0,65
Mg^{2+}	3,7 ± 0,27
K^+	0,34 ± 0,01
Na^+	4,44 ± 0,27
Anions (méq/l)	
Cl^-	6,77 ± 1,18
HCO_3^-	2,50 ± 0,01
SO_4^{2-}	2,25 ± 0,67

Tableau 3.6 b : Teneurs en ETM dans le sol.

ETM (mg/kg)	Valeurs moyennes	Fourchettes tolérables des ETM dans le sol (mg/kg) (Kabata-Pendias and Pendias, 2001)
Cd	0,66 ± 0,38	0,08 – 1,61
Co	0,89 ± 0,50	3 – 58
Cr	4,12 ± 0,61	4 – 1100
Ni	2,83 ± 0,83	3 – 110

3.1.3.2. Effets de l'irrigation par les ETT sur les paramètres physicochimiques

3.1.3.2.1. Le pH du sol

Le pH du sol avant et après irrigation par différentes qualités d'eaux est compris entre 7,3 et 8,7 (Tableau 3.7). Quelle que soit la qualité de l'eau d'irrigation, le sol a un pH alcalin. Avant irrigation (EI), le pH du sol est neutre (7,4). Après récolte, l'analyse statistique indique une augmentation significative ($p < 0,05$) du pH des sols soumis à l'irrigation par les eaux TB, UF et NF. De même, l'irrigation par les différentes qualités d'ET traités et couplés confère au sol nu un caractère basique. A l'exception des sols irrigués par les eaux du NF, les pH des sols ont augmenté significativement ($p < 0,05$) par rapport au sol témoin (pH=7,4) variant entre 7,7 et 8,0. À la suite de l'irrigation par les effluents traités, la valeur moyenne la plus faible du pH est observée dans les sols recevant les eaux du NF (pH=7,7) avec une augmentation non significative par rapport au témoin.

Cette augmentation du pH peut être due aux ions sodiums et bicarbonates apportés par l'eau d'irrigation qui ont un effet alcalinisant. Un certain équilibre du pH du sol est établi en irriguant avec de l'eau de puits et de l'eau de l'OI.

Tableau 3.7 : Effet de différents traitements sur le pH du sol (N=5).

Traitements		Campagne 1 : Sol cultivé	Campagne 2 : Sol nu
S		7,5 ± 0,3 a	7,4 ± 0,18 a
TB		8,7 ± 0,2 c	7,9 ± 0,28 b
Traitements complémentaires	UF	8,2 ± 0,1 b	7,9 ± 0,13 b
	NF	8,3 ± 0,1 bc	7,7 ± 0,08 ab
	OI	7,3 ± 0,1 a	-
Couplage	TB/S	-	8,0 ± 0,12 b
	TB/NF	-	8,0 ± 0,03 b

* Dans chaque colonne, les différentes lettres indiquent des différences significatives au niveau de $p < 0,05$.

3.1.3.2.2. La conductivité électrique du sol

Le Tableau 3.8 décrit la variation de la salinité du sol à la fin des deux campagnes, en fonction des traitements appliqués. Avant irrigation, le sol était faiblement salin avec une $CE_e = 1,21$ dS/m. À la fin du cycle d'irrigation du sol cultivé, la CE_e augmente même après irrigation avec l'eau de puits et l'eau osmosée pour atteindre respectivement, 5,2 dS/m et 1,5 dS/m. La salinité du sol la plus élevée est ainsi enregistrée dans les sols irrigués par les eaux du TB. Elle est d'environ 11 dS/m.

Par ailleurs, la même tendance de variation des CE_e est observée dans le sol nu. En comparaison avec le sol cultivé, on observe que l'irrigation par les eaux de puits n'a pas abouti à une augmentation importante de la CE_e des sols nus. Elle est de 6,07 dS/m. Cependant, l'irrigation de ces sols par les ETT génère des CE_e plus élevées par rapport au sol cultivé. En effet, le sol irrigué par les eaux de TB a une CE_e de 21,92 dS/m. Dans les sols irrigués par les eaux soumises aux traitements complémentaires et les couplages, les CE_e sont significativement faibles par rapport au sol TB. La plus faible CE_e est observée dans le sol irrigué par les eaux du couplage TB/S.

Il est à noter que ces conductivités élevées sont le résultat de l'augmentation de la CE des eaux d'irrigation. Dans ce sens, une corrélation entre les CE des eaux d'irrigation (CE_w) et des sols (CE_e) a été faite (Figure 3.7). On observe que la CE_e est corrélée positivement avec la CE des eaux d'irrigations (CE_w). Ceci explique l'augmentation de la CE_e en fonction de l'augmentation de la salinité des ETT.

Tableau 3.8 : Effet des ETT sur la conductivité électrique des sols (dS/m) (N=5). CE_w : Conductivité électrique de l'eau ; CE_e : conductivité électrique du sol.

Traitements		SC		SN	
		CE_w	CE_e	CE_w	CE_e
EI		-	$1,21 \pm 0,07$ a*	-	$1,20 \pm 0,07$ a
S		2,20	$5,24 \pm 0,03$ b	2,22	$6,07 \pm 0,10$ b
TB		8,13	$10,90 \pm 0,71$ e	10,60	$21,92 \pm 0,57$ e
Traitements complémentaires	UF	7,01	$8,31 \pm 0,30$ d	9,08	$18,91 \pm 0,50$ d
	NF	2,62	$6,66 \pm 0,26$ c	5,63	$14,24 \pm 0,17$ c
	OI	0,20	$1,53 \pm 0,20$ a	-	-
Couplage	TB/S	-	-	6,35	$13,41 \pm 0,59$ c
	TB/NF	-	-	8,13	$13,58 \pm 0,91$ c

* Dans chaque colonne, les différentes lettres indiquent des différences significatives au niveau de $p < 0,05$.

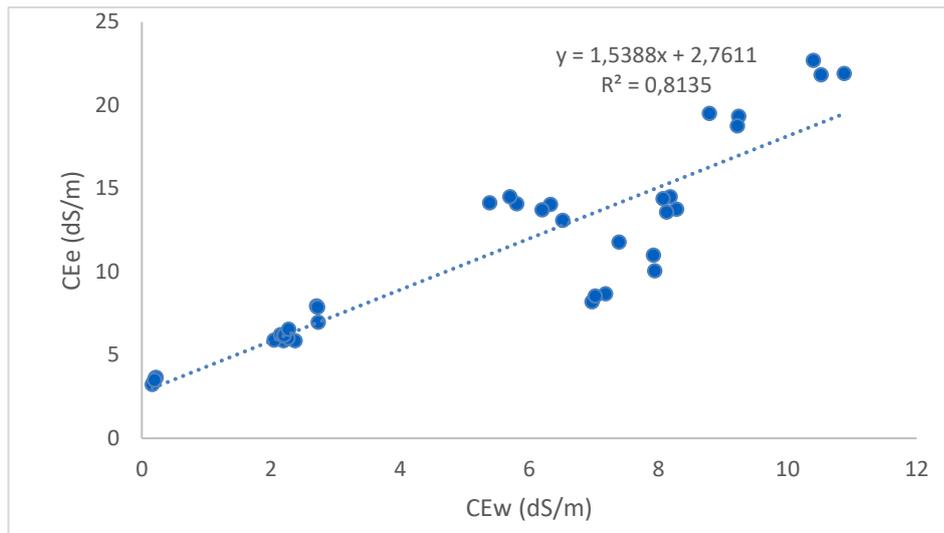


Figure 3.7 : Régression linéaire entre la CEe et la CEw (N=37).

La fraction de lessivage (FL) a été déterminée à partir des conductivités électriques de l'eau et du sol, (Tableau 3.9). Dans le sol cultivé, FL varie entre 3 et 20 %. Elle est de 9 %, 9 % et 3 % respectivement dans le sol S, NF et OI. Ces pourcentages indiquent que les eaux peu chargées en sels (FL < 10 %) peuvent être utilisées en irrigation lessivage. Cependant, l'irrigation par les eaux du TB et UF, plus chargées en sels, conduit à des FL plus élevées (> 10 %) et sont respectivement de 18 % et 20 %. Dans ce cas, un lessivage des sels est nécessaire.

Dans le sol nu, FL est plus faible malgré l'augmentation de la CE des eaux d'irrigation. Les résultats montrent que FL varie entre 8 % et 14 % (Tableau 3.9). Lors de l'irrigation avec l'eau de la NF, FL est faible, d'environ 9 % et proche de la FL dans le sol témoin (8 %). Le sol est donc bien drainé et ne nécessite pas d'appliquer un lessivage des sels. L'irrigation avec des eaux peu chargées en sels, notamment celles du TB et UF et les eaux couplées (TB/S et TB/NF), augmente faiblement FL et elle est respectivement de 11, 11, 10 et 14 %. On constate que malgré l'augmentation de la salinité des eaux d'irrigation, FL n'a pas beaucoup varié à la suite d'un bon drainage des sels.

Tableau 3.9 : Calcul de la fraction de lessivage (FL). SC : sol cultivé (N=5) ; SN : sol nu (N = 3).

Qualité de l'eau d'irrigation		SC			SN		
		CEw	CEe	FL (%)	CEw	CEe	FL (%)
S		2,20	5,24	9	2,22	6,07	8
TB		8,13	10,90	18	10,6	21,92	11
Traitements complémentaires	UF	7,01	8,31	20	9,08	18,91	11
	NF	2,62	6,66	9	5,63	14,24	9
	OI	0,20	1,53	3	-	-	-
Couplage	TB/S	-	-	-	6,35	13,41	10
	TB/NF	-	-	-	8,13	13,58	14

3.1.3.2.3. Stock en sels

Le stock en sel (ΔS) est donné dans le Tableau 3.10. Dans la première campagne, le volume total d'eau d'irrigation du sol cultivé était de 700 mm. Ce volume a généré un apport d'environ 4,6 g de sels/kg au sol lors de l'irrigation par l'eau de puits et 17 g, 15 g, 5 g et 0,4 g, respectivement, par l'eau du TB, l'UF, la NF et l'OI. En comparant les quantités de sels apportées par l'eau d'irrigation à celles accumulées dans le sol (Tableau 3.9), on constate qu'environ 53 % des sels apportés par l'eau de puits sont stockés dans le sol. L'eau du TB a apporté au sol environ 17 g de sel et 36 % de cette quantité est accumulée dans le sol. On déduit que malgré la quantité relativement importante des sels apportés par les eaux du TB, ces derniers conduisent à un pourcentage d'accumulation des sels plus faibles par rapport aux eaux de puits. Les sols irrigués avec l'eau des traitements complémentaires UF, NF et OI ont accumulé environ 30, 62 et 49 % des sels apportés par l'eau d'irrigation. Les quantités de sels non retenues par le sol sont nécessairement soit exportées par la plante, soit évacuées par les eaux de drainage. A la fin du cycle d'irrigation des sols nus, le volume d'eau cumulé estimé à 3,5 l a apporté au sol des quantités de sels variables en fonction de la salinité des eaux (Tableau 3.10). La quantité de sels apportée varie entre 5 et 24 g/kg de sol. En effet, la quantité la plus élevée des sels est apportée par les eaux du TB suivie par les eaux de l'UF, TB/NF, TB/S, NF et S. De plus, la quantité de sels accumulées dans le sol suit la même tendance que celle des sels apportés par les eaux d'irrigation. Bien que la salinité des eaux couplées (TB/S et TB/NF) soit supérieure à celle des eaux de la NF, les sols irrigués par ces eaux couplées accumulent les mêmes quantités de sels (entre 5,6 et 5,8 g/kg). On constate que ces

quantités représentent 44 % de sel accumulé après irrigation par les eaux de NF et 41 % et 32 % à la suite des irrigations par les eaux couplées TB/S et TB/NF.

Tableau 3.10 : Comparaison entre la quantité des sels apportés par les eaux d’irrigation et celle accumulée dans le sol. (SC : N=5 ; SN : N = 3).

	SC			SN		
	Quantité des sels (g/kg) Apportée par les eaux d’irrigation	Quantité des sels (g/kg) Accumulée dans le sol	% des sels accumulés dans le sol	Quantité des sels (g/kg) Apportée par les eaux d’irrigation	Quantité des sels (g/kg) Accumulée dans le sol	% des sels accumulés dans le sol
S	4,60	2,46	53	4,97	1,89	38
TB	17,00	5,84	34	23,74	9,28	39
UF	14,66	4,44	30	20,35	7,40	36
NF	5,48	3,44	63	12,61	5,58	44
OI	0,42	0,21	49	-	-	-
TB/S	-	-	-	14,22	5,82	41
TB/NF	-	-	-	18,20	5,81	32

3.1.3.2.4. La composition ionique de la solution du sol

A la suite des irrigations, la composition cationique du sol, dominée par les ions Ca^{2+} est modifiée quelle que soit la qualité de l’eau d’irrigation et l’occupation du sol (Sol nu et sol cultivé). La dominance des cations suit l’ordre suivant : $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ (Tableau 3.11).

Concernant la composition cationique dans le sol cultivé, la teneur en Na^+ dans le sol témoin (traité à l’eau de puits) (30,24 méq/l) augmente significativement ($p < 0,05$) à la suite des irrigations par les eaux du TB (52,02 méq/l). En irriguant avec les eaux de l’UF et la NF, les variations par rapport au témoin ne sont pas significatives et sont respectivement de 39,78 et 41,71 méq/l. L’OI conduit à une baisse significative ($p < 0,05$) des teneurs en Na^+ dans le sol (7,90 méq/l). En ce qui concerne les ions Ca^{2+} , on distingue que les eaux de TB et UF induisent une augmentation significative ($p < 0,05$) de cet ion, qui diminue avec les irrigations par les eaux de NF et OI. A l’exception des sols irrigués par les eaux osmosées, la variation des ions Mg^{2+} et K^+ dans le sol est non significative et les teneurs oscillent respectivement entre 9,5 et 14,9 méq/l et 0,5 et 0,6 méq/l.

Dans le sol cultivé irrigué avec l’eau du TB, les teneurs en Cl^- , anions dominants par rapport à HCO_3^- et SO_4^{2-} , sont significativement élevées ($p < 0,05$) par rapport au sol

témoin. En comparaison avec les sols TB, on distingue que l'irrigation par les eaux issues de l'UF n'aboutit pas à une réduction significative des chlorures dans le sol, tandis qu'avec la NF et l'OI, les teneurs en chlorures ont diminué de manière significative ($p < 0,05$) par rapport au sol irrigué avec l'eau de TB. La diminution des chlorures est 8 fois moindre en comparaison aux sols du TB et 5 fois moindre par rapport au sol témoin. En revanche, l'augmentation de la salinité des eaux d'irrigation dans la deuxième campagne (Sol nu) et l'augmentation des teneurs en sodium et chlorures font apparaître une nette augmentation des concentrations de ces éléments dans le sol (Tableau 3.11).

A la fin du cycle d'irrigation des sols nus, on observe une augmentation 6 fois plus importante de Na^+ dans le sol du TB (207,83 méq/l) par rapport au sol témoin (34,19 méq/l). Cependant, l'irrigation par les eaux UF, NF et couplées, conduit à une diminution significative ($p < 0,05$) des teneurs en Na^+ par rapport au sol irrigué par les eaux du TB. Les teneurs passent de 207,83 méq/l pour TB à 183,5, 132,4, 117,4 et 119,4 méq/l pour respectivement, UF, NF, TB/S et TB/NF. L'irrigation par les effluents traités provoque ainsi une diminution significative ($p < 0,05$) des ions Ca^{2+} qui passent de 21,8 méq/l dans le sol témoin (S) à 5,3, 3,4, 7,7, 7,0 et 7,0 méq/l, respectivement, pour les sols irrigués par TB, UF, NF, TB/S et TB/NF. L'analyse statistique montre des variations non significatives des ions Mg^{2+} dans les sols irrigués par les ETT. Les concentrations varient entre 2,7 méq/l et 5,4 méq/l.

En ce qui concerne les anions, l'ordre de dominance dans le sol après irrigation est le suivant : $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$. En comparaison avec le sol témoin, l'irrigation par les ETT contribue à une augmentation significative ($p < 0,05$) du Cl^- , HCO_3^- et SO_4^{2-} . En comparaison avec le sol témoin, les teneurs en chlorures et bicarbonates sont trois fois plus élevées en irriguant avec les eaux du TB. Elles passent de 43,38 (S) à 149,10 méq/l (TB) et de 2,70 méq/l à 8,50 méq/l respectivement pour Cl^- et HCO_3^- . Des teneurs plus faibles, par rapport aux sols irrigués par les eaux du TB, sont enregistrées dans les sols irrigués par les eaux couplées. De même, les teneurs en ions sulfates sont quatre fois plus élevées par rapport à celles du témoin à la suite des irrigations par les eaux du TB. Les teneurs passent de 15,76 à 61,15 méq/l. En comparaison avec ces sols du TB, on distingue que les traitements complémentaires par UF et NF et les couplages engendrent une diminution significative des sulfates.

Tableau 3.11 : Composition ionique des sols irrigués par les ETT (mécq/l) (N=5).

		Traitements complémentaires					Couplage	
		S	TB	UF	NF	OI	TB/S	TB/NF
Cations								
Ca ²⁺	SC	13,00 ± 2,12 a*	39,63 ± 4,42 b	30,10 ± 9,38 b	15,50 ± 6,01a	5,50 ± 1,00 a		
	SN	21,80 ± 1,35 c	5,30 ± 1,86 ab	3,40 ± 0,82 a	7,70 ± 2,91 b		7,00 ± 1,46 b	7,00 ± 0,79 b
Mg ²⁺	SC	9,50 ± 1,68 b	14,88 ± 2,87 b	12,00 ± 4,47 b	9,50 ± 2,52 b	2,00 ± 0,50 a		
	SN	7,10 ± 1,71 b	4,20 ± 1,79 ab	2,70 ± 0,76 a	3,50 ± 1,66 a		5,20 ± 1,30 ab	5,40 ± 1,88 ab
K ⁺	SC	0,49 ± 0,11b	0,59 ± 0,08 b	0,50 ± 0,11 b	0,50 ± 0,13 b	0,20 ± 0,02 a		
	SN	0,65 ± 0,05 a	1,69 ± 0,39 b	1,72 ± 0,08 b	1,55 ± 0,09 b		1,51 ± 0,22 b	2,21 ± 0,22 c
Na ⁺	SC	30,24 ± 1,97 b	52,02 ± 0,95 c	39,78 ± 6,67 bc	41,71 ± 9,21 bc	7,95 ± 0,53 a		
	SN	34,19 ± 3,98 a	207,83 ± 5,81 e	183,51 ± 3,82 d	132,39 ± 4,40 c		117,34 ± 3,30 b	119,40 ± 8,15 b
Anions								
Cl ⁻	SC	33,13 ± 1,43 b	54,68 ± 15,43 c	40,63 ± 3,62 bc	33,54 ± 7,21 b	6,77 ± 1,20 a		
	SN	43,38 ± 4,39 a	149,10 ± 6,45 e	140,19 ± 2,89 d	105,72 ± 3,51 c		93,21 ± 3,20 b	94,84 ± 5,30 b
HCO ₃ ⁻	SC	4,37 ± 0,48 ab	11,50 ± 1,78 c	7,60 ± 2,86 b	3,80 ± 0,27 a	3,83 ± 1,26 a		
	SN	2,70 ± 0,27 a	8,50 ± 3,20 c	7,30 ± 0,45 bc	2,70 ± 0,27 a		4,70 ± 0,45 ab	4,70 ± 0,45 ab
SO ₄ ²⁻	SC	15,66 ± 1,36 ab	43,37 ± 13,47 c	35,25 ± 5,28 c	30,65 ± 6,30 bc	4,36 ± 1,31 a		
	SN	15,76 ± 2,18 a	61,15 ± 2,71 d	42,65 ± 2,70 c	35,21 ± 2,17 b		36,14 ± 2,20 b	35,25 ± 4,11 b

* Dans chaque ligne, les différentes lettres indiquent des différences significatives au niveau de $p < 0,05$.

Le changement de la composition ionique du sol entre son état initial et les sols irrigués contribue au changement des faciès chimiques. Le diagramme de Piper montre qu'avant les irrigations, le faciès chimique de la solution du sol est chloruré calcique et magnésien (Figure 3.9). Les irrigations des sols cultivés (Figure 3.8 a) par l'eau de puits et les ETT conduisent à un changement de la qualité chimique des sols. Le sol acquiert donc un faciès chloruré sodique et potassique. Cependant, au niveau du sol nu (Figure 3.8 b), l'augmentation de la salinité des ETT conduit à un faciès chimique différent. En effet, le sol irrigué par les ETT et les eaux couplées devient hyper chloruré sodique. L'irrigation par les eaux de puits aboutit à un faciès chloruré sodique.

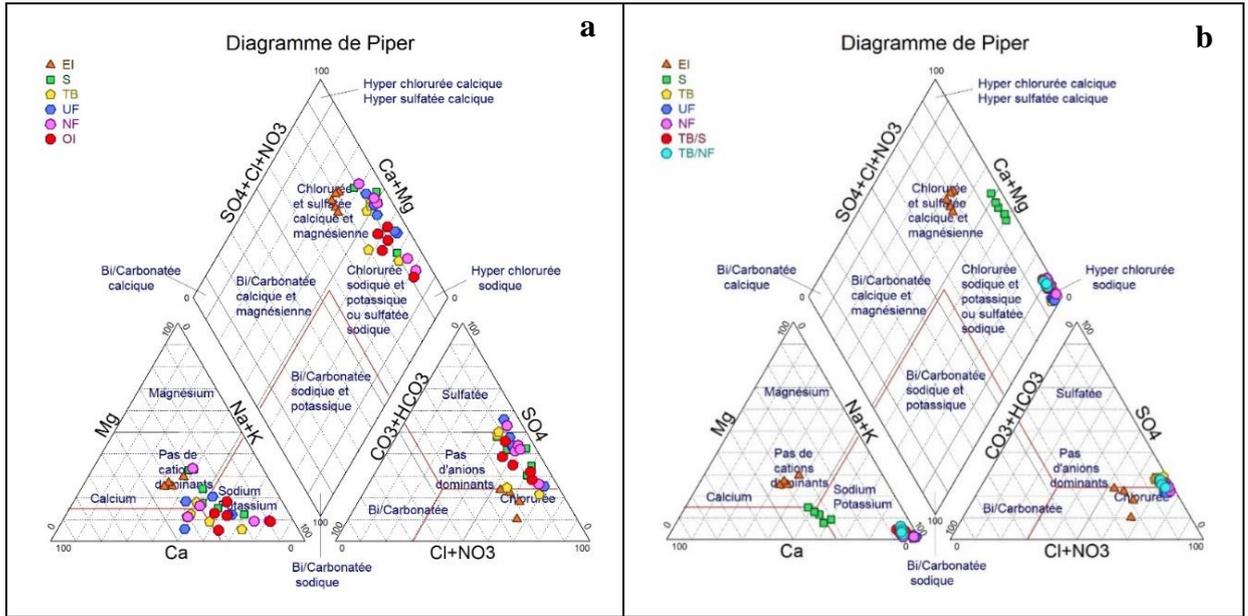


Figure 3.8: Faciès chimiques des solutions du sol irrigué par les ETT (N=5). a- Faciès chimique des solutions du sol cultivé ; b- Faciès chimique des solutions du sol nu.

3.1.3.2.5. Les éléments traces métalliques dans le sol

Les résultats obtenus à partir des concentrations moyennes de quatre ETM dans le sol cultivé montrent qu'à la fin du cycle d'irrigation, les teneurs sont faibles variant entre 0,6 et 5,2 mg/kg (Tableau 3.12). En se référant à Kabata-Pendias et Pendias (2001) et l'OMS, (2006), aucun risque n'est attendu lors de l'irrigation avec ces différentes qualités d'effluents.

Dans le sol nu, le Cd n'est pas détecté dans tous les échantillons à cause de l'absence de ce dernier dans les eaux d'irrigation. Quant aux Co, Cr et Ni, aucune différence significative n'est enregistrée entre les différents traitements et les concentrations sont conformes aux valeurs proposées par Kabata-Pendias et Pendias (2001) et celles fixées par l'OMS (2006).

Tableau 3.12 : Concentrations en ETM dans les sols (mg/Kg) (N=5).

	Cd		Co		Cr		Ni	
	SC	SN	SC	SN	SC	SN	SC	SN
EI	0,66 ± 0,38 abc		0,89 ± 0,50 a		4,12 ± 0,61bc		2,83 ± 0,83 ab	
S	0,76 ± 0,09 bc	ND	1,64 ± 0,42 b	1,03 ± 0,55 a	3,47 ± 0,28 ab	4,15 ± 0,86 a	2,40 ± 0,76 ab	3,68 ± 1,63 a
TB	0,96 ± 0,02 c	ND	1,77 ± 0,31b	0,85 ± 0,16 a	5,21 ± 0,26 d	3,37 ± 0,87 a	3,50 ± 0,22 c	2,55 ± 0,47 a
UF	0,86 ± 0,04 bc	ND	1,71 ± 0,15 b	0,83 ± 0,15 a	4,26 ± 0,31 c	3,02 ± 0,49 a	2,79 ± 0,26 ab	2,73 ± 0,45 a
NF	0,55 ± 0,09 ab	ND	1,36 ± 0,17 ab	1,17 ± 0,66 a	4,21 ± 0,26 c	3,79 ± 0,64 a	2,56 ± 0,19 ab	3,18 ± 1,23 a
OI	0,37± 0,04 a	-	1,02 ± 0,15 a	-	3,16 ± 0,28 a	-	1,96 ± 0,97 a	-
TB/S	-	ND	-	1,47 ± 0,68 a	-	3,46 ± 0,92 a	-	4,58 ± 1,49 a
TB/NF	-	ND	-	0,97 ± 0,04 a	-	4,01 ± 0,26 a	-	3,67 ± 0,43 a
Intervalle et maximum tolérable en ETM dans le sol								
(Kabata-Pendias and Pendias, 2001)	0,08 – 1,61		3 – 58		4 – 1100		3 – 110	
(OMS, 2006)	4		-		-		107	

* Dans chaque colonne, les différentes lettres indiquent des différences significatives au niveau de $p < 0,05$.

3.1.3.3. Effets sur l'activité enzymatique dans le sol

Les résultats montrent une augmentation significative ($p < 0,05$) de l'activité laccase dans les sols cultivés traités par l'eau issue du TB (Figure 3.9). Elle est 7 fois plus élevée que dans les sols irrigués par les eaux de puits. Cette activité a également augmenté dans le sol irrigué par les eaux UF, mais elle n'est pas significative. Aucune variation significative n'est enregistrée dans les sols recevant des traitements par les eaux NF et OI.

