جامعة سيدي محمد بن عبد الله بفاس
ⵜⴰⵙⴷⴰⵡⵉⵜ ⵙⵉⴷⵉ ⵎⵓⵃⴰⵎⵎⴷ ⵏ ⵄⴰⴱⴷⵍⵍⴰⵀ ⴱ ⴼⴰⵙ
UNIVERSITÉ SIDI MOHAMED BEN ABDELLAH DE FES

كلية العلوم ظهر المهراز فاس
ⵜⴰⵖⵡⵍⵍⵉⵜ ⵏ ⵜⵣⵔⴼⵜ ⴰⴼⴷⵓⴷ ⵏⵜⴼⵓⵔⴰⵙ ⴼⴰⵙ
FACULTE DES SCIENCES DHAR EL MAHRAZ FES

N° d'ordre : 14/2023

Centre des Etudes Doctorales : Sciences et Technologies et Sciences Médicales

Discipline : Chimie Biologie

Spécialité : **Gestion et Valorisation des Bioressources**

Laboratoire : Ingénierie, d'Electrochimie, de Modélisation et d'Environnement

Thèse pour l'obtention de DOCTORAT

Etude des impacts des eaux polluées utilisées en irrigation sur les sols, les cultures et lixiviation des métaux lourds par bioremédiation (cas d'Oued Fès)

Préparée par : FAOUZI Jihan

Soutenue le 18/02/2023 devant le jury :

TALEB Mustapha	PES	Faculté des sciences Dhar El Mahraz Fès	Président
FAHIM Mohammed	PES	Faculté des sciences de Meknès	Rapporteur
TALEB Abdeslam	PES	Faculté des sciences et techniques de Mohammedia	Rapporteur
BEKKARI Hicham	PES	Faculté des sciences Dhar El Mahraz Fès	Rapporteur
BELMAJDOUB Abdelaly	PES	Faculté des sciences Dhar El Mahraz Fès	Examinateur
LHASSANI Abdelhadi	PES	Faculté des sciences et techniques de Fès	Examinateur
CHAOUCH Mehdi	PES	Faculté des sciences Dhar El Mahraz Fès	Invité
ELOUTASSI Noureddine	PES	Centre régional des métiers de l'éducation et de la formation Fès	Co-directeur de thèse
LAHKIMI Amal	PH	Faculté des sciences Dhar El Mahraz Fès	Directeur de thèse

Dédicace

À mes deux ailes :

De tous les parents vous êtes les meilleurs. Une source inépuisable de tendresse et de sacrifice.
Vos prières et bénédictions est la plus douce consolation qui fait disparaitre mon désespoir.

À mes deux lumières :

Mon mari et ma petite fille, je remercie DIEU de vous avoir dans ma vie. Mon attachement à vous m'a encouragée à poursuivre mon rêve qui est né de vous et pour vous.

À ma force :

Tous les membres de ma famille et celle de mon mari qui m'écoutent attentivement. Votre amour me procure de la confiance et de la stabilité dans ma vie personnelle autant que professionnelle.
Vous avez tout mon respect et je vous suis fortement reconnaissante.

À ma source de motivation :

Mes amis et mes collègues qui ne cessent de me conseiller et de m'épauler, vos sourires me réinventent quand je suis épuisée et illuminent mon chemin quand je m'éteins.

À mes leaders :

Mes professeurs, ma source d'inspiration. J'espère que ce travail répond à vos attentes de pédagogie et de qualité.

À vous tous :

Je vous porte dans mon cœur et j'espère ne jamais vous décevoir.
Sachez qu'aucune dédicace ne peut vous exprimer ma gratitude de vous avoir dans ma vie, ne me lâchez jamais.

Remerciements

Ce travail a été réalisé au Laboratoire d'Ingénierie, d'Electrochimie, de Modélisation et d'Environnement LIEME de la Faculté des Sciences Dhar El Mahraz de Fès, en collaboration avec plusieurs personnes auxquelles je tiens à exprimer ma profonde gratitude.

A ma Directrice de Thèse Madame **LAHKIMI Amal**, professeur de la Faculté des Sciences Dhar El Mahraz de Fès : pour votre confiance, générosité, disponibilité, accompagnement et encadrement. Vous m'avez apporté énormément de soutien, d'appui et d'encouragement tout au long de ces années de recherche. Vos critiques judicieuses, vos attentions inlassables, votre soutien moral, vos qualités humaines et professionnelles et votre enthousiasme de recherche ont instauré une ambiance propice au travail.

Mes sincères remerciements vont également au Professeur **CHAOUCH Mehdi,** mon ex-directeur de thèse le parrain de ce travail. J'en porte en moi une grande gratitude, reconnaissance et honneur d'être votre étudiante et être sous vos ailes qui m'ont apportées des connaissances pertinentes et judicieuses.

A mon Co-encadrant de thèse Monsieur **ELOUTASSI Noureddine,** professeur au Centre Régional des Métiers de l'Education et de la Formation Fès : pour votre dévouement, accompagnement, disponibilité et soutien incessants. Votre savoir-faire et savoir-être m'ont appuyés pour la réalisation de ce travail, je vous remercie du fond du cœur.

A mon Président de jury, le professeur **TALEB Mustapha,** directeur de la formation doctorale « *Ressources Naturelles Environnement et Développement Durable* » et professeur émérite à la Faculté des Sciences Dhar El Mahraz de Fès : vous me faites le grand honneur et fierté de juger mon travail et de présider le jury de cette thèse. Veuillez trouver ici la marque de ma gratitude et de mon profond respect.

J'adresse également mes remerciements à Monsieur **FAHIM Mohammed**, professeur à la Faculté des sciences de Meknès, Monsieur **TALEB Abdeslam,** professeur à la Faculté des sciences et techniques de Mohammedia, Monsieur **BEKKARI Hicham** et Monsieur **BELMAJDOUB Ali,** professeur à la Faculté des sciences Dhar El Mahraz Fès et Monsieur **LHASSANI Abdelhadi,** professeur à la Faculté des sciences et techniques de Fès de votre disponibilité et d'avoir accepté de juger ce travail.

J'exprime ma reconnaissance au Professeur **LABAIOUI Amal** au Centre Régional de la Recherche Agronomique Meknès, pour la confiance que vous m'avez témoignée en m'accueillant au sein de votre laboratoire des analyses du sol, eau et plante d'Institut National de la Recherche Agronomique.

Un grand merci au **Dr. ALLALI Aimad, Dr. REZOUKI Sanae** et **Dr. BEN ABBOU Mohamed** pour vos conseils et aides inconditionnels.

Je tiens à remercier vivement notre équipe de recherche et mes chers collègues ainsi que toute personne qui m'a soutenue et encouragée et ayant participée de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

RESUME

L'utilisation des eaux urbaines polluées d'origine domestique et industrielle en irrigation est un risque sanitaire qui peut atteindre les cultures ainsi que les êtres vivants.

L'objet de cette étude est d'évaluer en premier lieu, l'application de la gestion des déchets et la mise en application du développement durable (DD) dans les industries situées aux quartiers Dokkarat et Ain Nokbi qui se trouvent près d'Oued Fès. Cette évaluation est basée sur une enquête descriptive. L'évaluation physico-chimique et microbiologique en deux saisons hiver et été des différents types d'eau d'irrigation : les eaux d'oued Fès en amont et en aval reconnues comme polluées, les eaux usées traitées (EUT) de la station d'épuration de la ville de Fès, les eaux de puits et les eaux d'Oued Bitit situées dans la province de Séfrou sur les sols et les cultures. Ainsi que le traitement des métaux lourds des eaux contaminées par bioremédiation en utilisant *Pseudomonas fluorenscens, Clostridium butyricum* et *Aspergillus niger.*

Les résultats démontrent que la mise en œuvre du DD est limitée et que les industries en question ont une mauvaise gestion de leurs déchets. En effet, la qualité des eaux d'Oued Fès en aval (EOFA) et des EUT est médiocre en saison estivale : la DCO, la DBO_5, l'azote et les chlorures dépassent les normes marocaines. Les sols irrigués par ces eaux ont un pH peu alcalin dans les deux saisons, la matière organique est plus importante et une salinité légèrement élevée dans les sols irrigués par les EOFA. En revanche, les éléments fertilisants des sols N, P, K ont des concentrations plus élevées. Les concentrations des éléments métalliques Cd, Cu, Ni, Cr et Pb des EOFA et EUT dépassent le seuil critique. Pour les sols irrigués par ces eaux, la pollution est plus importante. Cette contamination a pu atteindre les oliviers irrigués par EOFA principalement en Pb, Cu et Zn, le cardon et l'aubergine ont eu une absorbation excessive du Cd et Pb. Au point de vue microbiologique, une contamination dépasse les normes de l'OMS par les coliformes dans les eaux, sols, aubergine et cardon, à l'exception des eaux d'Oued Bitit. Pour les Œufs d'helminthes en hiver, ils sont plus nombreux dans les sols par rapport aux eaux d'irrigation. La Salmonella été présente uniquement dans les EUT en été. Le Vibrion Cholérique est présent dans les eaux, les sols irrigués et il est transmis au niveau des cardons et aubergines irrigués pas ces eaux.

Le traitement de certains éléments chimiques par bioremédiation a montré que les oligoéléments Ca 63% et Mg 58% et les métaux lourds surtout Cr 44% et Pb 36% sont les mieux dégradés par *Pseudomonas fluorenscens* et que les éléments chimiques comme S, Cu, Zn, Pb et Al sont les mieux dégradés par *Clostridium butyricum.* Le couplage des deux bactéries est plus efficace pour certains oligoéléments comme (Ca et Mg) et le métal lourd Pb mais pas pour d'autres. La lixiviation par *Aspergillus niger* est très prometteuse par rapport aux bactéries. La majorité des métaux lourds sont biodégradés à plus de 50%. Les cellules immobilisées d'*Aspergillus niger* sont beaucoup plus efficaces par exemple le métal le plus toxique Cr est degradé de 84% en revanche, avec les cellules libres on trouve un taux d'abatement que 61%.

Les fractions des métaux associées aux organiques et aux oxydes/hydroxyde sont les plus solubles alors que la fraction résiduelle reconnue non ou peu mobile n'était pas dissoute. La distribution géochimique a un effet considérable sur la solubilité des oligoéléments. Cette biotechnologie prometteuse participe à la préservation de l'environnement et rejoint la voie du DD que les industries doivent suivre pour minimiser les polluants depuis leur source.

Mots clés : Eaux d'irrigations, oligoéléments, métaux lourds, sol, cultures, microorganisme, bioremédiation

ABSTRACT

The use of polluted urban water of domestic and industrial origin in irrigation is a health risk that can affect crops and living beings.

The purpose of this study is to evaluate first, the application of waste management and the implementation of sustainable development (SD) in industries located in the districts Dokkarat and Ain Nokbi which are near Oued Fès. This evaluation is based on a descriptive survey. The physico-chemical and microbiological evaluation in two seasons winter and summer of the different types of irrigation water: the waters of Oued Fès upstream and downstream recognized as polluted, the treated wastewater (EUT) of the treatment plant of the city of Fès, the well waters and the waters of Oued Bitit located in the province of Sefrou on the soils and crops. As well as the treatment of heavy metals in contaminated waters by bioremediation using Pseudomonas fluorenscens, Clostridium butyricum and Aspergillus niger.

The results show that the implementation of SD is limited and that the industries in question have poor waste management. Indeed, the quality of the water of Oued Fes downstream (EOFA) and TMEs is poor in the summer season: COD, BOD5, nitrogen and chlorides exceed Moroccan standards. The soils irrigated by these waters have a low alkaline pH in both seasons, organic matter is higher and salinity is slightly higher in the soils irrigated by the EOFA. On the other hand, the soil fertilizer elements N, P, K have higher concentrations. The concentrations of the metal elements Cd, Cu, Ni, Cr and Pb in EOFA and EUT exceed the critical threshold. For the soils irrigated by these waters, the pollution is more important. This contamination could reach the olive trees irrigated by EOFA mainly in Pb, Cu and Zn, the cardoon and eggplant had an excessive absorption of Cd and Pb. From the microbiological point of view, contamination exceeded WHO standards by coliforms in water, soil, eggplant and cardoon, with the exception of water from Oued Bitit. For the eggs of helminths in winter, they are more numerous in soils compared to irrigation waters. Salmonella was present only in TMEs in summer. Cholera Vibrio is present in water and irrigated soils and is transmitted to cardoons and eggplants irrigated by these waters.

The treatment of some chemical elements by bioremediation showed that trace elements Ca 63% and Mg 58% and heavy metals especially Cr 44% and Pb36% are best degraded by Pseudomonas fluorenscens as and that S, Cu, Zn, Pb and Al are best degraded by Clostridium butyricum. The coupling of the two bacteria is more efficient for some trace elements like (Ca and Mg) and the heavy metal Pb but not for others. Leaching by Aspergillus niger is very promising compared to bacteria. The majority of heavy metals are biodegraded at more than 50%. Immobilized cells of Aspergillus niger are much more efficient for example the most toxic metal Cr 84% than free cells Cr 61%.

The metal fractions associated with organics and oxides/hydroxides are the most soluble while the residual fraction known to be non or poorly mobile was not dissolved. The geochemical distribution has a considerable effect on the solubility of trace elements. This promising biotechnology participates in the preservation of the environment and joins the path of SD that industries must follow to minimize pollutants from their source.

Keywords: Irrigation water, heavy metals, soil, crops, microorganism, bioremediation

Articles

Faouzi, J., Rezouki, S., Bourhia, M. et al. (2023). Assessment of impacts of industrial effluents on physico-chemical and microbiological qualities of irrigation water of the Fez Rriver, Morocco. **Environmental Geochemistry and Health**. https://doi.org/10.1007/s10653-022-01449-9

Faouzi, J., Kaioua, S., Allali, A., Eloutassi, N., Lahkimi, A. (2022). Impact of Irrigation Water on Heavy Metal Content in Irrigated Soils and Plants – Spatial and Vertical Distribution**. Ecological Engineering & Environmental Technology**, 23(5), 91-98. https://doi.org/10.12912/27197050/151759

Faouzi, J., Bedoui, I., Rezouki, S., Moubchir, T., Allali, A., EloutassI, N., Lahkimi, A. (2023). Vertical Transfer of Bacteriological and Parasitological Pollutants from Irrigation Water to Soil and Crops. **Ecological Engineering & Environmental Technology**, 24(1), 93-103. https://doi.org/10.12912/27197050/154917

Zahra, E., Ihsane, O., **Jihan, F**., Abdeslam, A., Amal, S., Fouzia, N. ... Abdelaziz, C. (2022). Identification of Groundwater Quality by Statistical Methods and a Mathematical Method in the Khemisset–Tiflet Region. **Ecological Engineering & Environmental Technology**, 23(4), 115-124. https://doi.org/10.12912/27197050/150365

Communications Internationales

Faouzi Jihan, Eloutassi Noureddine, Moukhaliss Mehdi, Louasté Bouchra, Lahkimi Amal, Chaouch Mehdi. DECHETS INDUSTRIELS ET LE RISQUE AU DEVELOPPEMENT DURABLE. ECGP14IMT, LILLE DOUAI France. Le 5-7/12/2017. **Orale**

Faouzi Jihan, Louasté Bouchra, Moukhaliss Mehdi, Chaouch Mahdi, Eloutassi Noureddine. RISQUE ENVIRONNEMENTAL ET ECOLOGIQUE DU SECTEUR DES PLANTES AROMATIQUES ET MEDICINALES AU MAROC Biotech2017, Fès Maroc. 22-25/11/2017. **Affichée**

Faouzi Jihan, Labaioui Amal, Chaouch Mahdi, TALEB Mustapha, Eloutassi Noureddine. EFFET D'IRRIGATION PAR LES EAUX D'OUED FES SUR LA FERTILITE DES SOLS. Biotech 2020, Fès Maroc. Le 29/02/2020. **Affichée**

Communications Nationales

Faouzi Jihan, Ben Abbou Mohammed, Majbar Zineb, Chaouch Mehdi, Eloutassi Noureddine. CARACTERISTIQUES MICROBILOGIQUES DES EAUX D'OUED FES UTILISEES EN IRRIGATION. RNE'10, Ifrane Maroc. Le 18-19/04/2019. **Orale**

Faouzi Jihan, Metarfi Yousra, Louasté Bouchra, Tlmecani Sra, Majbar Zineb, Chaouch Mehdi, Eloutassi Noureddine. MISE EN ŒUVRE DU DEVELOPPEMENT DURABLE ET GESTION DES DECHETS DANS LES INDUSTRIES ET HOPITAUX DE LA VILLE DE FES. RNE'10, Ifrane Maroc. Le 18-19/04/2019. **Affichée**

Faouzi Jihan, Ben Abbou Mohammed, Louasté Bouchra, Chaouch Mehdi, Taleb Moustapha, Eloutassi Noureddine. TRANSFERT VERTICAL DES METAUX LOURDS DANS LES SOLS ET JUSQU'AU PLANTES IRRIGUES PAR OUED FES. 2RN, Séfrou Maroc. Le 27/11/2019. **Orale**

Faouzi Jihan, Lahkimi Amal, Eloutassi Noureddine. BONNES PRATIQUES POUR UNE UTILISATION FIABLE DES EAUX USEES TRAITEES EN IRRIGATION. 3RN, Séfrou Maroc. Le 28/10/2021. **Orale**

LISTE DES ABREVIATIONS

AC	Acide citrique
ACP	Analyse en Composantes Principales
AG	Acide gluconique
A.niger	*Aspergillus niger*
CE	Conductivité électrique
C.butyricum	*Clostridium* butyricum
Cl^-	Chlorure
CT	Coliformes totaux
CTT	Coliformes ThermoTolérants
CURI	Centre Universitaire Régional d'Interface
DBO	Demande Biochimique en Oxygène
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DD	Développement Durable
DRA	Direction Régionale de l'Agriculture
EOFA	Eaux d'Oued Fès en Aval
EU	Eaux Usées
EUT	Eaux Usées Traitées
FAO	Organisation pour l'alimentation et l'agriculture
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
L	Perméat de lactosérum
LC	Matière lignocellulosique
MO	Matière Organique
NK	Azote Kjeldahl
NM	Norme Marocaine
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONG	Organisation Non Gouvernementale
P. fluorescens	*Pseudomonas* fluorescens

PIB	Produit Intérieur Brut
RADEEF	Régie Autonome Intercommunale de Distribution d'eau et d'Electricité de Fès
STEP	Station d'Épuration des Eaux usées
SIREDD	Systeme d'Information Regional de l'Environnement et du Developpement Durable
TDS	Total Dissolved Solids
WHO	World Health Organization

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Carte géologique de la région de Fès. Etude du schéma régional d'aménagement du territoire de la région Fès- Boulemane / URAM Intl- 2013..... 8
Figure 2 : Oued Fès traversant l'ancien Médina..... 9
Figure 3 : Carte représentant les ressources en eaux de surface de la région Fès-Meknès (SIREDD, région Fès-Meknès)..... 11
Figure 4 : Différents paramètres climatiques de la ville de Fès : température, précipitations, humidité et jours de pluie de la période 1991 – 2021, sauf pour les heures de soleil considérées pour la période 1999 – 2019 (climate-data.org)..... 13
Figure 5 : Carte représentant les différentes zones industrielles dans la région Fès-Meknès (SIREDD, région Fès-Meknès)..... 14
Figure 6 : Le triptyque du développement durable vu de façon complète par l'IFEN, 2003..... 18
Figure 7 : les différents processus d'épuration d'eau (Arora et al., 2020) 44
Figure 8 : Zone industrielle Dokkarat située à côté du Oued Jawahir (Oued Fès en amont) 55
Figure 9 : Quartier industriel Ain Nokbi situé à côté d'Oued Boukrareb (Oued Fès en aval) 56
Figure 10 : Niveau de connaissance du concept du développement durable 60
Figure 11 : Tannerie étalant des peaux d'animaux au bord de la route 63
Figure 12 : Niveau de qualification des industries pour la gestion des déchets..... 64
Figure 13 : Résidus des huileries entreposés à l'entrée de l'entreprise..... 67
Figure 14 : Poubelles industrielles mises à disposition pour les industries. 67
Figure 15 : Carte présentant les emplacements géographiques des parcelles étudiées (P, S1, S2, S3 et S4)..... 75
Figure 16 : Echantillons de sols laissés sécher à l'aire au laboratoire d'Ingénierie, d'Electrochimie, de Modélisation et d'Environnement, FSDM, Fès 80
Figure 17 : Mesure pH-KCl du sol au laboratoire INRA..... 81
Figure 18 : Agitateur va-et-vient programmable au laboratoire INRA 82
Figure 19 : Prélèvement des échantillons de sol par la tarière en acier inoxydable à la parcelle S3 irriguée par EU..... 83
Figure 20 : Four à moufle modèle Vulcan 3-550 PD au laboratoire INRA au laboratoire INRA..... 84
Figure 21 : Œufs d'helminthes sous microscope photonique. A = œuf d'helminthe; B = bulle d'air..... 86
Figure 22 : Colonies des coliformes sur le milieu Désoxycholate lactose agar (DLA)..... 88
Figure 23 : Colonie de vibrions cholériques sur le milieu EPA (eau peptonée alcaline) puis isolement sur gélose GNAB..... 89
Figure 24 : Colonies de salmonelles sur le milieu sur gélose Hektoen..... 90
***Figure 25 :** Températures mesurées dans les eaux d'irrigation en hiver et en été 92*
Figure 26 : pH et conductivité mesurés dans les eaux d'irrigation en hiver et en été (P= eaux de puits ; S1=eaux d'Oued Bitit ; S2=eaux d'Oued Fès en amont ; S3=Eaux d'Oued Fès en aval EOFA et S4=EUT)..... 93
***Figure 27 :** Diagramme de Wilcox (1948) présentant la qualité des eaux d'irrigation,..... 95*
Figure 28 : DCO et la DBO5 en mg/L mesurés dans les eaux d'irrigation en hiver et en été (P= eaux de puits ; S1=eaux d'Oued Bitit ;S2=eaux d'Oued Fès en amont ; S3=Eaux d'Oued Fès en aval EOFA et S4=EUT) 96
Figure 29 : Azote NK et Chlorure Cl- en mg/L mesurés dans les eaux d'irrigation en hiver et en été : P= eaux de puits ; S1=eaux d'Oued Bitit ; S2=eaux d'Oued Fès en amont ; S3=Eaux d'Oued Fès en aval EOFA et S4=EUT 98
Figure 30 : Analyse en Composantes Principales dans le plan factoriel Dim 1-Dim 2 (espace des variables). 100
Figure 31 : Répartition des stations d'étude selon le plan factoriel Dim 1-Dim2 101
Figure 32 : pH-eau et pH-KCl des sols urbains (P et S2) périurbaines (S3 et S4) et rural (S1). 102
Figure 33 : Conductivité électrique du sol dans les différentes parcelles étudiées en hiver et en été..... 104
Figure 34 : MO des sols des cinq parcelles étudiées calculées dans les deux saisons..... 105
Figure 35 : Teneur en potassium échangeable dans les sols des terrains étudiés en ppm en hiver et en été. 107
Figure 36 : Teneur en phosphore assimilable dans les sols des terrains étudiés en ppm en hiver et en été..... 108
Figure 37 : Teneur en nitrate dans les sols des terrains étudiés en ppm en hiver et en été..... 109
Figure 38 : Analyse en Composantes Principales dans le plan factoriel Dim 1-Dim 2 (espace des variables). 112

Figure 39 : Répartition des stations d'étude selon le plan factoriel Dim 1-Dim2 113
Figure 40 : Concentrations de Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn en mg/L dans l'aubergine irriguée par les eaux de puits : P ; Oued Bitit : S1 ; Oued Fès en amont : S2 ; EOFA : S3 et EUT :S4. 120
Figure 41 : Concentrations de Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn en mg/L dans le cardon irrigué par les eaux de puits : P ; Oued Bitit : S1 ; Oued Fès en amont : S2 ; EOFA : S3 et EUT : S4. 121
Figure 42 : Concentration des coliformes totaux et thermotolérants en UFC/100ml trouvés dans la culture du cardon dans les cinq parcelles : P : parcelle irriguée par l'eau du puits ; S1 : parcelle irriguée par l'eau de l'Oued Bitit ; S2 : parcelle irriguée par l'..... 129
Figure 43 : Concentration des coliformes totaux et thermotolérants en UFC/100ml trouvés dans la culture d'aubergines dans les cinq parcelles : P : parcelle irriguée par l'eau du puits ; S1 : parcelle irriguée par l'eau de l'Oued Bitit ; S2 : parcelle irriguée par 130
Figure 44 : système BAX pour l'identification des microorganismes 137
Figure 45 : Clostridium butyricum observation au laboratoire sous microscope optique (x 400) 139
Figure 46 : Souche Pseudomonas fluorescens au laboratoire. a : Observation à l'œil nu. b : observation sous microscope optique (x 400) 140
Figure 47 : Souche Aspergillus niger isolée à partir des eaux d'Oued Fès : A : observation à l'œil nu. B : observation sous microscope optique (x 400)..... 141
Figure 48 : Bioréacteur de la dégradation biologique des résidus liquides dilués..... 145
Figure 49 : Champignon Aspergillus niger utilisé dans la remédiation biologique. 145
Figure 50 : Photo électronique d'une bulle d'alginate de calcium contenant le concentré immobilisé d'Aspergillus niger. a: après 1 cycle, b: après 6 cycles. c: détail de la surface du bulle b. (Wild MPS 45 / MPS 51 S.) Curseur = 0,1 mm...... 146
Figure 51 : Schéma général des cinq étapes pour traitement par bioremédiation 149
Figure 52 : Dénombrement de l'Aspergillus niger dans les eaux d'irrigation (S3=Eaux et sol d'Oued Fès en aval EOFA et S4= Eaux et Sol des EUT)...... 150
Figure 53 : Evolution du substrat à base de matière lignocellulosique (LC) en présence de A. niger, C. butyricum et P. fluorescens. 151
Figure 54 : Evolution du substrat à base de perméat de lactosérum (L) en présence d'A. niger, C. butyricum et P. fluorescens. 152
Figure 55 : Evolution du pH dans les cultures à base de perméat de lactosérum et de matière lignocellulosique (L et LC) en présence d'A. niger...... 153
Figure 56 : Evolution du pH dans les cultures à base de perméat de lactosérum et de matière lignocellulosique (L et LC) en présence de P. fluorescens..... 153
Figure 57 : Evolution du pH dans les cultures à base de de perméat de lactosérum et de matière lignocellulosique (L et LC) en présence de C. butyricum..... 154
Figure 58 : Evolution de la biomasse des trois microorganismes dans le substrat de matière lignocellulosique en g/L..... 155
Figure 59 : Evolution de la biomasse des trois microorganismes dans le substrat de perméat de lactosérum en g/L..... 156
Figure 60 : Evolution de la production de l'acide citrique par les trois organismes et dans les 2 milieux de culture L et LC..... 157
Figure 61 : Evolution de la production de l'acide gluconique par les trois organismes et dans les deux milieux de culture L et LC 158
Figure 62 : Pourcentage de lixiviation des métaux par la bactérie P.fluorescens..... 163
Figure 63 : Pourcentage de lixiviation des métaux par la bactérie C.butyricum. 166
Figure 64 : *Pourcentage de lixiviation des oligoélements et les métaux lourds par couplage des deux bactéries P.fluorescens et C.butyricum*..... 168
Figure 65 : Pourcentage de dégradation des métaux suite à la bioremediation par A.niger. 172
Figure 66 : Pourcentage de la solubilisation de quelques oligoélements et quelques métaux suite à la bioremédiation par A.niger immobilisé..... 174
Figure 67 : Distribution géochimique en pourcentage des métaux avant (AV) et après (AP) lixiviation par A.niger cellules immobilisées 180

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Résumé exhaustif des 5 enjeux et 24 axes stratégiques de la stratégie nationale du développement durable. 20
Tableau 2 : Les principales filiales agricoles 2018/2019 (Direction Régionale de l'Agriculture (DRA) - Fès-Meknès, 2021) 23
Tableau 3 : Recommandations pour la détermination de la qualité de l'eau pour l'irrigation (Ayers et Westcot, 1985) 26
Tableau 4 : Les valeurs limites marocaines des métaux lourds toxiques dans les eaux d'irrigation (Bulletin officiel, 2002) 27
Tableau 5 : Types d'industries dans les zones industrielles Dokkarat et Ain Nokbi (Ministère de l'Industrie, de l'Environnement, du Commerce et de l'Economie Numérique 2013) 55
Tableau 6 : Nombre et types d'industries dans les zones industrielles Dokkarat et Ain Nokbi qui ont répondu au questionnaire 57
Tableau 7 : Données générales sur les industries et les personnes ayant répondu à l'enquête 58
Tableau 8 : Les principes fondamentaux pour connaitre le concept du développement durable 60
Tableau 9 : Niveau Application du Développement durable en industries 61
Tableau 10 : Gestion des déchets 62
Tableau 11 : Qualité de la gestion des déchets 64
Tableau 12 : Connaissance des fondamentaux DD selon le type d'industrie et son ancienneté 65
Tableau 13 : La gestion des déchets selon le type d'industrie et son ancienneté 66
Tableau 14 : Connaissance des fondamentaux du DD selon la gestion des déchets 68
Tableau 15 : Description et localisation des sites d'échantillonnage 73
Tableau 16 : Les caractéristiques pédologiques et agronomiques des sols des parcelles étudiées (Base de données des cartes pédologiques du Maroc, IRA, (2016)). 77
Tableau 17 : Paramètres de la qualité des eaux d'irrigation en se référant à la CE et Na% des deux saisons hiver et été. 94
*Tableau 18 : Analyse de corrélation de Spearman des paramètres des eaux étudiés. *Corrélation significative au niveau de 0,05. **Corrélation significative au niveau de 0,01.* 99
Tableau 19 : Degré acido-basique des sols selon PNUD/FAO (1964) 103
Tableau 20 : Classe de la qualité des sols selon l'échelle de Durand J.H. (1983) 104
Tableau 21 : Échelle d'appréciation du degré de richesse en Potassium soluble K+ (mg/L) (Mhiri, 2002). 106
*Tableau 22 : Analyse de corrélation de Spearman des paramètres cibles dans les sols. *Corrélation significative au niveau de 0,05. **Corrélation significative au niveau de 0.01* 109
Tableau 23 : *Concentrations de Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn en mg/L dans les eaux destinées à l'irrigation en saisons sèche et de pluies* 115
Tableau 24 : Concentrations des métaux Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn en mg/L dans le sol irrigué pendant les saisons sèches et pluvieuses. 117
Tableau 25 : Concentrations des métaux Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn en mg/L dans les oliviers en période sèche et en période de pluie. 118
Tableau 26 : Micro-organismes indicateurs, coliformes totaux, coliformes thermo-tolérants et parasites, œufs d'helminthes dans les eaux d'irrigation. 123
Tableau 27 : Présence ou absence de micro-organismes pathogènes, Salmonella et Vibrio cholerae dans les eaux d'irrigation. 124
Tableau 28 : Micro-organismes indicateurs, coliformes totaux, coliformes thermo-tolérants et parasites, œufs d'helminthes dans les sols. 126
Tableau 29 : Présence ou absence de micro-organismes pathogènes, Salmonella et Vibrio cholerae dans les sols. 127
Tableau 30 : Présence ou absence de micro-organismes pathogènes, Salmonella et Vibrio cholerae dans le cardon. 131
Tableau 31 : Détection et identification de champignon Aspergillus niger par procédé BAX / PCR dans les échantillons 138

Tableau 32 : Caractéristiques des substrats source de carbone 142
Tableau 33 : Croissance de Pseudomonas fluorescens sur les différentes dilutions des EOFA. 159
Tableau 34 : Croissance de Clostridium butyricum sur les différentes dilutions des EOFA. 159
Tableau 35 : Concentrations minimales inhibitrices (g L-1) des éléments (oligoéléments et métaux lourds) pour Clostridium butyricum et Pseudomonas fluorescens après 48 h de culture. 161
Tableau 36 : *Rendement du traitement biologique (µg L-1) de quelque oligo éléments et des métaux lourds par Pseudomonas fluorescens après 30 jours d'incubation* 162
Tableau 37 : Rendement du traitement biologique (µg L-1) des oligoéléments et les métaux lourds par Clostridium.butyricum après 30 jours d'incubation 164
Tableau 38 : Rendement du traitement biologique (µg L-1) des oligoéléments et les métaux lourds par couplage de Clostridium butyricum et Pseudomonas fluorescens 167
Tableau 39 : Croissance du champignon Aspergillus niger dans les différentes dilutions et les différents échantillons 169
Tableau 40 : Concentrations minimales inhibitrices (mg/L) des oligoélements et les métaux lourds de différents échantillons pour Aspergillus niger 48 h de culture 170
Tableau 41 : Rendement du traitement biologique (mg/L) de quelques oligoéléments et métaux lourds par A.niger (cellules libres) 171
Tableau 42 : Rendement du traitement biologique (mgL-1) de quelques oligolélements et des métaux lourds par Aspergillus niger immobilisé 173
Tableau 43 *: Rendement du traitement biologique (mgL-1) des métaux lourds et Fer par A. niger (cellules immobilisées) sous pH varié (5,8 et 1)* 175
Tableau 44 : Rendement du traitement biologique (mgL-1) de quelque métaux lourds et Fer par A. niger (cellules immobilisées) sous une température variée (45, 30 et 22°c) 176
Tableau 45 : Rendement du traitement biologique (mgL-1) des métaux lourds par A.niger (cellules immobilisées) avec des concentrations des inoculums variés (1 105,2 107 et 4 109) 176
Tableau 46 : Pourcentage des fractions géochimiques des métaux avant (Av) et après (Ap) la lixiviation par A.niger cellules immobilisées 178

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE....1
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE....6
I-Approche générale de la région de Fès....7
I-1 Contexte géologique et pédologique....7
I-2 Contexte hydrologique....8
I-2-1 Eaux de surface....8
I-2-2 Eaux Souterraines....12
I-3 Contexte climatique....12
I-3-1 Température....13
I-3-2 Précipitations....13
II- Industries dans la région Fès-Meknès....13
II-1 Gestion des déchets en industrie....15
II-1-1 Les lois nationales sur les déchets....15
II-1-2 Traitement et gestion des déchets industriels....16
II-2 Développement durable en industrie....17
II-2-1 Histoire et principe du développement durable....17
II-2-2 Les piliers du développement durable....18
II-2-3 Développement durable en industrie....21
III- Agriculture dans la région Fès-Meknès....23
III-1 Agriculture urbaine et périurbaine....24
III-2 Normes et cadre légal d'utilisation des eaux destinées à l'irrigation....25
III-2-1 Valeur limite des paramètres des eaux d'irrigation....25
III-2-1-1 Paramètres physico-chimiques....25
III-2-1-2 Paramètres bactériologiques et parasitologiques....28
III-3 Cadre légal définissant les normes de qualité des eaux d'irrigation....28
IV- Eaux usées utilisées en irrigation....29
IV-1 Caractéristiques des eaux usées....29
IV-1-1 Microorganismes dans les US....30
IV-1-1-1 Bactéries....30
IV-1-1-2 Virus....30
IV-1-1-3 Protozoaires....30
IV-1-1-4 Helminthes....31
IV-1-2 Oligo-éléments et éléments traces dans les EU....31
IV-1-3 Autres caractéristiques....33

IV-1-3-1 Matière organique et matière en suspension....33
IV-1-3-2 Eléments organiques toxiques....33
IV-1-3-3 Salinité....34
IV-1-3-4 Eléments nutritifs....34
IV-2 Réutilisation des eaux usées....35
IV-3 Risques associés à la réutilisation des eaux usées....37
IV-3-1 Risques sanitaires....37
IV-3-2 Effet de l'irrigation par les EU sur les propriétés physicochimiques du sol....38
IV-3-2-1 Salinisation du sol....38
IV-3-2-2 Accumulation de métaux dans le sol....40
IV-3-3 Effets de l'irrigation par les EU sur les plantes cultivées....40
IV-3-3-1 Contamination par des métaux lourds....40
IV-3-3-2 Contamination microbienne....41
V- Traitement des eaux....41
V-1 Station d'épuration....42
V-1-1 Processus d'épuration des eaux usées....43
V-1-1-1 Prétraitements....44
V-1-1-2 Décantage primaire....45
V-1-1-3 Traitement biologique (Bassin d'aération)....45
V-1-1-4 Dégazage (La zone de dégazage)....46
V-1-1-5 La clarification (clarificateurs)....46
V-2 Traitement par bioremédiation....46
V-2-1 Qu'est-ce que la bioremédiation ?....46
V-2-2 Bioremédiation par les microorganismes....47
V-2-2-1 Principe de la bioremédiation....47
V-2-2-2 Les microorganismes utilisés en bioremédiation....49
CHAPITRE -I-....51
GESTION DES DECHETS ET DEVELOPPEMENT DURABLE EN INDUSTRIES : ETAT DES LIEUX....51
I-INTRODUCTION....52
II- MATERIELS ET METHODES....54
II-1 Méthodologie de recherche....54
II-1-1 Schéma d'étude....54
II-1-2 Zone d'étude....54
....56
II- 2 Méthodes et outils de collecte des données....56
II-2-1 Enquête qualitative....56
II-2-2 visite et découverte....57
II-2-3 Restitution et traitement des données....58

III- RESULTATS ET DISCUSSIONS.....58
III-1 Analyse descriptive 58
III-1-1-Analyse descriptive des données générales.....58
III-1-2-Analyse des Connaissances des principes fondamentaux du DD 59
III-1-3 Analyse du niveau d'application du DD 61
III-1-4 Analyse descriptive de la gestion des déchets.....62
III-1-5 Analyse descriptive de la qualité de la gestion des déchets.....63
III-2 Analyse sur la connaissance des fondamentaux du développement durable selon les types d'industries et leur ancienneté.....65
III-3 L'application de la gestion des déchets selon le type et l'ancienneté des industries.....65
.....67
III-4 Analyse du rapport entre la connaissance en développement durable et la gestion des déchets 67
IV- CONCLUSION 68
CHAPITRE -II- 70
EVALUATION VERTICALE SPATIO-TEMPORELLE DE LA QUALITE DES EAUX D'IRRIGATION SUR LES CULTURES ET LES SOLS IRRIGUÉS.....70
I-INTRODUCTION 71
II- MATERIELS ET METHODES 73
II-1 Contexte de l'étude.....73
II-1-1 Localisations et zones d'étude.....73
.....74
II-1-2 Mode d'irrigation et de cultures.....75
II-1-3 Pédologie des sols.....76
II-2 Echantillonnage et analyses physico-chimiques des eaux d'irrigation 77
II-3 Echantillonnage et caractéristiques physico-chimiques des sols 79
II- 4 Composition des métaux lourds dans les eaux, sols et plantes irrigués 82
II-4-1 Collecte et préparation des échantillons.....82
II-4-2 Analyse par l'ICP-AES.....83
II-5 Echantillonnages et analyses microbiennes et parasitaires dans les eaux d'irrigation, les sols et les plantes.....85
II-5-1 Echantillonnage pour analyse microbiologique et parasitologique.....85
II-5-2 Recherche des parasites : Œufs d'helminthes.....86
II-5-2-1 Prélèvement et analyse parasitologique des eaux d'irrigation.....86
II-5-2-2 Prélèvement et analyse parasitologique des sols 86
II-5-2-3 Prélèvement et analyse parasitologique des plantes 87
II-5-3 Recherche de Coliformes Totaux et de Coliformes Thermo-tolérants 87

a. Analyse des CT et CTT dans les eaux d'irrigation 87
b. Analyse des CT et CTT dans les sols et le cardon irrigués 87
II-5-4 Recherche des vibrions cholériques 88
II-5-5 Recherche de Salmonelles 89
II-6 Analyse statistiques 90
III- RESULTATS ET DISCUSSIONS 91
III-1 Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux utilisées en irrigation 91
III-1-1 Evaluation des propriétés physico-chimiques 91
III-1-2 Analyse des données 98
III-2 Caractéristiques physico-chimiques du sol et l'impact des eaux d'irrigation sur sa fertilité ... 102
III-2-1 pH du sol 102
III-2-2 Effet des eaux d'irrigation sur la salinité du sol 103
III-2-3 Matière organique et évolution (C/N) dans le sol 104
III-2-4 Effet des eaux d'irrigation sur la fertilité du sol (Potassium, Phosphore et Nitrate) 105
III-2-4 Analyse des données 109
III-3 Impact des eaux d'irrigation sur la teneur en métaux lourds dans sols et plantes irrigués : distribution spatiale et verticale 114
III-3-1 Teneur en métaux lourds dans les eaux destinées à l'irrigation 114
III-3-2 Teneur en métaux lourds dans les sols irrigués 116
III-4 Contamination microbienne et parasitaire dans les eaux d'irrigation, les sols et les plantes . 122
III-4-1 Contamination par les Coliformes et œufs d'helminthes dans les eaux d'irrigation 122
III-4-2 Micro-organismes pathogènes dans les eaux d'irrigation 124
III-4-3 Contamination par les Coliformes et œufs d'helminthes dans les sols irrigués 125
III-4-4 Micro-organismes pathogènes dans les sols irrigués 127
III-4-5 Contamination par les Coliformes et œufs d'helminthes dans les cultures 128
III-4-6 Micro-organismes pathogènes dans le cardon et l'aubergine. 130
IV- CONCLUSION 131
CHAPITRE –III– 134
BIOREMEDIATION PAR DES PROCÉDÉS BIOTECHNOLOGIQUES DES EAUX D'OUED FÈS CONTAMINÉES PAR DES METAUX LOURDS 134
I-INTRODUCTION 135
II- MATERIELS ET METHODES 136
II-1 Région d'étude et échantillonnage 136
II-3 Protocole expérimental pour les essais de la bioremédiation 138
II-3-1 Microorganismes utilisés pour la bioremédiation et leurs milieux de cultures 138

II-3-1-1 Bactéries Clostridium butyricum et Pseudomonas fluorescens Migula 139
II-3-1-2 Champignon Aspergillus niger.....140
II-3-2 Caractérisation des substrats utilisés comme source de carbone.....142
II-3-3 Production des acides organiques des traitements des métaux lourds 142
II-3-4 Distribution géochimique des métaux lourds par extraction séquentielle sélective (ESS) 143
II-4 Traitement par des cellules libres.....144
II-4-1 Traitement par les bactéries.....144
II-4-2 Traitement par le champignon 144
II-4-2-1 Amplification du traitement biologique des résidus liquides par des cellules immobilisées d'Aspergillus niger 146
II-4-2-2 Lixiviation des résidus sols et eaux.....146
II-4-2-3 Conditions de traitement par cellules libres et immobilisées d'Aspergillus niger 147
II-4-3 Méthodologie analytique 148
II-4-3-1 Effet du pH 148
II-4-3-2 Effet de la température 148
II-4-3-3 Effet de la dilution minimale en matière minérale.....148
II-4-3-4 Effet de la biomasse initiale de champignon 148
II-5 Méthodologie appliqué.....148
III- RESULTATS ET DISCUSIONS.....150
III-1 Dénombrement d'*Aspergillus niger* dans les eaux et sols.....150
III-2 Analyse des substrats utilisés et évolution du pH dans les milieux de culture 151
III-3 Traitements par biolixiviation.....158
III-3-1 Traitement biologique par des bactéries exogènes.....158
III-3-2 Biolixiviation par le champignon *Aspergillus niger* 169
III-3-2-1 Traitement biologique par Aspergillus niger libre.....169
III-3-2-2 Lixiviation des métaux par Aspergillus niger immobilisée 172
III-3-2-3 Optimisation du traitement par Aspergillus niger cellules libres et immobilisées.....175
III-3-2-4 Effet de la distribution géochimique des métaux sur leur extraction 177
IV- CONCLUSION 181
CONCLUSION GENERALE 183
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 188
ANNEXES 213

INTRODUCTION GENERALE

Le développement durable est un rudiment qui garantit à une société de répondre plus efficacement aux besoins du présent et du futur pour une transition plus durable. Ceci est nécessaire pour vivre dans un monde plus adéquat et préserver notre terre et ses ressources naturelles. Parmi les piliers du développement durable, il y a l'environnement. Pour limiter les impacts environnementaux, il faut préserver les écosystèmes et les ressources naturelles à long terme et assurer une qualité environnementale des activités humaines. D'ailleurs, les rejets industriels sans traitement ni gestion au préalable, peuvent être infectieux ou contenir des substances chimiques hautement toxiques qui présentent un risque de contamination important et ont des conséquences négatives pour la population et l'environnement. Lloyd-Smith & Immig (2018) affirement que l'origine de la pollution des océans est très fréquemment due à des activités industrielles ou agricoles. Mais avant la déversion dans les océans, ces eaux contaminées sont passées par les rivières, les fleuves et les oueds. Ces ressources en eau sont utilisées principalement en agriculture.

Suite à la contrainte climatique, la sécheresse et l'épuisement d'eau s'accentue au fil des années. De plus, la croissance démographique et le développement économique exercent une pression sur les ressources en eau, renouvelables mais limitées. Il est prévu qu'à l'horizon 2025, 1,8 milliard de personnes vivront dans des pays ou des régions disposant de moins de 500 m^3 d'eau renouvelable par an et par habitant (FAO, 2007 ; Hamoda 2004). Cela signifie que l'usage actuel de l'eau dans le monde dépasse largement les capacités de renouvellement des ressources hydrique (Remon, 2018). Parmi les domaines de réutilisation possible des eaux usées (EU), l'irrigation constitue le secteur le plus intéressant. En fait, l'agriculture consomme plus de 70 % des ressources en eaux, notamment dans les pays en développement (Qadir et *al*., 2007). Actuellement, les EU non traitées sont utilisées dans l'irrigation de 10 % des récoltes dans le monde (Papaiacovou, 2001 ; Scott et *al*., 2004). Certes le contenu des eaux usées constitue une valeur hydrique et un potentiel d'apport de matières fertilisantes, mais elles peuvent être également une source de pollution.

En effet, La réutilisation des effluents urbain en agriculture est un risque potentiel sanitaires et environnementaux et ainsi un risque majeur pour la santé humaine (Ndiaye et *al*., 2011 ; Jampani et *al*., 2020 ; Kumar et *al*., 2012 ; Zhou et *al*., 2016 ; Flouchi et *al*., 2021). Les conditions de culture ainsi que le contact avec les eaux usées ou le sol irrigué sont des facteurs importants qui affectent le niveau de contamination fécale des cultures irriguées par ces eaux (Forslund et *al*., 2012). Les EU contiennent tous les micro-organismes excrétés avec les matières fécales. Les bactéries pathogènes coexistent avec la flore entérique normale. Les

bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes sont les quatre types de micro-organismes principaux qui sont présents dans les EU (Belaid, 2010).

Selon Pescod (1992), les virus, les bactéries et les parasites peuvent survivre à des concentrations élevées dans les eaux usées brutes pendant plusieurs mois. L'application d'eaux usées sur les cultures, en particulier les cultures brutes, peut entraîner une contamination microbiologique et l'introduction d'organismes pathogènes dans la chaîne alimentaire. En outre, les eaux souterraines peuvent être contaminées par des éléments chimiques tels que l'azote et des agents pathogènes à cause de cette pratique. Plusieurs études ont montré que les eaux usées ont un impact négatif sur la santé (Cissé, 1997 ; Feenstra et *al.,* 2000 ; Bahri et *al.,* 2009 ; Becerra-Castro et *al.,* 2015). Le principal problème sanitaire associé à la pollution des eaux usées est celui des maladies diarrhéiques, telles que le rotavirus, le choléra et la typhoïde, qui ont tué 1,6 million de personnes en 2017 (Dadonaite, Ritchie et Roser, 2018).

Parmi les autres constituants des eaux usées à risque il y a les métaux lourds. Ils entraînent la déstructuration de cycles biochimiques complexes, ce qui peut compromettre la survie de la faune et de la flore, y inclus l'Homme (Kaluli et *al.,* 2014 ; Kayira et *al.,*2021). En effet, elles conduisent à des cas d'effets cancérigènes, de toxicité excédentaire et de génotoxicité chez les humains (Mukherjee et *al.,* 2015, Xia et *al*., 2019).

Les métaux lourds sont des polluants environnementaux en raison de leur toxicité, de leur durabilité et de leur capacité de bioaccumulation. Assurément, pour le développement des plantes le Zn et le Cu sont essentiels ; néanmoins, ils deviennent la plupart du temps néfastes à des teneurs élevées. Par ailleurs, certains métaux lourds, à savoir le cadmium, le plomb et le chrome sont même dangereux à de faibles concentrations. Le cumul des métaux lourds dans les plantes dépend de chaque espèce végétale, et leur efficacité à absorber les métaux lourds est estimée soit par l'absorption par la plante, soit par les facteurs de transmission des métaux lourds du sol à la plante (Rattan et *al*., 2005 ; Abosede et *al*., 2018). Concernant les sols, l'accumulation de métaux lourds englobe les dépôts atmosphériques provenant des rejets industriels, des gaz d'échappement et de la dégradation des véhicules, des déchets de mines et des résidus agricoles tels que les différents engrais et pesticides (Obbard, 2001 ; Smith, 2009). Les métaux lourds ne sont pas biodégradables et ils subsistent donc longtemps dans les milieux aquatiques et terrestres. Ils peuvent être acheminés du sol vers les eaux souterraines ou assimilés par les plantes (Jamali et *al.,* 2009). À cet égard, le volume croissant des eaux usées générées par des activités domestiques, industrielles et commerciales est souvent utilisé pour l'agriculture urbaine et périurbaine (Singh et *al.*, 2012).

Il est cependant essentiel de traiter l'eau et de remédier aux sols pollués pour aborder la concentration supportable en métaux lourds. Diverses méthodes et procédés sont suggerés pour leur traitement. Pour l'eau, il existe des procédés physiques, chimiques ou biologiques. Toutefois, les techniques non biologiques ne sont que partiellement admises car elles entraînent des variantes des paramètres physiques des polluants et des réactions chimiques de l'eau et détériorent la structure biotique du sol. En outre, elles sont chères et nécessitent une compétence technique et une main-d'œuvre bien entrainée. La Bioremédiation par les microorganismes est à tout le contraire des procédés physico-chimiques ; elle est jugée comme une méthode plus sûre, efficace et moins coûteuse pour la diminution des polluants (Tremblay, 2001 ; Aishwarya et *al*.,2011 ; Moulin et *al*., 2013 ; Shah et *al*., 2021). Cette méthode utilise des bactéries pour attaquer les composés insolubles et entraîner la décomposition de leurs constituants. Cependant, ces microorganismes ont un rôle fondamental en tant que décomposeurs de la matière organique ainsi que dans le cycle des nutriments. Néanmoins, ces métaux sont susceptibles d'interagir avec les cellules pour s'accumuler par un mécanisme physico-chimique. Les micro-organismes sont réputés tolérer et détoxifier les métaux par plusieurs mécanismes tels que la transformation de valence, la précipitation intra- et extracellulaire et l'absorption active. Ces mécanismes sont parmi les motifs pour lesquels ils sont envisagés comme une alternative potentielle pour la biorémédiation des solutions métalliques diluées et des déchets solides pollués par des métaux (Halttunen et *al*., 2007 ; kirillova et *al*., 2017).

La région de Fès-Meknès, représente 13% de la population marocaine. Selon la Direction Régionale Fès-Meknès (2020), Le secteur industriel contribue à 6% de la production nationale et près de 60% de la valeur ajoutée de l'industrie de la région est générée par les secteurs de l'agroalimentaire, du textile et du cuir. La ville de Fès dispose de quatre zones industrielles dont deux à proximité d'Oued Fès. Cette artère polluée de la ville déverse dans Oued Sebou, lequel renferme près du tiers des eaux de surface du Maroc. A cet effet, l'étude que nous arbordons englobe trois chapitres : le **1er chapitre** est **la gestion des déchets et le développement durable en industrie**. Ce chapitre est basé sur une enquête descriptive menée dans les zones industrielles Dokkarat et Ain Nokbi situées près d'Oued Fès. Il a comme objectifs d'évaluer l'imprégnation du concept du développement durable dans les industries ainsi que ses valeurs et d'évaluer la mise en œuvre de la gestion des déchets, spécifiquement le traitement des effluents industriels étant donné la proximité de ces zones industrielles d'Oued Fès. Les résultats de cette enquête, nous ont poussés à étudier l'impact

des eaux d'Oued Fès en amont et en aval utilisées dans l'irrigation du sol et des plantes (olivier, aubergine et cardon) irrigués. Et non seulement Oued Fès mais aussi les eaux usées traitées de la station d'épuration de la ville de Fès en comparaison avec les eaux de puits et les eaux d'Oued Bitit situées en dehors de la ville. C'est donc **le 2ème chapitre** intitulé : **Evaluation verticale spatio-temporelle de la qualité des eaux utilisées en irrigation sur les cultures et les sols irrigués**. Son objectif est d'étudier les paramètres physico-chimiques des différents types d'eaux d'irrigation et des sols irrigués ainsi que leur fertilité dans les deux saisons (été et hiver). La contamination par les métaux lourds des eaux jusqu'aux plantes et la contamination verticale des bactéries et des parasites des eaux d'irrigation vers les sols et les cultures. Le **3éme chapitre est intitulé : Bioremédiations par des procédés biotechnologiques des eaux d'oued Fès contaminées en métaux lourds**. Il a été réalisé en se basant sur les données et les constats du 2ème chapitre. Ses résultats nous ont permis de proposer une biorémédiation des métaux lourds par deux bactéries, *Pseudomonas fluorenscens* et *Clostridium butyricum* et le champignon *Aspergillus niger*. Etant donné que la contamination microbienne et parasitaire peut être contrôlée selon la méthode d'irrigation et les bons moments de récolte contrairement aux métaux lourds. Son objectif est en premier lieu de déterminer le substrat, source de carbone et contenant 100 g/L de sucres, qui favorise davantage la fermentation au point de vue pH, production des acides organiques et la croissance de la biomasse. Deuxièmement, la biodégradation des métaux par *Pseudomonas fluorenscens* et *Clostridium butyricum* séparément et en couplage, ainsi que la lixiviation des métaux par *Aspergillus niger* cellules libres et cellules immobilisées. L'optimisation des paramètres pH, température et biomasse pour un meilleur traitement. Et, en dernier lieu, l'effet de la distribution géochimique des métaux sur leur potentiel d'extraction.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I-Approche générale de la région de Fès

I-1 Contexte géologique et pédologique

La ville de Fès se trouve dans un environnement géologique très diversifié constitué de plaines, de vallées, de plateaux et de reliefs. Les deux principaux sommets qui séparent la ville sont formés par la piste du Jbel Tghat au nord et la piste du Jbel Zalagh à l'est (Ahmamou, 1987, 1989, 2002). La ride de Tghat (867 m d'altitude maximale) est un anticlinal est-ouest allongé et légèrement arqué vers le sud (Charroud et *al*., 2006, 2007 ; Harmouzi, 2010). Il présente une structure anticlinale avec un noyau jurassique qui émerge sous les marnes miocènes du Rif pré-supérieur (Figue 1). Son versant sud est constitué de conglomérats de la plaine de Saïs et de calcaires lacustres plio-quaternaires. Fès est située à l'extrémité orientale du bassin de Saïs. Le nord-est de ce bassin présente un important affleurement de marnes du Tortonien avec un niveau détritique à la base (Ait Brahim, 1991), tandis que les formations du Pliocène inférieur présentent des variations latérales vers l'est du bassin où elles diminuent en épaisseur jusqu'à disparaître près de la ville de Fès, et ces formations du Pliocène inférieur sont prolongées par des sables fauves.