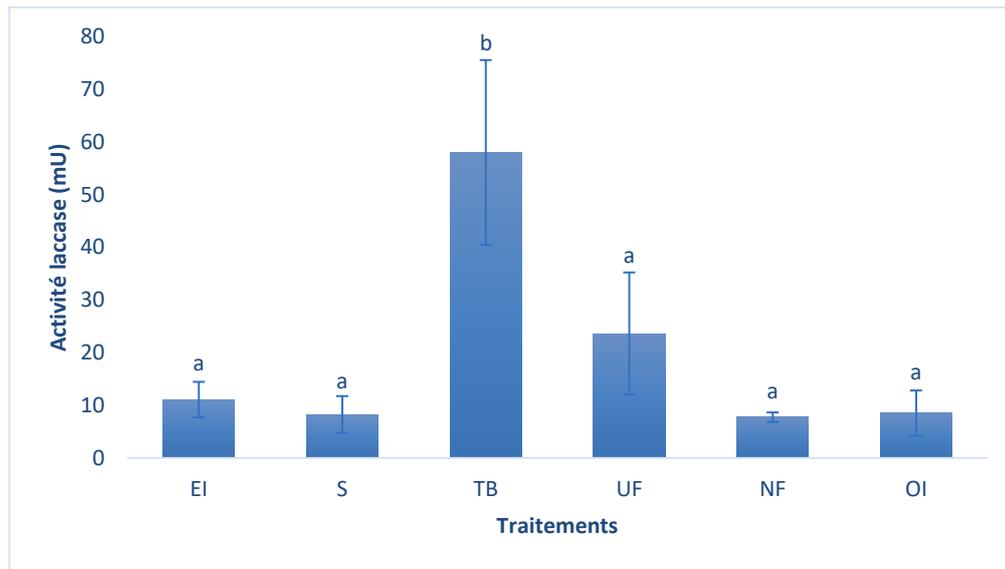


Figure 3.9: Mesure de l'activité laccase (mU) dans le sol cultivé. Les différentes lettres sont significativement différentes selon le test de Tukey au niveau de $p < 0,05$ ($N=5$).

Les activités hydrolases (Phosphatase, Phosphatase alcaline, Arylamidase, β -Glucosidase) (Figure 3.10) ont été analysées dans les sols cultivés et le sol nu. Dans le sol cultivé (Figure 3.10 a), les résultats montrent qu'elles diminuent significativement ($p < 0,05$) après irrigation par l'eau issue du TB et UF par rapport aux sols irrigués par les eaux de puits (S). Ceci peut être expliqué par le fait que le sol en fin du cycle d'irrigation possède une salinité plus élevée que les autres sols (10,9 dS/m et 8,3 dS/m, respectivement, pour le sol irrigué par les eaux TB et UF). En revanche, on note que l'activité uréase dans le sol irrigué par l'eau issue de l'UF n'est pas affectée et une augmentation non significative est observée par rapport au sol témoin (S). On observe une variation non significative, par rapport au sol témoin des activités hydrolases au niveau des sols irrigués par les eaux de la NF et l'OI. Cependant, l'activité enzymatique au niveau des sols nus (Figure 3.10 b) ne prend pas la même tendance de variation examinée dans le sol cultivé. Dans l'ensemble, l'activité enzymatique est réduite. Dans le sol témoin (S), l'activité phosphatase de l'ordre de 38,2 mU/g diminue significativement ($p < 0,05$) à la suite de l'irrigation par les ETT et varie entre 3,86 mU/g et 6,2 mU/g. Par ailleurs, aucune différence significative n'est enregistrée entre les sols irrigués par les ETT. En comparaison avec les sols irrigués par les eaux issues du TB, une augmentation non significative de l'activité phosphatase dans les sols irrigués par les eaux couplées (TB/S et TB/NF) est enregistrée.

En ce qui concerne la résistance aux sels dans les sols ayant la plus forte salinité (TB et UF), les enzymes sont classées dans l'ordre suivant : phosphatase alcaline > phosphatase > β -glucosidase > arylamidase > uréase dans les sols ayant la plus forte salinité (TB et UF). On observe que l'enzyme uréase est la plus sensible et possède la plus faible résistance à la salinité des eaux du TB et de l'UF. On note, aussi, que malgré la différence de salinité entre les sols irrigués par les eaux de l'UF et de la NF, l'activité uréase est plus élevée dans les sols traités à l'eau de l'UF. Ceci peut être attribué aux faibles concentrations en ETM enregistrés dans ces derniers. Dans l'ensemble, en comparaison avec les sols irrigués par les eaux TB, on observe une amélioration de l'activité hydrolase dans les sols irrigués par les eaux de la NF et les eaux couplées. L'activité phosphatase alcaline étant la plus élevée avec une variation non significative par rapport au sol témoin. L'activité varie entre 7,3 et 8,8 mU/g sol sec.

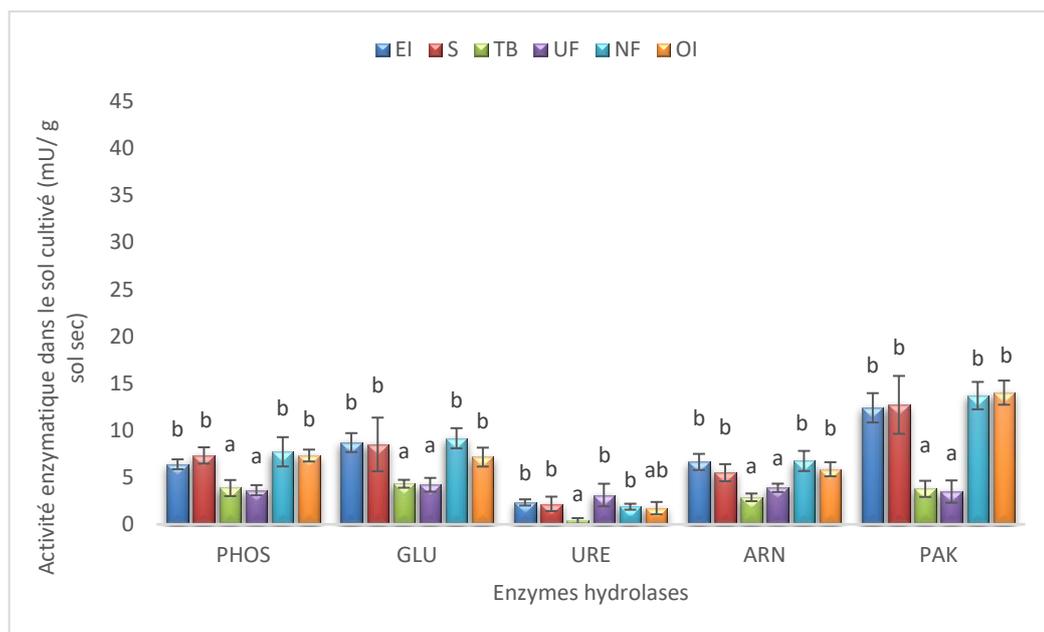


Figure 3.10 a : Variation de l'activité enzymatique (mU) dans le sol cultivé en fonction des qualités d'ETT (N=5). Pour chaque enzyme, les différentes lettres sont significativement différentes selon le test de Tukey au niveau de $p < 0,05$.

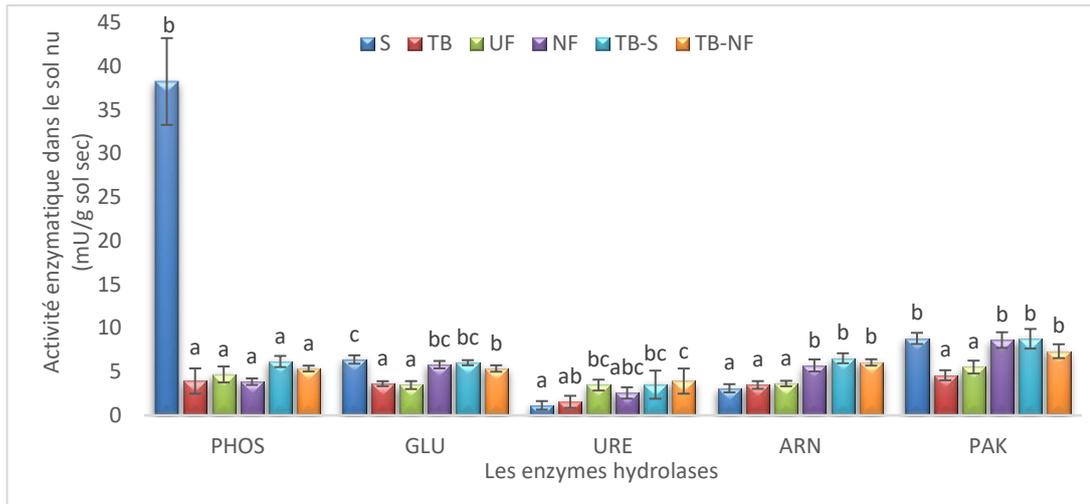


Figure 3.10 b 1: Variation de l'activité enzymatique (mU) dans le sol nu en fonction des qualités d'ETT (N=5). Pour chaque enzyme, les différentes lettres sont significativement différentes selon le test de Tukey au niveau de $p < 0,05$.

3.1.3.4. Potentiel génotoxique des sols irrigués par les ETT

3.1.3.4.1. Caractérisation des extraits des sols

A la fin du traitement des graines de fève, les résultats montrent que le pH des extraits aqueux (1:10) oscille entre 6,4 et 7,4 (Figure 3.11 a). Le pH des extraits du sol irrigué par les eaux du TB et UF est basique, tandis qu'il est légèrement acide pour les extraits aqueux des sols irrigués par les eaux de NF et OI. La conductivité électrique varie entre 0,4 et 1,0 dS/m (Figure 3.11 b). Elle est de 1,0 dS/m dans l'extrait aqueux TB et diminue considérablement dans les extraits des sols irrigués par les eaux soumises aux traitements complémentaires. La plus faible CE est détectée dans l'extrait aqueux OI (0,4 dS/m).

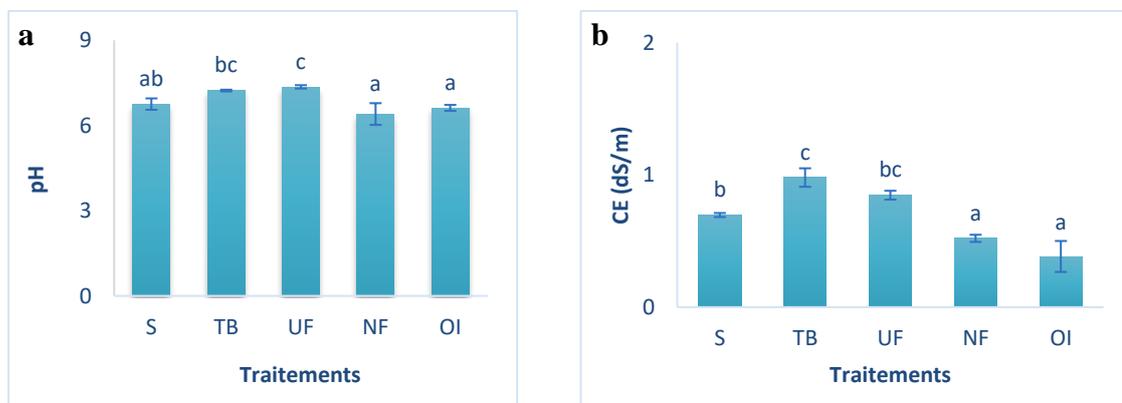


Figure 3.11: pH (a) et conductivité électrique (CE) (b) des extraits aqueux à la fin de l'expérimentation (N= 3).

Un test de corrélation a été établi entre la CE mesurée dans les extraits aqueux et celle dans le sol (extraits de la pâte saturée, CEE). Le coefficient de corrélation (r) est *très élevé* lorsque r est comprise entre 0,9 et 1, *fort* si r est entre 0,7 et 0,9 ; *moyen* si r varie entre 0,5 et 0,7, *faible à très faible*, lorsque la corrélation est inférieure à 0,5 (Bühl et Zöfel, 2005). La corrélation entre la CE et la CEE est forte ($r = 0,879$; $p < 0,01$) (Tableau 3.13).

Tableau 3.13 : Corrélations établies entre la conductivité électrique et les éléments chimiques mesurés dans les extraits aqueux (1 :10) et les extraits de la pâte saturée.

Extrait aqueux de la pâte saturée	pHe	CEe	Cl _e	HCO ₃ ⁻ _e	SO ₄ ²⁻ _e	Ca ²⁺ _e	Mg ²⁺ _e	K ⁺ _e	Na ⁺ _e
Extrait (1:10)									
pH	0,447	0,617*	0,573*	0,750**	0,470	0,693*	0,454	0,396	0,483
CE	0,689**	0,879**	0,896**	0,792**	0,645**	0,819**	0,706**	0,745**	0,846**
Cl⁻	0,700**	0,835**	0,760**	0,710**	0,721**	0,821**	0,648**	0,694**	0,758**
HCO₃⁻	0,574*	0,726**	0,737**	0,657**	0,527*	0,665**	0,535*	0,643**	0,705**
SO₄²⁻	0,733**	0,924**	0,897**	0,749**	0,747**	0,834**	0,798**	0,820**	0,905**
Ca²⁺	-0,179	-0,062	0,053	-0,161	-0,121	-0,233	0,114	0,057	0,083
Mg²⁺	-0,129	-0,110	-0,024	-0,122	-0,213	-0,085	-0,199	0,041	-0,139
K⁺	-0,022	0,020	0,038	0,016	0,006	-0,016	0,051	0,204	0,049
Na⁺	0,775**	0,890**	0,816**	0,912**	0,729**	0,897**	0,684**	0,681**	0,799**

Notes. * indique que la corrélation est significative au niveau 0,05. ** indiquent que la corrélation est significative au niveau 0,01. N = 15. CEE- CE de l'extrait aqueux de la pâte saturée ; Cl_e, HCO₃⁻_e ; SO₄²⁻_e ; Ca²⁺_e ; Mg²⁺_e ; K⁺_e ; Na⁺_e- Eléments chimiques contenus dans l'extrait aqueux de la pâte saturée.

L'analyse de la composition ionique des extraits aqueux (1 :10) montre que le cation le plus dominant est le sodium (Na⁺) avec des teneurs variables entre 2,52 et 8,15 méq/l et dont les plus prononcées sont enregistrées dans l'extrait TB (Figure 3.12). Quant à la composition anionique, elle est dominée par les sulfates (SO₄²⁻) avec, de même, des teneurs élevées (4,27 méq/l) dans l'extrait aqueux TB.

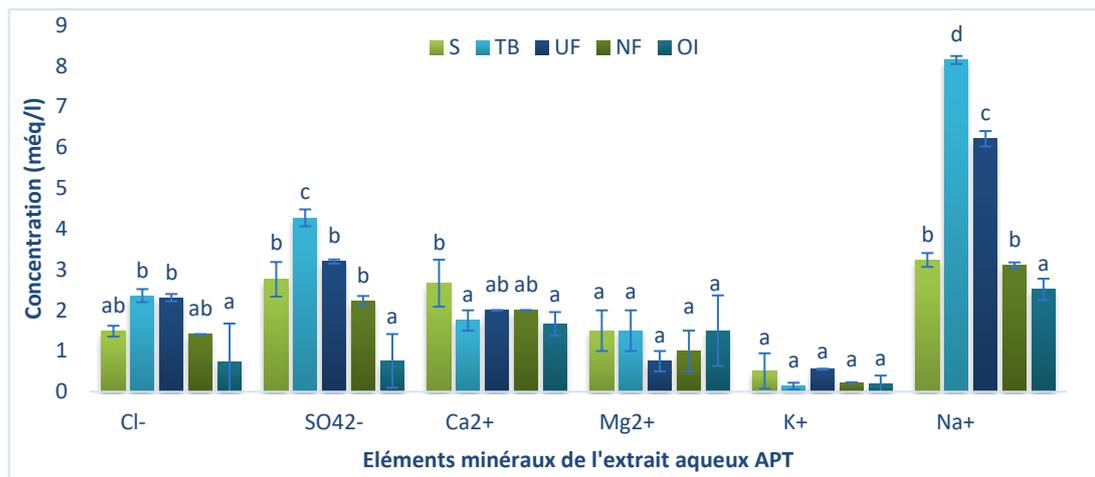


Figure 3.12: Composition anionique et cationique des extraits aqueux du sol (1 :10). Les différentes lettres indiquent des différences significatives par rapport au témoin selon le test de Tukey à $p < 0,05$. N= 3.

Des corrélations fortes sont, également, établies entre la composition chimique des extraits aqueux (1 :10) et celle de la pâte saturée (Tableau 3.13). Ces fortes corrélations concernent les ions Na⁺ ($r = 0,799$, $p < 0,01$) ; SO₄²⁻ ($r = 0,747$, $p < 0,01$) et Cl⁻ ($r = 0,760$, $p < 0,01$). Les teneurs en HCO₃⁻ sont moyennement corrélées ($r = 0,657$, $p < 0,01$) entre l'extrait aqueux et l'extrait de la pâte saturée (Tableau 3.13). En se basant sur les corrélations trouvées entre les extraits aqueux (1 :10) et ceux issus de la pâte saturée, l'analyse génotoxique est directement projetée sur le sol.

3.1.3.4.2. Evaluation génotoxique de la qualité des sols traités

Le potentiel génotoxique d'un sol reflète son pouvoir à induire des dommages génomiques au niveau d'un matériel biologique. Les sols traités par les différentes qualités d'eau sont alors évalués pour leur pouvoir à induire de tels dommages en se basant sur le test de micronoyaux (Test-MCN) comme test de génotoxicité et *Vicia faba* comme matériel biologique.

3.1.3.4.2.1. Effets sur les paramètres de croissance de *V. faba*

L'étude est entamée par un suivi des paramètres de croissance de notre matériel biologique exposé, pendant 48h, aux différents extraits (1 :10) issus des sols traités. Les paramètres de croissance ont concerné la longueur racinaire et les matières fraîches (MF) et sèches (MS) de *V. faba* (Figure 3.13). Une réduction significative de la croissance racinaire n'est observée que chez TB (7,05 cm) comparé au témoin (ED ; 8,00 cm). Les

racines OI (8,24 cm) montrent la croissance la plus élevée sans pour autant être significative. Les biomasses (MF et MS), à leur tour, sont réduites dans les racines TB. Aucune différence significative n'est observée en comparaison avec les racines témoins.

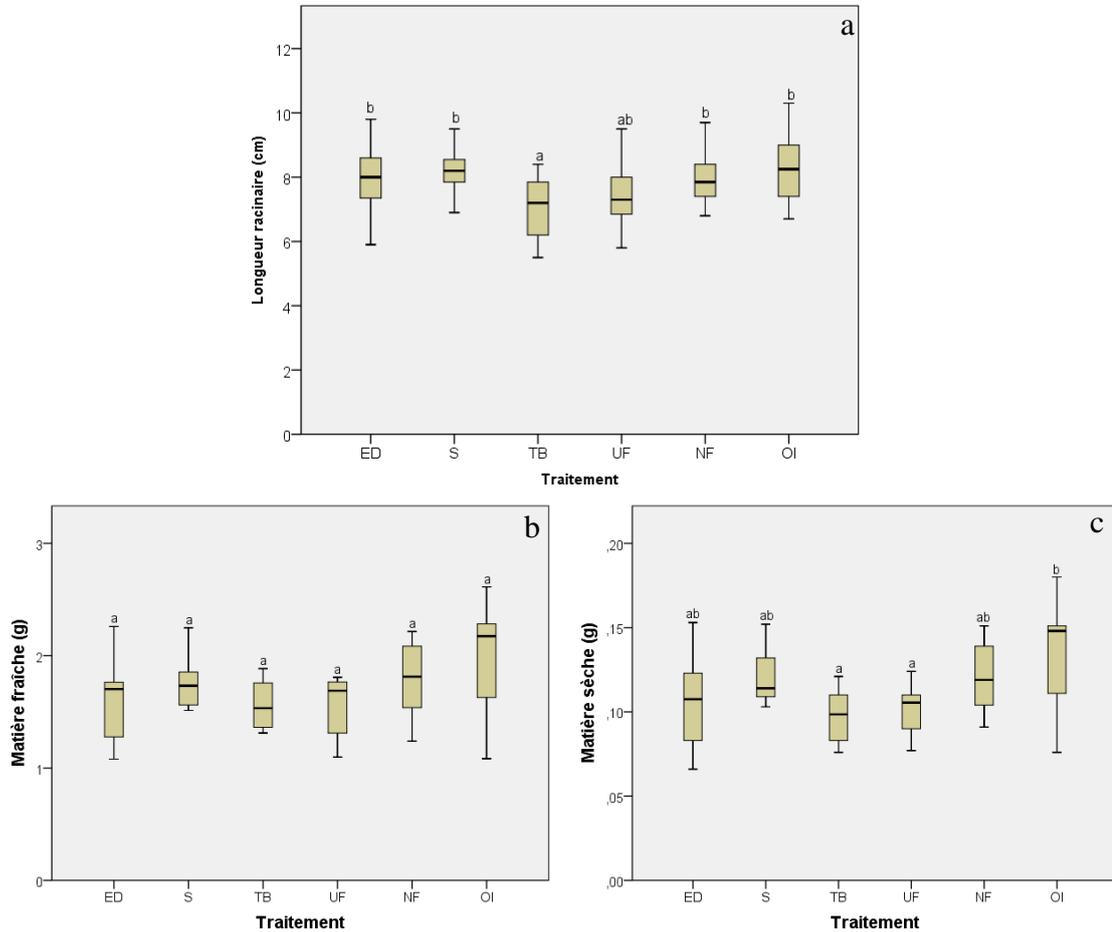


Figure 3.13: Paramètres de croissance en termes de longueur racinaire (a) et matières fraîches (b) et sèches (c) chez les racines de *V. faba*, exposées, pendant 48 h, à des extraits des sols (1 :10). Les données représentent les moyennes \pm écart types. Les différentes lettres indiquent des différences significatives par rapport au témoin selon le test de Tukey à $p < 0,05$. N= 10. ED- Eau distillée ; S- Eau de puits ; TB- Traitement biologique ; UF- Ultrafiltration ; NF- Nanofiltration ; OI- Osmose inverse.

3.1.3.4.2.2. Effets sur la nutrition minérale

La Figure 3.14 présente les teneurs en éléments minéraux (Na^+ , Ca^{2+} et K^+) dans les racines de fève à la fin du traitement (après 48 h). Ces teneurs varient selon l'élément en question et le traitement appliqué.

Pour le Na^+ , les teneurs endogènes augmentent en présence de tous les traitements comparés à la teneur enregistrée chez le témoin. Quant aux Ca^{2+} , les teneurs varient non significativement entre les différents traitements (2,3 - 5,7 mg/g MS).

Pour le K^+ , des variations non significatives, généralement, caractérisent les teneurs racinaires de cet élément sous les différents traitements.

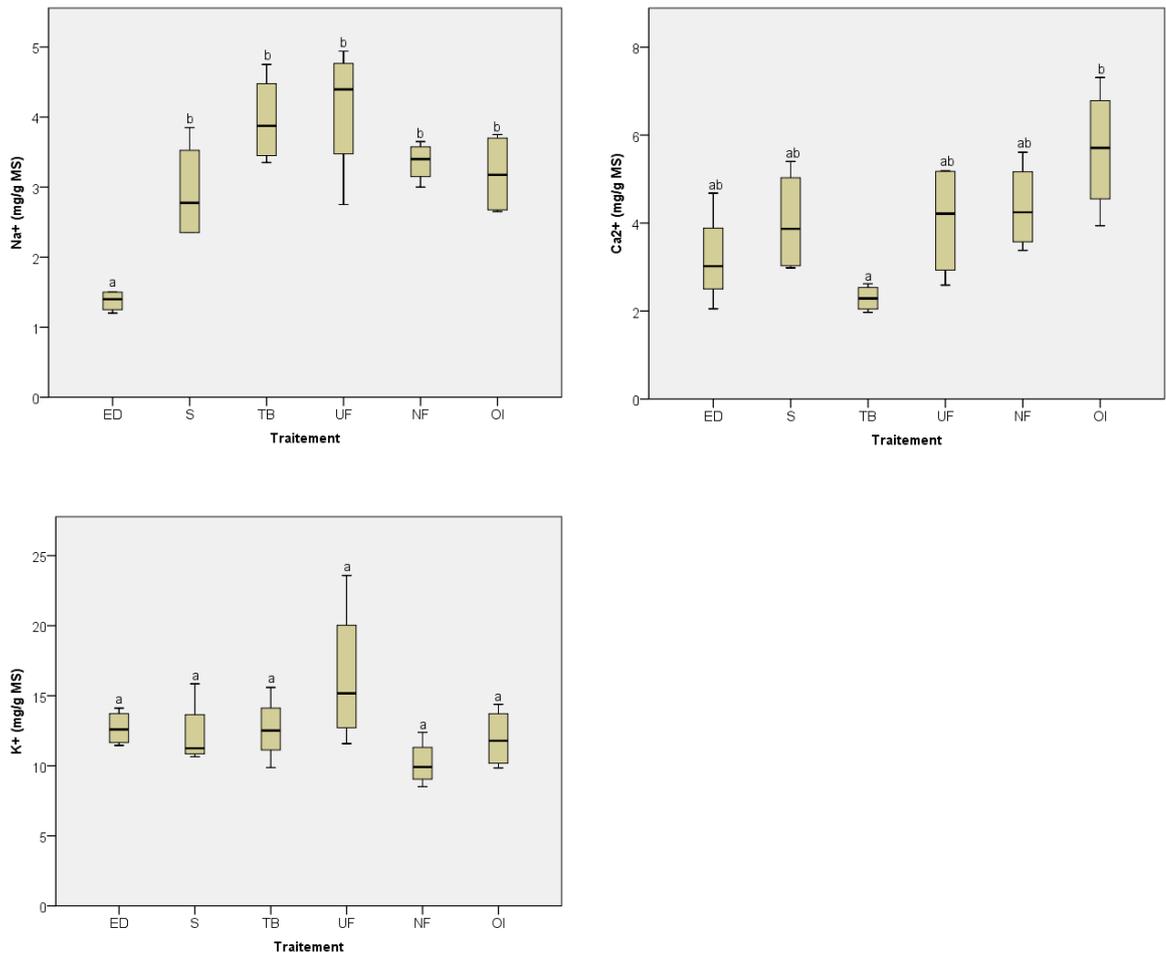


Figure 3.14 : Teneurs endogènes en Na^+ , Ca^{2+} et K^+ dans les racines de *V. faba*, exposées, pendant 48 h, à des extraits des sols (1 :10). Les données représentent les moyennes \pm écart types. Les différentes lettres indiquent des différences significatives par rapport au témoin selon le test de Tukey à $p < 0,05$. N=4. ED- Eau distillée ; S- Eau de puits ; TB- Traitement biologique ; UF- Ultrafiltration ; NF- Nanofiltration ; OI- Osmose inverse.

3.1.3.4.2.3. Potentiel génotoxique des sols

L'évaluation génotoxique a reposé sur 3 paramètres : l'indice mitotique (%), le nombre de MCNs (%) et la détection de différents types d'aberrations structurales et numériques touchant les chromosomes.

➤ **Altération de la mitose et formation des MCNs**

Altération de la mitose. L'intégrité de la mitose est évaluée par l'indice mitotique (%) qui désigne le pourcentage de cellules en différentes phases mitotiques rencontrées lors du balayage de la préparation microscopique. La Figure 3.15 illustre les différentes phases de la division cellulaire notamment des cellules en interphase et d'autres en mitose. La mitose regroupe les cellules en prophase, métaphase, anaphase et télophase.

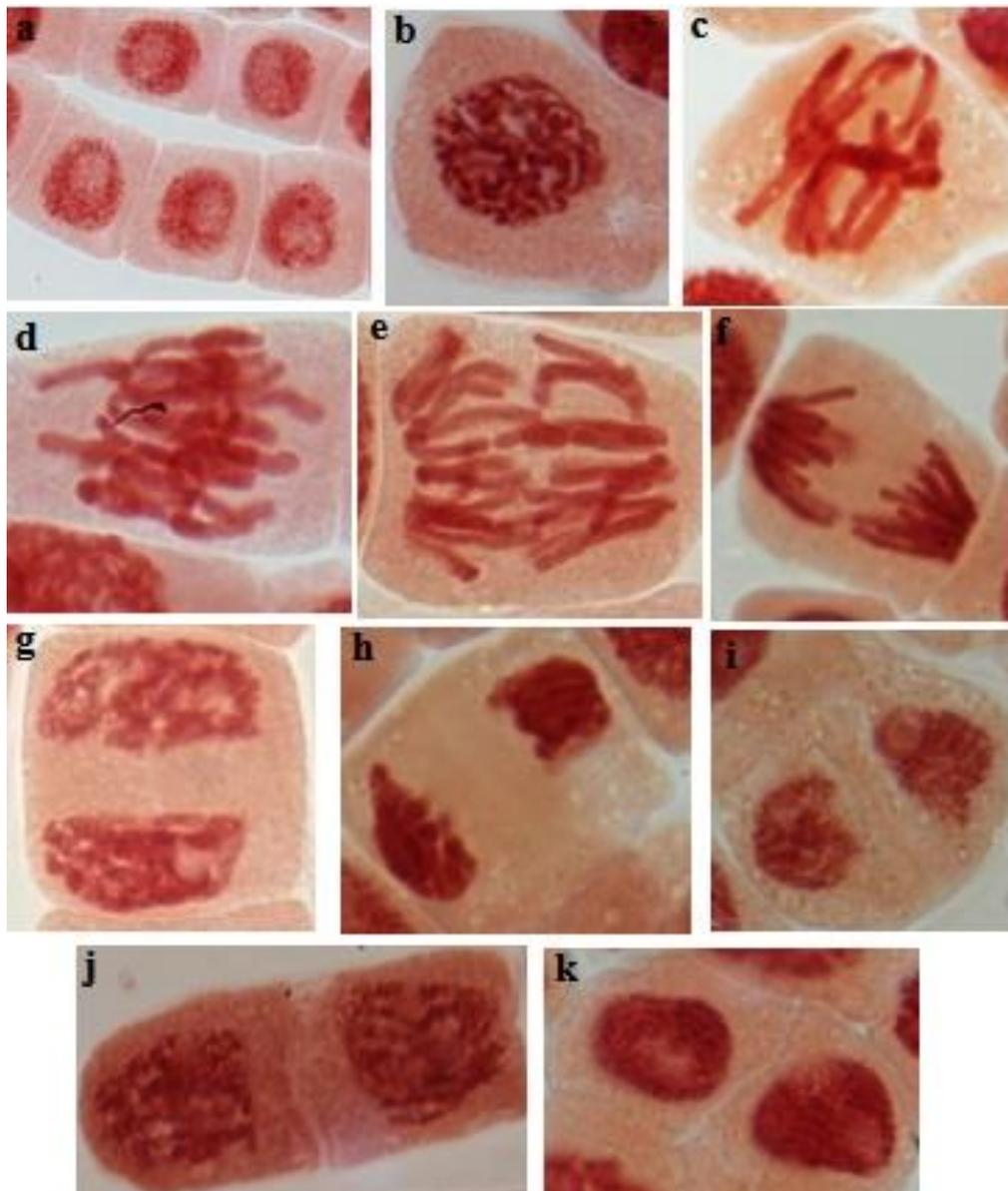


Figure 3.15 : Les principales phases de la division cellulaire détectées dans les cellules méristématiques de *V. faba*. Les cellules sont en interphase (a) ; prophase (b), métaphase (c-d), anaphase (e-f-g) et télophase (h-i-j-k).

Les résultats de comptage, présentés dans la figure 3.16, indiquent une variation non significative du nombre de cellules en division dans les extrémités racinaires de *V. faba* après une exposition de 48 h. Le nombre de cellules en division varie entre 19 et 23 cellules/100 cellules comptées.

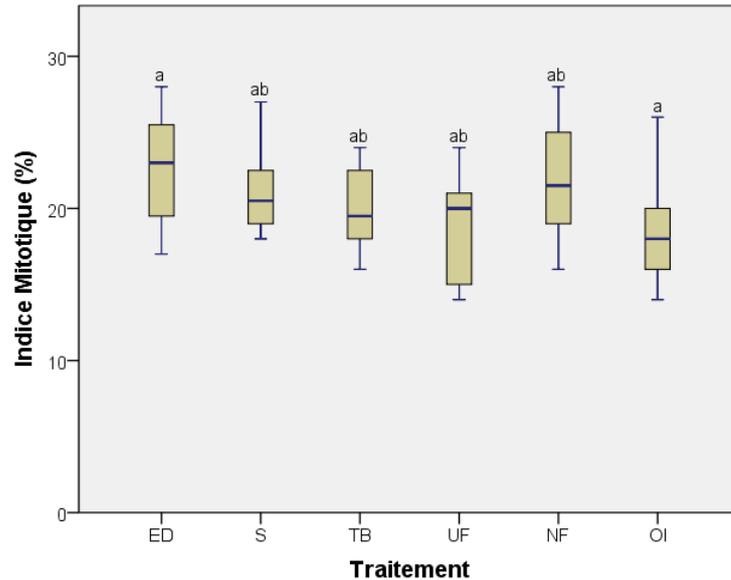


Figure 3.16 : Variation de l'indice mitotique (nombre de cellules en division parmi 100 cellules comptées) chez les cellules méristématiques de *V. faba* exposées, pendant 48 h, à des extraits des sols (1 :10). Les données représentent les moyennes \pm écart types. Les différentes lettres indiquent des différences significatives par rapport au témoin selon le test de Tukey à $p < 0,05$. N = 12. ED- Eau distillée ; S- Eau de puits ; TB- Traitement biologique ; UF- Ultrafiltration ; NF- Nanofiltration ; OI- Osmose inverse.

Formation des MCNs. Un MCN est une petite entité nucléaire arrondie se trouvant dans les cellules en interphase à côté du noyau principal. Les observations microscopiques montrent que ces entités nucléaires décrivent une variabilité de leur taille comparée au noyau principal. En effet, on a identifié des MCNs de petite, moyenne et grande tailles par rapport au noyau principal (Figure 3.17). Une cellule en interphase peut renfermer un MCN ou plus (Figure 3.17), et ceci en relation avec le type et le nombre des aberrations induites.

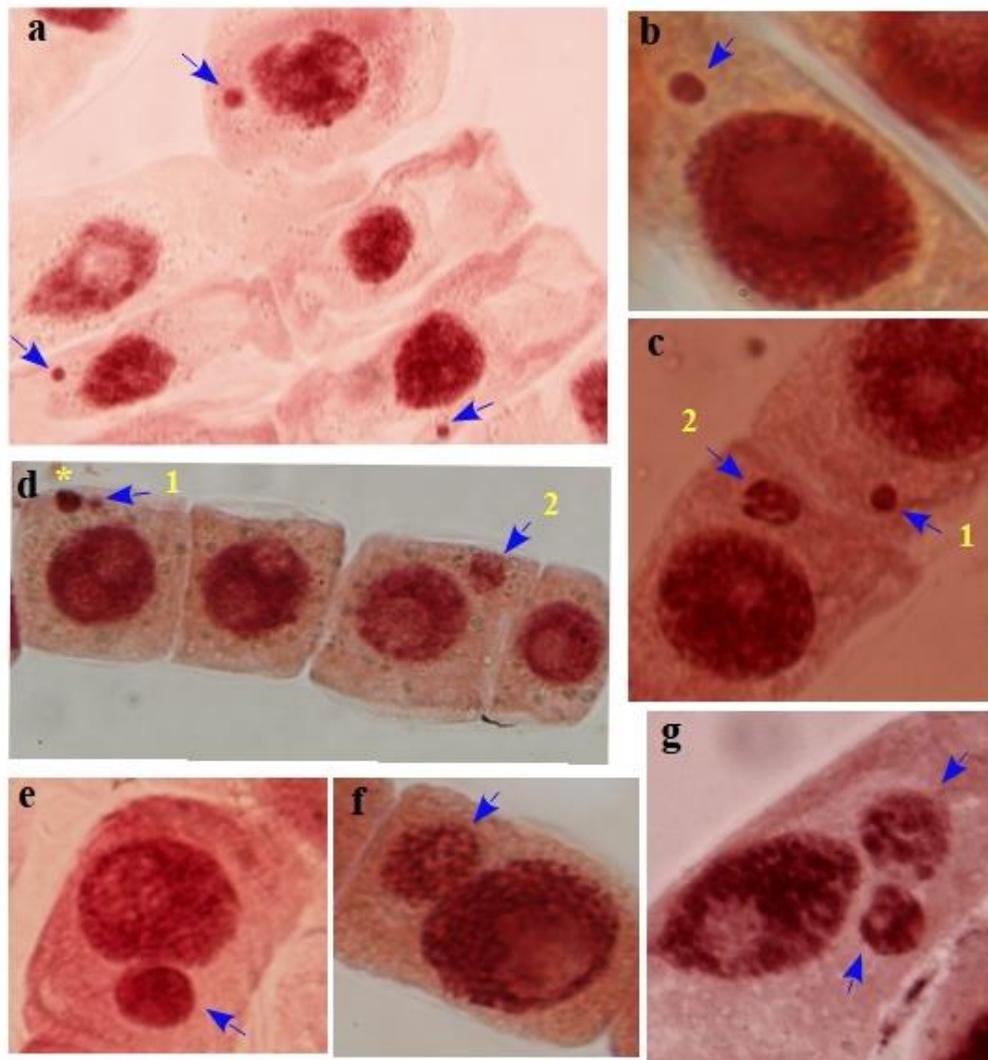


Figure 3.17 : Cellules en interphase renfermant un micronoyau (MCN) ou plus, observées dans la zone méristématique des racines de *V. faba* soumises aux extraits de sols irrigués par les ETT. A-b- micronoyau de petite taille ; c-d- micronoyau de petite taille (1) et de taille moyenne (2) ; e-f- micronoyau de grande taille et g- cellule renfermant deux micronoyaux. * tâche de colorant et les flèches indiquent les micronoyaux.

Les MCNs peuvent, de même, se présenter dans des cellules en mitose. A travers les observations microscopiques, on a rencontré ces entités dans des cellules en prophase, métaphase, anaphase et télophase (Figure 3.18).

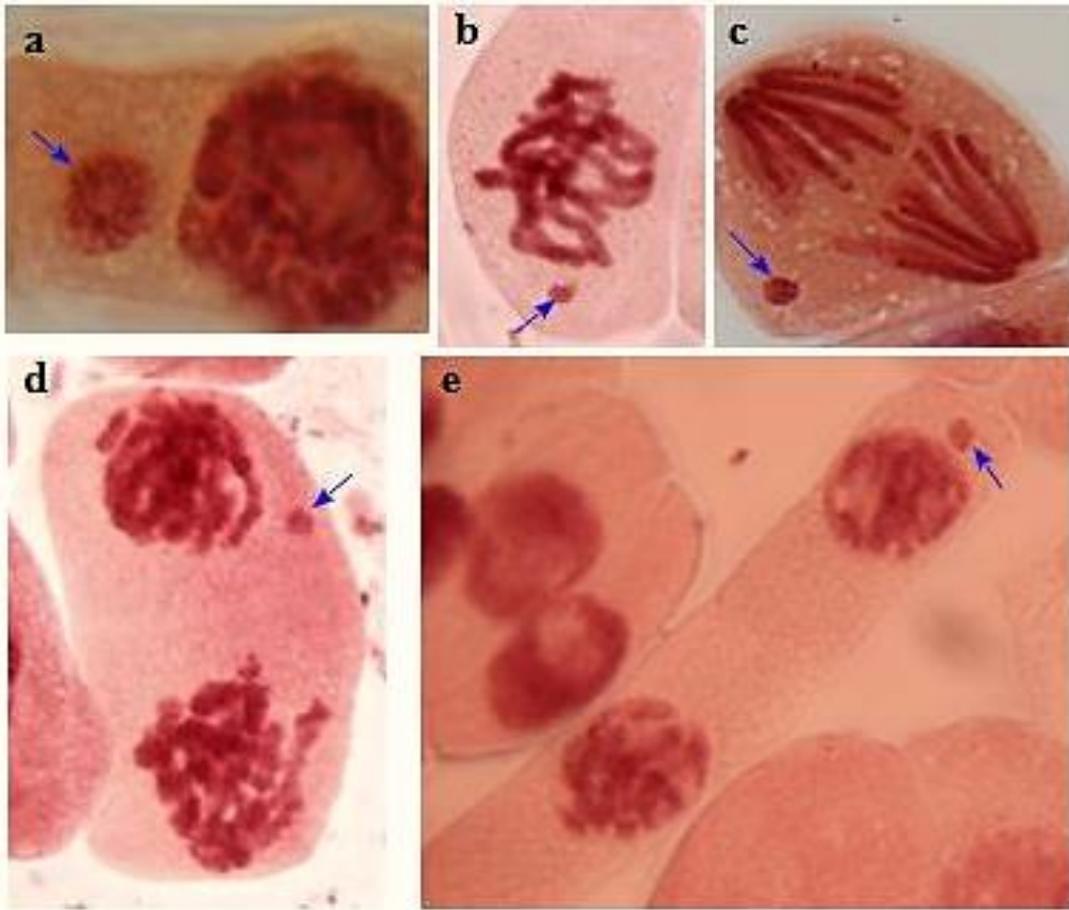


Figure 3.18 : Cellules en mitose avec un micronoyau. a- prophase avec un micronoyau ; b- métaphase avec un micronoyau ; c- anaphase avec un micronoyau ; d- début de télophase avec un micronoyau ; e- télophase avec un micronoyau.

On s'est intéressé aux cellules en interphase renfermant un ou plusieurs MCNs. Les résultats du comptage de MCNs parmi 1000 cellules ont montré que l'irrigation par les effluents textiles (TB) a ajouté un caractère génotoxique aux sols recevant cette qualité d'eau après 48h d'exposition. En effet, le nombre de MCNs est trop faible chez le témoin (ED) et les eaux de puits (S) ne dépassant guère 1 %. Cependant, l'exposition aux sols irrigués par des effluents textiles issus du TB a induit une formation significative ($p < 0,05$) de ces entités, atteignant 6 % (Figure 3.19). L'exposition aux sols irrigués par UF, NF et OI ne semble pas agir sur l'induction de MCNs.

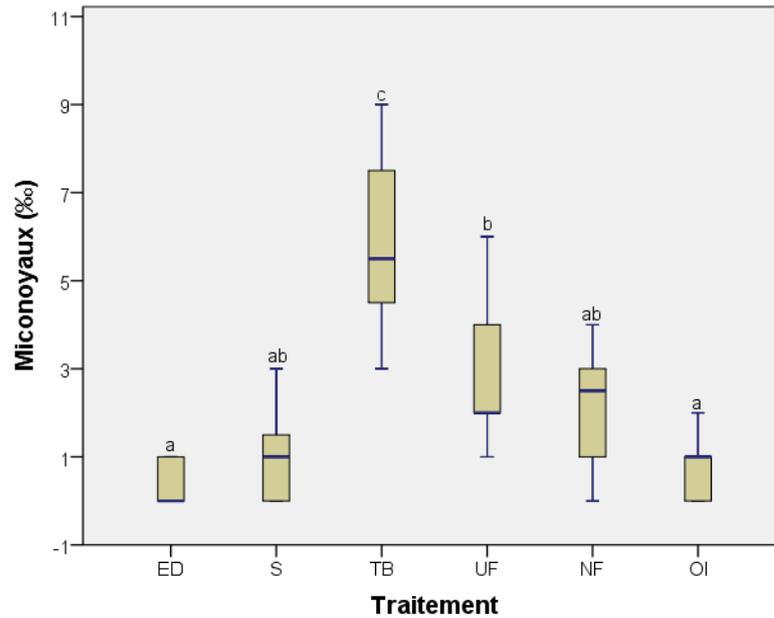


Figure 3.19 : Variation de l'induction de micronoyaux chez les cellules méristématiques de *V. faba*.

Des corrélations ont été établies entre les deux paramètres de génotoxicité étudiés (IM et MCNs) et les paramètres physicochimiques des extraits aqueux de la pâte saturée des sols traités (CE_e , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+). De telles corrélations sont permises du fait que des fortes corrélations ont déjà été trouvées entre nos extraits aqueux (1 :10) et ceux issus de la pâte saturée.

Le Tableau 3.14 est une présentation des corrélations trouvées. On observe une corrélation positive forte entre l'induction de MCNs et la CE du sol (CE_e) ($r = 0,797$; $p < 0,01$) traduisant une induction forte de MCNs à la suite de l'augmentation de la salinité des sols avec une non atteinte remarquable de la stabilité des cellules lors de la division mitotique (corrélation faible à très faible entre IM et CE_e).

On a essayé par la suite de définir les ions contenus dans les sols et qui pourraient être responsables (directement ou indirectement) de l'induction des MCNs. Les coefficients de Pearson trouvés sont notés dans le Tableau 3.14. Ces coefficients montrent, clairement, que tous les ions dosés (SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+) sont fortement à moyennement corrélés avec l'induction des MCNs dans les cellules de fève avec $r = 0,643$ à $p < 0,05$ pour $\text{MCN}/\text{SO}_4^{2-}$, $r = 0,749$ à $p < 0,01$ pour MCN/Cl^- , $r = 0,769$ à $p < 0,01$ pour $\text{MCN}/\text{Ca}^{2+}$,

$r = 0,667$ à $p < 0,01$ pour $\text{MCN}/\text{Mg}^{2+}$, $r = 0,639$ $p < 0,05$ pour MCN/K^+ et $r = 0,755$ à $p < 0,01$ pour MCN/Na^+ .

Si on tient compte des paramètres morphologiques, l'induction de MCNs semble agir, négativement, sur la croissance racinaire. Dans ce sens, une corrélation négative ($r = -0,582$; $p < 0,05$) semble régler la relation entre l'apparition des MCNs et la croissance des racines.

Tableau 3. 14 : Corrélation entre les caractéristiques physico-chimiques des sols traités, l'indice mitotique, l'induction des micronoyaux et la longueur racinaire chez *Vicia faba*.

	Caractéristiques physicochimiques des sols traités								Paramètre morphologique
	pH	CEe	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	LR
IM	0,365	0,393	0,361	0,406	0,181	0,449	0,240	0,442	-0,469
MCN	0,779**	0,797**	0,643*	0,749**	0,769**	0,667**	0,639*	0,755**	-0,582*

Notes. * indique que la corrélation est significative au niveau 0,05. ** indiquent que la corrélation est significative au niveau 0,01. N = 15.

➤ Anomalies structurelles et numériques des chromosomes

Les cellules méristématiques en mitose recevant des effluents textiles traités montrent des aberrations chromosomiques outre les MCNs (Figure 3.20). Ces aberrations, pouvant entraîner un défaut ou un excès de matériel génétique, sont détectées dans les racines de *V. faba* recevant les traitements TB et UF. Elles sont de deux types :

- des aberrations structurelles qui consistent en des altérations de la structure des chromosomes. Parmi les anomalies structurelles rencontrées, On cite les ponts anaphasiques et les fragments chromosomiques issus d'une cassure au niveau de l'un de deux brins (Figure 3.20 a-g).

- des aberrations numériques touchant le nombre de chromosomes et survenues à la suite d'une mauvaise migration chromosomique. Elles se manifestent sous la forme d'un ou plusieurs chromosome(s) entier(s) perdu(s) lors de la méta-anaphase et/ou d'une ou plusieurs chromatide(s) retardataire(s) lors de l'ana-télophase (Figure 3.20 g-p).

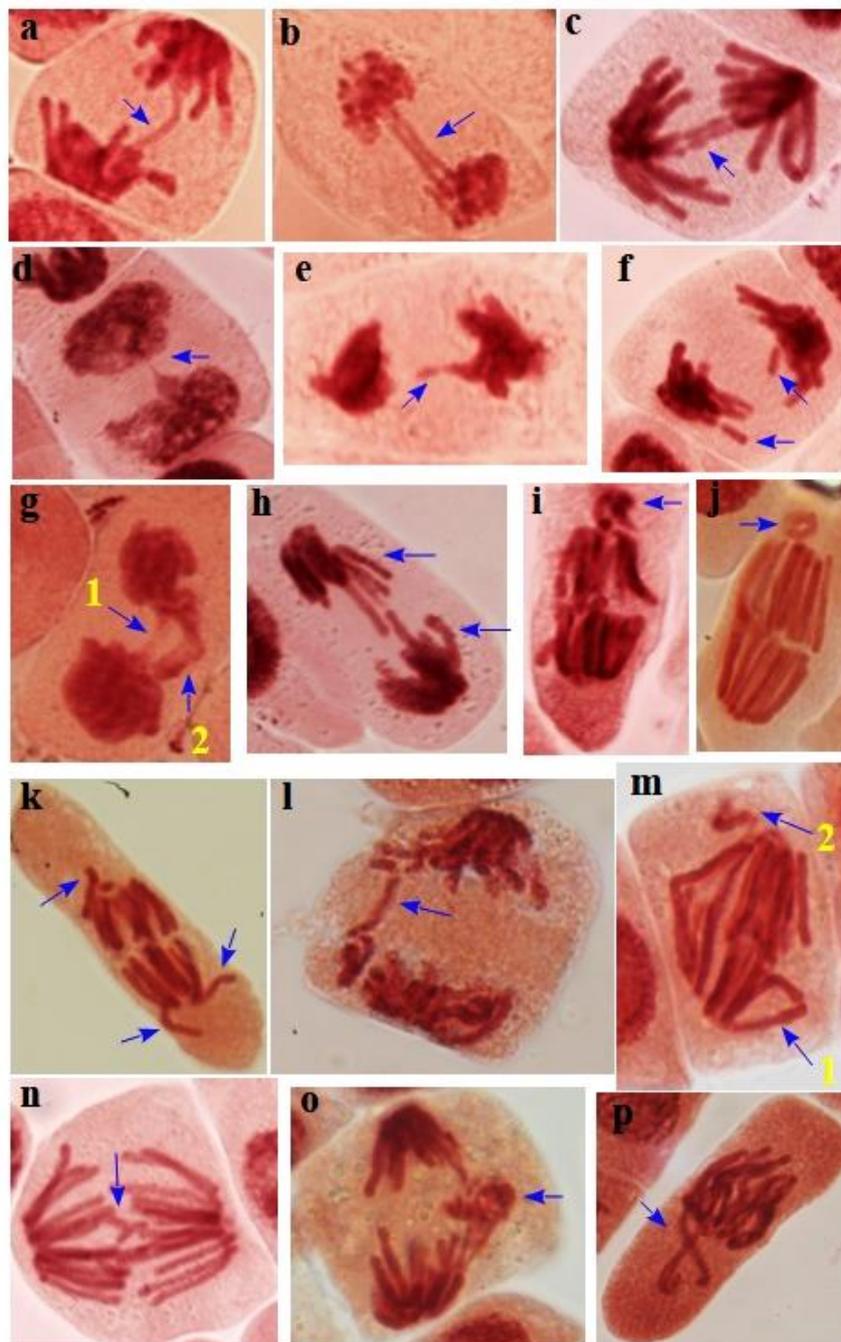


Figure 3.20 : Cellules en division présentant des anomalies. a- pont anaphasique ; b-c- deux ponts anaphasiques ; d- rupture d'un pont en télophase ; e- rupture d'un pont anaphasique ; f- fragments chromosomiques en anaphase ; g- pont anaphasique (1) et chromatide isolé en anaphase (2) ; h- deux chromatides retardataires en anaphase ; i-j- fragment chromosomique en anaphase (anneau chromosomique) ; k- chromatide non-disjoint en anaphase, l- chromatide isolé en anaphase ; m- chromatide isolé en anaphase (1) et chromosome isolé en anaphase (2) ; n-o- chromosome non-disjoint en anaphase ; p- chromosome non-disjoint en métaphase.

3.1.4. DISCUSSION

Les techniques habituelles de traitement biologique des effluents textiles appliqués par les entreprises ne suffisent pas pour réduire les fortes concentrations en sels et le risque de toxicité de ses rejets. Ceci souligne l'importance d'appliquer des techniques plus poussées pour améliorer la qualité des eaux de rejet des industries textiles. De ce fait, plusieurs procédés ont été mis en œuvre dont les traitements membranaires par Ultrafiltration, Nanofiltration et Osmose Inverse retenus dans notre travail.

Dans une première étape, la caractérisation des ETT et des eaux couplées a été réalisée. Les résultats de pH ont montré que les différents traitements contribuent à abaisser le pH élevé des effluents d'environ 10,2 tout en gardant l'aspect alcalin. Ceci a été aussi signalé par Gharsallah et al. (2022) (pH = 11). Néanmoins, le TB conserve un pH plus élevé que les autres eaux d'environ 8,6. Le pH élevé des effluents textiles est associé à des teneurs élevées en ions bicarbonates (HCO_3^-) qui résultent de l'emploi de NaOH et Na_2CO_3 pour la teinture à l'indigo. Il est également dû à l'utilisation de dithionite de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$), un agent réducteur utilisé pour rendre le bleu indigo soluble dans l'eau et caractérisé par un pH variant entre 8,0 et 9,5. Nos résultats sont similaires à ceux de Chockalingam et al., (2019) obtenus dans des effluents prélevés dans la ville indienne de Salem qui contiennent un colorant bleu ayant un pH égale à 8,6. De même, Vigneshpriya et Shanthi (2015) ont signalé un pH de 9,5 pour des effluents collectés à Karur, une ville de l'industrie textile en Inde.