Fès engendre trois types de sols, selon la pédologie. Le type de sol du Sud-Ouest est isohumique, formé principalement sur des alluvions ou colluvions quaternaires, moyennes anciennes ou récentes. Ce type de sol présente un profil complexe dû aux superpositions de roches mères et aux pédogenèses superposées ou non. Dans les collines du nord-ouest, le type de sol est le vertisol, mais seulement en petites parcelles sur les plateaux et les plaines intérieures de Fès-Meknès, Tadla et Haouz, qui sont pour la plupart situés au pied des chaînes de l'Atlas ou dans des vallées étroites. Ce sol est principalement de type argileux avec une couche d'oxyde d'aluminium entourée de deux couches de tétraèdres de silice. Les sols peu évolués se trouvent à la périphérie de la ville. Ce sol se trouve principalement en bandes étroites le long du lit principal de l'oued. Il s'est formé sur des terrasses alluviales et des épandages glaciaires du Quaternaire récent, Soltano-Rharbien, et plus rarement Tensiftien. Les sols des terrasses sont des kolisEs en surface, portant soit des microdunes (nebka) formées au pied des iouffes de végétation, soit des voiles sablonneux ; ils sont fréquemment salés, soit par remontée de nappe, soit par irrigation ; dans certains cas, ils présentent des traces d'hydromorphie en profondeur, éventuellement fossilisées. Certains de ces sols, irrigués depuis plusieurs siècles, présentent les caractéristiques d'un isohumisme subtropical. Les sols des glacis sont généralement caillouteux ou graveleux, et sont recouverts d'un reg de

déflation éolienne. La quasi-totalité de l'agriculture des régions pré-sahariennes est concentrée sur ces sols, qui sont irrigués à partir de la nappe phréatique, par pompage ou rhettara, ou par les eaux de crue des oueds (INRA 1993).

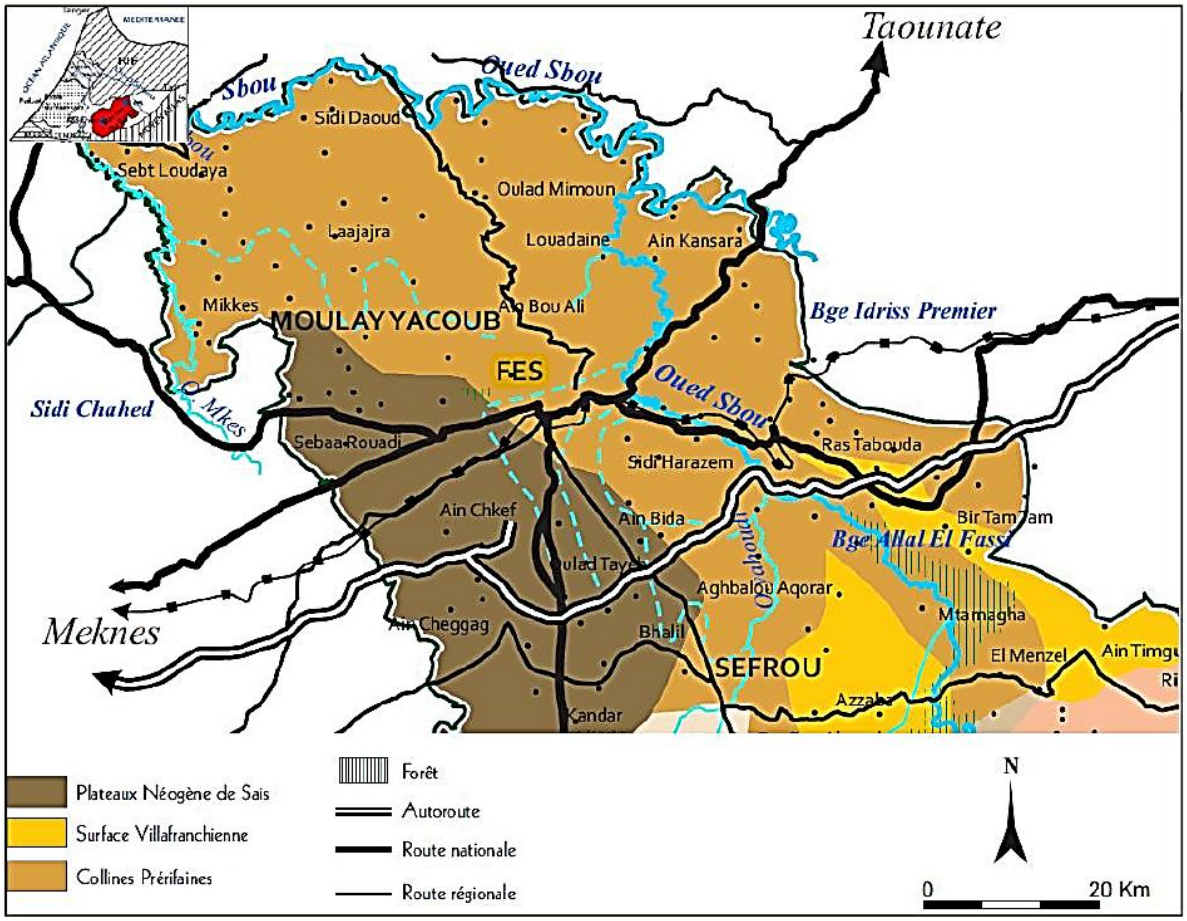


Figure 1 : Carte géologique de la région de Fès. Etude du schéma régional d'aménagement du territoire de la région Fès- Boulemane / URAM Intl- 2013

I-2 Contexte hydrologique

I-2-1 Eaux de surface

La ville de Fès est traversée par un important réseau hydrographique qui prend son origine dans le massif du Kandar et s'écoule dans une direction générale Nord-Sud. Les oueds qui composent ce réseau sont alimentés par des sources pérennes telles que : Ain Smen, Ain Chkef, Ain Amier, Ain Cheggag, et autres : plus dans le Nord, tous ces affluents convergent vers la vallée de l'oued Fès, qui sert ainsi de collecteur primaire, acheminant les eaux des deux versants qui encadrent la ville de Fès vers l'oued Sebou.

a- Oued Fès : nommé aussi Oued Jawaher, il représente le principal cours d'eau du réseau hydrographique traversant la ville de Fès sur une portion de 24km avant d'atteindre

l'oued Sebou. Cette artère d'eau se montre au niveau du domaine de Ras El Ma, il est alimenté principalement par les sources Atrous, Bergama, Aïn Ras El Ma, Sennad. En plus d'une nappe phréatique qui affleure directement dans la vallée de l'oued Fès. En se basant sur les caractéristiques hydro-géomorphologiques, on peut distinguer deux parties fluviales d'Oued Fès. En amont, une partie caractérisée par une inclinaison très douce, dans laquelle frôle la nappe phréatique donnant des zones marécageuses (Merja). Ce tronçon reçoit les eaux de plusieurs affluents. Sa rive droite est constamment alimentée par les eaux du bassin de l'oued Chkou, qui comprend les oueds Ain Chkef et Ain Smen. L'oued El Himmer rejoint également la rive droite de l'oued Fès en amont ; bien qu'il soit généralement sec, il joue un rôle important dans l'alimentation de l'oued Fès pendant la saison des pluies. Les torrents du JbelTghat se jettent dans la rive gauche. En Aval, les oueds El Mehraz et Boufekrane rejoignent l'oued Fès à l'entrée de la médina et renforcent son débit en saison des pluies. L'oued Fès draine un canal d'une capacité de débit de 50 à 80 m3 /s au niveau de la médina. Après avoir traversé la médina, l'oued Fès en aval rejoint la vallée qu'il a façonnée, laissant plusieurs terrasses datant du quaternaire récent pour aboutir à l'oued Sebou. Suite à ces différents passages à travers la ville de Fès, l'Oued Fès, collecte des effluents urbains et industriels y compris ceux de l'ancienne Médina (figure 2).



Figure 2 : Oued Fès traversant l'ancien Médina

b- Oued Mahraz : La superficie de son bassin versant est de 122 km². Il se situe entre Moulay Arafa et Dhar El Mahraz. L'oued Mahraz a un régime hydrologique différent de celui de l'oued Fès (amont).

c- Oued Boufekrane : La superficie de son bassin versant est de 49 km^2 avec une pente globale de 3,9%. Il a un écoulement simple qui draine le bassin versant de l'oued Fès.

d- Oued El Himmer : La superficie du bassin versant de l'oued El Himmer est de 71 km². Le cours de l'oued est une gorge profonde dans le massif du Kand**.**

e- Ain Chkef : C'est une source située dans la plaine du Saïs et qui alimente l'Oued Ain Chkef. C'est une source d'émergence de la nappe phréatique soutenue par l'apport des eaux de la nappe profonde du Lias carbonaté à travers des failles.

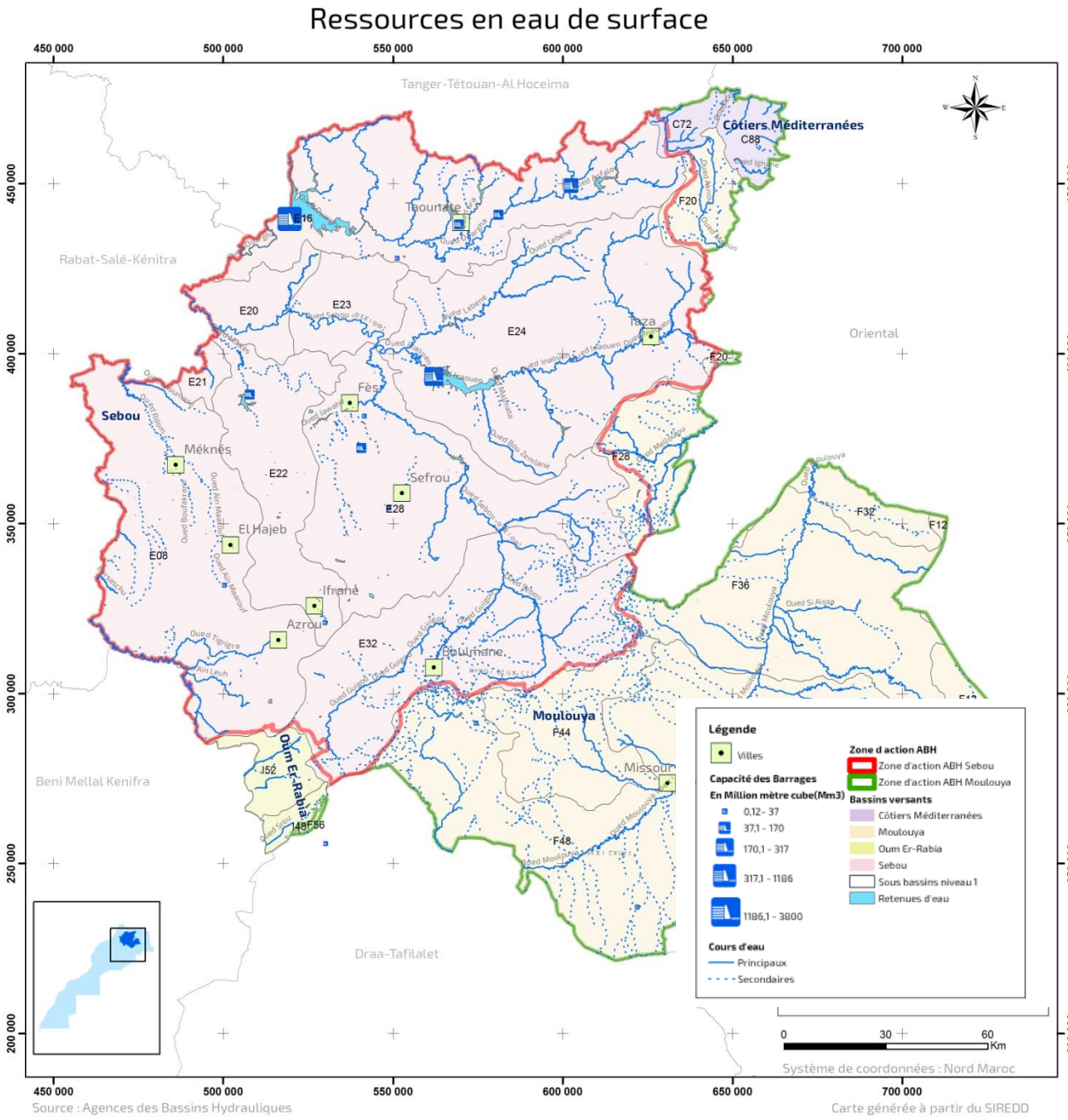


Figure 3 : Carte représentant les ressources en eaux de surface de la région Fès-Meknès (SIREDD, région Fès-Meknès)

f- Oued Sebou : Le Sebou est l'une des ressources en eau les plus importantes du Maroc, mais c'est aussi l'une des rivières les plus polluées de la région en raison des rejets d'eaux usées (EU) domestiques et industrielles. D'une longueur totale de 614 km depuis son origine, il a pour sources les eaux de la rifaine (Oued Leben, affluent de l'Oued Inaouen, lui-même affluent du Sebou et de l'Oued Ouargha), des crêtes (Oued Guigou, Oued Louh, Oued

Mikkés), et l'Oued Inaouen, qui provient de la région de Taza. Le Sebou se jette dans la plaine du Gharb après avoir traversé les collines pré-frigonnaises, où il rencontre l'Oued Behtet l'Oued R'dom au sud. C'est à Mehdia, près de Kenitra, qu'il rejoint l'Atlantique. Son débit moyen est de 137 m3/s. Le débit moyen le plus élevé en hiver est celui de février (350 m3/s), qui peut atteindre 6 000 m3/s en période de fortes crues.

I-2-2 Eaux Souterraines

Le système aquifère du Saïss, l'un des principaux systèmes aquifères du Maroc, est délimité au nord par le Prérif, à l'est par la vallée de l'oued Sebou, à l'ouest par les affluents de l'oued Beht, et au sud par les Causses du Moyen Atlas. Il est formé par la nappe profonde du Lias et la nappe phréatique du quaternaire (Qadem et *al.*, 2022).

La nappe phréatique couvre environ 2100 km2 et circule dans des sables, grès et conglomérats plio-quaternaires, des marnes sableuses et localement dans des calcaires lacustres karstifiés. Le substratum de la nappe est constitué de marnes bleues du Miocène (Tortonien). Son épaisseur peut atteindre 900 m et il contrôle la nappe profonde du Lias. La surface de la nappe phréatique se situe généralement entre 10 et 40 mètres de profondeur. La profondeur moyenne est d'environ 25 mètres. L'épaisseur de la nappe plio-quaternaire varie de 10 à 80 mètres, avec une moyenne d'environ 40 mètres. L'alimentation principale de la nappe est assurée par l'infiltration des eaux de pluie, la connexion avec la nappe du Lias au niveau de la limite sud du bassin, le retour des eaux d'irrigation depuis les sources de la nappe profonde (Lias), et le drainage ascendant de la nappe profonde du Lias au centre du bassin. La minéralisation de l'eau est très faible, avec un résidu sec inférieur à 0,5 g/L dans la plupart des cas. L'irrigation est fortement dépendante de la nappe phréatique (environ 126 Mm^3 de prélèvement). Elle contribue également à l'approvisionnement en eau potable des zones rurales.

I-3 Contexte climatique

L'identification des paramètres climatiques est essentielle, car la température et la précipitation sont les agents principaux qui désintègrent les roches pour former les différents éléments drainés par les rivières, ainsi que les principaux facteurs qui influancent les changements de régime des rivières (Kouassi et *al.*, 2010).

Fès a un climat chaud et tempéré. Les précipitations hivernales à Fès sont nettement supérieures aux précipitations estivales. À Fès, la température annuelle moyenne est de 17,8

°C. Les précipitations annuelles moyennes sont de 549 mm. Les données ci-dessous concernent la période allant de1991 jusqu'à 2021.

	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Température moyenne (°C)	9.2	10.3	13.1	15.6	19.5	24.1	27.1	27.7	23.6	19.6	13.4	10.4
Température minimale moyenne (°C)	4.2	4.8	7.3	9.6	13.1	17	19.8	20.5	17.7	14.1	8.6	5.5
Température maximale (°C)	15.2	16.4	19.4	21.8	26	31.3	34.8	35.2	30.2	25.9	19	16.3
Précipitations (mm)	58	58	65	66	50	18	4	8	33	61	70	58
Humidité(%)	72%	70%	65%	63%	56%	47%	43%	43%	53%	58%	67%	72%
Jours de pluie (jrée)	6	6	7	7	6	3	1	1	4	6	6	6
Heures de soleil (h)	7.1	7.8	8.6	9.2	10.3	11.8	12.4	11.8	10.1	8.9	7.5	7.3

Figure 4 : Différents paramètres climatiques de la ville de Fès : température, précipitations, humidité et jours de pluie de la période 1991 – 2021, sauf pour les heures de soleil considérées pour la période 1999 – 2019 (climate-data.org).

I-3-1 Température

L'étude de la température est essentielle pour caractériser le contexte climatique d'une région. La combinaison de ce facteur avec les précipitations permet de contrôler plusieurs paramètres du cycle de l'eau, notamment les indices climatiques et l'évapotranspiration. La figure 4 illustre une augmentation thermique graduelle du plus froid (janvier) au plus chaud (juillet et août). Les mois les plus froids (saison froide) sont décembre, janvier et février, avec une température moyenne minimale de 9,2°C en février. La saison chaude dure de juin à août, avec une température moyenne maximale en août (27,7°C).

I-3-2 Précipitations

Les précipitations représentent à leur tour un paramètre hydrologique qui entre en jeu dans la formation d'un sol. La pluviométrie maximale annuelle enregistrée durant la période allant de 1991 à 2021 est de 70 mm au mois de novembre. Tandis que la période pluvieuse s'étend du mois d'octobre jusqu'au mois de mai.

II- Industries dans la région Fès-Meknès

L'industrie de la région Fès-Meknès (figure 5) contribue à hauteur de 5,8% du produit intérieur brut (PIB) national du secteur et engendre un chiffre d'affaires à l'export de 4,2 MMDH (dont 45% pour le textile et le cuir). La Région possède un historique

d'industrialisation de plus de 60 ans. Aujourd'hui, elle reste l'une des plus importantes régions industrielles du Maroc, avec ses 1 619 unités extractives employant environ 43 000 personnes. L'agroalimentaire et le textile/cuir représentent à eux seuls 68,7% de la valeur ajoutée de l'industrie de la Région (CRI Fès-Meknès, 2021).

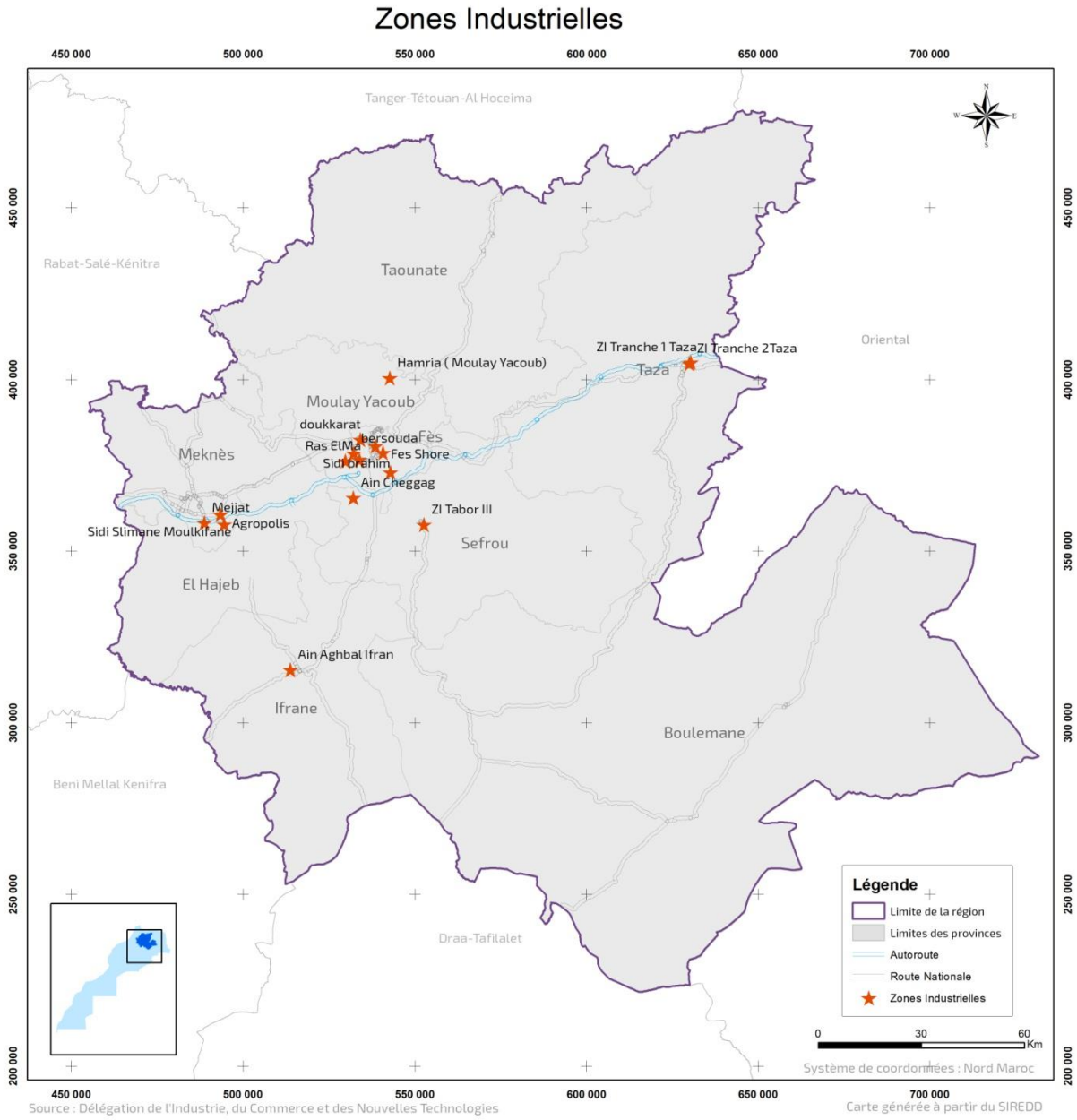


Figure 5 : Carte représentant les différentes zones industrielles dans la région Fès-Meknès (SIREDD, région Fès-Meknès)

La ville de Fès dispose de 526 industries en 2016. Les quartiers et zones industriels à Fès s'étendent sur une superficie totale de 418 ha. Parmi les zones industrielles nous citons : Sidi Brahim, Ain Nokbi, Ain Cheggag, Ain Chkef, Bensouda et Dokkarat. Les principales activités de ces zones sont : tanneries, huileries, textiles et agroalimentaires (Metarfi et *al.*, 2018).

L'industrialisation joue un rôle essentiel pour le développement économique. Toutefois, suite à la production des déchets toxiques et l'utilisation de grandes quantités de produits chimiques, peuvent polluer l'air, l'eau et le sol. Ce risque de pollution peut porter atteinte à la santé de l'Homme et à l'environnement. Le rejet des déchets dans les milieux récepteurs cause le déséquilibre de différents écosystèmes aquatiques et terrestres. Conscient de la nécessité et de l'obligation de mieux gérer ces déchets, le ministère de la Santé a lancé plusieurs opérations d'exploration et de conseil en 1984 (Bahri et *al.,* 2009). Le Maroc a adopté un programme National de la valorisation des déchets, laquelle a un double bénéfice, environnemental et économique comme elle permet de favoriser la transition vers l'économie verte. Ceci dit, l'application de la gestion des déchets se heurte aux réticences et à l'indifférence des entreprises qui continuent de considérer les déchets comme un fardeau et leur gestion comme un gaspillage d'argent. S'ajoute à cela, le secteur informel qui domine 90 % des activités de collecte et de traitement des déchets industriels. En effet, sur les 256 000 tonnes de déchets dangereux générés au Maroc chaque année, seules 21 000 tonnes sont aujourd'hui traitées dans le cycle formel, soit moins de 10 % du total (Arib, 2019).

II-1 Gestion des déchets en industrie

Le Maroc s'est engagé dans un processus continu de renforcement de son arsenal juridique environnemental, dont les principales lois relatives à la gestion des déchets sont la loi n° 28-00, plus précisément le relatif Décret 2-09-683 à la gestion et à l'élimination des déchets industriels. Cette loi fixe les règles et les principes essentiels qui constituent la clé de toute la chaîne : collecte, transport, élimination et traitement. Elle permet d'établir une gestion efficace, moderne et rationnelle du secteur tout en garantissant le respect des exigences du développement durable (DD) et de la protection de l'environnement. A travers la Loi-cadre n° 99-12 portant Charte Nationale de l'Environnement et du Développement Durable, l'entreprise privée doit définir les engagements en matière de protection de l'environnement et de DD (Widloecher & Querne, 2009).

II-1-1 Les lois nationales sur les déchets

Les déchets industriels sont définis comme suit : tout déchet résultant d'une activité industrielle, agroindustrielle, artisanale ou d'une activité similaire.

Avec l'adoption de la loi 28-00 sur la gestion des déchets solides en décembre 2006, le gouvernement marocain a mis en place l'assise juridique permettant :

- L'organisation des étapes de la gestion des déchets de la collecte jusqu'au traitement et à l'élimination de façon écologiquement rationnelle ;
- Le réemploi des déchets et leur valorisation par le recyclage ou toute autre opération permettant d'obtenir des matériaux réutilisables ou de l'énergie à partir des déchets ;
- La planification nationale, régionale et locale en matière de gestion et d'élimination des déchets ;
- La formation et l'information du public sur les effets néfastes et dangereux des déchets, sur la santé publique et sur l'environnement ;
- L'emplacement d'un système de contrôle et de répression des infractions commises dans ce domaine.

La mise en œuvre de cette loi a été rendue effective par la mise en place d'un certain nombre de décrets d'application, d'arrêtés et d'arrêts conjoints dont on cite le Décret n° 2-07-253 du 18 juillet 2008. Ce texte classifie les déchets, en fonction de leur provenance et de leur nature, et fixe la liste des déchets dangereux ; ainsi la classification des déchets et faite selon un catalogue dénommé « Catalogue marocain des déchets ».

Dernièrement, dans le projet de loi sur les déchets adopté par le conseil du Gouvernement on a retenu les principes suivants : pollueur payeur, prévention, correction à la source et recyclage et valorisation avant l'élimination.

II-1-2 Traitement et gestion des déchets industriels

Le contrôle de la production de déchets profite à l'industrie à plusieurs niveaux. Sur le plan économique, il permet de réduire les coûts en diminuant la quantité de matières premières achetées et transportées, ce qui signifie utiliser moins de carburant et gérer moins de volume (Widloecher & Querne, 2009). Cela permet de réduire l'impact environnemental tout en se conformant aux exigences réglementaires.

Pour limiter l'impact négatif sur l'environnement et économiser les ressources naturelles, tous les déchets doivent être traités en fonction de leur nature (recyclage, valorisation, incinération, mise en décharge ou autre traitement pour les déchets dangereux). La gestion des déchets se divise en plusieurs étapes : la collecte, le transport, le prétraitement, le traitement avec recyclage ou récupération des matériaux, la valorisation énergétique et l'élimination.

La première étape de la gestion des déchets est la collecte des déchets. L'objectif est d'assurer la protection de l'environnement, la propreté des espaces publics, et les étapes suivantes de valorisation et de traitement des déchets. Des études préalables au transport regroupé en passant par la conteneurisation, la collecte regroupe un large éventail de services avec des producteurs distincts, ménages et assimilés d'une part, et des activités économiques, administratives, commerciales et industrielles d'autre part (Damien, 2004, Elmansouri et *al*., 2022).

La valorisation est désormais la pierre angulaire de la politique des déchets. Depuis plusieurs années, elle domine le paysage de la gestion des déchets. La réglementation européenne et française en a fait un axe majeur.

La valorisation énergétique est le processus de récupération et de réutilisation de l'énergie des déchets sous forme de chaleur, d'électricité ou de combustible.

Il existe deux types de valorisation énergétique : la valorisation thermique (incinération, co-incinération, pyrolyse et gazéification) et la valorisation du biogaz issu des installations de stockage des déchets non dangereux et de la méthanisation des déchets organiques (Addou, 2009).

II-2 Développement durable en industrie

II-2-1 Histoire et principe du développement durable

La notion de développement durable est formalisée en 1987, par le rapport des Nations Unies présidé par Gro Harlem Brundtland. Ce rapport Brundtland a défini le développement durable comme « développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs ».

Fondamentalement, le développement durable est un mode de développement qui vise à augmenter le bien-être humain en tenant compte des contraintes environnementales et des ressources, afin de ne pas risquer une diminution de ce bien-être dans le futur. Ainsi les questions d'inégalités et de justice sont très présentes dans cette notion. Comme l'affirme le premier principe de la Déclaration de Rio (Auclair et Vaillancourt, 1992) : « Les êtres humains sont au centre du développement durable ». Le respect de l'environnement est donc instrumental pour le développement durable, et non une valeur en soi.

Au sens le plus large, le développement durable vise à favoriser un état d'harmonie entre les êtres humains et entre l'Homme et la nature, ce qui lui donne un aspect « protéiforme » (Koleva, 2008).

Quelques années après la conférence de Rio, (Conférence des Nations Unies pour l'Environnement et le Développement, ou Sommet de la Terre) en 1992 (Auclair et Vaillancourt, 1992) qui a manifesté un engouement mondial pour le développement durable, ce dernier a été de plus en plus représenté au fil du temps par une recherche d'équilibre entre trois sphères (figure 6) : sociale, économique et environnementale. Des indicateurs ont également été développés en ce sens.

La Stratégie Nationale de Développement Durable, s'est accompagnée de 45 indicateurs, répartis de façon égale dans chacune des trois sphères (IFEN, 2003).

Les différentes variations des interactions possibles : équitable, vivable, viable sont présentées dans la figure ci-dessous, sachant que ces représentations varient de rapport en rapport.

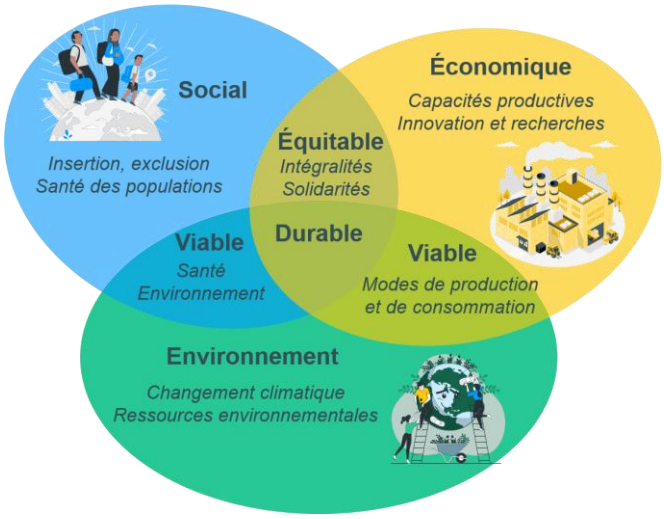


Figure 6 : Le triptyque du développement durable vu de façon complète par l'IFEN, 2003**.**

II-2-2 Les piliers du développement durable

Comme nous l'avons vu précédemment, le socle du DD se compose de trois piliers qui sont les aspects économique, environnemental et social (figure 6). Cela signifie que ces trois notions doivent être réunies pour parler de développement durable.

L'objectif est donc de trouver un équilibre entre ces trois piliers qui sont plus précisément :

- **Le pilier économique :** l'économie est un pilier qui occupe une grande place dans notre société de consommation ; ce pilier renvoie à l'efficacité à la cohérence économique

et à la dynamique. Le développement durable implique la modification des modes de production et de consommation en introduisant des actions pour que la croissance économique ne se fasse pas au détriment de l'environnement et du social (Widloecher & Querne, 2009). Sans doute, le pilier économique est la machine motrice de ce développement en tenant compte du principe selon lequel aucun développement durable n'est possible sans une économie performante (Warren, 2013).

- **Le pilier écologique ou environnemental :** il s'agit du pilier le plus connu car dans les pays industrialisés, l'environnement est parmi les principales préoccupations en la matière. Il a trait au respect de l'environnement, à la dynamique naturelle, à la gestion des ressources naturelles. Le pilier environnemental semble davantage axé sur des actions entreprises dans une perspective de correction et non de prévention. Il s'agit de rejeter les actes nuisibles à notre planète pour que notre écosystème, la biodiversité, la faune et la flore puissent être préservés. Rappelons que nous consommons et nous produisons trop de déchets (Widloecher & Querne, 2009).

Par suite, l'environnement n'a jamais été identifié comme source de croissance durable d'où l'importance de l'ancrage de cette stratégie de renforcement de l'environnement dans les politiques publiques afin non seulement de dissocier la croissance économique de la pression sur les ressources, mais aussi de créer des emplois durables dans les métiers en rapport avec l'environnement (Ministère de l'environnement, 2015).

- **Le pilier social :** dit aussi le « pilier humain », bénéfice des droits sociaux et comme une manière d'introduire des fonctions de gouvernance uniquement destinées à réaliser des objectifs écologiques ou économiques sans tenir en compte, par exemple, la préoccupation de démocratiser les territoires (Widloecher & Querne, 2009).

Le pilier social porte sur les questions d'équité sociale, de solidarité, d'identité culturelle, de lien social, les conditions de travail, l'amélioration de la formation des salariés et leur diversité, le développement du commerce équitable et local. C'est un défi à relever notamment dans le secteur de la santé et des services sociaux.

Une telle vision socialisée de la durabilité transcende les approches trop orientées vers la durabilité économique et environnementale, qui dominent le débat actuel sur la durabilité (Ostrom et al, 2009).

Tableau 1 : Résumé exhaustif des 5 enjeux et 24 axes stratégiques de la stratégie nationale du développement durable.

Enjeux	**Axes stratégiques (AS)**
Enjeu 1 : consolider la gouvernance du développement durable	**1-** faire de l'exemplarité de l'État un levier pour la mise en œuvre du développement durable ; **2-** renforcer le cadre institutionnel du développement durable et le rôle des acteurs ; **3-** renforcer le cadre juridique et les mécanismes de contrôle ; **4-** renforcer les instruments économiques et financiers et mettre en œuvre une politique fiscale environnementale.
Enjeu 2 : réussir la transition vers une économie verte	**1-** concilier modernisation du secteur agricole et exigences du développement durable ; **2-** assurer la conservation et la gestion rationnelle des ressources halieutiques ; **3-** mieux valoriser les forêts pour en assurer une gestion durable ; **4-** inscrire l'accélération industrielle dans une trajectoire d'économie verte ; **5-** accélérer la mise en œuvre des politiques d'efficacité et de transition énergétique ; **6-** disposer d'un secteur minier durable ; **7-** promouvoir un artisanat durable ; **8-** promouvoir la mobilité durable ; **9-** concilier développement touristique et protection des milieux ; **10-** promouvoir une gestion intégrée des déchets pour mettre en œuvre une économie circulaire ; **11-** aligner l'urbanisme sur les principes de développement durable.
Enjeu 3 : améliorer la gestion et la valorisation des ressources naturelles et renforcer la biodiversité	**1-** sécuriser les besoins et mettre en application la gestion intégrée des ressources en eau ; **2-** améliorer la connaissance des pressions subies par les sols ; **3-** protéger la biodiversité et renforcer les politiques de conservation.
Enjeu 4 : accélérer la mise en oeuvre de la politique nationale de lutte contre le	**1-** améliorer la gouvernance climat ; **2-** inscrire les territoires dans une démarche de lutte contre le réchauffement climatique ;

changement climatique	**3-** saisir les opportunités de la finance climat.
Enjeu 5 : accorder une vigilance particulière aux territoires sensibles	**1-** améliorer la gestion durable du littoral ; **2-** préserver et valoriser les zones oasiennes et les zones désertiques ; **3-** renforcer les politiques de gestion des zones de montagne.

II-2-3 Développement durable en industrie

L'industrie est un moteur de développement dont les objectifs sont d'exister, de survivre, de se développer, de se diversifier et d'assurer la rémunération du capital et du travail. Mais elle a besoin d'une infrastructure solide, des ressources et de main d'œuvre pour être durable. Ça nous fait donc un rappel sur les trois piliers du DD : économie, environnement et social. L'industrie a besoin de créer de la valeur dans de bonnes conditions et d'assurer sa pérennité et cela à travers la protection de l'environnement, l'un dépend de l'autre. Elle a besoin aussi d'améliorer son efficacité économique et financière. Tout cela est assuré par l'application du DD qui présente un levier de performance pour l'industrie et l'entreprise (Widloecher & Querne, 2009).

Le DD en industrie permet de :

- Créer de la valeur dans de bonnes conditions : protection de l'entreprise à travers la protection de la planète.
- S'adapter au contexte du DD qui pèse de plus en plus sur l'entreprise suite à l'évolution des lois et règlements, des comportements des consommateurs, de celui des médias, de la politique, des collectivités territoriales, des ONG…
- Améliorer l'efficacité économique et financière : le DD est un facteur de réduction des coûts, en minimisant l'utilisation de ressources naturelles en l'optimisant du processus de production et aussi en réduisant certaines taxes fort couteuses (embauche d'un pourcentage suffisant de personne handicapées) …
- Devenir un atout concurrentiel pour le business et pour le recrutement.
- Anticiper les risques qu'ils soient environnementaux, financiers juridiques ou relatifs à l'image de marque.

Pour ce faire, il faut adopter une stratégie et un plan d'actions. Avant de se lancer dans une stratégie de DD il faut :

1. Désigner un collaborateur issu de l'interne qui en sera chargé (responsable du DD) et qui dispose d'une équipe dédiée et motivée.
2. Connaître la culture, l'environnement, le fonctionnement et les collaborateurs, serait un atout pour réinventer les modes de fonctionnement de l'entreprise.
3. Changer le comportement des collaborateurs par la communication et les actions de sensibilisation.
4. Reprendre les bonnes stratégies des entreprises surtout qui ont réussi, et trier le maximum de profit de l'information abondante sur le DD : livres spécialisés, articles de presse, sites Internet dédiés, rapports annuels d'entreprises déjà engagées dans le DD.
5. Écrire le draft stratégique qui consiste à rédiger l'existant (Bilan d'actions déjà développées et qui ont le droit de s'inscrire sous le drapeau du DD). Expliquer pourquoi cela reste insuffisant au regard des enjeux d'aujourd'hui et de demain. Quels sont les risques à ne rien faire et pourquoi mettre en place une démarche de DD dans son entreprise ? Quels sont les enjeux majeurs de la réussite de cette démarche, son contexte, son évolution et les pressions externes (loi, règlement, poids des parties prenantes, investisseur ONG client). Quelles sont les pistes à emprunter pour élever sensiblement et plus rapidement son niveau de responsabilité sociale ? Savoir dégager des priorités.

Aussi, plusieurs actions imaginables et réalisables sont à entreprendre que ce soit en interne ou en externe, au profit du capital de l'entreprise. On note :

- Volet environnemental : économie d'énergie et de ressources en électricité, carburant, eau, papier… préservation de la planète et réduction des charges. Exemples : produire sa propre électricité ; tri des déchets, recyclage, réduire la toxicité, vendre ses déchets, mise en place d'une démarche de gestion des déchets ; billon de carbone éco-conception (moyen de mieux maîtriser les risques et les coûts liés au cycle de vie des produits) et préservation de la biodiversité.
- Volet social : une démarche de DD ne saurait être engagée sans un projet solide concernant le volet social. Santé : prévention et précaution ; discrimination ; bien-être ; actions en faveur des populations défavorisées.

L'entreprise dispose d'une stratégie, d'une organisation de DD et d'un plan d'action, mais pour consolider le tout il faut mettre en place en parallèle des actions de soutien, des leviers de réussite, des régulateurs et des accélérateurs de motivation. Sensibiliser les managers à cette problématique du DD, et la mise en œuvre concrète de celui-ci est un véritable levier de performance pour l'entreprise. Le DD est avant tout un changement de comportement, de ce fait, il doit être soutenu en permanence par des actions de sensibilisation, d'information et de formation. Mesurer l'impact des actions de DD. Il faut disposer d'un outil fiable de reporting dédié au DD, pouvant être audité par l'externe et d'un baromètre interne qui mesure l'évolution de l'état d'esprit du personnel (Querne et Widloecher, 2009).

III- Agriculture dans la région Fès-Meknès

Selon le Conseil Régional d'Investissement Fès-Meknès, l'agriculture est un véritable ressort économique dans cette région, contribuant à 21,1 % du PIB régional et se classant au deuxième rang en termes de contribution au PIB agricole national. La superficie agricole est estimée à 1 335 639 hectares, soit 15 % de la superficie agricole totale du pays. La superficie totale des terres irriguées de la région est d'environ 1 251 456 hectares, soit 9% de la superficie totale des terres agricoles. L'olivier et les céréales sont les principales branches végétales, suivies par le pommier et le prunier jusqu'à la culture maraîchère. Par exemple, en 2018/2019, la surface agricole utile pour l'oléiculture est de 360 000 ha, ce qui représente 33% (tableau 2) de la surface nationale pour le maraîchage, qui est de 33 850 ha, soit 13% (Taoufik, 2021).

Tableau 2 : Les principales filiales agricoles 2018/2019 (Direction Régionale de l'Agriculture (DRA) - Fès-Meknès, 2021).

FILIÈRE	SUPERFICIE AGRICOLE UTILE (ha)	% SUPERFICIE NATIONALE	PRODUCTION MOYENNE ANNUELLE (tonne)	% PRODUCTION NATIONALE
OLÉICULTURE	360.000	33%	528.000	33%
ARBORICULTURE FRUITIÈRE	104.000	27%	623.800	35%
CÉRÉALICULTURE	765.000	16%	1.409.000	18%
LÉGUMINEUSES	104.000	39%	73.000	34%
MARAÎCHAGE	33.850	13%	1.050.000	15%

L'agriculture se base essentiellement sur l'irrigation ; elle représente le plus gros consommateur de ressources en eau. Depuis les années 1980, une série d'années de sécheresse et l'anarchie dans l'utilisation de l'eau ont entraîné une surexploitation des eaux souterraines. En effet, la nappe aquifère de Fès-Meknès présente un déficit d'équilibre annuel d'environ 100 Mm^3/an. Ce déficit se traduit par la baisse régulière du niveau piézométrique (3 m par an en moyenne), le recul de la zone artésienne, l'assèchement de certaines rivières et le

tarissement des sources. Le maintien de ce rythme de pression sur les ressources en eau souterraine de la plaine du Saïs mettra en péril la sécurité de l'approvisionnement en eau potable à court et moyen terme, et aura des conséquences négatives non seulement sur le secteur agricole mais aussi, touristique, industriel, économique et environnemental.

D'autres alternatives, telles que l'utilisation d'eau de drainage de qualité à forte salinité et les eaux usées, peuvent également être utilisées pour l'irrigation afin de préserver les ressources en eau de bonne qualité pour le traitement de l'eau potable (FAO, 2007 ; Qadir et *al*., 2007). Néanmoins, ces eaux doivent répondre aux normes de qualité pour être destinées à l'irrigation.

III-1 Agriculture urbaine et périurbaine

La présence physique de l'agriculture urbaine dans la ville la définit. Elle se distingue de l'agriculture périurbaine, qui se trouve à la périphérie des villes et à proximité des zones rurales (Valette et *al.,* 2013 ; Benabed et *al.,* 2014). La présence permanente d'eau dans les oueds a permis l'intensification de l'agriculture par l'irrigation (maraîchage, arboriculture, fourrage d'été et élevage associé, bovins et ovins), qui sont les principales raisons du maintien de l'agriculture dans la ville. L'agriculture urbaine permet de créer de nouveaux modes d'occupation du territoire et de remédier au déséquilibre entre les villes et les campagnes. À cet égard, il convient de prévoir des incitations à l'investissement dans ce type d'agriculture. Il en va de la résilience des villes face à des défis tels que la croissance démographique, mais aussi le changement climatique, qui commence à avoir un impact direct sur les déplacements humains. Ce type d'agriculture contribue également à réduire l'impact environnemental de l'urbanisation en améliorant la biodiversité, les sols, les milieux naturels, et en offrant de la nature en ville (Orsini et *al.*, 2013 & Majbar et *al.*, 2021).

L'eau de l'oued est la principale source d'eau d'irrigation à Meknès, à laquelle s'ajoutent des eaux usées provenant de diverses sources. Les agriculteurs détournent volontairement les eaux usées des quartiers de Meknès, qui sont désormais acheminées vers la station d'épuration via des tuyaux en ciment ou en métal. Selon une enquête menée par Dugué (2015), les agriculteurs justifient cet usage par la volonté de bénéficier des nutriments contenus dans cette eau (économie d'engrais) mais aussi par la nécessité d'augmenter le débit des seguias en période d'étiage. Cette source d'eau est essentielle pour les agriculteurs de la vallée d'O.Bouisshak, où le débit naturel est presque inexistant en été.

III-2 Normes et cadre légal d'utilisation des eaux destinées à l'irrigation

Les normes de qualité de l'eau d'irrigation ont été établies pour protéger le public, les travailleurs agricoles et les consommateurs de produits agricoles et aussi pour sauvegarder les ressources en eaux de surface et souterraines, ainsi que les sols.

La composition physico-chimique de l'eau, ou plus précisément la composition minérale de l'eau et la présence de substances solides ou organiques dans l'eau, est appelée qualité de l'eau d'irrigation. Les propriétés chimiques et physiques de l'eau (turbidité, présence d'algues, etc.) déterminent son aptitude à l'irrigation.

III-2-1 Valeur limite des paramètres des eaux d'irrigation

III-2-1-1 Paramètres physico-chimiques

a- La température

Il est important de connaître la température dans un cours d'eau. En effet, elle agit sur la solubilité de l'oxygène et sur la vitesse de la réaction chimique, biologique et physique (Chapman et *al*., 1996 ; Beaufort, 2015 ; Idrissi et *al*., 2020). La pollution thermique due à la forte température, en période estivale, diminue ainsi la quantité d'oxygène dissous, indispensable pour la vie aquatique. Au Maroc, la valeur limite de la température des eaux d'irrigation ne doit pas dépasser 35°c.

b- Le pH

Le pH est un paramètre nécessaire pour identifier la qualité des eaux d'irrigation. Il influence la forme et la disponibilité des éléments nutritifs dans l'eau d'irrigation. Selon les normes marocaines, les valeurs limites du pH de l'eau d'irrigation devraient se situer entre 6,6 et 8,4, alors que les valeurs 5,5 et 6,5 permettent une solubilité de la plupart des micro-éléments optimale (Couture, 2006).

c- La conductivité électrique

La conductivité électrique mesurée enµS/cm ou mS/cm, est proportionnelle à la qualité des sels ionisants dissous. La conductivité électrique est également fonction de la température de l'eau, et proportionnelle à la minéralisation (Mens et Derouane, 2000). Ce paramètre donne une appréciation des matières en solutions dans l'eau. La conductivité de l'eau d'irrigation ne doit pas dépasser 12 mS/cm à 25°c pour se conformer aux normes marocaines (Bulletin officiel, 2002).

d- Salinité totale dissous (TDS)

La TDS est calculée en mg/L. La norme de la salinité de l'eau utilisée en irrigation ne doit pas dépasser 7680 mg/L. Elle rend compte de la quantité de substances minérales dans l'eau. La concentration des TDS dans l'eau varie considérablement dans différentes régions géologiques à cause de la différence de solubilité des minéraux **(**OMS, 2006**).**

Tableau 3 : Recommandations pour la détermination de la qualité de l'eau pour l'irrigation (Ayers et Westcot, 1985)

Problèmes potentiels en irrigation	Unités	Degré de restriction		
		Aucun	Léger à modéré	Sévère
Salinité				
CE	dS/m	<0,7	0,7-3,0	>0,30
TDS	mg/L	<450	450-2000	>2000
Infiltration				
SAR= 0-3 et CE =	dS/m	>0,7	0,7-0,2	<0,2
= 3-6 =		>1,2	1,2-0,3	<0,3
= 6-12 =		>1,9	1,9-0,5	<0,5
= 12-20 =		>2,9	2,9-1,3	<1,3
= 20-40 =		>5,0	5,0-2,9	<2,9
Toxicité Spécifique des ions				
Sodium (Na)				
Irrigation de surface	SAR	<3	3-9	>9
Irrigation par aspersion	méq/L	<3	>3	
Chlorure (Cl)				
Irrigation de surface	méq/L	<4	4-10	>10
Irrigation par aspersion	méq/L	<3	>3	
Bore (B)	méq/L	<0,7	0,7-3,0	>3,0
Effets divers				
Azote (NO3-N)	méq/L	<5	5-30	>30
Bicarbonates (HCO3)	méq/L	<1,5	1,5-8,5	>8,5
pH		Gamme normale 6,5 - 8,4		

CE: conductivité électrique; TDS: total dissolved solids; SAR: rapport d'absorption du sodium

e- Ions toxiques

Les ions les plus toxiques disponibles dans les eaux sont : Bore, Chlorure et Sodium. Les racines absorbent généralement le sodium et le chlorure. Le taux d'accumulation est plus rapide lorsque l'absorption se fait par les feuilles. L'absorption directe est la plus courante dans les systèmes d'irrigation par aspersion, sous une faible humidité et des températures élevées. L'adéquation de la concentration de ces anions est déterminée par le type de culture, le stade de croissance, la concentration en ions, le climat et l'état du sol. Le tableau 4, représente des recommandations et les valeurs limites des ions susmentionnés pour une utilisation sans risque des eaux d'irrigation (Ayers et Westcot, 1985).

f- Bicarbonates et Azote

Bicarbonate : une teneur élevée en carbonate (CO_3^{2-}) et en bicarbonate (HCO_3^-) augmente le SAR (environ >3-4mEq/L ou >180-240mg/L milliéquivalents/litre). Dans des conditions sèches, les ions du carbonate et bicarbonate combinés au calcium ou au magnésium vont précipiter sous forme de carbonate de calcium ($CaCO_3$) ou de carbonate de magnésium ($MgCO_3$). Lorsque les concentrations de Ca et de Mg diminuent, la teneur en sodium et l'indice SAR deviennent plus importants. Ce dernier a un effet alcalinisant et augmente le pH. Par conséquent, un pH élevé dans l'eau peut être le signe d'une teneur élevée en ions carbonate et bicarbonate. Concernant l'irrigation par aspiration, la valeur limite du bicarbonate dans les eaux d'irrigation se limite à 518 mg/L.

Azote : un apport excessif de nitrates confronte à un dilemme de salinité du sol ou applique une fraction de lixiviation, provoquant une contamination de la nappe phréatique. De ce fait, il ne doit pas dépasser 30mg/L dans les eaux destinées à l'irrigation.

g- Métaux lourds recommandés dans les eaux d'irrigation

Les oligo-éléments, également connus sous le nom de métaux lourds, sont des composés chimiques qui sont nécessaires en quantités infimes pour la croissance, le développement et la physiologie des plantes et des animaux (Farlex Incorporated, 2005).

Cependant, plus de 85 % des oligo-éléments appliqués sont susceptibles de s'accumuler dans le sol et d'être filtrés par les eaux souterraines, provoquant ainsi une contamination. La limite de toxicité sera déterminée par le type de plante. Elle sera également déterminée par le type de sol. Lorsqu'un élément est introduit dans un sol d'irrigation, il peut être inactivé par des réactions chimiques ou s'accumuler dans le sol jusqu'à des niveaux toxiques. Certaines structures du sol, en revanche, peuvent retenir ces éléments, ce qui les rend agressifs pour la zone des racines. Suite à cette double facette des métaux lourds très sensibles, le Maroc a élaboré des normes précises sur les concentrations limites des métaux lourds (tableau 4) pour les eaux d'irrigation afin de s'aligner avec l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) qui a fixé des directives pour protéger la santé publique.

Tableau 4 : Les valeurs limites marocaines des métaux lourds toxiques dans les eaux d'irrigation (Bulletin officiel, 2002).

Métaux	Valeurs limites en mg/L
Fer (Fe)	**5**
Zinc (Zn)	**2**
Arsenic (As)	**0,1**

Chrome (Cr)	**0,1**
Plomb (Pb)	**5**
Cuivre (Cu)	**0,2**
Manganèse (Mn)	**0,2**
Cadmium (Mn)	**0,01**
Cobalt (Co)	**0,05**
Nickel (Ni)	**0,01**
Aluminium (Al)	**5**
Mercure (Hg)	**0,001**

III-2-1-2 Paramètres bactériologiques et parasitologiques

La charge bactérienne et parasitaire de l'eau d'irrigation est principalement déterminée par la santé de la population d'où proviennent les eaux usées. Il convient de noter que le risque d'infection hydrique par ces agents pathogènes est déterminé par un certain nombre de facteurs, notamment leur concentration, leur dispersion dans l'eau et la capacité de ces agents intestinaux à survivre dans l'environnement. La qualité de l'eau utilisée pour irriguer les plantes est importante lorsqu'elle est consommée crue. Cependant, comme le soulignent Toze (2006) et Smith (2020), la majorité des bactéries entériques pathogènes ont généralement besoin d'une dose élevée pour provoquer une infection (généralement 10^6 cellules).

Les parasites pathogènes, les œufs, kystes de parasites et larves d'Ankylostomides doivent être absents dans les eaux utilisées en irrigation, selon les normes de qualité. En ce qui concerne les bactéries, la valeur limite des coliformes fécaux est de 1000/100ml pour les cultures consommées crues. Quant aux Salmonelles et vibrions Cholériques ils doivent être absents dans 5l et dans 450 ml respectivement (Bulletin officiel, 2002).

III-3 Cadre légal définissant les normes de qualité des eaux d'irrigation

❖ La loi 36-15 sur l'eau est basée sur les principes de la qualité de l'eau. Ses objectifs sont les suivants :

- protéger et conserver les ressources en eau.

- protéger la santé humaine en réglementant l'exploitation, la distribution et la vente de l'eau à des fins alimentaires.

- La réglementation des activités susceptibles de polluer les ressources en eau.

❖ Le décret n° 2-97-787 du 4 février 1998, relatif aux normes de qualité des eaux et à l'inventaire du degré de pollution des eaux. Conformément à l'article 51 de la loi sur l'eau,

ce décret définit les normes de qualité que doit respecter une eau en fonction de l'usage qui en sera fait.

- Le décret n° 2-97-875 du 4 février 1998, relatif à l'utilisation des EU : Ce décret fixe les conditions d'autorisation par l'Agence de l'eau de l'utilisation des EU épurées, ainsi que les modalités d'octroi des aides financières de l'Etat lorsque l'utilisation de ces eaux permet d'économiser l'eau et de protéger les ressources en eau contre la pollution.

- L'arrêté conjoint n° 1276-01, daté du 17 octobre 2002, établissant des normes de qualité pour les eaux d'irrigation. Cet arrêté distingue les eaux naturelles des EU épurées destinées à l'irrigation et précise les critères spécifiques permettant à l'Agence de l'Eau d'accorder l'autorisation d'utilisation des EU épurées.

IV- Eaux usées utilisées en irrigation

IV-1 Caractéristiques des eaux usées

Les activités domestiques et industrielles, ainsi que les eaux souterraines et les précipitations, contribuent de manière significative aux EU urbaines (les réseaux sont généralement combinés). Les EU domestiques sont générées par les activités humaines quotidiennes, tandis que les EU industrielles varient considérablement en termes de quantité et de qualité. Leurs caractéristiques sont déterminées par le type d'industrie et le niveau de traitement des EU avant leur rejet.