Pour une réutilisation agricole, le pH des eaux du TB égale à 8,6 dépasse la valeur maximale tolérée par la norme NT 106.03. En effet, un pH élevé peut affecter le sol et avoir des effets néfastes sur la microflore et la croissance des plantes (Kaur et al., 2010; Kanan et al., 2015). Dans ce sens, des traitements complémentaires ou des couplages peuvent abaisser le pH des eaux. C'est ce qui a été obtenu avec l'UF, la NF, l'OI et les couplages TB/S et TB/NF. Selon Ayers et Westcost (1985), un pH compris entre 6,5 et 8,4 est sans conséquence négative pour la plupart des plantes. Pour Hopkins et al. (2007), le pH de l'eau n'est pas généralement un problème en soi mais plutôt un indicateur d'autres problèmes comme les excès en sodium et en carbonates.

Concernant la salinité, les effluents textiles ont une conductivité électrique élevée engendrée par les sels utilisés dans le processus de teinture (Gebrati et al., 2019 ;

Sahinkaya et al., 2019; Tara et al., 2019; Malliga et al., 2020). C'est le cas de nos effluents où les eaux du TB possèdent une conductivité électrique élevée supérieure à la norme NT 106.03. Giorgetti et al. (2011) ont constaté que la CEw reste élevée d'environ 18,7 dS/m même après le TB. Pour atténuer la salinité, les traitements et les couplages ont été entrepris. Les réductions de la CEw les plus faibles ont été obtenues avec l'UF et le couplage TB/NF qui ont permis des baisses respectivement de 14 % et 10 % de la CEw. Selon Barredo-Damas et al. (2010), les membranes céramiques UF peuvent être une alternative de prétraitement des effluents textiles. Néanmoins, le traitement NF et le couplage TB/S réduisent efficacement la CEw des eaux du TB, tout comme l'OI qui dessalinise complètement ces eaux. De ce fait, le couplage TB/S peut être envisagé pour alléger la salinité des eaux du TB, tout comme la NF comme il a mentionné par Aouni et al. (2012). Il est à noter que le traitement NF est utilisé dans le dessalement des eaux de mer (Hilal et al., 2005; Bassel et al., 2018). Concernant l'OI, ce procédé réduit efficacement la salinité des ETT. Son efficacité est due à sa couche de surface sélective relativement plus dense par rapport à la membrane de la NF (Liu et al., 2011).

La variation dans le temps de la CEw des eaux du TB provient de l'emploi de différents produits dans la teinture selon les tissus ou aussi à la dilution des eaux de rejets par les eaux de rinçage des bassins de teinture. Ainsi, l'augmentation de la CEw durant la deuxième année a affectée la qualité des eaux soumises aux traitements membranaires UF et NF. Cette variation de la qualité des eaux traitées peut provenir de la baisse de la performance des unités de traitement. Ceci a été signalé par plusieurs chercheurs. Chen et al. (2016) ont démontré que l'augmentation des teneurs en sels dans une solution de colorants affecte la performance de la membrane céramique de la nanofiltration en diminuant le flux de perméat et le rejet de colorants. De même, Alventosa-deLara et al. (2014) ont montré que l'augmentation de la concentration en sels a abaissé l'efficacité de l'ultrafiltration. Sur le plan agronomique, une CEw élevée réduit la disponibilité de l'eau pour les plantes en affectant son potentiel osmotique (Raju, 2007 ; Maia et al., 2020).

Dans les eaux du TB, l'augmentation de la salinité des effluents textiles s'accompagne non seulement de l'abondance des ions Na^+ et Cl^- mais aussi de l'augmentation des sulfates (SO_4^{2-}). Des résultats similaires ont été obtenus par Almazán-Sánchez et al. (2016),

Gebrati et al. (2019) et Yurtsever et al. (2021). Ils ont constaté que les effluents textiles contiennent de concentrations fortes en sulfates et en sodium.

Selon nos résultats, l'UF est insuffisante pour rendre les effluents textiles conformes à la norme de rejets NT 106.02. On a déduit que les plus faibles éliminations d'éléments chimiques sont observées avec le traitement UF. Le couplage TB/NF semble aussi inefficace à réduire les concentrations de ces éléments dans les eaux. La présence de ces éléments dans les eaux de TB provient principalement du soufre bleu et du dithionite de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) utilisés dans les étapes de teinture à l'usine. Les sulfates peuvent être plus préoccupants car ils sont, généralement, présents à des concentrations plus élevées dans les effluents textiles et peuvent causer des problèmes écologiques (Rafiqul Islam and Mostafa, 2020 ; Saikhao et al., 2017), mais à des niveaux modérés, les sulfates peuvent constituer un élément bénéfique pour les plantes. À cet égard, on a constaté que les traitements NF et OI des eaux du TB sont efficaces pour réduire les niveaux de sulfates. Ces teneurs en sulfates dans les effluents traités sont corrélées aux teneurs en cet élément dans les sols. Par ailleurs, plusieurs chercheurs ont noté que la NF se caractérise par un coefficient de rejet élevé des ions multivalents (jusqu'à 90 % pour les ions sulfates) par rapport aux ions monovalents tels que Na^+ et Cl^- (moins de 60 %) (Preuß et al., 2012 ; Laskowska et al. 2018).

La variation de la composition cationique des eaux se répercute sur le SAR. Celui-ci varie entre 2,9 pour l'eau de puits et 17,9 pour l'eau NF. En considérant le pouvoir alcalinisant (SAR) et la CEw , les eaux du TB, UF, NF et les eaux couplées (TB/S et TB/NF) sont de mauvaises qualités avec des risques de salinisation et d'alcalinisation des sols élevés.

Pour la réutilisation agricole, les teneurs en ETM des effluents textiles issues du TB et de l'UF sont supérieures à celles de la norme alors que celle de la NF, l'OI et les couplages (TB/S et TB/NF) sont inférieures aux limites. Dans les sols irrigués, les concentrations du Cr sont relativement plus élevées à celles du Cd, Co et Ni. De nombreuses recherches dans le domaine de l'écotoxicité des métaux lourds s'accordent sur le fait que le risque résulte non pas des concentrations totales dans les sols contaminés mais de leurs fractions biodisponibles (Hamel et al., 1999 ; McLaughlin et al., 2000 ; Adriano, 2001 ; Janssen et al., 2003). La texture du sol joue également un rôle dans la disponibilité des ETM. Ainsi,

la fraction disponible en ETM dans un sol sablo-limoneux est plus faible que celle dans un sol argileux (Madrid et al., 2008). Les concentrations dans les sols sont dans la fourchette de valeurs indiquées par Kabata-Pendias et Pendias (2001) et les valeurs mentionnées par l'OMS (2006). Ainsi, il n'y a pas de risques liés aux ETM lors de l'irrigation avec les différentes eaux.

L'irrigation par les ETT engendre une augmentation de la conductivité électrique du sol (CEe) quelle que soit l'eau utilisée. Les sols irrigués par les eaux du TB sont les plus salinisés avec des accumulations en fin du cycle d'irrigation de 34 % à 39 % des sels apportés par les eaux.

Au niveau de la composition chimique des sols, les résultats indiquent une élévation des ions Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} dans le sol irrigué par les eaux du TB. Les teneurs dans les sols irrigués par les autres eaux sont plus faibles. La teneur en sodium augmente avec toutes les eaux conduisant à un déséquilibre cationique. C'est un élément nocif pour les sols et les plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Belkhiri et al., 2010). Le deuxième ion qui se détache des autres est l'ion sulfate. La teneur la plus faible est observée dans le sol irrigué par l'eau de l'OI.

Concernant l'activité enzymatique des sols, l'irrigation par les eaux du TB et UF conduit à une activité significative de la laccase impliquée dans la transformation des colorants qui sont une source majeure de contamination des sols (Mougin et al., 2009). Cet enzyme est plus actif dans les sols irrigués par les eaux du TB et l'UF. Par ailleurs, l'activité des hydrolases est affectée par les eaux du TB. L'activité uréase est la plus faible. Ceci revient à la quantité des sels accumulés dans le sol. En effet, plusieurs études ont montré que des quantités excessives de sels présents dans le sol ont un impact négatif sur la population microbienne du sol et ses activités (Batra et Manna, 1997 ; Saviozzi et al., 2011). Malgré leurs faibles teneurs, la diminution de l'activité enzymatique au niveau du sol peut être aussi attribuée à la présence des ETM dans le sol. Singh and Agrawal (2008) ont montré que les ETM inhibent l'activité des enzymes dans le sol. Cependant, une amélioration de l'activité des enzymes hydrolases a été observée dans les sols irrigués par les eaux NF et les eaux couplées. En outre, malgré la différence de salinité entre les sols irrigués par les eaux UF et NF, l'activité uréase est plus élevée dans les sols irrigués avec l'eau UF. Cela

indique qu'un autre facteur peut influencer l'activité des enzymes uréases. En effet, on a noté des concentrations faibles en ETM dans les sols nus irrigués par les eaux UF par rapport aux sols irrigués par les eaux NF. Ces ETM peuvent être à l'origine de cette amélioration de l'activité enzymatique. Ceci a été constaté par Sethi et Gupta (2015) qui ont indiqué que l'activité uréase est sensible à la pollution par les ETM. Selon Symanowicz et al. (2022), l'uréase est responsable de l'augmentation du pH du sol. Cette constatation confirme nos résultats où le pH du sol irrigué avec les eaux UF est plus élevé en comparaison au sol irrigué avec les eaux NF. Le pH des sols irrigués par les eaux couplées dépasse celui du sol irrigué par les eaux de l'UF, ce qui explique une activité enzymatique plus élevée de l'uréase.

Afin d'évaluer la toxicité des ETT au niveau cellulaire, on a étudié le potentiel génotoxique du sol irrigué par ces effluents dans les extrémités racinaires du *Vicia faba* à travers le test de micronoyau, l'indice mitotique et les aberrations chromosomiques. Cette espèce est reconnue comme d'excellent modèle génétique pour détecter les agents cytogénétiques et mutagènes et a été utilisée sur la base qu'elle a un faible nombre de chromosome ($2n = 12$) ce qui la rend appropriée aux études cytotoxiques (Iqbal, 2016; Patlolla et al., 2012). On a noté que la variation de la qualité physico-chimique du sol n'a pas d'effet significatif sur la division cellulaire. Elle varie faiblement en fonction des traitements. L'IM est faiblement corrélé à la CEE du sol, inversement à ce qui a été observé par Souguir et al. (2022) qui ont montré que l'augmentation de la salinité agit négativement sur l'IM en réduisant significativement le nombre de cellules en division. De même, El-Hefnawy (2020) a montré qu'une exposition de graines de pois à un stress salin pendant 30 jours a conduit à la diminution de l'IM des cellules méristématiques racinaires. Ceci nous ramène à supposer que le temps d'exposition des fèves peut être non significatif pour engendrer des effets sur la division cellulaire ou que la salinité du lixiviat n'induit pas des effets sur le cycle mitotique. Cette division cellulaire stable en fonction des traitements n'exclue pas l'effet négatif des sels sur la croissance des racines des fèves. En effet, on a observé une diminution significative de la longueur des racines soumises au TB qui semble être due à l'augmentation de la salinité du sol et en conséquence les concentrations en Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} dans le sol. Les concentrations en ces ions et la CEE du sol sont fortement corrélées à la diminution de la longueur racinaire. Ceci confirme que la salinité peut jouer un rôle essentiel dans la diminution de la croissance racinaire.

On a ainsi noté que la diminution de la croissance racinaire est concomitante à un déséquilibre ionique exprimé par une augmentation significative des ions Na^+ dans les racines des plantes exposées aux ETT, et particulièrement les racines du TB et UF, avec une diminution significative du Ca^{2+} dans les racines du TB. Dans ce sens, Souguir et al. (2022) ont étudié l'effet de la salinité sur la croissance des racines des fèves et ont montré que l'augmentation de la salinité induit une diminution de la croissance racinaire. Plusieurs études menées sur différentes plantes appuient également l'effet de la salinité sur la croissance (Akram et al., 2011 ; Sahin et al., 2018; Kumar et al., 2021). Il a été démontré que l'augmentation des teneurs en Na^+ dans le sol limitent l'absorption de certains éléments conduisant à un stress osmotique et ionique (Gong, 2021; Zhao et al., 2021).

Les résultats de l'analyse du potentiel génotoxique du sol ont montré la formation d'aberrations chromosomiques structurelles et numériques. Parmi toutes les aberrations structurelles, les ponts anaphasiques et les fragments chromosomiques issus d'une cassure au niveau de l'un de deux brins sont les plus fréquents, tandis que les pertes d'un ou plusieurs chromosomes lors de l'anaphase ou métaphase et les anaphases retardées sont dominantes parmi les aberrations numériques. Des aberrations similaires ont été observées par Souguir et Hachicha (2019) en étudiant le potentiel génotoxique du lixiviat du sol.

Vijayalakshmi et Muthukumar (2015) ont évalué la génotoxicité des effluents textiles traités par le test *Allium cepa* et ont observé une induction de divers types des aberrations chromosomiques dans les extrémités racinaires. Des résultats similaires ont été également rapportés pour la génotoxicité des ETT et non traités par d'autres auteurs qui ont démontré l'induction des aberrations chromosomiques dans les cellules des racines exposées aux effluents textiles traités (Khan et al., 2019; Kaur et al., 2021).

Comparativement aux plantules irriguées à l'eau de puits, l'exposition des plantules aux lixiviats du sol irrigué par les ET du TB a augmenté le nombre de MCN. Les eaux du TB caractérisées par une CE élevée ont donc un effet génotoxique significatif en augmentant la fréquence des MCN. Helmey (2020) a souligné l'effet de la salinité sur la formation des MCN et en a déduit que l'augmentation de la salinité stimule la prolifération des MCN. Dans notre étude, différentes tailles et nombres de MCN ont été observés lors des

observations microscopiques. Les MCN observés sont petits, moyens et grands par rapport au noyau principal. D'après Souguir et al. (2022), les anomalies structurales (les fragments et ponts chromosomiques) peuvent favoriser une taille de MCN plus petite montrant une action clastogénique du sel, tandis que les anomalies numériques (les chromosomes ou chromatides retardataires) peuvent induire une plus grande taille de MCN montrant un effet aneugénique du sol.

3.1.5. CONCLUSION

Il ressort de cette étude que les effluents textiles du traitement biologique sont caractérisés par un pH et une conductivité élevés qui ne sont pas conformes à la norme tunisienne pour la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture (NT 106.03). Ces eaux sont chargées en Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} et affectent également la qualité physico-chimique et biologique du sol. Une augmentation de la conductivité et du pH des sols a été observée. L'activité enzymatique a été réduite.

A la suite de l'irrigation par les effluents de TB, le sol acquiert un pouvoir génotoxique en augmentant la fréquence des micronoyaux au niveau cellulaire. La salinité élevée des eaux du TB et éventuellement des sols recevant cette eau conduit à l'induction de divers types d'aberrations chromosomiques.

Une faible contamination des sols est observée après l'irrigation par des ETT contenant de faibles concentrations en ETM.

On déduit donc que la réutilisation des effluents textiles issus seulement du traitement biologique (TB) n'est pas la meilleure alternative. Cependant, si ces eaux sont soumises à des traitements complémentaires par NF et OI, leurs réutilisations à des fins agricoles est envisageable. Ces traitements réduisent significativement les concentrations de Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} . Le sol recevant ces qualités d'eau ne montre pas de potentiel génotoxique sur la plante.

Etant donné que le problème majeur des eaux de TB est la salinité, le couplage de ces dernières avec les eaux de puits peut être envisagé afin d'alléger leurs salinités. Ce couplage a amélioré la qualité des eaux du TB en réduisant la CE, le pH, les éléments

chimiques, notamment, Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} et les concentrations en ETM. L'irrigation par ces eaux n'a pas d'effet négatif sur la qualité physico-chimique du sol, conduit à une amélioration de l'activité enzymatique au niveau du sol. Bien que la CEw du TB/NF dépassent la norme NT 106.03, les résultats indiquent les mêmes effets sur la qualité physico-chimique et biologique du sol lors de l'irrigation par les eaux TB/S.

**Chapitre II : Effet de la qualité des effluents textiles traités sur une
plante fourragère : *Sesbania bispinosa***

INTRODUCTION

Après la caractérisation des eaux et leurs effets sur des sols non cultivés, on aborde dans cette partie, leurs effets sur la plante. La plante retenue en l'occurrence *Sesbania*, est une légumineuse tolérante à la salinité qui est apparue la contrainte majeure à la valorisation agricole des effluents textiles.

3.2.1. EFFETS DES EAUX SUR LES PARAMETRES PHENOLOGIQUES

3.2.1.1. Effets sur la biomasse

Les résultats consignés dans les Figures 3.21 a et b permettent d'observer que les matières fraîche (MF) et sèche (MS) de la partie aérienne des plantes irriguées par l'eau du TB diminuent significativement ($p < 0,05$) par rapport aux plantes témoins (S), alors que les biomasses des plantes soumises aux traitements NF et OI ne sont pas significativement affectées. En comparaison avec des plantes témoin, on distingue qu'au niveau de la partie racinaire, l'irrigation par les eaux du TB induit une diminution significative ($p < 0,05$) des biomasses fraîche et sèche. Cette diminution est attribuée à l'augmentation de la salinité des sols engendrée par les eaux d'irrigation et la dominance des ions Na^+ et Cl^- dans ces eaux et sols. Cependant, aucune variation significative des biomasses fraîche et sèche n'est enregistrée dans les plantes soumises à des traitements NF et OI.

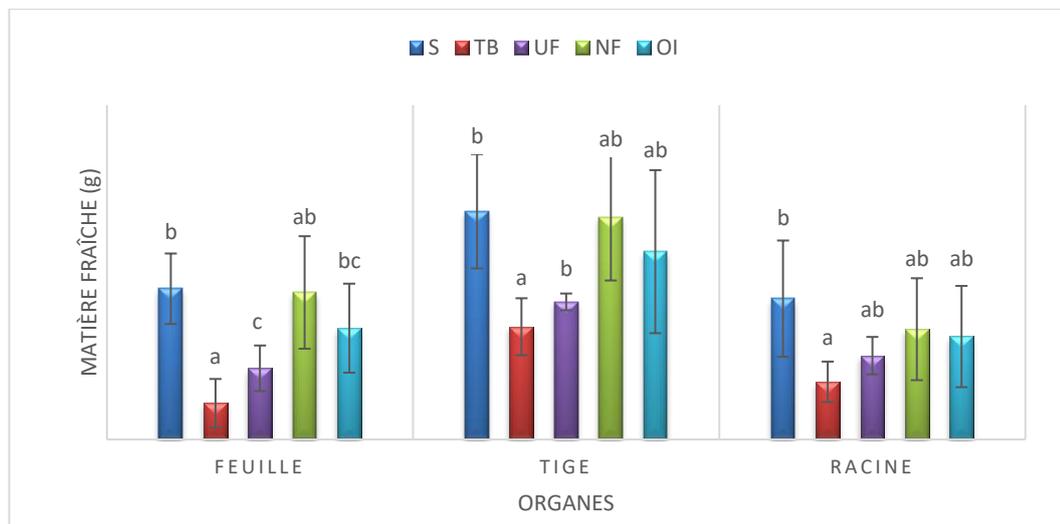


Figure 3.21 a : Variation des matières fraîches des plantes de *Sesbania bispinosa* irriguées par des ETT (N=5). Pour chaque organe, les différentes lettres indiquent des différences significatives selon le test de Tukey à $p < 0,05$.

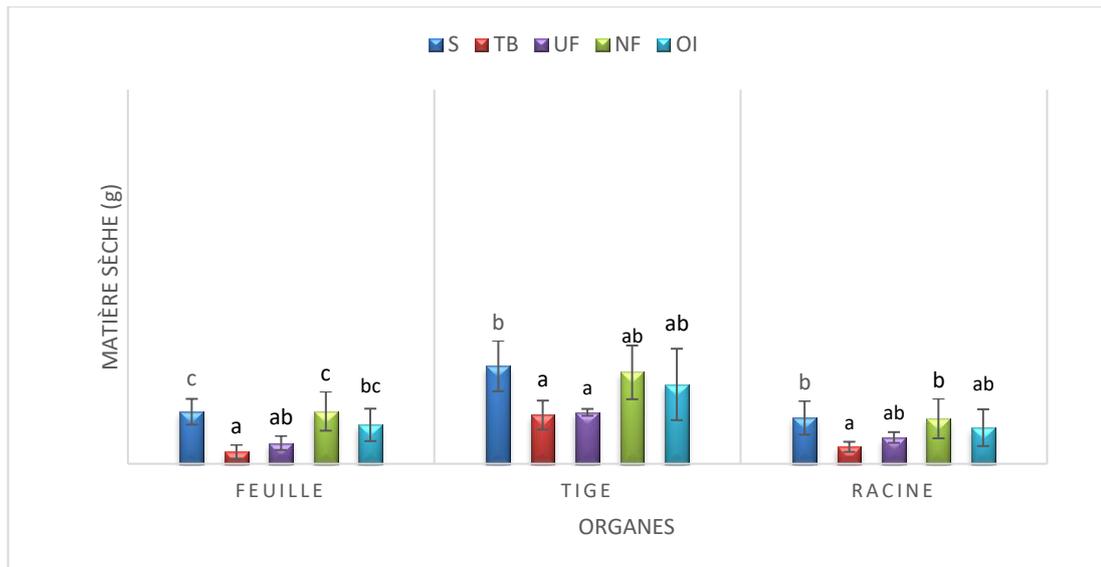


Figure 3.21 b : Variation des matières sèches des plantes de *Sesbania bispinosa* irriguées par des ETT (N=5). Pour chaque organe, les différentes lettres indiquent des différences significatives selon le test de Tukey à $p < 0,05$.

3.2.1.2. Effets sur l'accroissement en hauteur et en diamètre

Les Figures 3.22 a et b montrent l'accroissement en hauteur et en diamètre des parties aériennes au cours de l'essai. Il apparaît que l'irrigation avec les eaux NF et OI n'a pas influencé l'accroissement en hauteur et en diamètre des plantes tandis que les eaux du TB et UF ont réduit l'accroissement des plantes.

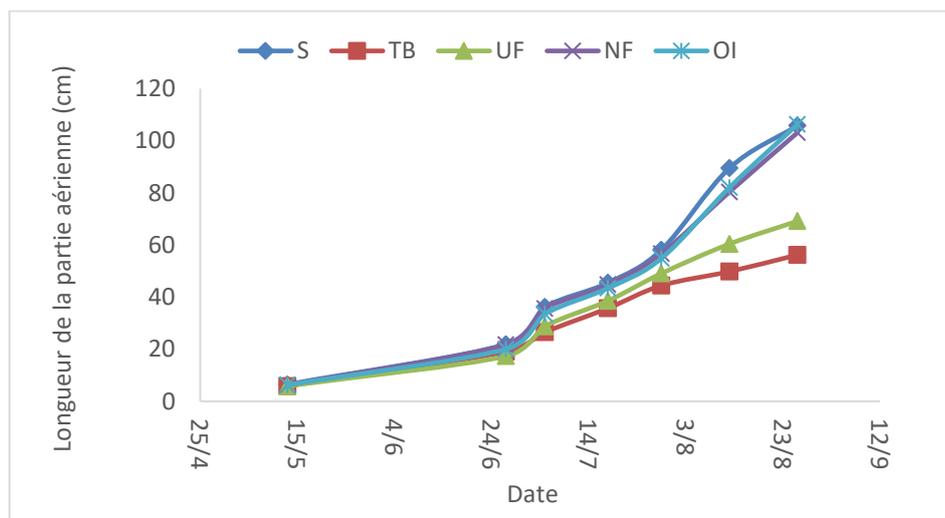


Figure 3.22 a : Evolution de l'accroissement en hauteur de *Sesbania* (N=5).

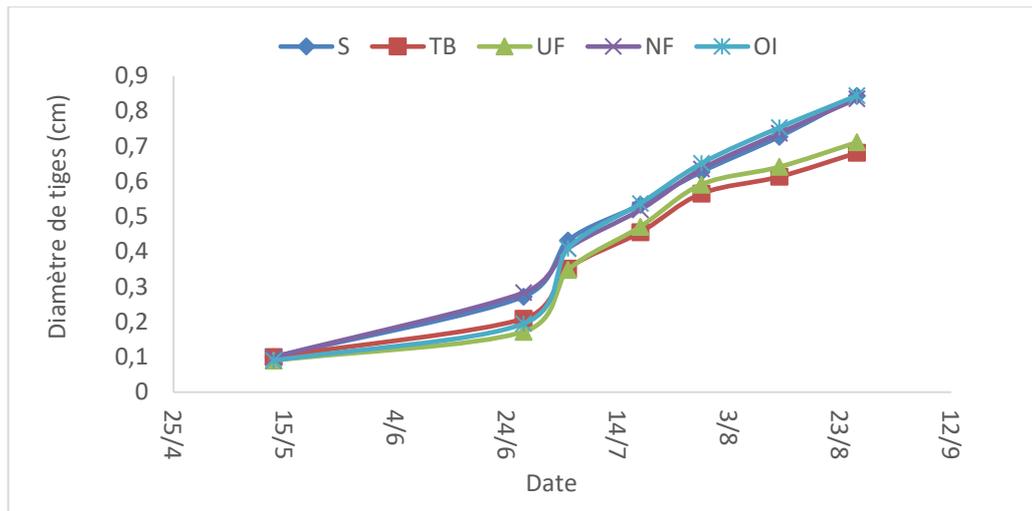


Figure 3.22 b : Evolution de l'accroissement en diamètre des tiges de *Sesbania* (N=5).

L'effet de l'irrigation par l'eau du TB et OI se manifeste à la fin du cycle d'irrigation (Figure 3.23). Cet effet résulte de l'état de salinité du sol. En effet, au-delà de 6,66 dS/m, qui correspond à la CEE du sol irrigué par les eaux NF, la croissance des plantes de *Sesbania* a significativement diminué.