En d'autres termes, la composition des EU urbaines brutes dépend principalement de l'activité humaine (EU et eaux pluviales), de la composition des EU d'approvisionnement en eau potable et, pour certains constituants chimiques, de la nature et de la quantité des effluents industriels potentiellement déversés dans le réseau urbain. Les eaux de ruissellement urbaines contiennent des matières solides, des substances dissoutes et des micro-organismes. Ces derniers sont les principales raisons des restrictions imposées à la réutilisation des EU. Les matières solides, les substances dissolvables et les micro-organismes présents dans les eaux urbaines sont tous présents. Ce sont les principales raisons des restrictions imposées à la réutilisation des EU.

En effet, la réglementation distingue des niveaux de qualité pour les EU traitées, qui sont principalement déterminés par le taux de concentration des micro-organismes. Il est donc essentiel de connaître la composition des EU afin de définir les zones de réutilisation potentielles et le niveau de restriction. Le niveau de restriction et la possibilité de réutilisation

IV-1-1 Microorganismes dans les US

Tous les micro-organismes excrétés avec les fèces sont présents dans les EU .Les organismes pathogènes coexistent avec la flore entérique normale. Ces organismes sont répartis en quatre catégories : les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes.

IV-1-1-1 Bactéries

Les bactéries sont les micro-organismes les plus répandus dans les EU (Toze, 1999 ; Bouza et *al.,* 2004). On compte environ 106-107 bactéries/100 mL dans les EU urbaines, dont la majorité sont des Proteus et des Enterobacteriaceae, 103-104 des Streptocoques et 102-103 des Clostridium. La concentration de bactéries pathogènes est d'environ 104 germes L^{-1}. Les salmonelles, qui provoquent la typhoïde, la paratyphoïde et des troubles intestinaux, sont parmi les plus fréquemment détectées. Les coliformes thermotolérants sont des germes de contrôle de la contamination fécale qui sont couramment utilisés pour contrôler la qualité relative de l'eau.

IV-1-1-2 Virus

Les virus sont des parasites intracellulaires obligatoires qui ne peuvent se répliquer qu'à l'intérieur de la cellule hôte. On estime que leur concentration dans les EU urbaines se situe entre 103 et 104 particules par litre (Lodder et al. 2005). Il est encore difficile de les isoler et de les compter dans les EU, ce qui conduit à une sous-estimation de leur nombre réel. Les virus entériques sont ceux qui se reproduisent dans le tractus gastro-intestinal. Les entérovirus (comme la polio), les rotavirus, les rétrovirus, les adénovirus et le virus de l'hépatite A sont parmi les virus entériques humains les plus courants. Les virus semblent être plus résistants dans l'environnement que les bactéries. Aulicino et *al.* (1996) ont découvert que les virus sont plus difficiles à éliminer au cours des processus de traitement des EU que les bactéries traditionnelles couramment utilisées comme indicateurs de la qualité bactériologique de l'eau. De plus, les auteurs ont découvert plusieurs virus dans les milieux récepteurs tels que les rivières et les étangs qui reçoivent des effluents traités. Blanc et Nasser (1996) quant à eux, ont découvert que les virus sont plus persistants à température ambiante dans les sols irrigués par les Eaux usées traitées que certains autres bactériophages.

IV-1-1-3 Protozoaires

Les protozoaires passent par une forme de résistance appelée kyste au cours de leur cycle de vie, qui peut être transportée par les EU. Ces parasites sont tenaces. Ainsi, en fonction des conditions environnementales, ces organismes peuvent survivre pendant plusieurs semaines,

voire des années (Campos, 2008). Un certain nombre de protozoaires pathogènes ont été découverts dans les EU (Gennaccaro et *al.*, 2003). Entamoeba histolytica, qui cause la dysenterie amibienne, *Giardia lamblia* et *Cryptosporidiumparvum* sont parmi les plus importants (Toze, 2006). En revanche, une dose de 10 à 30 kystes est suffisante pour provoquer des problèmes de santé (Campos, 2008).

IV-1-1-4 Helminthes

Les helminthes sont des parasites qui vivent dans les intestins et que l'on retrouve fréquemment dans les EU. Le nombre d'œufs d'helminthes dans les EU municipales peut être estimé entre 10 et 10^3 germes L^{-1}. Beaucoup de ces helminthes ont des cycles de vie compliqués qui incluent une escale sous la forme d'un hôte intermédiaire (Toze, 2006). Certains helminthes infectent au stade adulte ou larvaire, d'autres au stade de l'œuf. Les œufs et les larves étant résistants dans l'environnement, le risque lié à leur présence doit être pris en compte lors du traitement et de la réutilisation des EU. En effet, la persistance de ces organismes dans diverses conditions environnementales, ainsi que leur résistance à la désinfection, leur permet de se reproduire, ce qui constitue un risque potentiel (Campos, 2008).

IV-1-2 Oligo-éléments et éléments traces dans les EU

Les métaux présents dans les milieux aquatiques peuvent provenir de diverses sources. La principale distinction est entre les sources naturelles et anthropiques. Les métaux sont naturellement présents dans les sols. Certains sont des constituants majeurs (Al) ou importants pour la structure minérale (Fe, Mn) (Baize et Sterckeman, 2001 ; Hamon et *al.*, 2004 ; Horckmans et *al*., 2005).

Ils sont présents aussi dans les compartiments environnementaux de l'activité volcanique et l'érosion des roches (Doelsch et *al*., 2006). Certes, la plupart de ces métaux tombent à moins de 100 km de l'activité volcanique mais une partie importante atteint la stratosphère et est ensuite dispersée sur l'ensemble du globe (Garrett, 2000). Par conséquent, ils peuvent atteindre ultérieurement le milieu aquatique par le biais du compartiment atmosphérique.

En plus du contexte géochimique, les activités humaines enrichissent les milieux aquatiques en métaux. L'Homme utilise les métaux comme matériaux ainsi que comme réactifs dans l'industrie (traitement de surface, intermédiaires de réaction, etc.) et l'agriculture (phytosanitaire). Les particules métalliques fines sont émises dans l'atmosphère par les

activités industrielles et le trafic automobile, principalement en milieu urbain (Azimi et *al*., 2005). Les métaux ainsi émis se déposent dans divers compartiments de l'environnement, notamment les masses d'eau et les sols. Les métaux déposés sur les sols, quant à eux, peuvent pénétrer dans les cours d'eau par ruissellement lors d'événements pluvieux.

Dans le cas d'un réseau d'égouts unitaires, les EU urbaines sont un mélange d'EU domestiques, d'EU industrielles et d'eaux de ruissellement. Les métaux présents dans les eaux de ruissellement sont causés par les dépôts atmosphériques ainsi que par la corrosion des surfaces de ruissellement (par exemple, les toits, les gouttières). En effet, la majorité des métaux présents dans les eaux de ruissellement sont associés aux solides en suspension ou aux colloïdes (Makepeace et *al*., 1995 ; Gromaire et *al*., 2001).

Les métaux se retrouvent dans les eaux industrielles en conséquence directe de leur utilisation dans les processus industriels. Ces EU se distinguent par un large éventail de charges polluantes. La charge métallique dans les eaux domestiques, en revanche, est cyclique car elle résulte de l'activité quotidienne des ménages. Les métaux présents dans les eaux domestiques proviennent de deux sources : la corrosion des canalisations d'eau potable d'une part, et l'utilisation de métaux dans les activités domestiques et les produits ménagers d'autre part. Les rejets miniers constituent également une source importante de métaux lourds dans certaines régions (Figueira et Ribeiro, 2005).Les EU urbaines constituent l'une des principales voies d'entrée des métaux dans les écosystèmes aquatiques (Buzier et *al.,* 2006).

Une grande partie des métaux présents dans les EU sont complexés avec la matière organique dissoute à l'entrée des stations d'épuration (Giokas et *al*. 2002). Le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le molybdène (Mo), le nickel (Ni) et le zinc (Zn), des métaux qui peuvent être présents dans les EU, peuvent présenter un risque sanitaire important pour les humains et les animaux, et peuvent également affecter les cultures irriguées à long terme en raison de l'accumulation dans le sol (FAO, 2003).

Cependant, à quelques exceptions près, comme la présence d'installations industrielles très polluantes directement raccordées au réseau d'égouts ou la réutilisation directe d'EU brutes, les concentrations de métaux lourds dans les EU traitées ne sont pas et ne seront pas un facteur limitant pour la réutilisation des EU en irrigation (Toze, 2006). En fait, la majorité de ces métaux sont retenus dans les boues des stations d'épuration (Faby et Brissaud, 1997).

IV-1-3 Autres caractéristiques

IV-1-3-1 Matière organique et matière en suspension

Sauf dans de très rares cas, la présence de matières organiques dans les EU ne constitue pas un obstacle à leur réutilisation. Au contraire, elle améliore la fertilité des sols. Cependant, l'expérience a montré que le maintien d'une concentration élevée de matière organique dans les EU réduit considérablement l'efficacité des traitements d'éradication des agents pathogènes (FAO, 2003). En outre, de fortes concentrations de matières organiques peuvent provoquer des odeurs désagréables, en particulier si l'on laisse l'eau stagner en surface. Enfin, des niveaux élevés de solides en suspension peuvent obstruer les systèmes d'irrigation et rendre difficile le transport et la distribution des effluents (Liu et *al.,* 2022).

Les matières en suspension (MES) sont pour la plupart biodégradables dans la nature. Les MES sont associées à la majorité des microorganismes pathogènes présents dans les EU (FAO, 2003).

La décantation peut, par définition, éliminer les particules en suspension. Il s'agit d'une méthode simple et efficace pour réduire la charge organique et le contenu pathogène des EU. Cependant, pour faire face aux risques sanitaires, un traitement beaucoup plus poussé est généralement nécessaire.

IV-1-3-2 Eléments organiques toxiques

Les composés chimiques toxiques présents dans les EU sont très persistants et ont une forte lipophilie. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les alkylphénols, les chlorophénols, les phtalates, les pesticides et les résidus pharmaceutiques actifs sont des exemples de ces composés. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les alkylphénols, par exemple, ont la capacité de perturber le système endocrinien (Belgiorno et *al.,* 2007).En effet, ces composés, ainsi que d'autres substances pharmaceutiques dont la source principale est les EU, ont pollué de nombreux milieux aquatiques (Kimura et *al.* 2004).

Les stations d'épuration des EU ont été identifiées comme des sources possibles de ces toxines (Andreozzi et *al*., 2003). Cependant, les faibles concentrations de ces composés dans les EU réduisent le risque d'exposition lors de la réutilisation de l'irrigation (Toze, 2006). De plus, en raison de leur faible solubilité, ces éléments organiques se retrouveront concentrés dans les boues plutôt que dans les EU (FAO, 2003).

IV-1-3-3 Salinité

La salinité d'une eau est proportionnelle à sa concentration totale en sels dissous. Elle est représentée soit par la conductivité électrique (EC), soit par le résidu sec (DR). La CE de l'eau peut être calculée à partir de la concentration du RD en g/L en utilisant les approximations suivantes :

- Lorsque la CE est de 5 dS/m, RS (g/L) = 0,64 x CE (dS/m).

- Lorsque la CE > 5 dS/m, RS (g/L) = 0,80 x CE (dS/m).

En général, la concentration en sel des EU dépasse celle de l'eau du réseau d'approvisionnement en eau potable (Faby et Brissaud, 1997 ; Panagopoulos, 2021).

D'autres paramètres sont pris en compte lorsque les EU sont utilisées pour l'irrigation, notamment le SAR (Absorbable Sodium Ratio), qui exprime l'activité relative des ions sodium dans les réactions d'échange dans les sols.

Cet indice compare la concentration de sodium à celle du calcium et du magnésium échangeables. Le magnésium est interchangeable. Le SAR et la CE de l'eau d'irrigation sont couramment utilisés conjointement pour évaluer le risque potentiel de salinisation du sol.

IV-1-3-4 Eléments nutritifs

Les éléments nutritifs sont abondants dans les EU et jouent un rôle important dans la récupération des EU dans l'agriculture et la gestion des paysages (Hamoda, 2004). L'azote, le phosphore, et parfois le potassium, le zinc, le bore et le soufre sont les éléments les plus courants dans les EU. Ces éléments sont présents en quantités importantes, mais dans des proportions très variables, dans les EU traitées et non traitées. Faby et Brissaud (1997) estiment que 100 mm d'eau usée traitée peuvent fournir entre 16 et 62 kg d'azote, 2 à 69 kg de potassium, 4 à 24 kg de phosphore, 18 à 208 kg de calcium, 9 à 100 kg de magnésium et 27 à 182 kg de sodium. D'autres macronutriments et micronutriments peuvent être présents dans les EU (De Siqueira Castro et *al.*, 2020).

En outre, la présence de matières organiques sous diverses formes dans les EU (matières solides en suspension, éléments colloïdaux et matières dissoutes) peut contribuer à la stabilité structurelle du sol par son effet à long terme sur sa fertilité (FAO, 2003).

Ces matières organiques présentes dans les EU affectent la biodisponibilité des macro- et micronutriments essentiels à la nutrition des plantes, notamment ceux présents dans le sol (Toze, 2006 ; De Siqueira Castro, 2020). Or, la valeur nutritive des EU peut dépasser les

besoins de la plante, ce qui risque de polluer les eaux souterraines. Elle peut également causer des problèmes tels qu'un développement végétatif excessif, un retard de maturité ou une diminution de la qualité des cultures irriguées. Par conséquent, les éléments nutritifs présents dans les effluents traités doivent être considérés comme faisant partie du programme global de fertilisation des cultures irriguées. À cet égard, l'analyse des EU est requise au moins une fois au cours de la saison de culture en usage agricole (FAO, 2003).

En raison de la présence de nutriments, le potentiel de fertilisation des EU traitées est un atout pour les cultures, mais il peut aussi être une source de pollution pour l'environnement, en fonction principalement des pratiques de gestion des EU utilisées par les agriculteurs. La FAO (2003) a émis de nouvelles mesures dans ce cadre : La surveillance des niveaux de NO_3^-N, NH_4^-N, P et K est recommandée pour trois raisons : estimer la quantité d'engrais supplémentaire nécessaire pour optimiser le rendement et la qualité des cultures ; sélectionner le meilleur système agricole pour une efficacité maximale de l'utilisation des nutriments et de l'eau ; et protéger les eaux de surface et souterraines de la pollution par le NO_3^-.

IV-2 Réutilisation des eaux usées

La réutilisation des EU s'est développée rapidement, avec une croissance des volumes de réutilisation des EU allant de 10 à 29 % par an en Europe, aux États-Unis et en Chine, et jusqu'à 41 % en Australie. Le volume quotidien actuel d'eau réutilisée dans plusieurs pays, dont la Californie, la Floride, le Mexique et la Chine, atteint le chiffre impressionnant de 1,5 à 1,7 million de m^3 par jour (Lazarova et Brissaud, 2007).

L'irrigation avec des EU a commencé au Mexique en 1926 pour l'irrigation de diverses cultures. Ainsi, après plus de 80 ans, 40 départements réutilisent les EU, dont seulement 11 pour cent sont traitées, pour l'irrigation de terres agricoles totalisant 350 mille hectares (Peasey et *al*. 2000). Avec 83 000 hectares irrigués avec des EU brutes, la vallée d'Amezquital possède le plus grand projet de réutilisation des EU au monde (Dominguez-Mariani et *al*., 2004).

Depuis 1955, les EU sont réutilisées à des fins d'aménagement paysager aux États-Unis. En plus d'arroser les parcs, les terrains de golf et les jardins publics, les EU traitées ont été utilisées pour alimenter des lacs artificiels en tout ou en partie (Puil, 1998). Le lac Santee en Californie, par exemple, a été mis en eau et alimenté en eau traitée et désinfectée en 1961. Les comtés de Bakersfield et d'Orange en Californie, ainsi que le comté de Manatee en Floride, sont des exemples de réutilisation agricole des eaux usées traitées (EUT).À Bakersfield, les

effluents partiellement traités sont utilisés pour le coton, la luzerne, le maïs, l'orge et les betteraves à sucre. À Orange, en Californie, 800 hectares d'espaces verts urbains et 400 hectares de terres agricoles sont irrigués.

La réutilisation des eaux traitées est peu développée en France. Cela est principalement dû à l'abondance des ressources en eau, la consommation ne dépassant pas 24 % des ressources disponibles (Lazarova et Brissaud, 2007). Bien que la réutilisation des EUT ait commencé dans ce pays dans les années 1980, la réutilisation directe des EU s'est limitée à quelques cas isolés, notamment sur les îles de Ré, Noirmoutier, Oléron et Porquerolles.L'irrigation se fait sur 220 hectares de pommes de terre et de courgettes à Noirmoutier. L'irrigation par aspersion est utilisée pour les cultures de maïs, de tournesol et de pommes de terre à Ars-en-Ré. Les cultures maraîchères et les vergers (pêchers et amandiers) de Porquerolles sont irrigués par aspersion ou irrigation localisée sur un périmètre d'irrigation de 30 hectares (Puil, 1998). Le projet de Clermont-Ferrand est l'exemple le plus significatif en France de réutilisation des EU traitées. L'irrigation a été réalisée sur 50 ha (réseau pilote) en 1996 et 1997, et le périmètre a été étendu à 580 ha en 1998, sur 8 communes comptant une population totale de 17 000 personnes. Les effluents traités subissent un traitement complémentaire par passage dans des lagunes de stabilisation pendant la saison d'irrigation (juin à octobre). En 1998, 150.000 m^3 d'effluents industriels et 440.000 m^3 d'effluents domestiques ont été utilisés pour l'agriculture après traitement. Le maïs, le maïs semence et les betteraves sont les principales cultures.

La pénurie d'eau est particulièrement aiguë dans le bassin méditerranéen. C'est également l'une des régions les plus prisées pour la réutilisation agricole des effluents urbains. Certains pays, comme la Tunisie, la Grèce et la Jordanie, ont fait de la réutilisation une politique nationale (Bahri et Brissaud, 2002 ; Ammary, 2007).

En 2012, Aquastats a indiqué que 261 millions d'hectares de terres agricoles étaient irrigués dans le monde. On estime que les eaux usées non traitées ont irrigué près de 20 millions d'hectares (ONU, 2003). On estime également que les terres irriguées par les eaux usées non traitées sont dix fois plus grandes que les terres irriguées par les eaux usées traitées (Scott, 2010). En outre, la FAO a estimé en 2010 que 10 % de la population mondiale consommait des cultures produites avec des eaux usées. Au Vietnam, ce chiffre s'élève à 80 %.

En 2017, le Maroc a produit 550 millions m^3/an d'EU et 45% sont épurées grâce à 117 stations. Et pourtant selon le constat de la situation de la réutilisation des EU au Maroc convergent vers un constat majeur : aucun projet de réutilisation des EU traitées en agriculture

n'a été réalisé à ce jour à grande échelle. Seuls des projets pilotes, au premier rang desquels ceux d'Ouarzazate, Ben Sergao, Drarga, et Attaouia, ont été réalisés, permettant de développer des référentiels techniques assez bien documentés à travers des essais agronomiques (Soudi, 2018). Depuis 2012, on assiste au développement de deux types de projets phares : la réutilisation des EU traitées pour l'arrosage des golfs et des espaces verts au niveau des villes d'Agadir et de Marrakech, et la réutilisation à des fins industrielles, notamment le lavage au phosphate, au niveau des villes de Khouribga et de Benguerir. Suite à la mise en œuvre du Plan national d'assainissement liquide et de traitement des EU (PNA) en 2006, le taux de traitement a considérablement augmenté, dépassant les 40% en 2016. Plusieurs projets de réutilisation des EU traitées dans l'irrigation des cultures ont été initiés et/ou planifiés à la même époque, mais ne se sont pas encore concrétisés (Soudi, 2018).

Parallèlement, des systèmes de réutilisation des eaux grises à petite échelle ou des bayeras (fosses septiques) sont développés dans les zones rurales où l'on ne s'attend pas à une extension de la couverture des stations d'épuration dans les décennies à venir. Au Maroc, 7200 ha de cultures ont été irrigués avec de l'eau non traitée dans les zones périurbaines de Marrakech, Meknès, Oujda et Fès en 2009. (Condom & Declec, 2015). En 2018, le débit de l'UE à Fès était de 105 000 m3/jour et de 38 millions de m^3/an (Soudi, 2018). La réutilisation de l'UE est encore une pratique courante. La majorité de cette réutilisation se fait en aval des points de rejet des effluents ou à proximité des réseaux de traitement (station d'épuration).

IV-3 Risques associés à la réutilisation des eaux usées

IV-3-1 Risques sanitaires

Il est prouvé depuis longtemps que les micro-organismes pathogènes des animaux ne peuvent pas pénétrer ou survivre à l'intérieur des plantes (Sheikh et *al*., 1999 ; Kim et *al.,* 2020 et Bouaich et *al*., 2022) Par conséquent, on trouve des micro-organismes à la surface des plantes et dans le sol. La plante et ses feuilles créent un environnement frais, humide et protégé du soleil. La contamination peut donc se produire pendant la croissance de la plante ou la récolte. Les agents pathogènes vivent plus longtemps dans le sol que dans les plantes (Asano, 1998). Le mode d'irrigation a un impact direct sur le risque : par exemple, l'irrigation souterraine ou par gravité peut avoir un impact sur la qualité des eaux souterraines et de surface. Une contamination directe peut se produire lors de l'entretien du système d'irrigation. Les aérosols contaminants sont produits par l'irrigation par aspersion et peuvent voyager sur de longues distances (Holliday et *al.,* 2021).

IV-3-2 Effet de l'irrigation par les EU sur les propriétés physicochimiques du sol

Il est évident que l'irrigation par les eaux usées a un effet sur certains paramètres du sol au fil du temps. Ainsi, certains sols basiques présentent une légère diminution du pH. (Solis et *al*., 2005 ; Herpin et *al*., 2007).

Cette diminution s'explique par le lessivage par l'eau d'irrigation des calcaires actifs, qui sont responsables de l'alcalinité du sol (Solis et *al.,* 2005). Les eaux usées, par leur capacité de fertilisation, augmentent la MO et les nutriments du sol (Rattan et *al*., 2005). Ces nutriments, d'autre part, stimulent l'activité microbiologique du sol (Ramirez-Fuentes et *al*., 2002), ce qui favorise la minéralisation de la MO et entraîne une diminution de la CEC du sol (Solis et *al*., 2005 ; Herpin et *al*., 2007).

Magesan et *al*. (2000) rapportent également qu'après l'irrigation de l'EU, l'activité microbiologique accrue du sol réduit sa conductivité hydraulique en raison de la formation de biofilms bactériens qui obstruent sa porosité.

IV-3-2-1 Salinisation du sol

La qualité de l'eau d'irrigation est un facteur important de la salinisation des sols. En effet, même si les autres facteurs influencent ce processus sont favorables, le risque de salinisation du sol est éliminé si l'eau d'irrigation est de haute qualité. La qualité de l'eau d'irrigation est estimée en prévoyant son impact sur les propriétés du sol et en tenant compte de la tolérance des cultures à la salinité. Une eau est considérée comme étant de "bonne qualité" si elle ne provoque pas de salinisation du sol irrigué (EC > 4 mS/cm) ou de désintégration (ESP > 15%). (Brady et Weil, 2002).

La concentration totale de sels solubles dans l'eau et son ratio de sodium absorbable (SAR) sont utilisés pour évaluer les effets de l'eau d'irrigation sur le sol (Leone et *al*., 2007). Une concentration élevée d'ions sodium dans l'eau réduit la perméabilité du sol et provoque des problèmes d'infiltration (Suarez et *al*., 2006). En effet, lorsque le sodium est apporté dans le sol par l'eau d'irrigation sous une forme échangeable, il remplace le calcium et le magnésium adsorbés sur les agrégats du sol, ce qui entraîne la dispersion des particules d'argile. Cette dispersion provoque la désagrégation du sol. Le sol devient alors dur et compact (lorsqu'il est sec). Sa porosité s'obstrue, ce qui réduit le taux d'infiltration de l'eau. Sa porosité se colmate, ralentissant l'infiltration de l'eau et de l'air et affectant ainsi sa structure. Le domaine de la réutilisation des eaux usées est principalement déterminé par la qualité de l'effluent, les types

de cultures, le système d'irrigation et les conditions édaphiques du sol (Pereira et *al*. 2002 ; Leone et *al.,* 2007 ; Leonel et *al.,* 2021).

Ainsi, il est essentiel de comprendre la qualité physico-chimique de ces eaux usées afin de prédire les impacts potentiels sur le milieu récepteur. En effet, lorsqu'elles sont recyclées pour l'irrigation agricole, la salinité et, en particulier, la teneur en ions sodium déterminent leur qualité (Toze, 2006).

Herpin et *al*. (2007) ont découvert que l'irrigation avec des EUT chargés en Na^+ augmentait les niveaux de Na^+ dans tout le profil d'un sol haplustox typique. En outre, ils ont signalé que le calcium fourni par les EUT, entraîne la libération échangeable des ions sodium du complexe d'absorption du sol, facilitant ainsi sa migration en profondeur et sa biodisponibilité. Après deux ans de suivi, un autre cas d'irrigation avec des EUT avec une charge en sel de 1,8 g/L a montré une augmentation de la conductivité électrique du sol de 0,92 dS/m à 1,93 dS/m sur les 40 premiers cm du sol, ce qui correspond à un apport en sel d'environ 6,2 T/ha (Zekri et *al.,* 1997 ; Toze, 2006).

Lorsque la qualité de l'eau est mauvaise, la méthode, le taux et la fréquence d'irrigation ont un impact direct sur le processus de salinisation du sol. Dans ces conditions, une dose supérieure à ce dont le sol a besoin favorise le lessivage du sel. Cela permet de maintenir un niveau raisonnable de salinité du sol, surtout si le drainage interne et externe est adéquat. Heidarpour et *al*. (2007) ont testé deux systèmes d'irrigation différents pour déterminer l'effet de l'irrigation par EUT sur les propriétés chimiques du sol. Le premier est un système de surface, et le second un système souterrain. Ils ont découvert que l'irrigation souterraine augmentait la conductivité électrique dans les horizons de surface du sol. Dans le système d'irrigation de surface, cependant, la conductivité électrique était plus élevée dans les niveaux inférieurs, ce qui a donné le résultat inverse. Liu, (2019) confirme que l'augmentation de la CE dans le premier cas est due à la remontée capillaire des sels en surface suite à l'évapotranspiration. Dans le second cas, l'augmentation de la CE en profondeur est due à la lixiviation des sels par l'eau d'irrigation (Yang et *al.,* 2019).

La texture, la perméabilité et la teneur en calcaire sont des caractéristiques du sol qui jouent un rôle important dans l'amélioration ou l'atténuation du processus de salinisation. Villagra et Cavanignaro (2005) ont testé l'irrigation saline sur deux textures de sol différentes, l'une sableuse et l'autre argileuse. Ils ont découvert que la salinité atteignait des niveaux dangereusement élevés dans le sol argileux. La salinité dans le sol à texture argileuse se situait

entre 15,8 et 19,1 mS/cm à la fin de l'expérience, alors qu'elle se situait entre 1,2 et 6,6 mS/cm dans le sol sableux.

IV-3-2-2 Accumulation de métaux dans le sol

Même si les concentrations en métaux sont faibles dans la plupart des eaux usées traitées, l'irrigation peut éventuellement conduire à une accumulation de métaux dans le sol (Rattan et *al*., 2005). En effet, la rétention des éléments métalliques par le sol est régie par une variété de phénomènes mécaniques, physico-chimiques et même biologiques (Mantinelli, 1999). Bien entendu, tous les métaux transportés par les eaux usées vers le sol ne sont pas assimilables ou biodisponibles. En effet, la forme chimique des métaux est affectée par les conditions du sol telles que le pH, la matière organique, la teneur en argile, la CEC, et ainsi de suite (Mapanda et *al*., 2005).