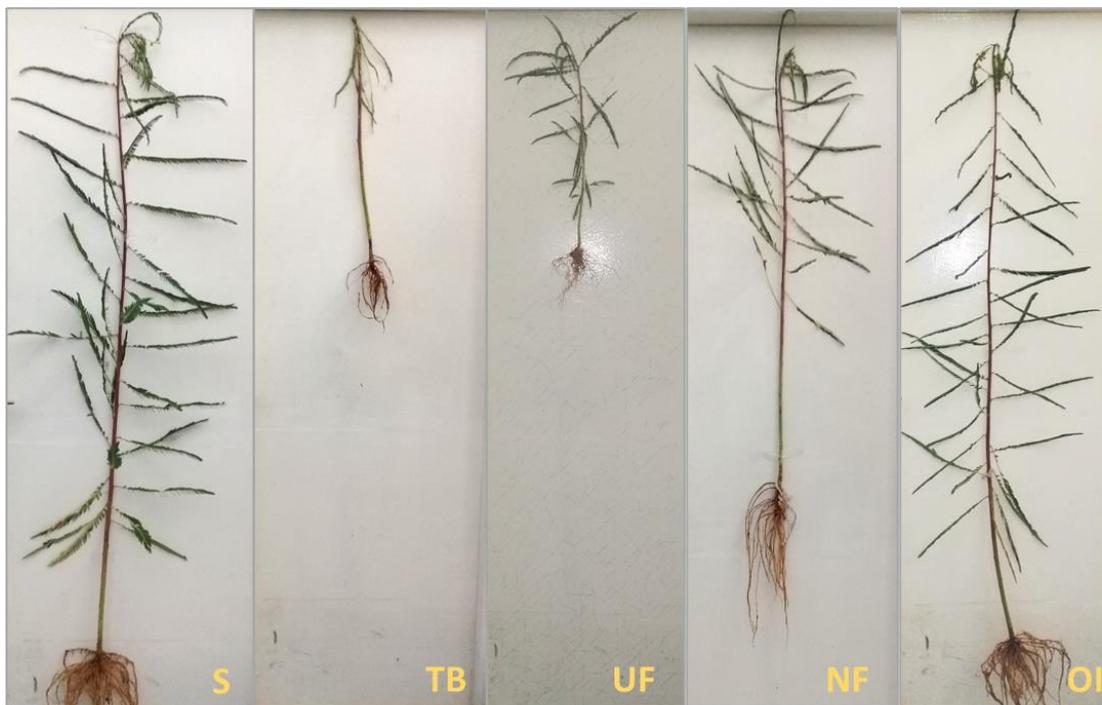


Figure 3.23 : Effets de l'irrigation par les ETT sur les parties aériennes de *Sesbania*.

Les effets des eaux se manifestent aussi sur la partie racinaire (Figure 3.24). La fréquence des nodules dans les racines des plants de *Sesbania* irrigués avec l'eau de puits (Figure

3.24 a) est relativement importante. Avec l'eau osmosée (Figure 3.24 e), l'effet n'est pas significatif, alors que la fréquence des nodules est nettement réduite dans les plantes irriguées avec l'eau UF et NF (Figure 3.24 c, d). Lorsqu'on a irrigué avec l'eau TB, la nodulation s'est retrouvée très faible (Figure 3.24 b). Ces effets sur la nodulation semblent dus à la forte salinité des eaux du traitement biologique et éventuellement des sols qui ont reçu ces eaux.



Figure 3.24 : Effet des ETT sur les racines de *Sesbania bispinosa*. a- eau de puits (S) ; b- Traitement Biologique (TB) ; c- Ultrafiltration (UF) ; d- Nanofiltration (NF) et e- Osmose inverse (OI).

3.2.1.3. Effets sur la composition minérale

A la récolte, les teneurs en sodium (Na^+), potassium (K^+), calcium (Ca^{2+}) et chlorures (Cl^-) ont été déterminées (Figure 3.25). Les plantes témoins (S) contiennent de faibles concentrations de Na^+ . Les niveaux les plus élevés de Na^+ ont été observés dans les racines. En ce qui concerne l'absorption de Na^+ , les plantes traitées avec les eaux NF et OI montrent les mêmes réponses que les plantes témoins. Dans ces plantes, l'accumulation d'ions Na^+ a eu lieu, principalement, dans la partie aérienne. Lorsque le milieu devient de plus en plus salin, après irrigation par des effluents textiles issues du TB et de l'UF, la concentration en sodium augmente dans les parties racinaires et aériennes, tout en gardant une absorption plus importante dans les parties aériennes. En revanche, les taux de potassium restent quasiment inchangés dans la partie aérienne. Les plantes soumises aux traitements par TB et UF montrent une diminution non significative de l'absorption de K^+ . Lorsque les plantes sont irriguées avec des eaux NF et OI, une amélioration de la nutrition potassique est observée. Ceci peut être dû à la diminution de la salinité des ETT, c'est-à-dire des teneurs en Na^+ .

En établissant le rapport K^+/Na^+ , on constate qu'il diminue avec l'augmentation de la teneur en sodium, mais le test de Tukey ne révèle aucune différence significative par rapport aux plantes témoins.

Quel que soit le traitement appliqué aux plantes, les niveaux les plus élevés d'ions Ca^{2+} sont enregistrés dans les parties foliaires. Une diminution significative ($p < 0,05$) du calcium est suspectée chez les plantes soumises aux traitements TB et UF. En revanche, les traitements NF et OI n'ont pas d'effet négatif sur la composition des plantes en ions Ca^{2+} . Par rapport aux plantes témoins, une augmentation non significative de cet élément est observée dans les feuilles.

Par rapport aux témoins (S), les plantes soumises aux différents traitements n'ont pas subi de modification significative de la composition en ions chlorures. De plus, la nutrition azotée des plantes de *Sesbania* n'est pas significativement affectée par les différents traitements. Une amélioration non significative de la nutrition azotée est observée dans les racines des plantes traitées avec UF et NF.

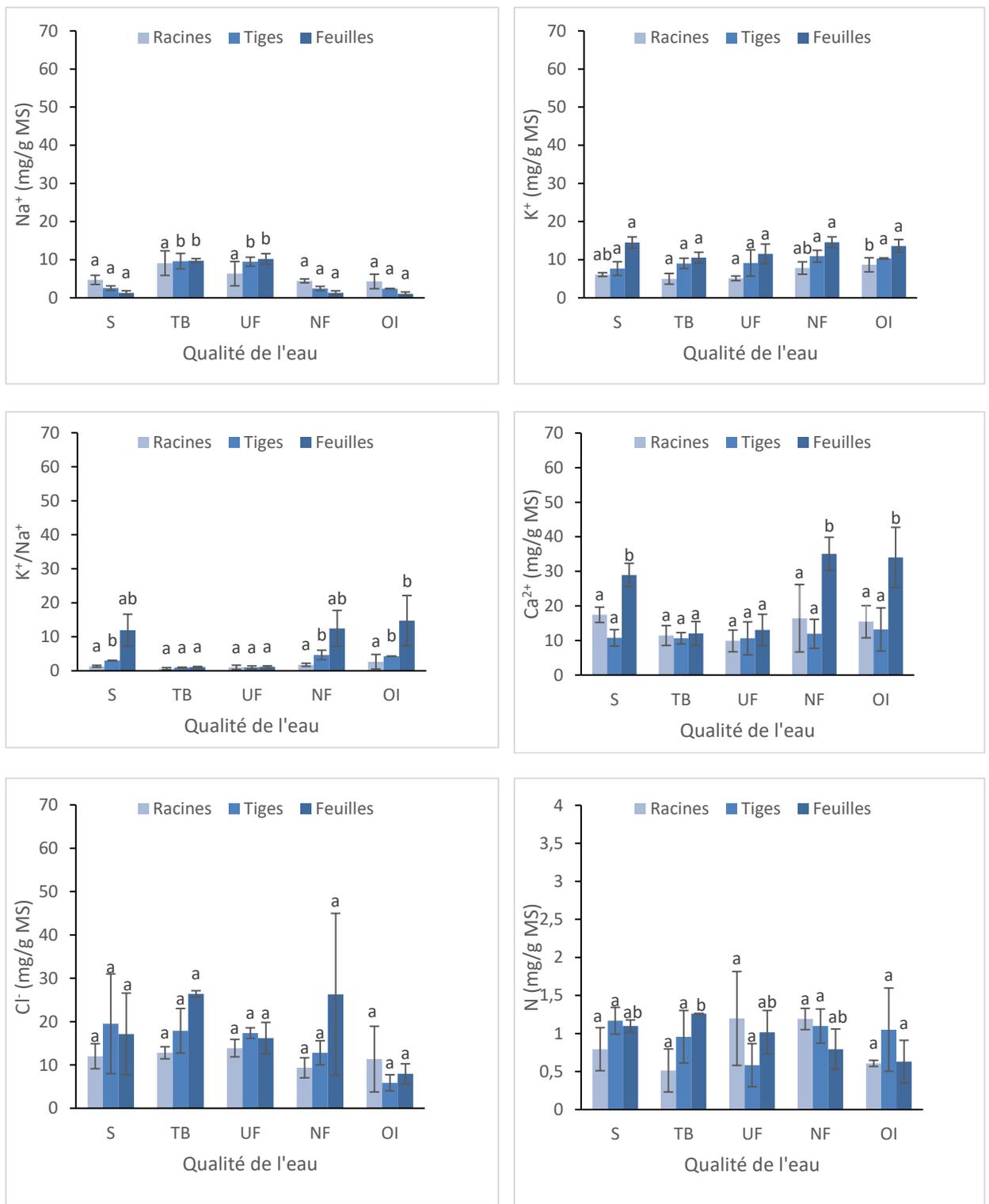


Figure 3.25 : Effet de l'irrigation avec des ETT sur la teneur en Na⁺, K⁺, le rapport K⁺/Na⁺, Ca²⁺, Cl⁻ et N au niveau des racines, tiges et feuilles de *S. bispinosa* (N = 5). Pour chaque organe, les différentes lettres indiquent des différences significatives selon le test de Tukey à p < 0,05.

3.2.1.4. Absorption des ETM par la plante

Les teneurs en ETM dans les feuilles et les tiges sont inférieures à la limite de détection de 0,001. On trouve dans les racines seulement du Cr et Ni à des valeurs très faibles (Tableau 3.15).

Tableau 3.15 : Composition en ETM (Cd, Cr, Co et Ni) des plantes irriguées par les ETT (mg/kg) (N = 3).

ETM	Organe	S	TB	UF	NF	OI
Cr	Racine	0,01 ±	0,03 ±	0,02 ±	0,04 ±	0,01 ±
		0,01 a	0,02 a	0,03 a	0,03 a	0,01 a
Ni	Racine	0,00 ±	0,00 ±	0,01 ±	ND	ND
		0,01 a	0,01 a	0,01 a		

3.2.2. DISCUSSION

Les effets des effluents textiles soumis au traitement biologique et complémentaire UF, NF et OI s'observent sur les rendements en MF et MS des plantes de *Sesbania*. Ces rendements diminuent significativement avec l'eau du TB liés à l'accumulation de sels dans le sol. Des tendances similaires ont été signalées chez *Sesbania sesban* par Mahmoud et al. (2008). Contrairement aux plantes qui ont été irriguées par les eaux du TB, on a observé une amélioration considérable des rendements en MF et MS des plantes irriguées par les eaux du NF et OI. Jusqu'à environ 6,66 dS/m (environ 4,3 g/l) de l'extrait aqueux du sol, la croissance des parties aériennes de *Sesbania* n'est pas affectée et la plante pousse normalement. Des effets similaires ont été observés sur des variétés de blé où l'irrigation avec une eau saline de 4 g/l n'a pas affecté la croissance en hauteur (Chérifi et al., 2017).

L'accumulation de sels dans le sol se fait avec celle des ions Na⁺ et Cl⁻ dans les plantes de *Sesbania*. Na⁺ est particulièrement accumulé dans les parties aériennes et faiblement dans les racines. Lorsque la salinité augmente et au-delà de 8 dS/m de sel dans l'extrait du sol, *S. bispinosa* se trouve stressée ; les concentrations en Na⁺ augmentent significativement dans les racines et les tiges. La partie aérienne recèle, toujours, la plus grande quantité de Na⁺. Cet état peut être une stratégie de *S. bispinosa* pour faire face au stress salin. Une réponse similaire a été observée chez deux variétés de maïs fourrager (*Zea mays L.*) qui transportent des quantités assez importantes de Na⁺ et Cl⁻ dans leurs parties aériennes (Hajlaoui et al., 2015). Il a été souligné que la séquestration de Na⁺ (et Cl⁻) dans les

vacuoles protège non seulement le cytoplasme, mais permet également à la plante de réduire son potentiel hydrique cellulaire et, ainsi, d'éviter la perte d'eau (Maathuis, 2014). Dans des conditions de salinité, la séquestration vacuolaire de Na^+ est une stratégie importante et rentable pour l'ajustement osmotique qui peut en même temps réduire la concentration cytosolique de Na^+ (Farissi et al., 2014 ; Rodríguez-Navarro et Rubio, 2006). Selon Khaled et al. (2007), le sel dans l'environnement entraîne une accumulation d'ions Na^+ et Cl^- de manière plus prononcée au niveau des organes aériens qu'au niveau des racines.

Dans notre étude, l'apport de potassium par les effluents textiles au sol a un effet positif sur la plante et malgré les fortes concentrations en Na^+ , les concentrations en potassium restent inchangées par rapport aux plantes témoins et le K^+ se trouve majoritaire dans la partie aérienne de *S. bispinosa*. Cet effet contredit plusieurs études qui ont montré que l'absorption de K^+ diminue et peut même s'arrêter avec de fortes doses de Na^+ (Haouala et al., 2007, Daas-Ghrib et al., 2011, Souguir et al., 2015, Hajlaoui et al., 2015). Cependant, les ions K^+ et Na^+ sont toujours en compétition pour pénétrer les cellules végétales en raison de leur similarité physico-chimique (Benito et al., 2014 ; Pinto et Ferreira, 2015). Le rapport de sélectivité K^+/Na^+ est un indice qui décrit le seuil de toxicité par Na^+ . Un rapport K^+/Na^+ élevé indique une moindre toxicité du Na^+ (Cramer et al., 1994 ; Singh et Sengar, 2016). Nos résultats montrent que le rapport K^+/Na^+ diminue avec l'augmentation de la salinité des ETT ainsi que la salinité de la solution du sol. Ce rapport est plus faible dans les racines que dans les feuilles. Nos résultats sont cohérents avec une précédente étude mettant en évidence l'effet de la salinité sur le rapport de sélectivité K^+/Na^+ chez deux espèces de tomates (*Lycopersicon esculentum* et *Lycopersicon shesmanii*) (El-Iklil et al., 2002). Cramer et al. (1985) ont constaté qu'en présence de fortes concentrations de sel, le Na^+ déplace le Ca^{2+} du plasmalemmes des cellules racinaires. Cela conduit à une augmentation de la perméabilité membranaire provoquant un efflux de K^+ et modifie le rapport de sélectivité K^+/Na^+ .

Parmi les interactions pouvant être établies entre K et d'autres nutriments, l'interaction avec N est la plus importante (Xu et al., 2020). En effet, un apport suffisant en K peut favoriser le métabolisme de l'azote et améliorer la synthèse des acides aminés et des protéines (Ruan et al., 1998 ; Ruiz et Romero, 2002). C'est le cas dans notre étude où on

a trouvé que les niveaux de K et N sont positivement corrélés. La teneur en azote n'est pas affectée. Une diminution non significative des niveaux d'azote dans les racines des plantes irriguées par l'eau du TB et de l'OI a été observée. Cette diminution peut être attribuée à la diminution des nodules racinaires observée chez *S. bispinosa* irriguée avec de l'eau du TB. Cette caractéristique de *S. bispinosa* ressemble à celle de la luzerne (Shakirov et al., 2012), de *Sesbania sesban* (Abd_Allah et al., 2015) et du blé dur (*Triticum durum* Desf. « Massa ») (Khaled et al., 2007). Tu (1981) a montré que l'incapacité du soja à noduler à des concentrations élevées de sel est due à une diminution de la colonisation rhizobienne. En ce qui concerne les plantes irriguées par les eaux de l'OI, la nodulation dans les racines a légèrement diminué par rapport aux plantes témoins. Dans ce cas, le problème de salinité ne se pose plus et un autre facteur qui s'est mis en cause. Cette diminution peut être attribuée à la faible concentration des sulfates dans le sol et donc une faible assimilation de cet élément par la plante sesbania. En effet, l'assimilation des sulfates chez les plantes est une voie essentielle puisqu'ils constituent une source de soufre réduit pour divers processus cellulaires (Kopriva et Rennenberg, 2004). Ils jouent également un rôle primordial dans la fixation symbiotique de l'azote (Schneider et al., 2019; Varin et al., 2010). Il a été démontré que la carence en sulfates limite le développement des nodules racinaires en raison de la faible synthèse de nitrogénase, enzyme bactérienne responsable de la réduction de l'azote et produite par les bactéroïdes fixateurs d'azote (Anderson et Spencer, 1950; Gaude et al., 2004; Rees and Howard, 2000). Cet effet a été observé par Varin et al. (2010) qui ont déduit que la carence en S dans *Trifolium repens* réduisait le développement de nodules en raison d'une faible production de nitrogénase. Par ailleurs, Schneider et al. (2019) suggèrent que la carence en sulfates a un impact direct sur la fixation symbiotique de l'azote et limite la biosynthèse des protéines sans effets néfastes sur la plante. En revanche, Allen et Allen (1981) ont montré que l'absence de nodules n'indique pas nécessairement l'incapacité de la plante à entrer dans une symbiose ; un type du sol et un pH du sol défavorables, un rayonnement solaire insuffisant et des températures extrêmes ont tous des effets néfastes sur les populations de rhizobium et la formation de nodules.

En regardant l'effet des effluents textiles sur les racines de *Sesbania*, nous pouvons constater qu'en raison de l'augmentation de la salinité et de la présence des ETM dans l'extrait aqueux du sol, la ramification des racines (poils absorbants) a diminué par

rapport aux plantes irriguées par l'eau de puits. Ce comportement peut être dû à une stratégie menée par la plante pour réduire l'absorption des sels et contaminants contenus dans le sol. Ceci confirme les résultats obtenus pour les teneurs en certains ETM dans les plantes où nous avons constaté que leur absorption est limitée dans les racines de *Sesbania* et à de faibles concentrations. Ceci suggère que la plante peut avoir un mécanisme séquestrant les polluants dans les parties racinaires pour empêcher la dispersion de ces ETM vers les parties aériennes.

CONCLUSION

D'après les résultats présentés dans cette partie, on déduit que l'exposition de *S.bispinosa* aux effluents textiles issus seulement du traitement biologique (TB) affecte la croissance. Ceci affirme que les eaux de TB ne peuvent pas être envisagées pour l'irrigation. En revanche, si ces eaux sont soumises à des traitements complémentaires par NF et OI, leur réutilisation à des fins agricoles est envisageable car ces dernières n'ont pas montré d'effets négatifs sur la croissance des plantes de *Sesbania*. Il a aussi été démontré que l'absorption des ETM chez *S.bispinosa* est limitée dans les racines et à des faibles concentrations et que l'accumulation d'éléments minéraux est plus importante dans les parties aériennes des plantes. Cela peut contribuer à une meilleure source d'alimentation pour les bétails.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

La stratégie de plusieurs pays est de rechercher des ressources alternatives, notamment dans les secteurs consommateurs d'eau comme l'industrie textile et l'agriculture, pour compenser le manque d'eau. De ce fait, la réflexion s'est orientée vers la réutilisation des eaux non conventionnelles telles que les eaux usées traitées issues de la teinture textile dans le secteur agricole. Par ailleurs, les traitements conventionnels des effluents textiles dans les industries, qui se limitent aux traitements secondaires biologiques, semblent insuffisants pour dépolluer ces eaux et de nouvelles techniques ont été testées telles que les techniques membranaires. Notre étude qui vise la réutilisation optimale des ETT en irrigation montre que :

- La qualité des effluents textiles n'est pas stable et variable dans le temps, en fonction des procédés de production du jeans ce qui affecte, par la suite, la performance des membranes et, donc, la qualité des ETT. Cette variabilité nécessite, donc, un suivi périodique de la qualité des effluents textiles même après leurs traitements.
- Le TB des effluents textiles ne suffit pas pour répondre aux exigences de la norme NT 106.03 pour la réutilisation de ces eaux en irrigation. Ainsi, les eaux se caractérisent par un pH élevé (8,6), une CE élevée de 9,05 dS/m et une charge importante en Na^+ (66,66 méq/l), Cl^- (35,81 méq/l) et SO_4^{2-} (32,75 méq/l). Les concentrations en Cd, Co, Cr et Ni respectivement de 0,04, 0,35, 0,13 et 0,45 mg/l dépassent les valeurs tolérées par la norme NT 106.03. En effet, l'utilisation du soufre bleu et du dithionite de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) dans les étapes de teinture à l'usine est à l'origine de l'augmentation du pH, la CE_w et les éléments chimiques tel que le Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} . Ces eaux affectent également la qualité physico-chimique et biologique du sol provoquant ainsi une accumulation d'environ 1/3 des sels apportés aux sols cultivés et nus et une diminution de l'activité enzymatique. L'irrigation par cette eau conduit à une génotoxicité élevée de sol. En effet, les eaux de TB induit une formation significative de micronoyaux atteignant 6 ‰ avec des anomalies structurelles et numériques au niveau des chromosomes. On déduit aussi que l'irrigation par les eaux de TB affecte la croissance et l'absorption des éléments minéraux des plantes de *Sesbania bispinosa*.
- Le traitement des effluents textiles par UF peut être une alternative de pré-traitement, mais ne contribue pas à améliorer la qualité des eaux du TB. La CE des eaux du TB

de 7,79 dS/m baisse de 14 % avec l'UF. Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} sont respectivement réduites de 16, 10 et 15 %

- Les traitements complémentaires des effluents par NF et OI agissent efficacement sur la qualité des eaux du TB. En effet, la NF conduit à une baisse de la CE de 59 % et les concentrations en Na^+ de 48 %, Cl^- de 50 % et SO_4^{2-} de 65 %. Les ETM sont faibles et varient entre 0,03 et 0,04 mg/l à l'exception du Cd qui n'a pas été détecté. Cet effet est observé aussi avec l'OI. Les ETM varient entre 0,01 et 0,02 mg/l. Avec l'OI, la CE et les Cl^- sont abaissés de 98 % et Na^+ et SO_4^{2-} de 97 %. Ainsi, ces deux traitements éliminent efficacement la coloration des eaux du TB. La réutilisation de ces deux qualités d'eaux en irrigation ne présente pas de risques sur la qualité physico-chimique et biologique du sol. Les plantes de *Sesbania bispinosa* s'accroissent normalement dans les sols irrigués par ces eaux. Le sol ne génère pas d'effets génotoxiques sur les plantes. Néanmoins, ces techniques sont énergivores, avec un coût élevé et produisent des rejets hydriques très concentrés ce qui constitue une contrainte environnementale via le rejet de ces derniers dans les milieux hydriques et aussi une contrainte pour une valorisation agricole.
- Le couplage d'eau issue du TB avec l'eau de puits constitue une ressource alternative d'eau pour l'irrigation. En effet, le couplage permet une amélioration de la qualité des eaux du TB à travers l'atténuation de la CE (baisse de 30 %). Les concentrations en Cl^- , Na^+ et SO_4^{2-} sont respectivement abaissées de 22, 36 et 23 %. Quant aux ETM, le Cd n'est pas détecté et les teneurs en Co, Cr et Ni varient entre 0,03 et 0,09 mg/l. Ces eaux couplées ne présentent pas un risque sur la qualité physico-chimique du sol et contribuent à l'amélioration de l'activité enzymatique dans le sol.
- Malgré l'accumulation des sels dans le sol, les paramètres de croissance de la partie aérienne des plantes de *Sesbania* n'ont pas été affectés jusqu'à 7 dS/m. *S. bispinosa* atteint une hauteur de 106 cm. L'accumulation des éléments minéraux est plus importante dans les parties aériennes des plantes. Cette réponse reflète que *Sesbania* peut constituer une source de fourrage surtout durant la période estivale où les ressources sont déficitaires. La partie racinaire semble être la plus sensible à la salinité des ETT à travers la réduction de la ramification racinaire, mais ceci peut être une réponse spécifique de la plante pour minimiser l'absorption des sels et des éléments chimiques.
- Etant donné que le problème majeur des effluents textiles est la salinité, même après le TB, et du fait du coût élevé des traitements membranaires et surtout l'OI,

l'adoucissement par le couplage des eaux du TB avec les eaux de puits (TB/S) est une solution simple et peu coûteuse à envisager pour une récupération durable de l'eau non-conventionnelle.

La réutilisation des effluents textiles pour l'irrigation peut servir de source d'eau supplémentaire aux ressources en eaux conventionnelles. Le couplage d'eaux compte parmi les meilleures alternatives pour une récupération des eaux non-conventionnelles durables. Du point de vue économique, la valorisation agricole des effluents textiles est, également, recommandée afin de réduire la consommation d'eau souterraine pour la production des jeans, la pression sur les ressources en eau dans le secteur agricole, la quantité d'eau rejetée par les usines et la pollution environnementale générée à la suite de rejet des effluents textiles. Dans l'objectif de mieux valoriser les ETT dans le secteur agricole, il est primordial de bien choisir les cultures qui peuvent s'adapter à la qualité de ces eaux. C'est le cas de *Sesbania bispinosa* qui peut servir d'une source de fourrages, surtout dans la période estivale. En plus de la valorisation agricole, la réutilisation des ETT dans les lignes de production (en boucle fermé) au niveau de l'industrie elle-même, peut être envisagée.

Finalement, ce travail peut être approfondi en étudiant l'effet à long terme de ces ETT sur la qualité physico-chimique, biologique et microbiologique des sols agricoles et sur d'autres cultures tolérantes à la qualité de ces effluents. Il est aussi question d'évaluer les impacts environnementaux (écotoxicité terrestre et toxicité humaine via la chaîne alimentaire) par les outils de l'analyse du cycle de vie (ACV).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdelkader B.A., 2018. Nanofiltration as a Pretreatment Step in Seawater Desalination: A Review. *Arabian Journal for Science and Engineering* 43, 4413–4432. <https://doi.org/10.1007/s13369-018-3096-3>
- Abid M.F., Zablouk M.A., Abid-Alameer A.M., 2012. Experimental study of dye removal from industrial wastewater by membrane technologies of reverse osmosis and nanofiltration. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering* 9, 1–9.
- Ağtaş M., Yılmaz Ö., Dilaver M., Alp K., Koyuncu İ., 2020. Hot water recovery and reuse in textile sector with pilot scale ceramic ultrafiltration/nanofiltration membrane system. *Journal of Cleaner Production* 256, 120359. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120359>
- Ahsan Md.A., Rahman M.S., Bhuiyan Md.A.Q., Rahaman Md.S., Rahman M.T., Khan M.A., 2022. Reuse of gamma-ray irradiated textile wastewater: implications on the growth of *Capsicum frutescens* plant. *Heliyon* 8, e10009. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10009>
- Akram N.A., Ashraf M., Al-Qurainy F., 2011. Aminolevulinic acid-induced changes in yield and seed-oil characteristics of sunflower (*helianthus annuus* L.) Plants under salt stress. *Pak. J. Bot.* 43, 2845–2852.
- Alimba C.G., Ogunkanmi A.L., Ogunmola F.J., 2013. Cytotoxic and genotoxic assessment of textile effluent using *Allium* assay. *Current Topics in Toxicology* 9.
- Allègre C., Moulin P., Maisseu M., Charbit F., 2004. Savings and re-use of salts and water present in dye house effluents. *Desalination* 162, 13–22. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(04\)00022-0](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(04)00022-0)
- Almazán-Sánchez P.T., Linares-Hernández I., Solache-Ríos M.J., Martínez-Miranda V., 2016. Textile Wastewater Treatment Using Iron-Modified Clay and Copper-Modified Carbon in Batch and Column Systems. *Water, Air, & Soil Pollution* 227. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2801-7>
- Alventosa-deLara E., Barredo-Damas S., Zuriaga-Agustí E., Alcaina-Miranda M.I., Iborra-Clar M.I., 2014. Ultrafiltration ceramic membrane performance during the treatment of model solutions containing dye and salt. *Separation and Purification Technology* 129, 96–105. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.04.001>
- Alves L.R., Dos Reis A.R., Gratão P.L., 2016. Heavy metals in agricultural soils: From plants to our daily life. *Científica* 44, 346. <https://doi.org/10.15361/1984-5529.2016v44n3p346-361>
- Anderson A.J., Spencer D., 1950. Sulphur in nitrogen metabolism of legumes and non-legumes. *Aust J Sci Res B* 3, 431–449. <https://doi.org/10.1071/bi9500431>
- Aouni A., Fersi C., Cuartas-Urbe B., Bes-Pífa A., Alcaina-Miranda M.I., Dhahbi M., 2012. Reactive dyes rejection and textile effluent treatment study using ultrafiltration and nanofiltration processes. *Desalination* 297, 87–96. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.04.022>
- APII, 2014. Les industries du textile et d’habillement en Tunisie. Agence de Promotion de l’Industrie et de l’Innovation (APII), Tunisie.
- APII, 2018. Gouvernorat de Monastir [WWW Document]. Tunisie industrie. URL <http://www.tunisieindustrie.nat.tn/fr/doc.asp?docid=600> (accessed 6.29.22).

- APII, 2018. Monographie: Les industries du textiles et d'habillement en Tunisie.
- APII, 2021. Les chiffres clés de l'industrie [WWW Document]. URL <http://www.tunisieindustrie.nat.tn/fr/zoom.asp?action=list&idsect=02> (accessed 7.1.21).
- Arnould P., Hotyat M., 2003. Eau et environnement: Tunisie et milieux méditerranéens. ENS éditions.
- Aydi S., Sassi S., Abdelly C., 2008. Growth, nitrogen fixation and ion distribution in *Medicago truncatula* subjected to salt stress. *Plant Soil* 312, 59–67. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9656-7>
- Ayers R.S., Westcot D.W., 1985. Water quality for agriculture, FAO irrigation and drainage paper. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Babu B.R., Parande A., Raghu S., Kumar T.P., 1995. Textile technology. Technology.
- Babu B.R., Parande A.K., Raghu S., Kumar T.P., 2007. Cotton Textile Processing: Waste Generation and Effluent Treatment 11, 13.
- Bahadur N., Bhargava N., 2019. Novel pilot scale photocatalytic treatment of textile & dyeing industry wastewater to achieve process water quality and enabling zero liquid discharge. *Journal of Water Process Engineering* 32, 100934. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100934>
- Baldrian P., Šnajdr J., Merhautová V., Dobiášová P., Cajthaml T., Valášková V., 2013. Responses of the extracellular enzyme activities in hardwood forest to soil temperature and seasonality and the potential effects of climate change. *Soil Biology and Biochemistry* 56, 60–68. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.01.020>
- Barhoumi Z., Maatallah M., Rabhi M., Aida R., Alsane K., Abdelly C., Smaoui A., Atia A., 2016. Physiological and biochemical responses of the forage legume *Trifolium alexandrinum* to different saline conditions and nitrogen levels. *J Plant Res* 129, 423–434. <https://doi.org/10.1007/s10265-016-0791-6>
- Barredo-Damas S., Alcaina-Miranda M.I., Bes-Piá A., Iborra-Clar M.I., Iborra-Clar A., Mendoza-Roca J.A., 2010. Ceramic membrane behavior in textile wastewater ultrafiltration. *Desalination* 250, 623–628. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.037>
- Bawa M., Djaneye-Boundjou, G., Boukari, Y., 2006. Caractérisation de deux effluents industriels au Togo : étude d'impact sur l'environnement. *Afrique Science : Revue Internationale des Sciences et Technologie* 2, 57–68. <https://doi.org/10.4314/afsci.v2i1.61134>
- Belaïd, N., Neel, C., Lenain, J.F., Buzier, R., Kallel, M., Ayoub, T., Ayadi, A., Baudu, M., 2012. Assessment of metal accumulation in calcareous soil and forage crops subjected to long-term irrigation using treated wastewater: Case of El Hajeb-Sfax, Tunisia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 158, 83–93. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.002>
- Ben Boubaker, H., 2016. L'eau en Tunisie: Faut-il s'attendre au pire? (BULLETIN_CEMI_DEC_FR). Centre of Mediterranean and International Studies, Konrad Adenauer Stiftung, Tunisie.

- Ben Boubaker, H., Benzarti, Z., Hénia, L., 2003. Les ressources en eau de la Tunisie : contraintes du climat et pression anthropique, in: Arnould, P., Hotyat, M. (Eds.), *Eau et environnement*. ENS Éditions, pp. 37–52. <https://doi.org/10.4000/books.enseditions.864>
- Benkhaya, S., M'rabet, S., El Harfi, A., 2020. A review on classifications, recent synthesis and applications of textile dyes. *Inorganic Chemistry Communications* 115, 107891. <https://doi.org/10.1016/j.inoche.2020.107891>
- Besbes M., Chahed J., Hedi S., Hamdane A., 2013. *L'eau en Tunisie*. Ecole Nationale d'Ingénieurs de Tunis; Université de Tunis El Manar, 20p
- Bhatia, D., Sharma, N.R., Singh, J., Kanwar, R.S., 2017. Biological methods for textile dye removal from wastewater: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 47, 1836–1876. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1393263>
- Bottino, A., Capannelli, C., Del Borghi, A., Colombino, M., Conio, O., 2001. Water treatment for drinking purpose: ceramic microfiltration application. *Desalination* 141, 75–79.
- Bousbih, S., Errais, E., Darragi, F., Duplay, J., Trabelsi-Ayadi, M., Daramola, M.O., Ben Amar, R., 2020. Treatment of textile wastewater using monolayered ultrafiltration ceramic membrane fabricated from natural kaolin clay. *Environmental Technology* 42, 3348–3359. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1729242>
- BPEH, 2016. *Rapport National du Secteur de L'eau*. Bureau de la Planification et des Equilibres Hydrauliques. Ministère de l'agriculture, des ressources Hydrauliques et de la Pêche. 130 p
- Cai, H., Liang, J., Ning, X., Lai, X., Li, Y., 2020. Algal toxicity induced by effluents from textile dyeing wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Sciences* 9 1, 199–208. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.01.004>
- CGDR, 2012. *Gouvernorat de Monastir en chiffres* 117.
- Chamam, B., Heran, M., Amar, R.B., Grasmick, A., 2017. Comparative Performances of an Activated Sludge Process and a Membrane Bioreactor for the Treatment of a Textile Industry Effluent. *Journal of Bioprocessing & Biotechniques* 07. <https://doi.org/10.4172/2155-9821.1000310>
- Chandanshive, V.V., Kadam, S.K., Khandare, R.V., Kurade, M.B., Jeon, B.-H., Jadhav, J.P., Govindwar, S.P., 2018. In situ phytoremediation of dyes from textile wastewater using garden ornamental plants, effect on soil quality and plant growth. *Chemosphere* 210, 968–976. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.064>
- Chen, P., Ma, X., Zhong, Z., Zhang, F., Xing, W., Fan, Y., 2016. Performance of ceramic nanofiltration membrane for desalination of dye solutions containing NaCl and Na₂SO₄. *Desalination* 404, 102–111. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.11.014>
- Chequer, F.M.D., Lizier, T.M., de Felício, R., Zanoni, M.V.B., Deboni, H.M., Lopes, N.P., de Oliveira, D.P., 2015. The azo dye Disperse Red 13 and its oxidation and reduction products showed mutagenic potential. *Toxicology in Vitro* 29, 1906–1915. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tiv.2015.08.001>

- Chérifi, K., Anagri, A., Boufous, E.H., Mousadik, A.E., 2017. Effet du Chlorure de sodium (NaCl) sur la croissance de six espèces d'Acacia. *American Journal of Innovative Research and Applied Sciences* 4, 105–113.
- Chockalingam, N., Banerjee, S., Department of Computational Biology, Anna University, Chennai, India, Muruhan, S., Department of Biotechnology, Vinayaka Mission's Kirupananda Variyar Engineering College, Vinayaka Mission's Research Foundation (Deemed to be University), Salem-636 308, Tamilnadu, India, 2019. Characterization of Physicochemical Parameters of Textile Effluents and Its Impacts on Environment. *The Environment and Natural Resources Journal* 17, 41–53. <https://doi.org/10.32526/ennrj.17.2.2019.11>
- Correia, V.M., Stephenson, T., Judd, S.J., 1994. Characterisation of textile wastewaters - a review. *Environmental Technology* 15, 917–929. <https://doi.org/10.1080/09593339409385500>
- Costa, J.M., Costa, J.G. dos R. da, Almeida Neto, A.F. de, 2022. Techniques of nickel(II) removal from electroplating industry wastewater: Overview and trends. *Journal of Water Process Engineering* 46, 102593. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102593>
- CRUESI, 1970. Recherche et formation en matière d'irrigation avec des eaux salées, 1962-1969. Rapport technique. 243 p.
- Daas-Ghrib C., Gharbi F., Kchaou R., Rejeb S., Hanchi B. et Rejeb M.N., 2011. Salinité et nutrition minérale chez deux espèces d'Eucalyptus. *European Journal of Scientific Research* 55(2): 315-320.
- De Gisi, S., Notarnicola, M., 2017. Industrial Wastewater Treatment, in: *Encyclopedia of Sustainable Technologies*. Elsevier, pp. 23–42. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10167-8>
- de Luna, L.A.V., da Silva, T.H.G., Nogueira, R.F.P., Kummrow, F., Umbuzeiro, G.A., 2014. Aquatic toxicity of dyes before and after photo-Fenton treatment. *Journal of Hazardous Materials* 276, 332–338. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.05.047>
- Deng, S.P., Tabatabai, M.A., 1996. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils. *Biol Fertil Soils* 22, 208–213. <https://doi.org/10.1007/BF00382514>
- DGAT, 2011. Etude d'élaboration du schéma directeur d'aménagement de la région économique du centre-est (Rapport de synthèse). Tunisie.
- Djelal, H., Rigail, M., Boyer, L., 2008. Les effluents industriels et leur traitement : Management & Avenir 6, 275–288. <https://doi.org/10.3917/mav.020.0275>
- Du, Y., Pramanik, B.K., Zhang, Y., Dumée, L., Jegatheesan, V., 2022. Recent Advances in the Theory and Application of Nanofiltration: a Review. *Curr Pollution Rep* 8, 51–80. <https://doi.org/10.1007/s40726-021-00208-1>
- Dutta, J., Ahmad, A., Singh, J., 2018. Study of industrial effluents induced genotoxicity on *Allium cepa* L. *Caryologia* 71, 139–145. <https://doi.org/10.1080/00087114.2018.1447631>
- Egamberdieva, D., Renella G., Wirth S., Islam R., 2011. Chapter 8: Enzyme activities in the rhizosphere of plants. In : Shukla, G., Varma, A. (Eds.). *Soil Enzymology, Soil Biology*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3>

- El-Hefnawy, S., 2020. Nano NPK and Growth Regulator Promoting Changes in Growth and Mitotic Index of Pea Plants Under Salinity Stress. *Journal of Agricultural Chemistry and Biotechnology* 11, 263–269. <https://doi.org/10.21608/jacb.2020.118213>
- Elleuch, M.A., Elleuch, L., Frikha, A., 2019. A hybrid approach for water resources management in Tunisia. *International Journal of Water* 13, 80–99.
- Ellouze, E., Ellouze, D., Jrad, A., Amar, R.B., 2011. Treatment of synthetic textile wastewater by combined chemical coagulation/membrane processes. *Desalination and Water Treatment* 33, 118–124. <https://doi.org/10.5004/dwt.2011.2612>
- Eriksson, P., 1988. Nanofiltration extends the range of membrane filtration. *Environmental Progress* 7, 58–62.
- FAO, 1985. Qualité de l'eau pour l'agriculture [WWW Document]. URL <https://www.fao.org/3/t0234e/T0234E00.htm#TOC> (consulté 5.14.22).
- FAO, 2013. Faire face à la pénurie d'eau. Un cadre d'action pour l'agriculture et la sécurité alimentaire. FAO, Rome.
- FAO, 2015. L'utilisation d'engrais minéraux dépassera 200 millions de tonnes en 2018.
- Fatone, F., Bolzonella, D., Battistoni, P., Cecchi, F., 2005. Removal of nutrients and micropollutants treating low loaded wastewaters in a membrane bioreactor operating the automatic alternate-cycles process. *Desalination* 183, 395–405. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.02.055>
- FTDES, 2021. Le secteur textile au Sahel : Une politique industrielle non durable - FTDES. <https://ftdes.net/>. URL <https://ftdes.net/le-secteur-textile-au-sahel-une-politique-industrielle-non-durable/> (accessed 7.1.21).
- Garg, V.K., Kaushik, P., 2008. Influence of textile mill wastewater irrigation on the growth of sorghum cultivars. *Appl Ecol Env Res* 6, 1–12. https://doi.org/10.15666/aer/0601_001012
- Gaude, N., Tippmann, H., Fletmetakis, E., Katinakis, P., Udvardi, M., Dörmann, P., 2004. The galactolipid digalactosyldiacylglycerol accumulates in the peribacteroid membrane of nitrogen-fixing nodules of soybean and Lotus. *J Biol Chem* 279, 34624–34630. <https://doi.org/10.1074/jbc.M404098200>
- Gebrati, L., El Achaby, M., Chatoui, H., Laqbaqbi, M., El Kharraz, J., Aziz, F., 2019. Inhibiting effect of textile wastewater on the activity of sludge from the biological treatment process of the activated sludge plant. *Saudi Journal of Biological Sciences* 26, 1753–1757. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2018.06.003>
- Gemeda, F.T., Guta, D.D., Wakjira, F.S., Gebresenbet, G., 2020. Occurrence of heavy metal in water, soil, and plants in fields irrigated with industrial wastewater in Sabata town, Ethiopia. *Environ Sci Pollut Res* 28, 12382–12396. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10621-6>
- Gharsallah, A., Tahri, N., Duplay, J., Ben Amar, R., 2022. Performances of NF and RO applied in combined system and separately for the treatment and recycling of biologically pretreated real textile wastewater | *Journal of Phase Change Materials*. *J-PCM* 2, 24–47. <https://doi.org/10.6084/jpcm.v2i1.19>

- Giorgetti, L., Talouizte, H., Merzouki, M., Caltavuturo, L., Geri, C., Frassinetti, S., 2011. Genotoxicity evaluation of effluents from textile industries of the region Fez-Boulmane, Morocco: A case study. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 2275–2283. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.08.002>
- Gong, Z., 2021. Plant abiotic stress: New insights into the factors that activate and modulate plant responses. *Journal of Integrative Plant Biology* 63, 429–430. <https://doi.org/10.1111/jipb.13079>
- Gozálvez-Zafrilla, J.M., Sanz-Escribano, D., Lora-García, J., León Hidalgo, M.C., 2008. Nanofiltration of secondary effluent for wastewater reuse in the textile industry. *Desalination* 222, 272–279. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.173>
- Guo, K., Yang, J., Yu, N., Luo, L., Wang, E., 2022. Biological nitrogen fixation in cereal crops: Progress, strategies, and perspectives. *Plant Communications* 100499. <https://doi.org/10.1016/j.xplc.2022.100499>
- Hachicha, M., 2007. Les sols salés et leur mise en valeur en Tunisie 18, 6.
- Hammack, R., 2014. Current and Emerging Practices for Managing Coalbed Methane Produced Water in the United States, in: *Coal Bed Methane*. Elsevier, pp. 219–240. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800880-5.00012-7>
- Hao, O.J., Kim, H., Chiang, P.-C., 2000. Decolorization of Wastewater. *Critical reviews in environmental science and technology* 30, 449–505. <https://doi.org/10.1080/10643380091184237>
- Hasanuzzaman, M., Nahar, K., Fujita, M., 2013. Plant Response to Salt Stress and Role of Exogenous Protectants to Mitigate Salt-Induced Damages, in: Ahmad, P., Azooz, M.M., Prasad, M.N.V. (Eds.), *Ecophysiology and Responses of Plants under Salt Stress*. Springer New York, New York, NY, pp. 25–87. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4747-4_2
- Hassan, J., Kamal, M.Z.U., alam, M. zahangeer, 2013. Impact of Textile Dyeing Effluents on Germination and Seedlings of Country Beans (*Lablab niger* var. *typicus*). *Environment and Natural Resources J.* 11, 80–96.
- He, Y., Wang, X., Xu, J., Yan, J., Ge, Q., Gu, X., Jian, L., 2013. Application of integrated ozone biological aerated filters and membrane filtration in water reuse of textile effluents. *Bioresource Technology* 133, 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.074>
- Helmey, R., 2020. Using Sugarcane Waste to Reduce Cytogenetic Impairment in *Vicia faba*. *Egypt. J. Bot.* 0, 0–0. <https://doi.org/10.21608/ejbo.2020.18010.1366>
- Hilal, N., Al-Zoubi, H., Darwish, N.A., Mohamma, A.W., Abu Arabi, M., 2004. A comprehensive review of nanofiltration membranes: Treatment, pretreatment, modelling, and atomic force microscopy. *Desalination* 170, 281–308. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.01.007>
- Hilal, N., Al-Zoubi, H., Mohammad, A.W., Darwish, N.A., 2005. Nanofiltration of highly concentrated salt solutions up to seawater salinity. *Desalination* 184, 315–326. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.02.062>

- Hossain, L., Sarker, S.K., Khan, M.S., 2018. Evaluation of present and future wastewater impacts of textile dyeing industries in Bangladesh. *Environmental Development* 26, 23–33. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2018.03.005>
- Ibrahim, N.A., 2011. Dyeing of textile fibre blends, in: *Handbook of Textile and Industrial Dyeing*. Elsevier, pp. 147–172.
- Imran, M., Shaharoon, B., Crowley, D.E., Khalid, A., Hussain, S., Arshad, M., 2015. The stability of textile azo dyes in soil and their impact on microbial phospholipid fatty acid profiles. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 120, 163–168. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.06.004>
- Imtiazuddin, S.M., Mumtaz, M., Mallick, K.A., 2012. Pollutants of wastewater characteristics in textile industries. *J Basic App Sci* 8, 554–556.
- INRS, 2004. Point des connaissances. Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS).
- Iqbal, M., 2016. Vicia faba bioassay for environmental toxicity monitoring: A review. *Chemosphere* 144, 785–802. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.048>
- Iqbal, S., Riaz, U., Murtaza, G., Jamil, M., Ahmed, M., Hussain, A., Abbas, Z., 2021. Chemical Fertilizers, Formulation, and Their Influence on Soil Health, in: Hakeem, K.R., Dar, G.H., Mehmood, M.A., Bhat, R.A. (Eds.), *Microbiota and Biofertilizers: A Sustainable Continuum for Plant and Soil Health*. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–15. https://doi.org/10.1007/978-3-030-48771-3_1
- Islam, M.R., Mostafa, M.G., 2020. Characterization of textile dyeing effluent and its treatment using polyaluminum chloride. *Applied Water Science* 10, 1–10.
- ISO 14869-1:2001(F) (Ed.), 2001. Qualité du sol — Mise en solution pour la détermination des teneurs élémentaires totales — Partie 1: Mise en solution par l'acide fluorhydrique et l'acide perchlorique.
- ITES, 2014. Etude stratégique : SYSTEME HYDRAULIQUE DE LA TUNISIE A L'HORIZON 2030. 222 p.
- Jeandroz, S., Lamotte, O., 2017. Editorial: Plant Responses to Biotic and Abiotic Stresses: Lessons from Cell Signaling. *Front. Plant Sci.* 8, 1772. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01772>
- Jiraratananon, R., Sungpet, A., Luangsowan, P., 2000. Performance evaluation of nanofiltration membranes for treatment of effluents containing reactive dye and salt. *Desalination* 130, 177–183.
- Juzdan O., 2014. L'Agriculture et l'eau dans le monde arabe. The arab center for the studies of arid zones and dry lands ACSAD, 28: 35 (Arabe).
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 2001. Trace elements in soils and plants, 3rd ed. ed. CRC Press, Boca Raton, Fla.

- Kanan, A.H., Marine, S.S., Raihan, F., Redowan, M., Miah, D., 2015. Textile effluents changes physiochemical parameters of water and soil: Threat for agriculture. *Int. J. Soil Sci. Agron.* 2, 018–022.
- Kanaya, N., Gill, B.S., Grover, I.S., Murin, A., Osiecka, R., Sandhu, S.S., Andersson, H.C., 1994. *Vicia faba* chromosomal aberration assay. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis* 310, 231–247. [https://doi.org/10.1016/0027-5107\(94\)90116-3](https://doi.org/10.1016/0027-5107(94)90116-3)
- Kang, G., Cao, Y., 2014. Application and modification of poly(vinylidene fluoride) (PVDF) membranes – A review. *Journal of Membrane Science* 463, 145–165. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2014.03.055>
- Kant, R., 2012. Textile dyeing industry an environmental hazard. *Natural Science* 04, 22–26. <https://doi.org/10.4236/ns.2012.41004>
- Kappel, C., Kemperman, A.J.B., Temmink, H., Zwijnenburg, A., Rijnaarts, H.H.M., Nijmeijer, K., 2014. Impacts of NF concentrate recirculation on membrane performance in an integrated MBR and NF membrane process for wastewater treatment. *Journal of Membrane Science* 453, 359–368. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2013.11.023>
- Kaur, A., Vats, S., Rekhi, S., Bhardwaj, A., Goel, J., Tanwar, R.S., Gaur, Komal.K., 2010. Physico-chemical analysis of the industrial effluents and their impact on the soil microflora. *Procedia Environmental Sciences* 2, 595–599. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.065>
- Kaur, J., Bhatti, S.S., Bhat, S.A., Nagpal, A.K., Kaur, V., Katnoria, J.K., 2021. Evaluating Potential Ecological Risks of Heavy Metals of Textile Effluents and Soil Samples in Vicinity of Textile Industries. *Soil Systems* 5, 63. <https://doi.org/10.3390/soilsystems5040063>
- Khan, S., Anas, M., Malik, A., 2019. Mutagenicity and genotoxicity evaluation of textile industry wastewater using bacterial and plant bioassays. *Toxicology Reports* 6, 193–201. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.02.002>
- Khasskhoussy, K., Hachicha, M., 2020. Hydrogeochemical assessment of groundwater quality in greenhouse intensive agricultural areas in coastal zone of Tunisia: Case of Teboulba region. *Groundwater for Sustainable Development* 10, 100335. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100335>
- Khemakhem, M., Oun, A., Cerneaux, S., Cretin, M., Khemakhem, S., Ben Amar, R., 2018. Decolorization of Dyeing Effluent by Novel Ultrafiltration Ceramic Membrane from Low Cost Natural Material. *JMSR* 4. <https://doi.org/10.22079/jmsr.2017.69818.1154>
- Kopriva, S., Rennenberg, H., 2004. Control of sulphate assimilation and glutathione synthesis: interaction with N and C metabolism. *J Exp Bot* 55, 1831–1842. <https://doi.org/10.1093/jxb/erh203>
- Kouchou, A., Rais, N., Thoisy, J.-C., Duplay, J., Ghazi, M., Elsass, F., Ijjaali, M., El Ghachtouli, N., 2017. Behavior of Enzyme Activities Exposed to Contamination by Heavy Metals and Dissolved Organic Carbon in Calcareous Agricultural Soils. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal* 26, 259–276. <https://doi.org/10.1080/15320383.2017.1289499>

- Kuleyin, A., Gök, A., Akbal, F., 2021. Treatment of textile industry wastewater by electro-Fenton process using graphite electrodes in batch and continuous mode. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 9, 104782. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104782>
- Kumar, S., Li, G., Yang, J., Huang, X., Ji, Q., Liu, Z., Ke, W., Hou, H., 2021. Effect of Salt Stress on Growth, Physiological Parameters, and Ionic Concentration of Water Dropwort (*Oenanthe javanica*) Cultivars. *Frontiers in Plant Science* 12.
- Kunito, T., Shiroma, T., Moro, H., Sumi, H., 2018. Annual Variation in Soil Enzyme Activity in a Paddy Field: Soil Temperature and Nutrient Availability Are Important for Controlling Enzyme Activities. *Applied and Environmental Soil Science* 2018, 1–7. <https://doi.org/10.1155/2018/4093219>
- Ladha, J.K., Peoples, M.B., Reddy, P.M., Biswas, J.C., Bennett, A., Jat, M.L., Krupnik, T.J., 2022. Biological nitrogen fixation and prospects for ecological intensification in cereal-based cropping systems. *Field Crops Research* 283, 108541. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2022.108541>
- Larkem I., Benchikha N., Domandji S., Domandji M. B., 2017. Inventory of arthropods on *Sesbania acuelata* in the Algerian sahara and quantification of phenolic compounds by HPLC. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*. 9(3), 1569-158.
- Laskowska, E., Turek, M., Mitko, K., Dydo, P., 2018. Concentration of mine saline water in high-efficiency hybrid RO-NF system. *dwt* 128, 414–420. <https://doi.org/10.5004/dwt.2018.22877>
- Lau, W.-J., Ismail, A.F., 2009. Polymeric nanofiltration membranes for textile dye wastewater treatment: Preparation, performance evaluation, transport modelling, and fouling control — a review. *Desalination* 245, 321–348. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.12.058>
- Lellis, B., Fávaro-Polonio, C.Z., Pamphile, J.A., Polonio, J.C., 2019. Effects of textile dyes on health and the environment and bioremediation potential of living organisms. *Biotechnology Research and Innovation* 3, 275–290. <https://doi.org/10.1016/j.biori.2019.09.001>
- Leme, D.M., Marin-Morales, M.A., 2009. *Allium cepa* test in environmental monitoring: A review on its application. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research* 682, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2009.06.002>
- Liu, C.-W., Sung, Y., Chen, B.-C., Lai, H.-Y., 2014. Effects of Nitrogen Fertilizers on the Growth and Nitrate Content of Lettuce (*Lactuca sativa* L.). *IJERPH* 11, 4427–4440. <https://doi.org/10.3390/ijerph110404427>
- Liu, M., Lü, Z., Chen, Z., Yu, S., Gao, C., 2011. Comparison of reverse osmosis and nanofiltration membranes in the treatment of biologically treated textile effluent for water reuse. *Desalination* 281, 372–378. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.08.023>
- Lorkiewicz, Z., 1997. Nodulation genes in the Rhizobium-plant signal exchange. *Acta Biochimica Polonica* 44, 1–12.
- Lu, X., Liu, L., Liu, R., Chen, J., 2010. Textile wastewater reuse as an alternative water source for dyeing and finishing processes: A case study. *Desalination* 258, 229–232. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.04.002>