Assadian et *al*. (1998) ont découvert que l'irrigation avec des eaux usées brutes mélangées à l'eau de rivière entraînait une augmentation des niveaux de métaux dans le sol après 40 ans de pratique. Les niveaux de zinc trouvés dépassaient 50 mg/kg, tandis que les autres éléments (Cr, Ni, Pb, Co, et Cd) étaient inférieurs à 35 mg/kg. Les teneurs élevées trouvées dans les horizons de surface sont corrélées positivement avec la teneur en argile et négativement avec la teneur en sable. En général, les valeurs découvertes sont 29 fois plus élevées que celles découvertes dans des sols irrigués uniquement avec de l'eau de rivière.

IV-3-3 Effets de l'irrigation par les EU sur les plantes cultivées

IV-3-3-1 Contamination par des métaux lourds

Lorsque les eaux usées sont réutilisées pour l'irrigation, les rendements des cultures s'améliorent en raison de leur contenu en nutriments et de leur richesse en oligo-éléments. Dans ce contexte, Rusan et *al*. (2007) ont découvert une augmentation de la biomasse d'une plante fourragère lorsqu'elle est irriguée avec des eaux usées brutes ou traitées. Par exemple, ils rapportent que les rendements enregistrés par rapport à un témoin dépassent 110 % pour les plantes irriguées avec les deux types d'eau.

De même, l'irrigation de l'EU entraîne un enrichissement significatif des tissus végétaux en éléments traces (Yadav et *al*., 2002, Fars et *al*., 2003). Les éléments traces, qui sont généralement immobilisés dans les couches supérieures du sol, peuvent présenter des risques à long terme pour le développement des plantes. En effet, un petit nombre d'oligo-éléments (bore, fer, manganèse, zinc, cuivre et molybdène) sont reconnus comme essentiels au

développement des plantes en très faible quantité (Faby et Brissaud, 1997). L'irrigation à partir d'eaux usées apportera ces éléments, ainsi que des métaux lourds qui ne sont pas nécessaires à la plante, tels que le plomb, le mercure, le cadmium, le brome, le fluor, l'aluminium, le nickel, le chrome, le sélénium et l'étain. La biodisponibilité de ces éléments dans le sol peut entraîner leur accumulation dans les tissus végétaux, et dans certains cas, les niveaux de ces éléments peuvent atteindre des seuils phytotoxiques (Faby et Brissaud, 1997 ; Zwolak et *al.*, 2019).

Pourtant, Yadav et *al.* (2002) ont découvert que les niveaux de métaux lourds dans les plantes irriguées avec des eaux usées pendant 30 ans sont inférieurs au seuil de toxicité pour les plantes. De même, Assadian et *al.* (1998) ont découvert que, à l'exception du Zn, les niveaux de métaux dans les plantes de luzerne irriguées par l'UE sont bien inférieurs à ceux trouvés dans le sol. Les auteurs affirment également qu'il n'y a pas de relation claire entre les niveaux de métaux dans les cultures et les sols. Ce résultat a également été rapporté par Solis et *al*. (2005) et Rattan et *al*. (2005), qui affirment que le coefficient de transfert des métaux du sol aux plantes, à l'exception du Zn, ne varie pas linéairement avec les niveaux de sol.

IV-3-3-2 Contamination microbienne

Les eaux d'irrigation sont utilisées dans les pratiques agricoles pour les activités de pré-récolte, de récolte et de post-récolte, chacune ayant son propre impact sur le risque de contamination microbiologique des cultures (Ndiaye, 2011). Une eau insuffisamment traitée peut être une source directe de contamination ainsi qu'un vecteur de propagation d'une contamination localisée dans le champ, dans les installations ou pendant le transport. Le potentiel de contamination par des agents pathogènes est affecté par la qualité de l'eau à tout moment où elle entre en contact avec des produits frais. Les agents pathogènes qui survivent sur les produits peuvent causer des maladies d'origine alimentaire. La majorité des agents pathogènes associés à une transmission due à une mauvaise qualité de l'eau sont des entérobactéries comme Salmonella, Campylobacter spp. et VTEC, ainsi que des virus comme Norovirus. *E. coli* est couramment utilisé comme organisme indicateur de contamination fécale, et des niveaux élevés d'*E. coli* peuvent indiquer un risque plus élevé de pathogènes (Yeni et *al.*,2016 ; Callejón et *al.*, 2015).

V- Traitement des eaux

Les eaux usées brutes, qu'elles soient non traitées, mal traitées ou mélangées à de l'eau douce, sont encore utilisées, intentionnellement dans de nombreuses régions du monde aujourd'hui.

Dans les villes, l'absence d'infrastructures de collecte, de transport et de traitement des eaux usées entraîne des déversements incontrôlés dans les systèmes de drainage et d'évacuation des eaux (canalisations, canaux artificiels, rivières naturelles, etc.). Par conséquent, les eaux usées peuvent représenter une partie importante, voire la totalité, du ruissellement urbain, en particulier pendant la saison sèche (CGIAR, 2012).

Les agriculteurs dans et autour des villes peuvent facilement accéder à cette ressource. Bien que les eaux usées brutes soient fréquemment diluées, elles contiennent toujours des niveaux élevés de matières fécales. Les risques sanitaires sont souvent extrêmement élevés. Par conséquent, l'eau polluée des cours d'eau est très probablement la source la plus courante d'eau d'irrigation des légumes dans les zones urbaines et périurbaines. Ainsi, l'eau polluée des cours d'eau est très probablement la source la plus courante d'eau d'irrigation des légumes dans les villes et les zones périurbaines africaines (Drechsel, 2014). Dans les zones où les engrais sont rares et où l'eau saine est rare, les eaux usées sont considérées comme un moyen de récupérer la valeur de l'eau et des nutriments qu'elles contiennent, souvent gratuitement (Scott, 2010). Ainsi, le traitement des EU est indispensable en vue d'une sécurisation et d'une limitation des risque liés à leur réutilisation.

V-1 Station d'épuration

La station d'épuration a pour but de traiter et de séparer les substances indésirables des eaux usées avant rejet au milieu récepteur. Ces eaux sont issues des activités humaines (domestiques ou industrielles) et des eaux pluviales. Une station d'épuration des eaux usées est généralement située à l'extrémité d'un système de collecte. Elle peut utiliser une variété de principes physiques et biologiques. Le processus est généralement biologique car il fait intervenir des bactéries capables de dégrader la matière organique. La taille et le type de stations d'épuration nécessaires sont déterminés par le niveau de pollution de l'eau à traiter. Généralement, la station d'épuration traite les eaux usées qui comprennent:

- Les eaux ménagères : eaux issues des cuisines et des machines à laver qui contiennent principalement des matières organiques (graisses, protéines) et des produits chimiques (produits d'entretien, détergents,...).
- Les eaux vannes : eaux issues des installations sanitaires qui contiennent des matières organiques biodégradables et des micro-organismes.

- Eaux pluviales : lorsqu'un réseau d'assainissement unitaire transporte des matières végétales (feuilles, branches,...) ou minérales (sable,...).
- Eaux usées industrielles : dont la nature est compatible avec le traitement de la station d'épuration (c'est-à-dire biodégradable et non toxique).

Rappelons qu'en industrie, la charge polluante est augmentée par les résidus industriels : sels, métaux lourds, composés organiques.

Le 20 novembre 2014, la station d'épuration des eaux usées (STEP) de Fès a été inaugurée. Elle permet de traiter les rejets polluants domestiques et industriels pour améliorer la qualité de l'eau de l'Oued Sebou. Depuis 2010, IGIP et Phénixa fournissent à la RADEEF (Régie Autonome de l'Eau et de l'Electricité de Fès) une prestation de supervision et de contrôle de l'ensemble des travaux (génie civil et équipements) pour la réalisation de la STEP, qui est l'une des plus importantes du Maroc, avec une capacité de traitement de 1 200 000 Equivalents Habitants. Soit la pollution journalière équivalente à 1,2 millions de personnes. Elle peut traiter un débit d'environ 130 000 m3/j et une charge polluante de 72 tonnes/jour de DBO5, ce qui entraînera une réduction significative de la pollution générée par la ville de Fès (plus de 85 %). Située à l'extérieur de la ville de Fès à l'Est de la zone industrielle d'Ain Nokbi. A l'aval de la station hydro-électrique de l'office national d'électricité (ONE), elle peut servir pour l'alimentation électrique de la future station d'épuration.

Le procédé suivi par la STEP est le procédé à boues activées en plus de la digestion des boues et la cogénération de l'énergie électrique à partir du biogaz. L'objectif est de réaliser un processus d'épuration composé de trois filières : Filière Eau, Filière Boue, Filière Biogaz. Nous nous sommes focalisée sur la filière eau.

V-1-1 Processus d'épuration des eaux usées

Le processus d'épuration est composé de plusieurs étapes :

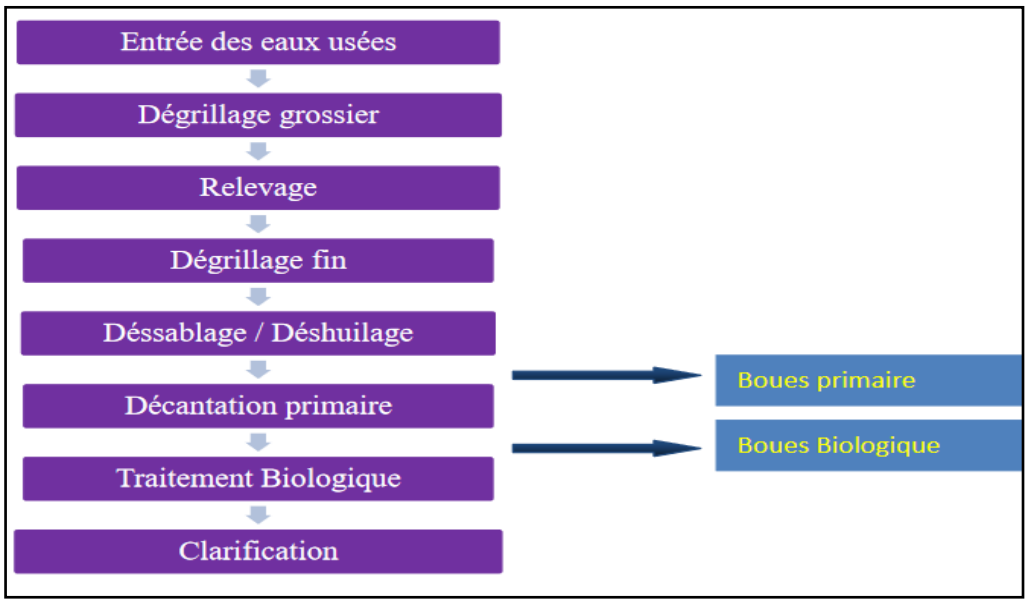


Figure 7 : les différents processus d'épuration d'eau (Arora et *al.*, 2020)

V-1-1-1 Prétraitements

Ils comprennent classiquement les dégrilleurs, les dessableurs et les déshuileurs. L'étape de prétraitement vise à éliminer les fractions les plus grossières contenues dans les effluents résiduaires.

a- Dégrillage

Le dégrillage mécanique permet d'éliminer les déchets véhiculés par l'effluent dès son entrée dans la station. Le dégrillage est la première étape d'un processus de traitement qui consiste à retenir tous les gros déchets tels que le bois, les bouteilles en plastique, les canettes, etc. Pour ce faire, un système de grilles espacées de 60 mm est mis en place. Lorsque les grilles sont encombrées de déchets, un racleur remonte le long des grilles et fait tomber les déchets dans une benne, qui est évidemment envoyée à la décharge une fois pleine. Il existe deux types de criblage grossier avec un espace de 6 cm entre les barreaux.

b- Relevage

Une pompe de relevage est une machine qui soulève l'eau d'une certaine hauteur si elle est plus basse que le réseau d'égouts. Elle est surtout utilisée dans le cadre de l'assainissement d'un territoire. En théorie, la pompe de relevage peut relever divers liquides, mais selon les circonstances, la machine peut être conçue pour ne relever qu'un seul type de liquide. Les eaux claires, les eaux noires, les eaux de toilettes, les eaux usées, les eaux de rivière, les effluents industriels ou les hydrocarbures peuvent tous être soulevés par la pompe de relevage

d'eau. Les pompes de relevage se distinguent par les liquides qu'elles peuvent transporter. Il existe des pompes de relevage spécialement conçues pour le relevage des eaux claires et des eaux de pluie, des pompes de relevage spécialement conçues pour le relevage de l'eau de la douche et des pompes de relevage spécialement conçues pour le relevage des eaux usées des toilettes. Des pompes pour le relevage des eaux usées chargées de boues et des pompes pour liquides industriels sont également disponibles.

c- Dessablage/déshuilage

Les procédés d'élimination du sable et de l'huile et de dégraissage consistent à faire passer l'eau dans des bassins où le débit plus lent fait se déposer le sable et flotter la graisse. L'ajout de microbulles d'air accélère la flottaison des graisses. Le pompage permet de récupérer les sables, tandis que le raclage permet d'enlever les graisses de la surface. Les éléments grossiers et les sables de plus de 200 microns, ainsi que 80 à 90 % des graisses et des matières flottantes, sont éliminés de l'eau (soit 30 à 40 % des graisses totales).

V-1-1-2 Décantage primaire

Il consiste à éliminer environ 80% des matières en suspension. Ces matières en suspension se déposent au fond de la cuve et sont ensuite récupérées par raclage du fond de la cuve et envoyées dans des épaississeurs. Pour augmenter la surface de décantation, on peut utiliser un système dit de " décantation lamellaire ", constitué de centaines de cellules inclinées à 55°. Les boues primaires sont le produit de la décantation primaire. A ce stade, plus de 40% de la pollution de l'effluent initial a été éliminée.

V-1-1-3 Traitement biologique (Bassin d'aération)

Les réacteurs biologiques dans lesquels les micro-organismes aérobies transforment la matière organique sont appelés bassins d'aération. La pollution dissoute est transformée en gaz et en biomasse. Le traitement biologique des eaux usées dépend de l'activité biologique, qui réduit la quantité de matières organiques. Le procédé des boues activées est le plus courant. Les polluants peuvent être éliminés grâce à l'ajout de micro-organismes. Il est nécessaire de créer des conditions de vie favorables pour les bactéries afin d'accélérer ce processus.L'objectif est de réduire à la fois la demande biochimique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène (DCO).

Matières organiques + O_2 --> CO_2 + H_2O + boues biologiques

V-1-1-4 Dégazage (La zone de dégazage)

Le dégazage est une technique simple permettant de libérer les gaz dissous dans l'eau. Ces derniers (oxygène et dioxyde de carbone) provoquent des corrosions. Le dégazeur, qui est situé en aval du bassin d'aération, aide à éliminer les bulles d'air de la liqueur lorsqu'elle se dirige vers le clarificateur.

V-1-1-5 La clarification (clarificateurs)

Pour restituer les boues activées les plus concentrées dans le bassin d'aération, le clarificateur a une fonction de séparation des phases (boue/eau traitée) et une fonction d'épaississement. Il s'agit de laisser reposer l'eau pendant 6 heures afin que les impuretés restantes se déposent au fond. Après cette étape, l'eau est finalement rejetée dans la nature. Cependant, elle n'est pas complètement claire et ne doit pas être consommée. Elle est cependant suffisamment propre pour être rejetée dans la nature sans mettre en danger les écosystèmes.

V-2 Traitement par bioremédiation

Les effluents doivent être traités avant d'être rejetés dans l'environnement afin de répondre aux exigences réglementaires. Dans ce cas, diverses méthodes de traitement sont utilisées. Pour les eaux il y a trois procédés physiques, chimiques ou biologiques. En ce qui concerne les sols, les traitements sont basés essentiellement sur l'ingénierie, soit l'excavation du sol, les pompes de lavage du sol et les systèmes de traitement, sont déjà utilisés. Néanmoins, les techniques non biologiques ne sont que partiellement acceptées car elles entrainent des variations des paramètres physiques des polluants et des transformations chimiques des eaux et endommagent la structure biotique du sol. De plus, elles sont coûteuses et nécessite une main-d'œuvre et une expertise technique pour une bonne exécution.

V-2-1 Qu'est-ce que la bioremédiation ?

Le principe de ce procédé, quelle que soit la pollution traitée, est de fournir des conditions optimales pour que ces micro-organismes puissent se développer et ainsi dégrader la pollution le plus rapidement et le plus efficacement possible. C'est un type d'intensification des processus naturels qui peut être réalisé sur site ou hors site qui influance de manière decalculer les conditions environnementales (biodisponibilité, aération, humidité, nutriments...). La bioremédiation est l'utilisation de systèmes biologiques pour réduire les niveaux de pollution dans l'air, l'eau et le sol. Les systèmes biologiques sont généralement constitués de micro-organismes ou de plantes. Les opérations de biorestauration sont souvent

effectuées en laissant les micro-organismes effectuer la biodégradation. Les microorganismes peuvent utiliser la plupart des substances chimiques en les dégradant pour satisfaire leurs besoins de croissance et/ou d'énergie. La présence d'air n'est pas nécessaire pour ces processus de dégradation biologique. Dans certains cas, les voies métaboliques que les organismes utilisent pour se développer ou obtenir de l'énergie peuvent également utiliser des molécules de substances polluantes.

V-2-2 Bioremédiation par les microorganismes

La nécessité d'assainir les sites contaminés a suscité le développement de nouvelles technologies environnementales visant à détruire les composés xénobiotiques plutôt que de les accumuler dans des décharges. La bioremédiation est une technique qui utilise les activités biologiques naturelles pour détruire ou réduire la toxicité des polluants (Vidali,2001 ; Shah et *al*., 2021). Les micro-organismes sont utilisés pour traiter les eaux usées et le compost depuis plus d'un siècle. L'utilisation de ce processus microbiologique pour nettoyer les sols, les eaux souterraines, les estuaires et d'autres masses d'eau est nouvelle (Yi et *al.,* 2020). Les systèmes diffèrents en raison de la nature du polluant et de l'environnement dans lequel la dégradation se produit. Un mélange complexe de composés organiques, tels que des huiles minérales ou des solvants industriels, contamine fréquemment les sites. Des polluants inorganiques, tels que des métaux lourds, sont également présents.

V-2-2-1 Principe de la bioremédiation

Le processus de bioremédiation consiste à exploiter la capacité naturelle de nombreux organismes, pour la plupart microscopiques (bactéries, microalgues et champignons), à dégrader les polluants en composés inertes comme l'eau et le dioxyde de carbone (Tekere , 2019). Ces organismes peuvent être indigènes (endogènes) (existant dans la zone polluée), exogènes (ajoutés à l'environnement) ou prélevés dans la zone polluée, cultivés en laboratoire, puis réintroduits dans le sol (bioaugmentation). La bioremédiation est généralement réalisée en conditions aérobies, mais l'utilisation de systèmes de bioremédiation en conditions anaérobies permet de dégrader un nombre limité de molécules récalcitrantes (Kumar et *al.,* 2018). Les technologies principales utilisées dans la bioremédiation sont les suivantes :

a- Bioaugmentation

Cette technologie consiste à introduire des cultures de micro-organismes à la surface d'un environnement contaminé afin d'augmenter la biodégradation des contaminants organiques. En général, les microorganismes sont choisis en fonction de leur capacité à dégrader les composés organiques présents dans le site de nettoyage. Une ou plusieurs espèces de micro-organismes peuvent être présentes dans la culture. Des éléments nutritifs sont généralement ajoutés à la solution contenant les micro-organismes. Cette suspension de micro-organismes est soit amenée naturellement à la surface du sol, soit injectée sous pression dans le site contaminé. Cette technologie est largement utilisée pour décontaminer les sites contaminés par des hydrocarbures : les micro-organismes choisis ont une grande capacité à digérer ces hydrocarbures (Varjan & Upasani, 2021).

b- Biofiltration

Il s'agit d'utiliser un biolfiltre pour traiter les émissions gazeuses : le principe consiste à utiliser des micro-organismes pour dégrader les polluants présents dans l'air traité : la phase aqueuse (l'air pollué) est mise en contact avec une phase aqueuse dans laquelle se développe la population microbienne, aussi appelée biomasse. Dans une unité de biofiltration, l'air à épurer (dépolluer) passe d'abord par un filtre et un humidificateur pour éliminer les particules (poussières, graisses) présentes dans le gaz et porter le taux d'humidité à 100%. L'air est ensuite introduit dans un réacteur (une cuve) tapissé de matériaux très poreux (très avides d'humidité). A la surface des particules qui composent le revêtement se forme un biofilm, analogue à un film d'eau contenant des micro-organismes (bactéries et champignons) dont la fonction est de dégrader les polluants présents dans l'air traité. Cette technologie est utilisée pour traiter la pollution atmosphérique due au xylène ou aux composés azotés, par exemple (Kuyukina & Ivshina, 2019).

c- Biostimulation

Cette technologie fonctionne par l'apport de nutriments et l'ajustement des conditions environnementales pour stimuler l'activité des populations microbiennes indigènes (présentes dans le sol ou les eaux souterraines). Le compostage est défini comme un processus biologique contrôlé qui transforme et valorise la matière organique (sous-produits de la biomasse, déchets organiques d'origine biologique) en un produit stabilisé et hygiénique semblable à un sol riche en humus, le compost. Il s'agit de la fermentation des déchets organiques ménagers (résidus alimentaires) et des déchets verts (feuillages, résidus de

jardinage) pour produire du compost qui peut être utilisé pour fertiliser le sol en agriculture ou au jardin. L'aération et l'humidité sont deux facteurs importants pour maintenir de bonnes conditions de fermentation. Le compostage peut se faire à la maison ou en grande quantité grâce à des procédés industriels (Poorsoleiman et al.2021).

d- Biolixiviation

C'est la méthode biologique de lixiviation qui est privilégiée (généralement bactérienne). Elle correspond à une méthodologie de solubilisation des métaux lourds basée sur des bactéries acidophiles qui fonctionnent en présence ou en absence d'oxygène. La température, qui doit être comprise entre 25 et 35°C, est importante pour la biolixiviation. La taille des particules, doit être très proche de celle des bactéries (Liu et *al.,* 2021).

V-2-2-2 Les microorganismes utilisés en bioremédiation

Ils proviennent d'un large éventail d'environnement et peuvent survivre dans des conditions extrêmes telles que des températures inférieures à 0°C ou très élevées, dans des environnements inondés ou au milieu d'un désert, en présence d'un excès d'oxygène ou dans un environnement anaérobie. Ces micro-organismes sont utilisés pour éliminer les composés xénobiotiques en raison de leur adaptabilité (Kumar et *al.,* 2020). Les bactéries aérobies connues pour leur capacité de dégradation sont celles des genres Pseudomonas, Alcaligenes, Sphingomonas et Mycobacterium (Sayqal et al.2021). Les pesticides, les hydrocarbures, les alcanes et les composés polyaromatiques peuvent tous être dégradés par elles. Elles utilisent fréquemment le polluant comme source de carbone et d'énergie. Les bactéries anaérobies sont moins répandues que les bactéries aérobies. Elles sont cependant très utiles pour la biorestauration des phényles polychlorés, du trichloréthylène et du 1,2-dichloréthane. Dans tous les cas, l'opération implique non seulement de contrôler la disponibilité des dépolluants, mais aussi d'ajuster constamment les conditions dans lesquelles elles travaillent : la quantité et le type de nutriments, la concentration en oxygène, le pH, la température et la salinité.

Certains éléments chimiques tels que K, Na, Mg, Ca, Mn, Fe, Cu, Zn, Co et Ni sont essentiels à la croissance fongique et bactérienne, mais de nombreux autres tels que Rb, Cs, Al, Cd, Ag, Au, Hg et Pb ne le sont pas. Cependant, ces métaux sont capables d'interagir avec les cellules pour s'accumuler grâce à un mécanisme physico-chimique. Les microorganismes sont connus pour tolérer et détoxifier les métaux par plusieurs mécanismes tels que la transformation de valence, la précipitation intra et extracellulaire et l'absorption active (Elahi et *al*., 2020). Ils peuvent être considérés comme une alternative potentielle pour la biorestauration d'une

solution diluée de métaux et de déchets solides contaminés par des métaux (Halttunen et *al*., 2007 ; kirillova et *al*., 2017).

CHAPITRE -I-

GESTION DES DECHETS ET DEVELOPPEMENT DURABLE EN INDUSTRIES : ETAT DES LIEUX

I-INTRODUCTION

La protection de l'environnement devient une préoccupation de plus en plus collective. L'écologie d'aujourd'hui fait l'objet de nouvelles législations ou préparations visant principalement à protéger notre cadre de vie du danger de la pollution causée par le rejet des differents déchets non traités (solides, liquides, gaz). Parmi ces déchets, on peut citer les déchets des industries. Ces déchets peuvent être infectieux, contenir des substances chimiques très toxiques qui présentent un risque de contamination majeur et des effets nocifs tant pour la population que pour l'environnement. Selon l'agence eropéenne de l'environnement (AEE), le coût financier de la pollution chimique toxique et de 664 369 millions d'euros en 2012. En Chine, 70% des cours d'eau sont pollués par des industries de textiles (HuffPost, 2015). Les déchets miniers déversés dans les océans représentent 1,5 fois les déchets que rejettent toutes les villes américaines sur la terre ferme, soit 180 millions de tonnes de polluants. L'origine de la pollution chimique des océans est très souvent due aux activités industrielles ou agricoles (Lloyd-Smith & Immig, 2018). Toutefois, au Maroc 1,5 million de tonnes de déchets rejetés par l'industrie par an, dont 256.000 tonnes répertoriés dangereux (Rkiouak, 2017). De ce fait, la conscience des risques sanitaires et la nécessité de les maîtriser et les gérer de façon professionnelle est indispensable.

Au cours de la dernière décennie, le Maroc s'est engagé dans un processus continu de renforcement de son arsenal juridique environnemental, dont les principales lois relatives à la gestion des déchets sont la loi n° 28-00 et plus précisément le Décret 2-09-683 relative à la gestion et à l'élimination des déchets industriels. Cette loi fixe les règles et les principes essentiels qui constituent la clé de toute la chaîne : collecte, transport, élimination et traitement. Elle permet d'établir une gestion efficace, moderne et rationnelle du secteur tout en garantissant le respect des exigences du développement durable (DD) et de la protection de l'environnement. A travers la loi Loi-cadre n° 99-12 portant Charte Nationale de l'Environnement et du DD, l'entreprise privée doit définir les engagements en matière de protection de l'environnement et de DD. En outre, conscient de la nécessité et de l'obligation de mieux gérer ces déchets, le ministère de la Santé a lancé plusieurs opérations d'exploration et de conseil en 1984 (Bahri et *al.*, 2009). Le Maroc a adopté un programme National de la valorisation des déchets. Il a un double bénéfice, environnemental et économique permetant de favoriser la transition vers l'économie verte. Ceci dit, l'application de la gestion des déchets dans les entreprises se heurte aux réticences et à l'indifférence des entreprises, qui

continuent de considérer les déchets comme un fardeau et leur gestion comme un gaspillage d'argent. S'ajoute à cela, le secteur informel qui domine à 90 % des activités de collecte et de traitement des déchets industriels. En effet, sur les 256 000 tonnes de déchets dangereux générés au Maroc chaque année, seules 21 000 tonnes sont aujourd'hui traitées dans le cycle formel, soit moins de 10 % du total.

Fès est la deuxième ville industrielle du Maroc après l'agglomération de Casablanca et Mohammedia. Elle dispose de 526 industries en 2016. La ville regroupe quatre principales zones industrielles : Bensouda, Sidi Brahim, Doukkarat et Ain Nokbi ; leurs principales activités sont la tannerie, le textile et l'agroalimentaire. La localisation de deux zones industrielles importantes telles que Dokkarat et Ain Nokbi près d'Oued Fès peut impacter la qualité de ses eaux, surtout que cet Oued souffre depuis plusieurs années de la pollution. En effet, il est devenu un collecteur des eaux usées dues aux activités domestiques et industrielles. Ces eaux sont utilisées en agriculture, vu la pénurie d'eau liée à une sécheresse accrue depuis deux décennies. De ce fait, le risque de pollution est important sur le sol, la flore et la faune et peut porter atteinte à la santé de l'Homme et à l'environnement. Le rejet de déchets dans les milieux récepteurs perturbe divers écosystèmes aquatiques et terrestres. En conséquence, les établissements et les entreprises ne parviennent pas à assurer un développement financier et juridique à long terme.

Dans ce chapitre, nous nous intéressons à la mise en évidence et l'évaluation de l'application de la gestion des déchets, et à la vérification de son déploiement. Vérifier le degré d'implantation de la notion du DD qui prend en compte les aspects environnementaux, économiques et sociaux et garantit la pérennité des entreprises tout en préservant la planète. Cette étude concerne les deux zones industrielles avoisinantes d'Oued Fès Dokkarat et Ain Nokbi.

II- MATERIELS ET METHODES

De nombreux cours d'eau dans plusieurs pays des bassins Sud et Est de la Méditerranée sont chroniquement pollués par des rejets domestiques et industriels (Benoit et Comeau 2005, Bekkoussa et al. 2013, Abidi et al. 2014). Cette pollution est causée par les rejets toxiques des opérations industrielles et minières. La pollution est transportée vers les cours d'eau et l'océan par le ruissellement des pluies et les infiltrations dans le sol. Les eaux souterraines, qui sont théoriquement moins vulnérables que les eaux de surface, sont de plus en plus contaminées, souvent pendant de longues périodes en raison de leur lent renouvellement. Face au problème de la pollution, les agriculteurs, les entreprises et les collectivités doivent s'unir pour trouver des solutions à la fois correctives et préventives. Ce chapitre s'inscrit dans le cadre d'une enquête qualitative visant à évaluer le niveau de mise en œuvre de la gestion des déchets et le concept de DD en évaluant les connaissances, les pratiques et les attitudes dans les industries. Cette étude détermine les facteurs qui sont à l'origine des problèmes sanitaires et environnementaux, notamment au niveau de l'élimination de ces déchets.

II-1 Méthodologie de recherche

II-1-1 Schéma d'étude

Il s'agit d'une étude évaluative, descriptive qui porte sur la qualité de la gestion des déchets des industriels effectuée du 14 Mars au 30 Juin de l'année 2019. Ce travail a été réalisé à l'aide d'une enquête anonyme par le biais d'un questionnaire (Querne & Widloecher 2009) (annexe 1) réparti sur un effectif total de 70 participants.

II-1-2 Zone d'étude

L'enquête a été effectuée au sein des industries situées dans les zones industrielles Dokkarat (figue 8) et Ain Nokbi (figure 9) de la ville de Fès vu leur emplacement avoisinant d'Oued Fès. Le recensement des données de la Chambre de commerce et d'industrie de la ville de Fès nous a permis de regrouper le type et le nombre d'industries de la ville. Des visites multiples ont été faites dans les deux zones industrielles afin de faire un premier constat sur l'état d'aménagement et territoire des ces industries.

Les types d'industries majoritaires sont les tanneries, le textile suivis des huileries et minoteries (tableau 5)

Tableau 5 : Types d'industries dans les zones industrielles Dokkarat et Ain Nokbi (Ministère de l'Industrie, de l'Environnement, du Commerce et de l'Economie Numérique 2013)

Zones Industrielles	Types d'industries	Nombre d'industries
Dokkarat	**Minoterie**	**7**
	Huilerie	**8**
	Textile	**8**
	Tannerie	**14**
	Autres	**9**
Ain Nokbi	**Tannerie**	**35**
Total		**81**



Figure 8 : Zone industrielle Dokkarat située à côté du Oued Jawahir (Oued Fès en amont)



Figure 9 : Quartier industriel Ain Nokbi situé à côté d'Oued Boukrareb (Oued Fès en aval)

II- 2 Méthodes et outils de collecte des données

Pour pouvoir répondre à nos objectifs d'étude, à savoir évaluer le degré de connaissance du concept du développement durable, son application et son importance en industrie ainsi que le respect de la bonne gestion et le traitement des déchets au sein des industries, nous avons opté pour deux méthodes de recensement de données :

II-2-1 Enquête qualitative

L'enquête a été destinée à 70 personnes occupant un poste de responsabilité au sein des industries d'étude, directeurs ou gérants et aussi des techniciens et contrôleurs de qualité.

L'enquête est établie par le biais d'un questionnaire basé principalement sur des questions oui ou non, et des questions à choix multiples (annexe 1) pour recueillir les données suivantes :

- ❖ Données générales : type d'industrie, année de création, nombre d'employés, grade de la personne ayant rempli le questionnaire ainsi que son ancienneté et la certification de l'industrie d'ISO 14001 « Management environnement ».
- ❖ Données sur le développement durable :
  - Connaissance des notions fondamentales (piliers du DD, son objectif et son importance en industrie) ;

- Application du DD en industrie (étude d'impact sur l'environnement, structure responsable du DD, plan d'action, formation des personnels).

❖ Données sur la gestion des déchets :

- Traitement et qualité de la gestion des déchets solides : (étiquetages des déchets nocifs ou non toxiques, transport et type de traitement interne (traitement de boue en boue ou prétraitement) ou externe.
- Traitement des rejets industriels.
- Plans d'action à entreprendre.
- Formation dédiée aux employés sur la gestion des déchets.

❖ Questions ouvertes : description des besoins des interlocuteurs pour qu'ils puissent s'engager dans l'application d'un DD et améliorer leur gestion des déchets.

II-2-2 visite et découverte

Une observation du terrain nous a permis d'établir un état des lieux général et une description des modalités de gestion des déchets au niveau des industries.

Les industries ayant participé à l'enquête sont principalement les huileries, les tanneries et les minoteries. Le nombre total des industries ayant répondu au questionnaire est de 70 (voir tableau 6).

Tableau 6 : Nombre et types d'industries dans les zones industrielles Dokkarat et Ain Nokbi qui ont répondu au questionnaire

Zones Industrielles	Types d'industries	Nombre d'industries
Dokkarat	**Minoterie**	**7**
	garage carrosserie automobile	**2**
	Menuiserie	**1**
	Huilerie	**8**
	Textile	**3**
	Tannerie	**14**
Ain Nokbi	**Tannerie**	**35**
Total	**6 types**	**70**

Nous avons rencontré quelques difficultés entravant notre enquête tels que des refus et l'indisponibilité des personnes responsables, outre l'accessibilité aux établissements industriels qui était risquée du fait qu'elles se trouvent dans des endroits recules.

II-2-3 Restitution et traitement des données

Les données recueillies ont été traitées, codées, saisies, et validées statistiquement par le logiciel SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) version 21 et EXCEL 2016. L'analyse statistique comprend une analyse descriptive des données d'ordre général, et une analyse bi-variée par le test ($\chi 2$) a été utilisée pour déterminer l'association entre les variables qualitatives étudiées. Le niveau de signification a été fixé à 95% ($p < 0,05$).

III- RESULTATS ET DISCUSSIONS

III-1 Analyse descriptive

III-1-1-Analyse descriptive des données générales

Sur les 70 industries inclus dans notre étude, 70 % des participants représentent les tanneries. 64.3% des industries ont une ancienneté supérieure aux années 2000 et 57,1% ont un nombre d'employés qui dépasse 25 personnes. Tandis que 98,6% de ces industries ne dispose pas de Certification ISO 14001. Le grade des participants le plus élevé était des managers avec un pourcentage 44,3%, suivis des techniciens avec 41,4%.

En ce qui concerne la répartition selon les années d'exercice, 67,1% de nos interlocuteurs ont une ancienneté qui dépasse ou égale à 10 ans (tableau 7).

Tableau 7 : Données générales sur les industries et les personnes ayant répondu à l'enquête

Données générales	Effectif	Pourcentage (%)
Type d'industries		
Tanneries	49	70
Huileries	8	11,4
Minoteries	7	10
Garage carrosserie	2	2,9
automobile Textiles	3	4,3
Charpenteries	1	1,4
Date de création		
<2000	25	35,7
≥2000	45	64,3
Nombre d'employés		
<25	40	57,1
≥25	30	42,9
Certification ISO 14001		

Oui	1	1,4
Non	69	98,6
Grade de la personne qui a rempli le questionnaire		
Directeur	10	14,3
Manager	31	44,3
Technicien	29	41 ,4
Ancienneté de la personne qui a rempli le questionnaire		
<10	23	32,9
≥10	47	67,1

D'après les résultats obtenus, nous constatons que les tanneries représentent un pourcentage important du secteur industriel, ce qui est tout à fait normal puisque la ville de Fès est réputée par ce genre d'activité artisanale, impactant les eaux caractérisées par les rejets chromés, non contrôlés, conséquence d'une importante consommation d'eau lors du processus de tannage. Entre 70 et 80 % du cuir mondial est produit par le procédé de tannage au chrome (Bajza et *al*., 2004). Concernant la certification ISO 14001, 98,6% de ces industries ne dispose pas de cette certification ; toutefois, le système de management environnemental ISO 14001 permet de prendre des dispositions pour épargner l'énergie et les ressources, et optimiser la gestion des déchets. Et en vérifiant les actions qui ont un impact sur l'environnement, cela diminue les risques environnementaux et renforce l'empreinte écologique à long terme (Dogui et *al.,* 2013).

III-1-2-Analyse des Connaissances des principes fondamentaux du DD

Dans ce sens, un peu plus de la moitié de nos participants ont défini correctement les visions du DD qui visent l'environnement, l'économie et le social. 47,1% des personnes interrogées confirment que le DD est important pour l'action socio-économique.

57,1% des personnes interrogées confirment que la priorité du DD est un changement de comportement plus qu'un changement technique, le reste de ce pourcentage exprime l'inverse.

60% des participants ont prouvé l'utilité du DD et affirment qu'il est utile pour respecter la réglementation environnementale. Et 35,7% trouvent que c'est utile pour valoriser l'image des industries, alors que 4,3% disent que c'est utile pour limiter les risques (tableau 8).

Tableau 8 : Les principes fondamentaux pour connaitre le concept du développement durable

Actions pour mettre en œuvre le développement durable		
	Effectif	Pourcentage (%)
Socio-économique	33	47,1
Action environnementale, sociale et économique	37	52,9
Priorité du développement durable		
Changement technique plus qu'un changement de comportement	30	42,9
Changement de comportement plus qu'un changement technique	40	57,1
Utilité du développement durable		
Respect de la réglementation environnementale	42	60
Moyens de valoriser l'image des industries Moyen de limiter les risques	25 3	35,7 4,3

Nous avons constaté, d'après les réponses des participants, que le DD est connu pour 34%, assez connu pour 42 % et inconnu pour 24% des industries. (Figure 10).

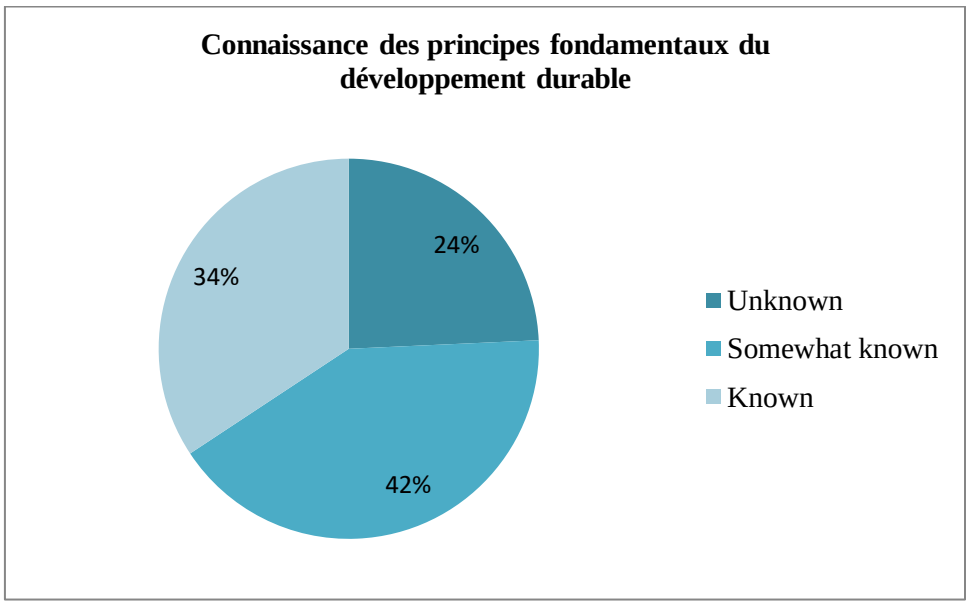


Figure 10 : Niveau de connaissance du concept du développement durable

Le DD en entreprise est considéré comme un levier de performance, un moyen efficace pour améliorer les résultats économiques tout en anticipant les risques. Il permet de développer les actions environnementales, économiques et sociales. C'est avant tout une démarche d'éthique

à travers le respect de l'environnement, la société, l'entourage et les règles de la bonne gouvernance (Widloecher & Querne, 2009).

Cependant, nos résultats sur la connaissance du DD révèlent un manque de formation et de sensibilisation, ainsi que l'importance du DD dans l'industrie et les conséquences et l'impact sur l'environnement et la durabilité de l'industrie.

III-1-3 Analyse du niveau d'application du DD

Les questions susmentionnées ont montré le manque de compréhension, des connaissances et des perceptions du DD parmi les personnels de plusieurs industries. Pour obtenir un aperçu des réalisations dans l'industrie en ce qui concerne l'adoption de méthodes et de pratiques durables, nous avons posé les questions pour savoir le niveau d'application du DD en industrie (tableau 9).

98,6% des industries n'ont pas effectué des études pour évaluer les effets environnementaux à court, moyen et long terme ni d'application du développement durable dans tous leurs services, et touts les sujets interrogés n'ont pas les moyens de mesurer l'impact des actions du DD.

Tableau 9 : Niveau Application du Développement durable en industries

Étude pour évaluer les effets environnementaux à court, moyen et long terme		
	Effectif	Pourcentage (%)
Oui	1	1,4
Non	69	98,6
Structure ou responsable du DD		
Non	70	100
Oui	0	0
Application du développement durable dans tous les services		
Oui	1	1,4
Non	69	98,6
Formation au DD		
Non	70	100
Oui	0	0
Moyens de mesurer de l'impact des actions de DD		
Non	70	100
Oui	0	0

Tous les interlocuteurs et personnels des industries confirment ne pas avoir eu de formation du DD ni aucun moyen de mesurer l'impact des actions de DD. Toutefois, les besoins des

industriels interrogés pour appliquer le DD sont financiers uniquement. Stock et al, (2018) confirment d'ailleurs que toute durabilité n'est envisagée que si elle présente un avantage financier.

Selon, Brennan & Cotgrave (2014), l'aspect du DD est reconnu par l'industrie à travers ses pratiques et la stratégie pour la mise en œuvre du DD.

III-1-4 Analyse descriptive de la gestion des déchets

Concernant la gestion des déchets (tableau 10), 51,4% des responsables sanitaires ne font pas le suivi des itinéraires du transport des déchets solides et 48,6% le font. En ce qui concerne les effluents, ils sont rejetés dans le réseau public de façon brute et sans aucun prétraitement majoritairement à 81,4% et 18.6% des industries font des prétraitements. Ces prétraitements sont à 12,9% une gestion spécifique par des stations de déchromatation qui est dédiée aux tanneries et n'est utilisée que par 7 industries seulement. Les autres tanneries (42) n'adoptent pas cette gestion. L'autre façon pour faire un prétraitement avant rejet dans le réseau public, ce sont les bassins d'évaporation à 5,7%. Les minoteries qui sont à 10% de notre échantillon réutilisent leurs produits en sous-produits (son, gru de blé, etc.) ou de farines animales, donc une utilisation totale vers zéro déchets.

Notre échantillon se partage entre 58,6% conscients que le traitement des effluents est indispensable pour éviter les impacts sur les trois domaines environnemental, social et économique et 41,4% expliquent que cela n'impacte que l'environnement.

Tous les répondants à nos questions confirment que les déchets solides toxiques et non toxiques ne sont pas étiquetés.

Tableau 10 : Gestion des déchets

	Effectif	Pourcentage (%)
Étiquetage des déchets non toxiques		
Non	70	100
Oui	0	0
Étiquetage des déchets toxiques		
Non	70	100
Oui	0	0
Suivi et transport des déchets		
Oui	34	48,6
Non	36	51,4
Rejet d'effluents		
Réseau public	59	81,4
Prétraitement avant rejet	11	18.6
Type de traitement interne		
Basin d'évaporation	4	5,7

Station de déchromatisation	7	12,9
Impacts du non-traitement des rejets		
Environnementaux	29	41,4
Environnemental, social et économique	41	58,6



Figure 11 : Tannerie étalant des peaux d'animaux au bord de la route

La figure 11, montre les peaux d'animaux posées au bord de la route en face de l'entreprise. Ces dépôts non couverts dégagent sous l'effet de la chaleur, des odeurs répugnantes. En cas de pluie, cet acte peut provoquer des lixiviats entrainés dans les égouts. .

Bien que le DD soit censé englober les trois aspects environnemental, économique et sociale, on l'octroie le plus souvent à la dimension environnementale (Drexhage et Murphy, 2010 ; Cooper et *al.,* 2005). Parmi les actions environnementales, il y a la gestion des déchets. Elle limite les exploitations des ressources naturelles en utilisant des matières recyclées et la valorisation des déchets pour contribuer à la protection de l'environnement.

III-1-5 Analyse descriptive de la qualité de la gestion des déchets

Comme indiqué ci-dessus, la majorité des industries interrogées rejettent les déchets sans prétraitement. La minorité restante, a-t-elle une gestion de qualité ? Pour y répondre nous avons posé quelques questions (Tableau 11) ; les retours d'information sont :

Aucune formation sur la gestion des déchets n'est acquise pour le personnel travaillant dans les industries. Seulement 10% ont des personnes dédiées à la gestion des déchets. Et 20% ont recours à un prestataire pour collecter et trier les déchets.

Notre échantillon, qui est axé sur la production industrielle, n'a aucune perspective sur les actions de prévention des déchets, et le soutien dont ils ont besoin est financier à 98,6% plus que technique à 1,4%.

Tableau 11 : Qualité de la gestion des déchets

	Effectif	Pourcentage (%)
Formation à la gestion des déchets		
Non	70	100
Personnes dédiées à la gestion des déchets		
Oui	7	10
Non	63	90
Tri des déchets		
Oui	7	10
Non	63	90
Prestataires de services pour la collecte et le tri des déchets		
Oui	14	20
Non	56	80
Perspectives de réduction des déchets		
Non	70	100
Besoins pour appliquer la gestion des déchets		
Soutien financier	69	98,6
Soutien technique	1	1,4

Selon nos constats 68,6% des industries ont une mauvaise gestion et 10% seulement ont une bonne gestion (figure 12).

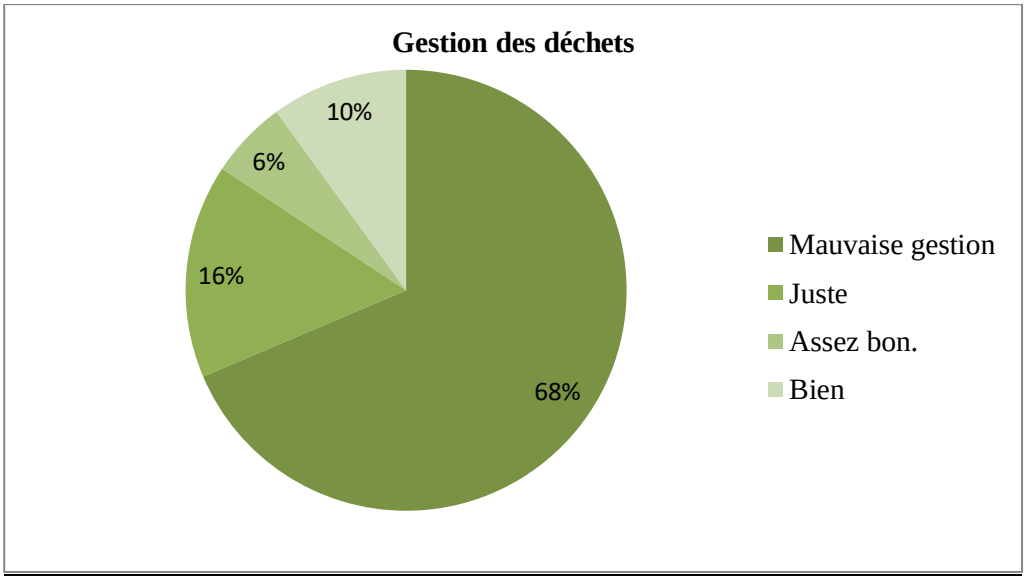


Figure 12 : Niveau de qualification des industries pour la gestion des déchets

III-2 Analyse sur la connaissance des fondamentaux du développement durable selon les types d'industries et leur ancienneté

En utilisant le tableau croisé, nous avons trouvé une corrélation significative entre les types d'industries et le niveau de connaissance des fondamentaux du DD (tableau 12). La majorité des tanneries, les industries de textiles et les menuiseries ont une connaissance modérée sur le DD (35.7%) alors que les garages carrosseries automobiles n'ont pas une connaissance du DD. La plupart des huileries et toutes les minoteries ont une bonne connaissance sur les principes du DD.

Tableau 12 : Connaissance des fondamentaux DD selon le type d'industrie et son ancienneté

	Connaissance des fondamentaux du DD			
Type d'industries	Aucune connaissance	Connaissance modérée	Bonne connaissance	*P*
Tannerie	13 (18,6%)	25 (35,7%)	11 (15,7%)	0,001
Huilerie	2 (2,9%)	1 (1,4%)	5 (7,1%)	
Minoterie	0 (0%)	0 (0%)	7 (10%)	
Garage carrosserie automobile	2 (2,9%)	0 (0%)	0 (0%)	
Textile	0 (0%)	2 (2,9%)	1 (1,4%)	
Charpenterie	0 (0%)	1 (1,4%)	0 (0%)	
Total	17 (24,3%)	29 (41,4%)	24 (34,3%)	
Année de création de l'industrie				
<2000	6 (8,6%)	6 (8,6%)	13 (18,8%)	0,001
≥2000	11 (15,7%)	23 (32,9%)	11 (15,7%)	

Les industries récemment créées <2000 connaissent bien les fondamentaux du DD avec un pourcentage de 18,8%. Alors que les industries avec une ancienneté ≥2000 ont une connaissance modérée sur le DD (32,9%).

III-3 L'application de la gestion des déchets selon le type et l'ancienneté des industries

Le tableau 13 nous montre que la majorité des tanneries, huileries et les industries du textile ont une mauvaise gestion des déchets ; seules les minoteries ont une bonne gestion.

Tableau 13 : La gestion des déchets selon le type d'industrie et son ancienneté

	Gestion des déchets				
Type d'industries	**Mauvaise**	**Juste**	**Assez bonne**	**Bonne**	***P***
Tannerie	40 (57,1%)	6 (8,6%)	3 (4,3%)	0 (0%)	0
Huilerie	5 (7,1%)	2 (2,9%)	1 (1,4%)	0 (0%)	
Minoterie	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	7 (10%)	
Garage carrosserie automobile	0 (0%)	2 (2,9%)	0 (0%)	0 (0%)	
Textile	3 (4,3%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	
Charpenterie	0 (0%)	1 (1,4%)	0 (0%)	0 (0%)	
Total	48 (68,6%)	11 (15,7%)	4 (5,7%)	7 (10%)	

Quant aux huileries, le deuxième type d'industrie majoritaire après les tanneries dans notre échantillon, elles génèrent une quantité importante des eaux usées estimées à environ 580 000 m3 au Maroc et 30 millions de m3 et dans le monde (Dermeche et *al*,. 2013 ; Rajhiet *al*,. 2018 ; Achak et *al*,. 2009 ; Rais et *al*., 2017). Parmi ces rejets, on trouve les margines, qui provoquent plusieurs types de contamination et de pollution ; tout d'abord, le changement de couleur de l'eau qui provoque une pollution à longue distance de l'écosystème en souillant les eaux de surface et les eaux souterraines, ainsi qu'une pollution diffusée du sol, et une pollution aérienne (El-Abbassi et al,. 2014).

Ces déchets sont censés être pris en charge par la RADEF qui se déplace vers les bassins afin de pomper les rejets puis faire un traitement (figure 14). Or, selon la majorité des interlocuteurs, les camions de la RADEF se déplacent chaque 15 jours et il n'y a que deux camions disponibles. Ce qui explique le débordement et les rejets des effluents directement dans le réseau public sans traitement. La figure 13, montre les poubelles industrielles déposées à côté des entreprises pour récolter les déchets.

Nous avons rencontré une exception, une huilerie qui applique la chaine continue en deux phases (décanteurs deux phases) ses déchets sont réutilisés pour construire des briques et donc la quantité des margines est quasi nulle.



Figure 13 : Résidus des huileries entreposés à l'entrée de l'entreprise



Figure 14 : Poubelles industrielles mises à disposition pour les industries.

III-4 Analyse du rapport entre la connaissance en développement durable et la gestion des déchets

Le tableau 14 montre le pourcentage de 10% des industries qui ont une bonne connaissance sur les fondamentaux du DD ; elles ont aussi une bonne gestion des déchets et cela correspond aux minoteries. 35,7% de notre échantillon ont une connaissance modérée sur le DD et tout de même ils ont une mauvaise gestion des déchets.

En ce qui concerne la relation entre la gestion des déchets et l'ancienneté des industries, nous constatons que les industries ayant une ancienneté supérieure à 2000 ont une bonne gestion

des déchets avec un pourcentage de 36% et 12% pour les industries ayant une ancienneté inférieure à 2000

Tableau 14 : connaissance des fondamentaux du DD selon la gestion des déchets

	Gestion des déchets				
Connaissance des fondamentaux du DD	**Mauvaise**	**Juste**	**Assez bonne**	**Bonne**	***p***
Aucune connaissance	13 (18,6%)	4 (5,7%)	0 (0%)	0 (0%)	0,001
Connaissance modérée	25 (35,7%)	3 (4,3%)	1 (1,4%)	0 (0%)	
Bonne connaissance	10 (14,3%)	4 (5,7%)	3 (4,3%)	7(10%)	
Année de création de l'industrie					
<2000	12 (17,1%)	5 (7,1%)	1 (1,4%)	7 (10%)	0,001
≥2000	36 (51,4%)	6 (8,6%)	3 (4,3%)	0 (0%)	

Cet écart peut être expliqué par le besoin financier que la majorité des industriels ont déclaré. Et bien évidemment les autres industries profanes sur ce concept ont une mauvaise gestion des déchets.

L'absence de la gestion des déchets industriels a systématiquement des impacts environnementaux alarmants. La meilleure façon de convaincre les industries à en prendre conscience est de leur montrer les gains financiers sociaux et environnementaux, ce que le DD procure en regroupant ces trois piliers pour une meilleur performance, que se soit, ou en interne au sein de l'entreprise et externe vis-à-vis des collaborateurs, des fournisseurs et des clients et surtout par rapport à l'environnement. Sans oublier le côté juridique qui doit être appliquer selon le décret 28-00 pour les déchets solique et 36-15 pour les décets liquides.

IV- CONCLUSION

Cette étude nous a permis d'aborder l'utilisation du DD et la gestion des déchets dans les entreprises et l'industrie. Les résultats démontrent que la connaissance du DD est limitée, seulement 34% de notre échantillon ont une connaissance sensée. La majorité des industries interrogées n'utilisent pas le DD dans leurs activités. En ce qui concerne la gestion des déchets, la majorité des industries ont une mauvaise gestion (40 % pour les tanneries), à l'exception des minoteries, qui réutilisent leurs produits comme sous-produits (son, gruau de

blé, etc.) comme farine animale, ce qui permet une utilisation totale qui tend vers zéro déchet. Seulement 7% des industries ont une bonne gestion des déchets et une bonne compréhension des valeurs du DD, tandis que 13% n'ont aucune compréhension du DD et des valeurs du DD.