- Ma, L., Wang, F., Zhang, W., Ma, W., Velthof, G., Qin, W., Oenema, O., Zhang, F., 2013. Environmental Assessment of Management Options for Nutrient Flows in the Food Chain in China. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7260–7268. <https://doi.org/10.1021/es400456u>
- Mahmud, K., Makaju, S., Ibrahim, R., Missaoui, A., 2020. Current Progress in Nitrogen Fixing Plants and Microbiome Research. *Plants* 9, 97. <https://doi.org/10.3390/plants9010097>
- Mahzoura, M., Tahri, N., Daramola, M.O., Duplay, J., Schäfer, G., Ben Amar, R., 2019. Comparative investigation of indigo blue dye removal efficiency of activated carbon and natural clay in adsorption/ultrafiltration system. *DWT* 164, 326–338. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24361>
- Maia, C.E., Braga, A.Q.C., Silva Neto, J.M.D., Braga, E.D.C., 2020. Irrigation water quality using cation ratio and sodium adsorption ratio in the baixo Açu Region / Qualidade da água de irrigação usando a relação de cátions e razão de adsorção de sódio na região do Baixo Açu. *BJAER* 3, 2928–2934. <https://doi.org/10.34188/bjaerv3n4-015>
- Maiti, S., Kane, P., Pandit, P., Singha, K., Maity, S., 2021. Chapter Nine - Zero liquid discharge wastewater treatment technologies, in: Muthu, S.S. (Ed.), *Sustainable Technologies for Textile Wastewater Treatments*. Woodhead Publishing, pp. 209–234. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85829-8.00006-7>
- MALE, 2017. *Projet d'aménagement de voiries et de drainage des eaux pluviales et assainissement*. Ministère des affaires locale et de l'environnement, Commune de Ksar Hellal.
- Malliga, P., Bela, R.B., Shanmugapriya, N., 2020. Conversion of textile effluent wastewater into fertilizer using marine cyanobacteria along with different agricultural waste, in: *Biovalorisation of Wastes to Renewable Chemicals and Biofuels*. Elsevier, pp. 87–111. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817951-2.00005-5>
- Mansour, H.B., Boughzala, O., Dridi, D., Barillier, D., Chekir-Ghedira, L., Mosrati, R., 2011. Les colorants textiles sources de contamination de l'eau : CRIBLAGE de la toxicité et des méthodes de traitement. *rseau* 24, 209–238. <https://doi.org/10.7202/1006453ar>
- Marcucci, M., Nosenzo, G., Capannelli, G., Ciabatti, I., Corrieri, D., Ciardelli, G., 2001. Treatment and reuse of textile effluents based on new ultrafiltration and other membrane technologies. *Desalination* 138, 75–82. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00247-8](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00247-8)
- Maseko, S.T., Maredi, M.P., Mathews, C., Dakora, F.D., 2020. Chapter 4 - Harnessing ecosystem services from biological nitrogen fixation, in: Rusinamhodzi, L. (Ed.), *The Role of Ecosystem Services in Sustainable Food Systems*. Academic Press, pp. 73–94. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816436-5.00004-4>
- MCDE, 2021. *Coopération & Commerce Extérieur - Ministère du commerce [WWW Document]*. Ministère du Commerce et du développement des Exportations. URL http://www.commerce.gov.tn/Fr/exportations-par-secteurs-d-activites_11_272 (accessed 7.1.21).
- Methneni, N., González, J.A.M., Van Loco, J., Anthonissen, R., de Maele, J.V., Verschaeve, L., Fernandez-Serrano, M., Mansour, H.B., 2021a. Ecotoxicity profile of heavily contaminated

- surface water of two rivers in Tunisia. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 82, 103550. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103550>
- Methneni, N., Morales-González, J.A., Jaziri, A., Mansour, H.B., Fernandez-Serrano, M., 2021b. Persistent organic and inorganic pollutants in the effluents from the textile dyeing industries: Ecotoxicology appraisal via a battery of biotests. *Environmental Research* 196, 110956. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110956>
- Misra L.N., Siddiqi S.A., 2004. Dhaincha (*Sesbania bispinosa*) leaves: A good source of antidiabetic (+)-pinitol. *Curr. Sci.* 87(11): 1507.
- Mohan, S., Oke, N., Gokul, D., 2021. Conventional and zero liquid discharge treatment plants for textile wastewater through the lens of carbon footprint analysis. *Journal of Water and Climate Change* 12, 1392–1403. <https://doi.org/10.2166/wcc.2020.100>
- Molla, A.H., Khan, H.I., 2018. Detoxification of textile effluent by fungal treatment and its performance in agronomic usages. *Environ Sci Pollut Res* 25, 10820–10828. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1361-3>
- Mougin, C., Boukcim, H., Jolival, C., 2009. Soil Bioremediation Strategies Based on the Use of Fungal Enzymes, in: Singh, A., Kuhad, R.C., Ward, O.P. (Eds.), *Advances in Applied Bioremediation*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 123–149. https://doi.org/10.1007/978-3-540-89621-0_7
- Munroe, J.W., Isaac, M.E., 2014. N₂-fixing trees and the transfer of fixed-N for sustainable agroforestry: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 417–427. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0190-5>
- Mus, F., Crook, M.B., Garcia, K., Garcia Costas, A., Geddes, B.A., Kouri, E.D., Paramasivan, P., Ryu, M.-H., Oldroyd, G.E.D., Poole, P.S., Udvardi, M.K., Voigt, C.A., Ané, J.-M., Peters, J.W., 2016. Symbiotic Nitrogen Fixation and the Challenges to Its Extension to Nonlegumes. *Appl Environ Microbiol* 82, 3698–3710. <https://doi.org/10.1128/AEM.01055-16>
- Mus, F., Wu, H.-H., 2022. Symbiotic nitrogen fixation☆, in: *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00056-2>
- Nahar, K., Chowdhury, Md.A.K., Chowdhury, Md.A.H., Rahman, A., Mohiuddin, K.M., 2018. Heavy metals in handloom-dyeing effluents and their biosorption by agricultural byproducts. *Environ Sci Pollut Res* 25, 7954–7967. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1166-9>
- Nambela, L., Haule, L.V., Mgani, Q., 2020. A review on source, chemistry, green synthesis and application of textile colorants. *Journal of Cleaner Production* 246, 119036. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119036>
- Neubert, S., Benabdallah, S., 2003. *La réutilisation des eaux usées traitées en Tunisie*. Deutsches Institut für Entwicklungspolitik, Bonn.
- Norton-Brandão, D., Scherrenberg, S.M., van Lier, J.B., 2013. Reclamation of used urban waters for irrigation purposes – A review of treatment technologies. *Journal of Environmental Management* 122, 85–98. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.012>

- Oldroyd, G.E.D., 2013. Speak, friend, and enter: signalling systems that promote beneficial symbiotic associations in plants. *Nat Rev Microbiol* 11, 252–263. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2990>
- OMS, 2006. WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, Volume 1 Policy and regulatory aspects.
- OMS, 2012. Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères. Volume II Utilisation des eaux usées en agriculture.
- ONAS, 2020. Assainissement et Développement durable en Tunisie, Orientations futures de l'ONAS. (Consulté 12.22.20).
- Optima Consult, 2019. Aménagement de voiries, pavage, drainage des eaux pluviales & assainissement des eaux usées. (Plan de gestion environnementale et sociale.). Ministère des affaires locale et de l'environnement, Commune de Ksar Hellal.
- OTE, 2019. Politique de l'eau: le nouveau code des eaux saura-t-il répondre à la crise de l'eau en Tunisie? (No. 6), Policy brief. Observatoire Tunsien de l'Economie, Tunisie.
- Özgün, H., Sakar, H., Ağtaş, M., Koyuncu, İ., 2022. Investigation of pre-treatment techniques to improve membrane performance in real textile wastewater treatment. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04034-w>
- Pachauri, R.K., Mayer, L., Intergovernmental Panel on Climate Change (Eds.), 2015. Climate change 2014: synthesis report. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.
- Pahalvi, H.N., Rafiyya, L., Rashid, S., Nisar, B., Kamili, A.N., 2021. Chemical Fertilizers and Their Impact on Soil Health. *Microbiota and Biofertilizers*, Vol 2 1–20. https://doi.org/10.1007/978-3-030-61010-4_1
- Panagopoulos, A., 2022. Brine management (saline water & wastewater effluents): Sustainable utilization and resource recovery strategy through Minimal and Zero Liquid Discharge (MLD & ZLD) desalination systems. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification* 176, 108944. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2022.108944>
- Pankievicz, V.C.S., Irving, T.B., Maia, L.G.S., Ané, J.-M., 2019. Are we there yet? The long walk towards the development of efficient symbiotic associations between nitrogen-fixing bacteria and non-leguminous crops. *BMC Biol* 17, 99. <https://doi.org/10.1186/s12915-019-0710-0>
- Park, W., Jeong, S., Im, S.-J., Jang, A., 2020. High turbidity water treatment by ceramic microfiltration membrane: Fouling identification and process optimization. *Environmental Technology & Innovation* 17, 100578. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100578>
- Patil, S.M., Suryavanshi, M.V., Chandanshive, V.V., Kurade, M.B., Govindwar, S.P., Jeon, B.-H., 2020. Regeneration of textile wastewater deteriorated microbial diversity of soil microcosm through bioaugmentation. *Chemical Engineering Journal* 380, 122533. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122533>

- Patlolla, A.K., Berry, A., May, L., Tchounwou, P.B., 2012. Genotoxicity of Silver Nanoparticles in *Vicia faba*: A Pilot Study on the Environmental Monitoring of Nanoparticles. *IJERPH* 9, 1649–1662. <https://doi.org/10.3390/ijerph9051649>
- Petrinić, I., Andersen, N.P.R., Šostar-Turk, S., Le Marechal, A.M., 2007. The removal of reactive dye printing compounds using nanofiltration. *Dyes and Pigments* 74, 512–518. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2006.11.003>
- Planetoscope, 2021. Planetoscope - Statistiques : Consommation d'eau pour faire des teintures textiles [WWW Document]. URL <https://www.planetoscope.com/consommation-eau/1599-consommation-d-eau-pour-faire-des-teintures-textiles.html> (consulté 7.1.21).
- Preuß, V., Riedel, C., Koch, T., Thürmer, K., Domańska, M., 2012. Nanofiltration as an effective tool of reducing sulphate concentration in mine water. *Architecture Civil Engineering Environment* 127–132.
- PURETEC, 2023. Puretec Industrial Water | Deionized Water Services and Reverse Osmosis Systems [WWW Document]. Puretec Industrial Water. URL [//puretecwater.com](https://puretecwater.com) (consulté 1.6.23).
- Rabiee, H., Khalilpour, K.R., Betts, J.M., Tapper, N., 2019. Energy-Water Nexus: Renewable-Integrated Hybridized Desalination Systems, in: *Polygeneration with Polystorage for Chemical and Energy Hubs*. Elsevier, pp. 409–458. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813306-4.00013-6>
- Rafiqul Islam, M., Mostafa, M.G., 2020. Characterization of textile dyeing effluent and its treatment using polyaluminum chloride. *Applied Water Science* 10. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01204-4>
- Ramos, M.D.N., Lima, J.P.P., de Aquino, S.F., Aguiar, A., 2021. A critical analysis of the alternative treatments applied to effluents from Brazilian textile industries. *Journal of Water Process Engineering* 43, 102273. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102273>
- Rasgele, P.G., 2021. Archives of Environmental Protection Archives of Environmental Protection. *Archives of Environmental Protection* 47, 3–8. <https://doi.org/10.24425/AEP.2021.139497>
- Rees, D.C., Howard, J.B., 2000. Nitrogenase: standing at the crossroads. *Curr Opin Chem Biol* 4, 559–566. [https://doi.org/10.1016/s1367-5931\(00\)00132-0](https://doi.org/10.1016/s1367-5931(00)00132-0)
- Rhoades, J.D., 1974. *Drainage for Agriculture*, American Society of Agronomy, Inc. ed. Madison, Wisconsin, USA.
- Roemmele, C., Bailey, J.M., 2020. *Freshwater Resources: The Challenges of Quantity and Quality*.
- Rosa, J.M., Fileti, A.M.F., Tambourgi, E.B., Santana, J.C.C., 2014. Dyeing of cotton with reactive dyestuffs: the continuous reuse of textile wastewater effluent treated by Ultraviolet / Hydrogen peroxide homogeneous photocatalysis. *Journal of Cleaner Production* 90, 60–65. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.043>
- Sahin, U., Ekinci, M., Ors, S., Turan, M., Yildiz, S., Yildirim, E., 2018. Effects of individual and combined effects of salinity and drought on physiological, nutritional and biochemical

- properties of cabbage (*Brassica oleracea* var. *capitata*). *Scientia Horticulturae* 240, 196–204. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.06.016>
- Sahinkaya, E., Tuncman, S., Koc, I., Guner, A.R., Ciftci, S., Aygun, A., Sengul, S., 2019. Performance of a pilot-scale reverse osmosis process for water recovery from biologically-treated textile wastewater. *Journal of Environmental Management* 249, 109382. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109382>
- Saikhao, L., Setthayanond, J., Karpkird, T., Suwanruji, P., 2017. Comparison of sodium dithionite and glucose as a reducing agent for natural indigo dyeing on cotton fabrics. *MATEC Web Conf.* 108, 03001. <https://doi.org/10.1051/mateconf/201710803001>
- Samuel, O.B., Osuala, F.I., Odeigah, P.G.C., 2010. Cytogenotoxicity evaluation of two industrial effluents using *Allium cepa* assay. *African Journal of Environmental Science and Technology* 4, 021–027.
- Sanchez, J.-M., 2023. Légumineuse + Bactérie Rhizobium = Symbiose [WWW Document]. A2C le site de l'agriculture de conservation. URL <https://agriculture-de-conservation.com/Legumineuse-Bacterie-Rhizobium-Symbiose.html> (consulté 1.9.23).
- Saravanan, N., Sasikumar, K.S.K., 2020. Wastewater treatment process using Nano TiO₂. *Materials Today: Proceedings* 33, 2570–2572. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.12.143>
- Schilling, J., Hertig, E., Trambly, Y., Scheffran, J., 2020. Climate change vulnerability, water resources and social implications in North Africa. *Reg Environ Change* 20, 15. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01597-7>
- Schmidt, G., Laskowski, M.S., 1961. Phosphatase ester cleavage (survey). In: Boyer, P.D., Lardy, H., Myrback, K., (eds) *The enzymes*, 2nd edn. Academic, New York, pp 3–35
- Schneider, S., Schintlmeister, A., Becana, M., Wagner, M., Woebken, D., Wienkoop, S., 2019. Sulfate is transported at significant rates through the symbiosome membrane and is crucial for nitrogenase biosynthesis. *Plant Cell Environ* 42, 1180–1189. <https://doi.org/10.1111/pce.13481>
- Schoeberl, P., Brik, M., Braun, R., Fuchs, W., 2004. Treatment and recycling of textile wastewater —case study and development of a recycling concept. *Desalination* 171, 173–183. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.02.105>
- Sen, S.K., Patra, P., Das, C.R., Raut, Smita, Raut, Sangeeta, 2019. Pilot-scale evaluation of biodecolorization and biodegradation of reactive textile wastewater: An impact on its use in irrigation of wheat crop. *Water Resources and Industry* 21, 100106. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2019.100106>
- Senthil Kumar, P., Saravanan, A., 2017. Sustainable wastewater treatments in textile sector, in: *Sustainable Fibres and Textiles*. Elsevier, pp. 323–346. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102041-8.00011-1>
- Sethi, S., Gupta, S., 2015. Responses of soil enzymes to different heavy metals. *Biolife* 3, 147–153.

- Seukep, A.J., Noumedem, J.A.K., Djeussi, D.E., Kuete, V., 2014. 9 - Genotoxicity and Teratogenicity of African Medicinal Plants, in: Kuete, V. (Ed.), Toxicological Survey of African Medicinal Plants. Elsevier, pp. 235–275. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800018-2.00009-1>
- Sharma, J., Sharma, S., Soni, V., 2021. Classification and impact of synthetic textile dyes on Aquatic Flora: A review. *Regional Studies in Marine Science* 45. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101802>
- Siddique, K., Rizwan, M., Shahid, M.J., Ali, S., Ahmad, R., Rizvi, H., 2017. Textile Wastewater Treatment Options: A Critical Review, in: Anjum, N.A., Gill, S.S., Tuteja, N. (Eds.), Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants. Springer International Publishing, Cham, pp. 183–207. https://doi.org/10.1007/978-3-319-55423-5_6
- Singh, R., Glick, B.R., Rathore, D., 2020. Role of textile effluent fertilization with biosurfactant to sustain soil quality and nutrient availability. *Journal of Environmental Management* 268, 110664. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110664>
- Singh, R., Hankins, N.P., 2016. Introduction to Membrane Processes for Water Treatment, in: Emerging Membrane Technology for Sustainable Water Treatment. Elsevier, pp. 15–52. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63312-5.00002-4>
- Singh, R.P., Agrawal, M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management* 28, 347–358. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.010>
- Souguir, D., Berndtsson, R., Mzahma, S., Filali, H., Hachicha, M., 2022. Vicia–Micronucleus Test Application for Saline Irrigation Water Risk Assessment. *Plants* 11, 462. <https://doi.org/10.3390/plants11030462>
- Souguir, D., Hachicha, M., 2019. Qualité génotoxique des eaux et des sols dans la région de Téboulba, éditions universitaires européennes.
- Souguir, D., Hörmann, G., Hachicha, M., 2019. Effets génotoxiques de l'irrigation à long-terme par des eaux usées traitées : cas du périmètre Cebala- Borj Touil. *J. App. Bioscience*. 139, 14191. <https://doi.org/10.4314/jab.v139i1.6>
- Souguir, D., Mzahma, S., Filali, H., Zouari, M., Hachicha, M., 2021. Effets combinés du cadmium et de la salinité sur les paramètres morphologiques et génotoxiques de *Vicia faba* L.
- Swarnkumar, R., Osborne, W.J., 2020. Heavy metal determination and aquatic toxicity evaluation of textile dyes and effluents using *Artemia salina*. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology* 25, 101574. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101574>
- Symanowicz, B., Toczko, R., Toczko, M., 2022. Enzymatic Activity of Soil after Applying Mineral Fertilizers and Waste Lignite to Maize Grown for Silage. *Agriculture* 12, 2146. <https://doi.org/10.3390/agriculture12122146>
- Tara, N., Iqbal, M., Mahmood Khan, Q., Afzal, M., 2019. Bioaugmentation of floating treatment wetlands for the remediation of textile effluent: Bioaugmentation of floating treatment wetlands. *Water and Environment Journal* 33, 124–134. <https://doi.org/10.1111/wej.12383>

- Tela botanica, 2018. eFlore [WWW Document]. Tela Botanica. URL <https://www.tela-botanica.org/eflore/> (accessed 3.11.20).
- Tüfekci, N., Sivri, N., Toroz, İ., 2007. Pollutants of textile industry wastewater and assessment of its discharge limits by water quality standards. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 7, 97–103.
- Van der Bruggen, B., Vandecasteele, C., Van Gestel, T., Doyen, W., Leysen, R., 2003. A review of pressure-driven membrane processes in wastewater treatment and drinking water production. *Environmental progress* 22, 46–56.
- Varin, S., Cliquet, J.-B., Personeni, E., Avice, J.-C., Lemauviel-Lavenant, S., 2010. How does sulphur availability modify N acquisition of white clover (*Trifolium repens* L.)? *J Exp Bot* 61, 225–234. <https://doi.org/10.1093/jxb/erp303>
- Vigneshpriya, D., Shanthi, E., 2015. Physicochemical Characterization of Textile Wastewater. *International Journal of Innovative Research & Development* 4, 4.
- Vijayalakshmidēvi, S.R., Muthukumar, K., 2015. Improved biodegradation of textile dye effluent by coculture. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 114, 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.09.039>
- Vishnu, G., Joseph, K., 2008. Decolorization of reactive dyebath containing high exhaust and low salt dyes by nanofiltration and its reuse. *Environ. Prog.* 27, 30–39. <https://doi.org/10.1002/ep.10240>
- Watari, T., Hata, Y., Hirakata, Y., Nguyet, P.N., Nguyen, T.H., Maki, S., Hatamoto, M., Sutani, D., Setia, T., Yamaguch, T., 2021. Performance evaluation of down-flow hanging sponge reactor for direct treatment of actual textile wastewater; Effect of effluent recirculation to performance and microbial community. *Journal of Water Process Engineering* 39, 101724. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101724>
- Wei, F., Shahid, M.J., Alnusairi, G.S.H., Afzal, M., Khan, A., El-Esawi, M.A., Abbas, Z., Wei, K., Zaheer, I.E., Rizwan, M., Ali, S., 2020. Implementation of Floating Treatment Wetlands for Textile Wastewater Management: A Review. *Sustainability* 12, 5801. <https://doi.org/10.3390/su12145801>
- Yoo, J., Ahn, B., Oh, J.-J., Han, T., Kim, W.-K., Kim, S., Jung, J., 2013. Identification of toxicity variations in a stream affected by industrial effluents using *Daphnia magna* and *Ulva pertusa*. *Journal of Hazardous Materials* 260, 1042–1049. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.07.006>
- Younas, S., Rizvi, H., Ali, S., Abbas, F., 2020. Irrigation of Zea mays with UASB-treated textile wastewater; effect on early irrigation of Zea mays with UASB-treated textile wastewater; effect on early growth and physiology. *Environ Sci Pollut Res* 27, 15305–15324. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07948-5>
- Yurtsever, A., Basaran, E., Ucar, D., Sahinkaya, E., 2021. Self-forming dynamic membrane bioreactor for textile industry wastewater treatment. *Science of The Total Environment* 751, 141572. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141572>

- Zafar, S., Bukhari, D.A., Rehman, A., 2022. Azo dyes degradation by microorganisms – An efficient and sustainable approach. *Saudi Journal of Biological Sciences* 29, 103437. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2022.103437>
- Zhang, W., Liu, W., Zhang, J., Zhao, H., Zhang, Y., Quan, X., Jin, Y., 2012. Characterisation of acute toxicity, genotoxicity and oxidative stress posed by textile effluent on zebrafish. *Journal of Environmental Sciences* 24, 2019–2027. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)61030-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)61030-9)
- Zhao, S., Zhang, Q., Liu, M., Zhou, H., Ma, C., Wang, P., 2021. Regulation of Plant Responses to Salt Stress. *Int J Mol Sci* 22, 4609. <https://doi.org/10.3390/ijms22094609>
- Zhong, W., Guo, L., Ji, C., Dong, G., Li, S., 2021. Membrane distillation for zero liquid discharge during treatment of wastewater from the industry of traditional Chinese medicine: a review. *Environ Chem Lett* 19, 2317–2330. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01162-y>
- Zhou, J., Gu, B., Schlesinger, W.H., Ju, X., 2016. Significant accumulation of nitrate in Chinese semi-humid croplands. *Sci Rep* 6, 25088. <https://doi.org/10.1038/srep25088>
- Zuccarini, P., Asensio, D., Ogaya, R., Sardans, J., Peñuelas, J., 2020. Effects of seasonal and decadal warming on soil enzymatic activity in a P-deficient Mediterranean shrubland. *Glob Change Biol* 26, 3698–3714. <https://doi.org/10.1111/gcb.15077>.

ANNEXES

Annexe 1

Extrait de la norme tunisienne de rejets des industries du textile et de l'habillement.

Paramètre	Unité	Valeurs limites		
		DPM	DPH	RPA
Température	°C	35	25	35
pH		6,5 < pH < 9	6,5 < pH < 8,5	6,5 < pH < 9
Conductivité	µS/cm	sans exigence	5000	5000
Sulfures : S ²⁻	mg/l	2	1	3
Matières en Suspensions (MES)	mg/l	50	35	400
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	mg O ₂ /l	160	160	1000
Demande Biologique en Oxygène (DBO ₅)	mg O ₂ /l	30	30	400
Chlorures : Cl ⁻	mg/l	sans exigence	700	1200
Sulfate : SO ₄ ²⁻	mg/l	1000	600	800
Graisses et huiles saponifiables	mg/l	10	10	30
Détergents anioniques type alkyl-benzène sulfonâtes (ABS)	mg/l	2	1	5
Chrome hexavalent : Cr ^{VI}	mg/l	0,1	0,05	0,5
Chrome trivalent : Cr ^{III}	mg/l	0,5	0,5	1
Cuivre : Cu	mg/l	2	2	2
Nickel : Ni	mg/l	1	0,2	1
Zinc : Zn	mg/l	5	5	5
Azote ammoniacal NH ₄	(mg N/l)	10	10	50
Phosphore total: Pt	mg/l	2	2	10
Indice de Phénols	mg/l	0,5	0,5	1
Couleur	mg/l Échelle au platine cobalt	100	70	Fixer selon le cas
Volume spécifique	m ³ /tonne	50	50	50

Annexe 2

Analyses des eaux

➤ *Dosage des sulfates (SO_4^{2-}) selon la méthode Néphélométrique*

Principe

Le principe consiste à précipiter les sulfates en milieu chlorhydrique sous forme de sulfate de baryum ($BaSO_4$). La densité est mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible à une longueur d'onde de 650 nm.



Photo 1 : Spectrophotomètre UV-Visible (Jenway 6305, France).

Etapes de l'expérimentation

On prend 25 ml de l'échantillon (1 ml de l'échantillon + 24 ml eau distillée) additionnée par 1 ml HCl et 5 ml de la solution de polyvinylpyrrolidone et de chlorure de baryum. On agite l'échantillon, après 15 minutes on agite de nouveau et on procède à une lecture à 650 nm.

➤ *Dosage du potassium (K^+)*

Principe

Ce dosage est assuré par un spectrophotomètre de flammes (photo 2) à basse température monovoie conçu pour les déterminations de la concentration en sodium, potassium, calcium, baryum et lithium. Le principe consiste à exciter les atomes de potassium par une flamme émettant des radiations de longueur d'onde bien déterminé dont l'intensité peut être mesurée.



Photo 2 : Spectrophotomètre de flammes (Jenway, PFP7, France).

Etapes de l'expérimentation

- Etalonner le photomètre à flamme par 4 gammes étalon de KCl : 1 mg l⁻¹, 2 mg l⁻¹, 5 mg l⁻¹ et 8 mg l⁻¹.
- Agiter l'échantillon et faire la lecture
- Tracer la courbe

$$K(mg/l) = \frac{\text{lecture} * d}{a}$$

Avec

d : volume de l'échantillon

a : la pente.

➤ **Dosage des ions sodium (Na⁺) :**

Principe

Le principe consiste à exciter les atomes de sodium par une flamme émettant des radiations de longueur d'onde bien déterminé dont l'intensité peut être mesurée.

Etapes de l'expérimentation

- Etalonner le photomètre à flamme par 4 gammes étalon de NaCl : 5 mg l⁻¹, 10 mg l⁻¹, 15 mg l⁻¹ et 20 mg l⁻¹.
- Agiter l'échantillon et faire la lecture
- Tracer la courbe

$$Na(mg/l) = \frac{\text{lecture} * d}{a}$$

Avec

d : volume de l'échantillon (ml)

a : la pente.

➤ **Dosage des chlorures (Cl⁻)**

Principe

Les chlorures ont été dosés en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent (AgNO₃) en présence de chromate de potassium (K₂CrO₄). La fin du titrage est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent.

$$Cl^-(mg/l) = (V_E - V_B) \times \left(\frac{N}{V}\right) \times 1000$$

$$Cl^-(méq/l) = \frac{Cl^-(mg/l)}{35,45}$$

Avec :

V_E : volume du nitrate d'argent pour l'échantillon (ml),

V_B : volume du nitrate d'argent pour le blanc (ml),
 N : Normalité de la solution de chlorure d'argent (0,0282 mol/l).
 V : prise d'essai (2 ml)

➤ **Dosage des bicarbonates de sodium**

Principe

Les ions bicarbonates ont été dosés par une solution d'acide sulfurique (0,01 mol/l) en présence de quelques gouttes de méthyle orange. La fin du titrage est indiquée par l'apparition de la coloration rose caractéristique du bicarbonate.

$$\text{HCO}_3^- \text{ (mg/l)} = V_{\text{versé}} \times (N/V_e) \times (1000/M_{\text{HCO}_3})$$

Avec :

$V_{\text{versé}}$: volume d'acide sulfurique (ml),
 V_e : volume de prise d'essai (2 ml),
 N : concentration de la solution de l'acide sulfurique (0,01 mol/l).

➤ **Dosage du calcium (Ca^{2+}) :**

Principe

Le principe consiste à doser les ions Ca^{2+} par une solution d'EDTA en présence d'indicateur coloré, le Murexide.

Etapas de l'expérimentation

- Mettre 2 ml de l'échantillon dans un erlenmeyer
- Ajouter 1 ml de NaOH
- Ajouter quelque pincée de Murexide.
- Verser progressivement une solution d'EDTA (l'éthylène diamine tétra-acétique) à l'aide d'une burette graduée jusqu'à l'apparition de la coloration violette. A ce moment, on note le volume V_1 de la solution d'EDTA versé ($V_{\text{Ca}^{2+}}$). On note alors V_1 le volume de solution d'EDTA versé.

$$\text{Ca}^{2+} \text{ (méq/l)} = V_1 \times (N/V_e) \times (1000/M_{\text{Ca}})$$

Avec :

V_1 : volume de l'EDTA versé (ml),
 V_e : volume de l'échantillon (2 ml),
 N : normalité de la solution de l'EDTA (0,01).
 $M_{\text{Ca}} = 40,08$.

➤ **Dosage des ions Magnésium (Mg^{2+}) :**

Principe

Le principe consiste à doser les ions Mg par une solution d'EDTA en présence d'indicateur coloré, le noir d'éricrome et une solution tampon.

Etapes de l'expérimentation

- Mettre 2 ml de l'échantillon avec une solution tampon (pour rendre l'échantillon à pH = 10).
- Ajouter quelque goutte de noir d'éricrome
- Titration avec la solution d'EDTA jusqu'à l'apparition de la coloration bleu-vert.

$$\text{Mg}^{2+} \text{ (még/l)} = (V_2 - V_1) \times (N/V_e) \times (1000/M_{\text{Mg}}) \times (M_{\text{Mg}}/M_{\text{Ca}})$$

Avec :

V_1 : volume de l'EDTA qui servi au dosage du Ca^{2+} ,

V_2 : volume de l'EDTA qui a servi au dosage de ($\text{Mg}^{2+} + \text{Ca}^{2+}$),

V_e : volume de prise d'essai (2 ml),

N : titre de la solution de l'EDTA (0,025 mol/l).

Annexe 3

Analyses de la plante

Arrivés au laboratoire, les échantillons sont lavés, numérotés et séchés à 80°C pendant 48 heures. Ils sont ensuite broyés et conservés dans des piluliers.

➤ Dosage du sodium (Na⁺) et Potassium (K⁺) par photométrie de flamme

Principe

Le dosage des ions sodium et potassium se fait en 2 étapes : la minéralisation par attaque acide et le dosage à l'aide d'un spectrophotomètre de flamme.

Etapas de l'expérimentation

- Mettre 1 g du matériel végétal dans une fiole de 1 l avec 5 ml d'acide nitrique et 5 ml d'acide perchlorique.
- Mettre les fioles sur une plaque chauffante, avec une agitation continue jusqu'à décoloration complète de l'échantillon
- Ajouter quelques ml d'eau distillé à la solution refroidit
- Filtrer les solutions
- Ajouter l'eau distillé jusqu'à avoir 50 ml de l'échantillon.
- Mettre les échantillons dans des bouteilles en verre
- Faire la lecture avec le photomètre de flamme.

➤ Dosage du phosphore

Principe

En présence d'un réactif nitro-vanao-molyblique, l'acide phosphorique donne un complexe phosphore-molyblique jaune dont la densité optique est mesurée par spectrophotométrie à 460 nm.

Etapas de l'expérimentation

- Prélever 5 ml de l'échantillon préparé à partir la calcination dans les fioles de 25 ml.
- Ajouter 5ml de réactif nitrovanado-molybdique
- Compléter le volume avec l'eau distillée
- Attendre 1heure avant de passer au colorimètre
- Ajouter 5ml de réactif nitrovanado-molybdique, compléter le volume à 25 ml et passer au colorimètre dans les mêmes conditions.
- Se servir de filtre 420 nm.

$$P (mg/g MS) = \left(\frac{\frac{L_E \times C_e}{L_e \times V}}{P \times PS \times 1000} \right)$$

Annexe 4

Données brutes des caractéristiques physico-chimiques des eaux d'irrigation

Tableau 1.a : Résultats détaillés des caractéristiques physico-chimiques des eaux d'irrigation de la Campagne 1.

Qualité d'eau	Date de prélèvement	pH	CE (dS/m)	Cl ⁻ (méq/l)	HCO ₃ ⁻ (méq/l)	SO ₄ ²⁻ (méq/l)	Ca ²⁺ (méq/l)	Mg ²⁺ (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	SAR
S	15/03/2019	7,1	2,19	11,28	7,50	4,86	11,00	6,50	0,09	9,14	2,1
S	03/07/2019	7,0	2,05	11,28	6,00	9,20	7,50	6,50	0,11	14,43	4,1
S	12/07/2019	7,3	2,37	11,28	2,50	9,37	8,50	6,00	0,10	9,29	2,6
S	23/07/2019	7,2	2,15	11,28	2,50	9,37	8,50	6,00	0,10	9,29	2,6
S	25/07/2019	7,4	2,26	12,69	4,00	9,28	9,00	6,00	0,27	10,28	2,7
TB	15/03/2019	8,4	7,39	26,79	25,00	23,68	10,50	15,00	4,16	46,90	7,4
TB	03/07/2019	8,7	7,94	26,79	25,00	23,61	10,00	15,00	2,71	50,02	8,0
TB	12/07/2019	8,8	7,92	23,97	25,00	28,47	11,00	14,00	3,26	50,98	8,2
TB	23/07/2019	8,8	8,28	28,33	22,50	31,25	14,00	16,00	3,15	51,02	6,8
TB	25/07/2019	8,5	9,11	36,79	27,00	28,67	13,50	16,50	3,39	59,97	8,0
UF	15/03/2019	8,7	7,18	28,33	20,00	21,94	10,00	10,00	3,15	49,17	9,8
UF	03/07/2019	8,7	6,97	27,97	20,00	21,31	7,50	13,50	2,87	45,90	8,7
UF	12/07/2019	8,7	7,43	27,15	23,00	22,78	15,00	14,00	3,08	40,38	5,6
UF	23/07/2019	8,7	7,02	25,74	22,50	23,34	7,00	11,00	3,02	49,17	10,9
UF	25/07/2019	4,7	6,43	16,92	20,00	28,47	3,50	11,50	3,22	47,90	12,8
NF	15/03/2019	8,7	2,70	11,28	10,00	5,00	2,00	5,00	0,90	20,11	11,5
NF	03/07/2019	8,8	2,73	12,69	9,00	5,73	2,50	5,50	0,07	20,96	10,5
NF	12/07/2019	8,3	2,27	11,41	6,00	5,04	2,00	2,70	0,18	19,98	17,0
NF	23/07/2019	7,6	2,72	12,82	9,00	5,39	2,00	4,00	0,13	20,04	13,4
NF	25/07/2019	8,5	2,67	15,51	10,00	2,43	2,00	5,00	0,24	20,50	11,7
OI	15/03/2019	6,7	0,16	0,90	0,00	1,60	0,00	0,00	0,08	1,60	0,00
OI	03/07/2019	6,4	0,21	0,82	1,00	0,47	0,00	0,00	0,19	1,88	0,00
OI	12/07/2019	8,3	0,22	0,70	0,50	1,30	0,00	0,00	0,08	2,47	0,00

Tableau 1.b : Dosage des ETM dans les eaux d'irrigation de la Campagne 1.

Qualité d'eau	Date de prélèvement	Cd	Co	Cr	Ni
S	03/07/2019	ND	ND	0,01	ND
S	12/07/2019	ND	ND	0,01	ND
S	23/07/2019	ND	ND	0,02	ND
TB	03/07/2019	0,07	0,61	0,24	0,72
TB	12/07/2019	0,09	0,51	0,21	0,76
TB	23/07/2019	0,07	0,75	0,17	0,74
UF	03/07/2019	0,08	0,41	0,28	0,59
UF	12/07/2019	0,08	0,46	0,18	0,67
UF	23/07/2019	0,07	0,64	0,25	0,62
NF	03/07/2019	0,01	0,14	0,05	0,11
NF	12/07/2019	0,01	0,02	0,05	0,03
NF	23/07/2019	0,00	0,01	0,02	0,02
OI	03/07/2019	ND	0,02	0,03	0,03
OI	12/07/2019	ND	0,01	0,02	0,02
OI	23/07/2019	ND	0,01	0,03	0,02

Tableau 2.a : Résultats détaillés des caractéristiques physico-chimiques des eaux d'irrigation de la Campagne 2

Qualité d'eau	Date de prélèvement	pH	CE (dS/m)	Cl ⁻ (méq/l)	HCO ₃ ⁻ (méq/l)	SO ₄ ²⁻ (méq/l)	Ca ²⁺ (méq/l)	Mg ²⁺ (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	SAR
S	09/07/2020	7,4	2,26	12,69	4,00	9,28	9,00	6,00	0,27	10,28	2,7
S	16/07/2020	7,9	2,19	12,69	7,50	5,73	9,00	6,00	0,17	9,19	2,5
S	23/07/2020	7,2	2,20	8,46	7,50	5,73	8,50	3,50	0,19	10,95	3,6
TB	09/07/2020	8,9	10,88	40,89	20,00	47,81	20,00	20,00	3,18	61,08	6,1
TB	16/07/2020	8,6	10,52	47,94	20,00	40,28	20,00	22,50	3,60	59,52	5,6
TB	23/07/2020	8,3	10,40	54,99	12,50	38,19	10,00	10,00	3,45	79,37	15,9
UF	09/07/2020	8,9	9,24	40,89	15,00	38,82	20,00	20,00	3,12	48,53	4,9
UF	16/07/2020	8,5	9,22	50,99	15,00	31,42	15,00	20,00	3,18	58,10	6,6
UF	23/07/2020	8,3	8,79	40,89	10,00	34,52	15,00	17,00	3,21	46,15	5,8
NF	09/07/2020	8,4	5,80	26,79	10,00	20,49	5,00	5,00	1,67	41,80	16,7
NF	16/07/2020	8,4	5,38	26,53	15,00	20,49	4,00	4,00	1,82	48,11	24,1
NF	23/07/2020	8,1	5,70	26,79	10,00	27,43	10,00	5,00	1,89	48,04	12,8
TB/S	09/07/2020	8,7	6,52	28,84	10,00	27,60	10,50	17,50	1,81	36,20	5,2
TB/S	16/07/2020	8,6	6,33	27,79	11,00	24,42	10,00	15,00	1,73	37,38	6,0
TB/S	23/07/2020	8,0	6,20	27,61	10,00	23,92	13,00	10,00	2,82	37,17	6,5
TB/NF	09/07/2020	8,5	8,13	39,99	15,00	26,93	11,00	11,30	2,25	56,43	10,1
TB/NF	16/07/2020	8,4	8,18	39,99	13,00	29,74	12,20	12,00	2,68	55,00	9,1
TB/NF	23/07/2020	8,2	8,07	40,53	13,50	26,67	12,50	12,50	3,23	50,89	8,1

Tableau 2.b : Dosage des ETM dans les eaux d'irrigation de la Campagne 2

Qualité d'eau	Date de prélèvement	Cd	Co	Cr	Ni
S	09/07/2020	ND	ND	0,01	0,01
S	16/07/2020	ND	ND	0,01	0,01
S	23/07/2020	ND	ND	0,01	ND
TB	09/07/2020	0,01	0,08	0,05	0,13
TB	16/07/2020	0,02	0,07	0,05	0,18
TB	23/07/2020	0,01	0,07	0,06	0,19
UF	09/07/2020	0,01	0,09	0,03	0,16
UF	16/07/2020	0,02	0,07	0,06	0,15
UF	23/07/2020	0,01	0,04	0,05	0,13
NF	09/07/2020	ND	ND	0,02	0,02
NF	16/07/2020	ND	ND	0,03	0,03
NF	23/07/2020	ND	ND	0,04	0,04
TB/S	09/07/2020	ND	0,03	0,02	0,08
TB/S	16/07/2020	ND	0,03	0,02	0,09
TB/S	23/07/2020	ND	0,02	0,07	0,08
TB/NF	09/07/2020	ND	0,03	0,05	0,11
TB/NF	16/07/2020	ND	0,01	0,04	0,09
TB/NF	23/07/2020	ND	0,02	0,05	0,11

Annexe 5

Données brutes des caractéristiques physico-chimiques des sols.

Tableau 1 : Résultats détaillés des caractéristiques physico-chimiques des sols cultivés.

	pH	CEe (dS/m)	Cl ⁻ (méq/l)	HCO ₃ ⁻ (méq/l)	SO ₄ ²⁻ (méq/l)	Ca ²⁺ (méq/l)	Mg ²⁺ (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cd (mg/kg)	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)
S	7,4	5,27	33,89	4,00	14,68	14,50	7,50	0,56	30,12	0,81	2,06	3,56	1,59
S	7,9	5,21	33,74	5,00	14,78	12,00	10,00	0,33	30,59	0,78	1,73	3,23	2,07
S	7,3	5,27	33,89	4,50	15,56	10,50	9,00	0,53	32,51	0,83	1,21	3,14	2,77
S	7,2	5,22	30,99	4,00	17,61	15,00	11,50	0,54	27,72	0,61	2,02	3,77	2,04
S	7,5	5,25	33,84	4,50	15,00	12,33	8,83	0,48	31,07	0,78	1,20	3,67	3,53
TB	8,7	11,79	54,99	10,00	52,43	45,00	14,50	0,68	51,87	0,96	1,50	5,06	3,65
TB	8,6	10,06	40,89	12,50	51,01	36,00	19,00	0,59	51,02	0,98	1,82	5,30	3,39
TB	8,8	11,01	76,14	10,00	23,52	41,50	13,50	0,60	51,87	0,96	2,27	4,91	3,31
TB	8,4	10,74	46,69	13,50	46,52	36,00	12,50	0,49	53,32	0,95	1,75	5,20	3,34
TB	8,4	11,01	40,89	10,00	52,43	36,00	13,50	0,49	51,87	0,93	1,53	5,60	3,81
UF	8,3	8,69	39,89	7,00	39,58	40,00	5,00	0,54	43,07	0,90	1,59	4,59	2,95
UF	8,1	8,20	40,89	7,50	37,15	21,00	16,50	0,34	42,51	0,90	1,74	4,09	2,52
UF	8,2	8,55	39,09	12,00	33,37	40,50	14,50	0,59	28,39	0,83	1,85	4,61	3,14
UF	8,4	8,01	46,53	7,50	26,91	24,00	13,50	0,59	39,67	0,86	1,85	4,00	2,77
UF	8,2	8,10	36,79	4,00	39,24	25,00	10,50	0,42	45,25	0,81	1,52	4,02	2,58
NF	8,2	6,75	29,84	4,00	33,82	17,50	12,00	0,58	37,65	0,65	1,54	3,92	2,80
NF	8,4	6,88	31,74	3,50	34,39	20,00	12,00	0,32	34,59	0,44	1,53	4,37	2,39
NF	8,2	6,26	29,89	3,50	32,11	21,50	9,50	0,40	33,10	0,53	1,15	4,13	2,39
NF	8,4	6,87	46,35	4,00	19,48	11,00	6,50	0,59	50,43	0,62	1,27	4,05	2,71
NF	8,4	6,55	29,89	4,00	33,44	7,50	7,50	0,62	52,78	0,50	1,31	4,58	2,53
OI	7,3	1,30	5,51	5,00	2,99	5,50	1,50	0,18	7,90	0,41	1,11	3,34	2,36
OI	7,2	1,63	7,89	2,50	4,49	4,50	2,50	0,22	8,51	0,39	0,96	2,74	1,17
OI	7,4	1,65	6,92	4,00	5,60	6,50	2,00	0,19	7,45	0,30	1,20	3,10	2,10
OI	7,2	7,31	1,53	6,77	3,83	4,36	2,00	0,20	7,95	0,39	0,80	3,48	0,88
OI	7,3	1,65	5,51	4,00	5,60	4,50	2,00	0,20	7,45	0,38	1,01	3,16	3,29

Tableau 2 : Résultats détaillés des caractéristiques physico-chimiques des sols nus.

	pH	CEe (dS/m)	Cl ⁻ (méq/l)	HCO ₃ ⁻ (méq/l)	SO ₄ ²⁻ (méq/l)	Ca ²⁺ (méq/l)	Mg ²⁺ (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cd (mg/kg)	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)
S	7,2	6,01	43,99	2,5	13,47	23,50	9,50	0,69	30,03	ND	1,97	5,21	6,37
S	7,3	6,17	43,53	3,00	17,71	22,00	7,50	0,67	34,54	ND	0,74	3,01	2,86
S	7,5	6,18	43,71	3,00	18,23	20,00	6,00	0,62	38,67	ND	1,03	4,76	3,61
S	7,5	5,95	36,66	2,50	15,63	21,00	7,50	0,58	30,26	ND	0,77	3,77	3,52
S	7,6	6,05	48,99	2,50	13,78	22,50	5,00	0,69	37,44	ND	0,62	4,01	2,05
TB	8,3	21,92	142,41	11,00	59,13	5,00	1,50	1,89	202,76	ND	0,90	3,02	2,88
TB	8,1	21,83	154,99	3,00	64,33	8,50	6,50	1,94	201,75	ND	0,75	4,78	2,52
TB	7,8	22,7	154,33	8,50	63,89	4,00	4,50	1,72	215,91	ND	0,73	2,97	2,11
TB	7,6	22,03	151,89	10,00	59,39	4,00	4,50	1,01	210,43	ND	0,75	3,58	2,08
TB	7,8	21,1	141,89	10,00	59,03	5,00	4,00	1,90	208,28	ND	1,11	2,51	3,14
UF	7,8	19,35	143,59	7,00	43,37	3,50	3,50	1,66	187,32	ND	0,81	2,78	2,75
UF	7,9	18,77	135,99	7,00	46,74	4,00	2,50	1,61	180,20	ND	0,96	3,59	3,28
UF	7,8	19,52	141,89	8,00	42,71	4,00	3,50	1,76	187,88	ND	0,83	3,34	3,04
UF	8,1	18,47	139,09	7,00	40,19	3,50	2,00	1,79	180,05	ND	0,93	3,09	2,38
UF	8,0	18,42	140,39	7,50	40,25	2,00	2,00	1,78	182,12	ND	0,63	2,32	2,20
NF	7,7	14,09	100,72	2,50	35,86	2,50	2,00	1,43	136,02	ND	0,96	3,07	2,64
NF	7,7	14,15	109,59	3,00	32,43	9,00	3,50	1,60	129,47	ND	0,91	4,77	2,92
NF	7,7	14,52	105,49	3,00	38,16	9,00	2,00	1,53	138,24	ND	2,35	4,01	5,36
NF	7,6	14,26	108,44	2,50	35,72	9,00	4,00	1,66	129,47	ND	0,86	3,61	2,39
NF	7,8	14,2	104,34	2,50	33,89	9,00	6,00	1,54	128,77	ND	0,77	3,51	2,59
TB/S	7,9	13,09	90,24	5,00	35,59	9,00	6,00	1,55	112,84	ND	2,36	3,82	5,22
TB/S	7,9	14,05	97,29	5,00	38,58	6,50	6,00	1,45	119,65	ND	0,79	1,92	2,75
TB/S	8,1	13,72	93,06	5,00	37,50	5,00	5,00	1,59	119,14	ND	2,02	3,39	6,67
TB/S	8,1	12,55	89,99	4,00	32,78	7,00	3,00	1,19	114,81	ND	1,04	4,24	3,70
TB/S	8,0	13,62	95,49	4,50	36,25	7,50	6,00	1,78	120,24	ND	1,16	3,95	4,54
TB/NF	8,1	13,59	95,19	5,00	35,76	7,00	5,00	2,40	119,75	ND	0,95	4,31	4,06
TB/NF	8,1	14,52	99,59	5,00	39,83	8,00	3,50	2,20	130,96	ND	1,02	4,11	3,71
TB/NF	7,9	14,4	97,29	5,00	38,54	6,50	8,50	2,48	120,32	ND	0,94	3,67	3,35
TB/NF	8,0	12,4	85,81	4,50	30,69	6,00	5,50	2,00	108,05	ND	1,02	3,81	4,09
TB/NF	7,9	13	96,32	4,00	31,42	7,50	4,50	1,99	117,94	ND	0,94	4,16	3,12

Publications :

Mzahma S., Duplay J., Souguir D., Ben Amar R., Ghazi M., Hachicha M., 2023. Membrane Processes Treatment and Possibility of Agriculture Reuse of Textile Effluents: Study Case in Tunisia. *Water*. 15(7) :1430. <https://doi.org/10.3390/w15071430>. (**Facteur d'Impact 2023 : 3.530**).

Site du Journal : <https://www.mdpi.com/journal/water>

Hachicha M., Khaskoussy K., Souguir D., **Mzahma S.**, Bouhlel M., Moussa M., 2023. Innovation et expérience pratique de l'utilisation de l'eau salée au niveau de la ferme en Tunisie. Dans: Biosaline Agriculture as a Climate Change Adaptation for Food Security (Eds: Radhouane Chokrallah et Ragab Ragab), LinkSpringer , pp 47-70. DOI: 10.1007/978-3-031-24279-3_3.

Site de l'ouvrage : https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-031-24279-3_3

Souguir, D., Berndtsson, R., **Mzahma, S.**, Filali, H., Hachicha, M., 2022. *Vicia*–Micronucleus Test Application for Saline Irrigation Water Risk Assessment. *Plants*. 11, 462. <https://doi.org/10.3390/plants11030462>. (**Facteur d'Impact 2022 : 3.93**).

Site du Journal : <https://www.mdpi.com/journal/plants>

Souguir D., **Mzahma S.**, Filali H., Zouari M., Hachicha M., 2021. Effets combinés du cadmium et de la salinité sur les paramètres morphologiques et génotoxiques de *Vicia faba* L. Annales de l'INRGREF 22, 1-17 (p ISSN 1737-0515).

Site du Journal : <http://www.inrgref.agrinet.tn/fr/?p=12>

Communications scientifiques :

Valorisation dans l'irrigation de sols agricoles des effluents traités de l'industrie textile : effets sur le sol et une plante fourragère : *Sesbania bispinosa* (Mzahma S., Souguir D., Ben Amar R., Duplay J., Hachicha M). Poster à « Water Expo 2022 » Ariana, Tunisie, 16-17 Mars 2022.

Perspectives de valorisation agricole des effluents textiles traités (Mzahma S., Souguir D., Ben Amar R., Ghazi M., Duplay J., Hachicha M.). Communication orale à « Journée Scientifique thématique - Les eaux usées traitées en agriculture : Opportunités, innovations et rôle de la recherche agricole » Nabeul, Tunisie, 31 Mai 2022.

Possibility of agricultural valorization of treated textile effluents: effects on the soil and a fodder plant (Mzahma S., Souguir D., Ben Amar R., Duplay J., Hachicha M.). Poster à « International conference on Soil & Water Resources Management for Combating Desertification in Drylands under Climate Change – SWDCC 2022 » Djerba, Tunisie, 14-17 Juin 2022.

Optimization scenario of a treated textile effluents (Mzahma S., Souguir D., Ben Amar R., Duplay J., Hachicha M.). Communication orale à « The 8Th Maghreb Conference on Desalination and Water Treatment (CMTDE 2022) » Hammamet, Tunisie, 19-22 Décembre 2022.

Les effluents textiles, un danger a maitriser : Valorisation agricole des effluents textiles traités (Mzahma S., Duplay J., Hachicha M.). Poster à « Water Expo 2023 » Ariana, Tunisie, 09-10 Mars 2023.