Il apparaît que la mauvaise gestion au sein de ces entreprises s'explique par les raisons suivantes :

- Le manque de mobilisation du personnel en charge de la gestion des déchets.
- Les moyens de transport des déchets sont inadaptés.
- La faible implication des autorités municipales.
- le manque d'organisation et de ressources humaines et financières entrave, en quelque sorte, l'application de la politique nationale de gestion des déchets.

De cette étude, il ressort qu'il y a un besoin impératif de mettre en place un programme adéquat et rigoureux pour le traitement de ces déchets. Un changement de comportement individuel et collectif est nécessaire pour une amélioration de la qualité des industries. La prise de conscience du problème des déchets par tous les acteurs concernés, a permis de rechercher une solution pour l'amélioration de la contribution de ces filières, celle-ci est basée sur la bonne maîtrise tout au long de la chaîne d'élimination : tri, collecte, stockage, transport et traitement. Cette gestion devra être orientée vers :

- la disponibilité permanente de moyens de gestion ainsi que la mise en place d'installations de traitement de ces déchets ;
- la formation, l'information et la sensibilisation ;
- l'investissement de chacun des acteurs concernés pour une réussite de la démarche engagée.

Les industries doivent être convaincues et conscientes que le DD est un appui de performance dans les trois domaines : social, économique et environnemental. Ainsi que l'application du DD ne peut être qu'un gain à tous les niveaux en garantissant la pérennité de l'entreprise.

Étant donné que les zones industrielles choisies pour cette enquête sont à proximité d'Oued Fès, et selon les retours de notre enquête, nous avons choisi de mener des études sur l'utilisation des eaux de surface, y compris celles Oued Fès, en irrigation et l'impact sur les sols et les plantes.

CHAPITRE -II-

EVALUATION VERTICALE SPATIO-TEMPORELLE DE LA QUALITE DES EAUX D'IRRIGATION SUR LES CULTURES ET LES SOLS IRRIGUÉS

I-INTRODUCTION

Les besoins en eau d'irrigation d'une culture dépendent de la qualité des eaux et de la capacité du sol à les absorber et les restituer. Face aux besoins alimentaires et à la volonté croissante d'exploiter la nourriture locale, l'agriculture urbaine et périurbaine répond à ces besoins en produisant des légumes, des fruits et d'autres cultures dans les villes et leurs banlieues. En plus, les besoins en eaux s'accentuent suite aux périodes de sécheresse. Par ailleurs, l'eau douce ne suffit pas à répondre à la demande accrue ; il faut donc trouver des ressources en eau alternatives. Compte tenu du fait qu'une consommation d'eau élevée augmente le volume des eaux usées générées (Quadir et *al.*, 2010, Meneses et *al.*, 2010), les eaux usées municipales traitées pourraient constituer une ressource en eau alternative importante. Non seulement cette pratique peut procurer d'importantes quantités d'eau douce, mais elle peut également réduire le volume des eaux usées rejetées dans l'environnement (Pedrero et *al*., 2010).

La récupération et la réutilisation des eaux usées (recyclage de l'eau) constituent une pratique de plus en plus courante dans les zones où le bilan hydrique est déficient (Angelakis et *al*., 1999, Oron, 2003). L'utilisation des eaux usées en agriculture est souvent associée à des risques sanitaires importants en raison de la présence de concentrations élevées d'agents pathogènes humains, d'origine entérique, tels que des bactéries, des virus, des protozoaires et des helminthes (Bouaich et *al*., 2022 et Toze, 2006). Ces eaux sont utilisées pour l'irrigation sans restriction des légumes normalement consommés crus, outre l'impact sur la qualité physico-chimique du sol selon les paramètres pédologiques qui influancent la salinité et la fertilité des sols.

Cependant, de nombreux agriculteurs utilisent régulièrement et illégalement des eaux usées non traitées pour satisfaire les besoins en eau des cultures dans des conditions extrêmes de pénurie d'eau (Campos et *al*., 2002, Capra et Scicolone, 2004). D'autres composants des EU à risque sont les métaux lourds qui entraînent une perturbation des cycles biochimiques complexes, ce qui peut menacer la survie de la vie végétale et animale, y compris celle des humains (Kaluli et *al*., 2014 ; Kayira et *al*., 2021).

Les métaux lourds sont des micro-polluants environnementaux, vu leur toxicité, leur durabilité et leur caractère bio-accumulable. Comme exemples de ces métaux lourds citons le zinc (Zn), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), et d'autres encore. Certes, pour la croissance des plantes, le Zn et le Cu sont essentiels ; toutefois, ils deviennent le plus souvent nocifs à des concentrations élevées. Cependant,

certains métaux lourds, à savoir le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et le chrome (Cr), sont nocifs même à faible concentration. L'accumulation des métaux lourds dans les plantes dépend de l'espèce végétale, et l'efficacité de différentes plantes dans l'absorption des métaux lourds est évaluée soit par l'absorption par la plante, soit par les facteurs de transfert du sol à la plante des métaux lourds (Rattan et *al*., 2005 ; Abosede et *al*., 2018). En ce qui concerne les sols, l'accumulation des métaux lourds comprend le dépôt atmosphérique provenant des émissions industrielles, les gaz d'échappement et la dégradation des véhicules, les déchets miniers et les déchets agricoles tels que les engrais et pesticides divers (Obbard, 2001 ; Smith, 2009). Les métaux lourds sont non biodégradables et persistent donc longtemps dans les milieux aquatiques et terrestres. Ils peuvent être transportés du sol vers les eaux souterraines ou être absorbés par les plantes (Jamali et *al*., 2009). À cet égard, le volume croissant d'eaux usées générées par des sources domestiques, industrielles et commerciales est souvent utilisé pour l'agriculture urbaine et périurbaine (Singh et *al*., 2012).

Ce chapitre a comme objectif de mener des comparaisons entre les eaux d'irrigation urbaines : eaux d'Oued Fès en amont et eaux de puits, ainsi que les eaux d'irrigation périurbaine : eaux d'Oued Fès en aval considérées comme étant des eaux polluées et EUT de la station d'épuration de la ville de Fès ; ceci en comparaison avec les eaux d'irrigation rurale : eaux d'Oued Bitit dans deux saisons hivernale et estivale. Ces cinq sources d'eaux irriguent trois types de sols et trois cultures : l'olivier, le cardon et l'aubergine. Nous nous proposons donc d'envisager :

- ✓ L'évaluation spatiotemporelle de la qualité physico-chimique des différents types d'eaux d'irrigation ;
- ✓ L'impact des eaux d'irrigation sur les propriétés physico-chimiques des sols ainsi que sur leur fertilisation ;
- ✓ Le transfert vertical des métaux lourds des eaux jusqu'aux plantes ;
- ✓ La contamination verticale des bactéries et des parasites des eaux d'irrigation vers les sols et les cultures.

II- MATERIELS ET METHODES

II-1 Contexte de l'étude

II-1-1 Localisations et zones d'étude

Les sorties de surveillance dans la région de Fès –Meknès, ont permis d'identifier les sources d'eau, ainsi que les parcelles autour des sources d'eau utilisées pour l'irrigation. Nous avons donc sélectionné trois types de ressources d'eau (tableau 15) :

a- Eaux d'irrigation de la zone urbaine : eaux de puits et eaux de surface Oued Fès, situées avant la zone industrielle Dokkarat.

b- Eaux d'irrigation de la zone périurbaine : eaux d'Oued Fès en aval considérées comme des EU et EUT de la STEP, situées après la zone industrielle Ain Nokbi.

c- Eaux d'irrigation de la zone rurale : eau de surface d'Oued Bitit, situé dans la province de Séfrou à environ 24 km de la ville de Fès.

L'Oued Fès, d'une longueur de 30 km, est une ressource en eau vitale pour le développement de la région de Fès. Cette rivière, par malheur, en raison des déchets industriels, est de plus en plus polluée. À titre d'exemple, l'industrie du tannage utilise 6 000 tonnes de peaux de bovins par an, dont 90 % sont traitées au chrome dans le processus, contaminant ainsi 11 106 m3/an d'eau.

L'Oued Bitit, d'une longueur de 10 km, situé en dehors de la zone urbaine et industrielle, il est exploité principalement pour l'agriculture de la région.

La figure 15, présente l'emplacement géographique des différentes parcelles étudiées. Quatre parcelles sont situées à Fès et dans la province de Séfrou.

Tableau 15 : Description et localisation des sites d'échantillonnage

Noms et adresses des stations		Coordonnées géographiques		Définitions des zones
		Latitude N	Longitude W	
P	Parcelle à proximité d'Oued Fès et irriguée par les **eaux de puits**	34°04'02.18"	-5°06'35.41"	Urbaine / agricole
S1	Parcelle située dans la province de Séfrou irriguée pas des **eaux de**	33°51'11.9"	5°04'33.9"	Rurale / agricole

	surface provenant d'Ain Bitit Considéré comme témoin			
S2	Parcelle irriguée par l'eau d'Oued Fès située avant la zone industrielle de **Doukkarat**.	34°02'35.9"	5°03'19.3"	Urbaine /agricole
S3	Parcelle irriguée par l'eau d'Oued Fès située après la zone industrielle **Ain Nokbi**	34°04'21.1"	4°56'18.4"	Périurbaine / agricole
S4	Parcelle irriguée par les eaux usées traitées située après la **STEP** avant la rencontre avec Oued Sebou	34°04'49.0"	4°55'37.0"	Périurbaine / agricole

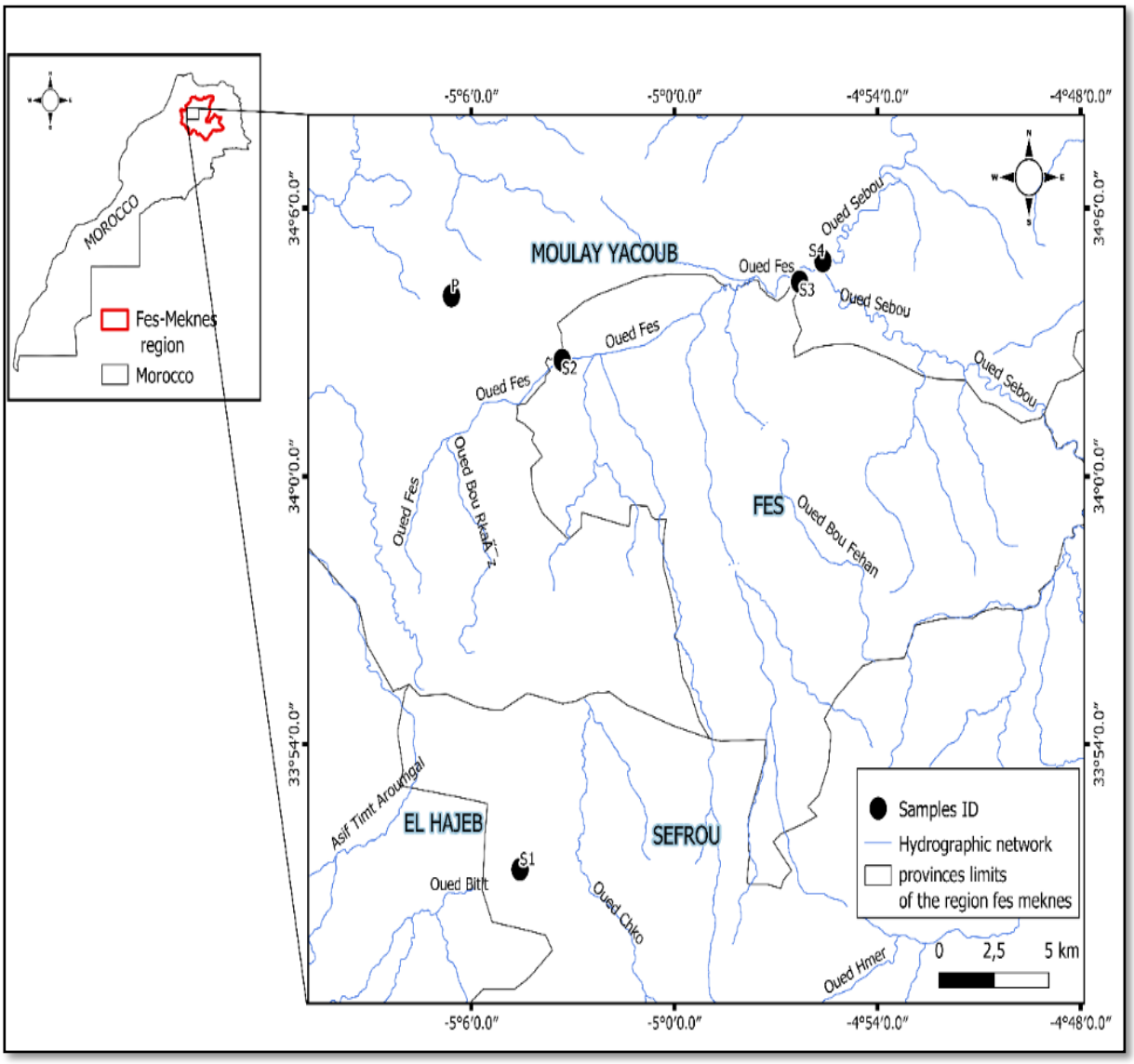


Figure 15 : Carte présentant les emplacements géographiques des parcelles étudiées (P, S1, S2, S3 et S4).

II-1-2 Mode d'irrigation et de cultures

Les cinq parcelles identifiées utilisent le même système d'irrigation qui est l'irrigation par gravité en surface selon un système de raies. Cet écoulement de l'eau se fait par gravité à travers un réseau de canaux et de rigoles de plus en plus petits. L'arrosage se fait ensuite par ruissellement, submersion ou infiltration dans le sous-sol à proximité des cultures. L'irrigation par sillon immergé est utilisée pour irriguer les cultures, avec des réseaux de vannes répartis dans le champ. A chaque irrigation, cette méthode d'irrigation par submersion est la plus indiquée. La culture commune des cinq terrains est l'olivier, le cardon et l'aubergine :

L'olivier : En période de repos végétatif hivernal, l'olivier peut supporter des températures aussi basses jusqu'à -8 à -10°C. Cependant, entre 0 et -1°C, les dégâts sur la floraison peuvent être importants. La croissance végétative s'arrête à 35-38°C, et les brûlures endommagent le feuillage et peuvent provoquer la chute des fruits à 40°C et plus, surtout si l'irrigation est insuffisante. La production est possible avec 450 à 600 mm de pluie, à condition que la capacité de rétention d'eau du sol soit suffisante (sol argilo-limoneux profond). Entre mars et septembre, l'apport gravitaire est estimé à 6000 à 8500 m3/ha/an. En irrigation localisée, le volume d'eau apporté est de 3200 m3/ha/an pour une oliveraie de 400 arbres/ha (olives de table) (capillaire d'un débit de 4 l/heure avec 4 goutteurs/arbre, 8-10 h par irrigation tous les 3 jours). Le système d'irrigation fonctionne 5 à 6 mois par an (Alaoui, 2021).

Le cardon : est une plante biannuelle qui fleurit de mars à avril. L'eau est essentielle pendant la période végétative et à l'approche de la récolte. Le sol doit être maintenu à un taux d'humidité constant. L'arrosage doit être effectué de manière régulière tout au long du cycle de culture. L'apport en eau du cycle de culture est de 450 à 500 mm (5 à 7 mois). 5 à 7 mois après la plantation, la récolte commence (Maazouz, 2020).

L'aubergine : est une plante vivace qui se comporte comme une annuelle. Culture saisonnière (plein champ) : semer entre mars et mai. Période de semis : hiver et printemps. De juillet à octobre, on procède à la récolte. Cette culture nécessite un arrosage fréquent. La culture nécessite environ 400 mm pendant la période végétative et 200 à 400 mm pendant la période de récolte, soit un total de 600 à 800 mm/cycle (Agri Maroc, 2022).

Selon les agriculteurs, ils utilisent des engrais avant le semis. Les engrais sont composés de 3 éléments principaux : l'azote, l'acide phosphorique et le potassium. Quant à l'irrigation, elle est établie tous les dix jours en absence de pluie.

II-1-3 Pédologie des sols

La pédologie du sol des parcelles étudiées est identifiée selon la carte et les données de la Base de données des cartes pédologiques du Maroc, IRA, (2016). Selon ces données et emplacement des terrains, nous avons distingué trois types de sols.

- ✓ Les sols de la zone urbaine qui correspond aux parcelles situées en amont de la ville de Fès, irriguées par les eaux de puits et l'autre par les eaux d'Oued Fès.
- ✓ Les sols de la zone périurbaine situés en aval de la ville de Fès et comprenant deux terrains. Le premier est irrigué par les eaux d'Oued Fès en aval EUT et le second par les EUT de la STEP.
- ✓ Le sol de la zone rurale est une parcelle située en dehors de la ville de Fès irriguée par les eaux d'Oued Bitit.

Le tableau 16, présente les types des sols et les caractéristiques pédo-agronomiques des terrains évalués.

Tableau 16 : Les caractéristiques pédologiques et agronomiques des sols des parcelles étudiées (Base de données des cartes pédologiques du Maroc, IRA, (2016)).

Sol	Urbain	Préurbain	Rural
Classe	Sols hydromophes	Evolué	Peu évolué
Sous-classe	Peu humifères	Climatique	Non climatique
Groupe	A gley (nappe)	Apport alluvial	Apport alluvial
Sous- groupe	A gley, profonds vertiques	Modaux	Modaux
Famille	Alluvions argileuses encroutées (dépression-dayouet)	Alluvions limoneuses et calcaires des basses terrasses récentes	Alluvions travertineuses
Série	Sols moyennement profonds à profonds sur encroutement texture argileuse à très argileuse	Sols très profonds limoneux calcaires	Sols profonds à très profonds (très calcaires)
Caractéristiques pédo-agronomiques	Sols très argileux avec une hydromorphie en général très développée qui rend le drainage très lent. Ces sols sont très sensibles au tassement. On y trouve en général des prairies. La mise en valeur de ces sols demanderait un drainage important.	Ce type de sol est une excellente terre agricole présentant un profil bien structuré et ayant une bonne capacité de rétention en eau. L'enracinement est bien développé et profond. Il peut y avoir formation de semelle de labour très accusée entre 20 et 30 cm. Ces niveaux compactés peuvent former des plages humides temporaires provoquant une mauvaise évolution de la matière organique.	Ces sols présentent en général de très bonnes aptitudes agricoles mais il ne faut pas négliger les risques d'accidents structuraux et ne les travailler qu'après un bon ressuyage. Les horizons de surface sont riches en matière organique et peu différenciés sur le plan des textures et structures. Suivant les arrivées d'eau latérales venant des coteaux, ces sols peuvent temporairement et localement être engorgés, donnant lieu à des phénomènes d'hydromorphie accusée (dus à l'oxydoréduction du fer).

II-2 Echantillonnage et analyses physico-chimiques des eaux d'irrigation

Les échantillonnages ont été effectués en août et en février 2019 qui correspondent aux deux périodes estivale et hivernale. Pendant l'échantillonnage, les bouteilles ont été immergées à une profondeur de 20 cm, le goulot pointant vers le courant (Rodier, 2009). Les bouteilles d'un litre remplies d'eau ont été retirées du plan d'eau et scellées. Les échantillons étiquetés ont été placés dans une glacière avec de la glace et transportés au laboratoire.

Les mesures *in-situ* des paramètres physico-chimiques comprenaient : le pH, Température (T), les solides dissous totaux (TDS) et la Conductivité électrique (CE). Ces mesures ont été effectuées à l'aide d'un multi paramètre type consort C335.

Au laboratoire, les analyses effectuées sur l'eau d'irrigation sont déterminées selon les méthodes chimiques suivantes :

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder toutes les matières oxydables (organiques et inorganiques) d'un effluent sous l'action d'oxydants chimiques puissants. La DCO est calculée en deux étapes, selon la norme NF T90-101 (2001) :

- Étape 1 : Oxydation du matériau de l'échantillon par un excès de bichromate de potassium $K_2Cr_2O_7$. Cette étape est réalisée en présence de sulfate d'argent (Ag_2SO_4) (catalyseur d'oxydation) et de sulfate de mercure ($HgSO_4$) à ébullition en milieu acide H_2SO_4 (complexation des ions chlorure).

- Étape 2 : L'excès de bichromate est déterminé à l'aide d'une solution de sulfate de fer et d'ammonium.

La demande biologique en oxygène (DBO_5) est la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour oxyder la matière organique de l'échantillon pendant 5 jours à 20°C et dans l'obscurité. L'appareil de mesure de la DBO utilisé est de type OXITOP ; il fonctionne par mesure de la pression dans un système fermé. Les micro-organismes de l'échantillon consomment de l'oxygène et produisent du dioxyde de carbone (CO_2). Celui-ci est absorbé en même temps que l'hydroxyde de sodium (NaOH), ce qui donne un vide qui peut être lu directement en mg/L sur le compteur DBO.

Les Chlorures (Cl^-) : On a utilisé la méthode volumétrique du MOHR où les chlorures sont totalement précipités par l'argent (AgCl) La fin du titrage est marquée par l'indicateur de chromate (K_2CrO_4), qui forme un précipité rouge (Ag_2CrO_4) avec l'excès d'argent.

Pour déterminer les chlorures à l'aide de la solution de Nitrate d'Argent, il faut prendre 10 ml d'eau et puis nous ajoutons 1 à 2 gouttes de Chromate. Une coloration jaune doit apparaître, en suite il faut versser lentement l'$AgNO_3$ en remuant constamment jusqu'à ce qu'il devienne rouge brique, en notant V : le volume d'acide versé :

$$\mathbf{[Cl^-](mg/L) = V\ versé\ (ml)} \times \mathbf{5(M)} \times \mathbf{35,5}$$

L'Azote de Kjeldahl (KN) a été déterminé selon la norme NF T90-110 (1981), qui consiste à minéraliser l'échantillon avec de l'acide sulfurique concentré en présence d'un catalyseur (sélénium). Cette minéralisation transforme l'azote organique en ions ammonium (sulfate d'ammonium), qui sont ensuite alcalinisés par de la soude (NaOH) ; l'ammoniac libéré par la distillation est recueilli dans de l'acide borique et finalement déterminé par de l'acide chlorhydrique. La teneur en azote (N) de Kjeldahl est exprimée en milligrammes par litre selon la relation suivante :

$$\boldsymbol{NTK}\ (\boldsymbol{mg.\ L{-}1}) = (\boldsymbol{V1{-}V2}) \times \boldsymbol{C} \times \mathbf{14.01} \times \mathbf{1000} \ / \ \mathrm{V}$$

Avec : V1 : Volume en mL d'acide sulfurique ; V2 : Volume en mL d'acide sulfurique utilisé pour l'essai blanc ; V : Volume en mL de la prise d'essai ; C : Normalité de l'acide Chlorhydrique (mg.L-1).

Utilisation du diagramme de Wilcox : Pour évaluer la qualité des eaux d'irrigation selon des classements, le diagramme Wilcox (1948) a été utilisé. Cette évaluation est fondée sur la conductivité électrique (CE) et le pourcentage en sodium (Na%) de l'eau. Les valeurs du (Na%) ont été calculées comme suit :

$$\mathbf{Na+\ (\%) = 100\ x\ [(Na^{+} + K^{+}) / (Ca_2^{+} + Mg_2^{+} + N_a^{+} + K^{+})]}$$

Où les éléments Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+} sont mesurés en méq/L.

Dosage du Ca^{2+} et Mg^{2+} : avec un pH égal à 12 nous avons utilisé l'EDTA en présence de NaOH. L'indicateur coloré est le murénidé. La dureté magnésienne est déduite par différence, dureté totale et dureté calcique.

Le dosage du Na^{+} et K^{+} : est effectué à l'aide de la photométrie d'émission de flamme (JENWAY FP7). Les solutions étalons du Na^{+} sont préparées par dilution à partir d'une solution mère de NaCl à 1000 mg de Na^{+} /L. Et les solutions étalons du K^{+} sont préparées par dilution à partir d'une solution mère de KCl à 1000 mg de K^{+} /L. Les résultats de l'étalonnage sont disponibles dans la partie annexes (annexe 2).

II-3 Echantillonnage et caractéristiques physico-chimiques des sols

L'échantillonnage a été effectué dans les deux périodes susmentionnées et au même moment que l'échantillonnage des eaux. En utilisant la tarière, les prélèvements ont été pris dans une profondeur qui ne dépasse pas les 20 cm au niveau de cinq parcelles qui ont été sélectionnées. Nous avons prélevé environ 1kg d'échantillons à trois reprises par parcelle. Les échantillons

ont été séchés à l'air pendant une semaine (figure 16) avant d'être pressés avec un mortier en porcelaine, tamisés à 2 mm et mis en sac pour entamer les analyses physico-chimiques. Ces analyses ont été effectuées au laboratoire du Centre Régional de la Recherche Agronomique de Meknès.



Figure 16 : Echantillons de sols laissés sécher à l'aire au laboratoire d'Ingénierie, d'Electrochimie, de Modélisation et d'Environnement, FSDM, Fès

Le pH eau est mesuré en pesant 10 g de sol broyé et en ajoutant 20 mL d'eau distillée. Le mélange a été agité 3 fois chaque 10 min avec des barreaux magnétiques pendant 30 secondes, puis lu par un pH mètre après 30 min, selon les protocoles NF X 31-117.

Le pH-Kcl (figure 17) est mesuré en utilisant le mélange susmentionné, nous avons ajouté 25 mL de KCl 1M puis en agite trois fois de la même façon citée précédemment, selon les mêmes protocoles. Le pH est mesuré dans le surnageant après 1 heure d'agitation et décantation.

La Conductivité Electrique (CE) est mesurée sur une pesé de 10g de sol avec 50mL d'eau distillée après une agitation pendant 2 heures selon les protocoles NF ISO11256.

La matière organique (MO) est dosée selon la méthode Walkey and Black. Nous avons ajouté 5 mL de Bichromate de potassium (annexe 2) dans 0,5g de sol tamisé puis le mélange est agité doucement jusqu'à dispersion du sol. Dans un premier temps, nous avons additionné 10 mL de H_2SO_4 concentré puis nous avons agité pendant 1 min avant de laisser reposer pour une durée de 30 min. Nous avons, dan un second temps, ajouté dans ce mélange 75mL d'eau distillée ; après homogénéisation nous avons additionné 5mL de l'acide orthophosphorique concentré. Le mélange est laissé reposer une deuxième fois pendant 30 min. Finalement, nous avons ajouté 8 gouttes de l'indicateur coloré (Diphénylamine) et Titration de l'excès De Bichromate de potassium avec une solution de Sulfate de Fer (annexe 2) jusqu'à l'apparition

d'une couleur vert brillant. Le même protocole est réalisé pour le témoin sans l'ajout du sol.



Figure 17 : Mesure pH-KCl du sol au laboratoire INRA

Le potassium échangeable (K) : Après la pesée de 5 g du sol tamisé à 2 mm dans une bouteille en plastique, on a ajouté 50ml de la solution d'extraction d'acétate d'ammonium H_3COONH_4 1N à pH=7. Le mélange a été agité pendant 30 min et enfin filtré sur papier filtre puis lu par un photomètre à flamme.

Le phosphore assimilable (P) : les échantillons de sol ont été pesés (2,5 g) dans des flacons de 250mLpuis extraits par la solution d'extraction Bicarbonate de sodium à pH=8,5 et par la suite agités pendant 30min par un agitateur va-et-vient (figure 18). Après l'extraction, le mélange a été filtré à travers le papier filtre. Par la suite, 10 mL de l'extrait ont été prélevés dans des fioles de 50 mL, puis acidifiés avec 1mL de l'acide sulfurique (H_2SO_4). Pour la coloration, 8mL de bicarbonate de sodium ont été ajoutés et complétés par 50mL avec l'eau distillée. L'intensité de la couleur bleue a été lue par un spectrophotomètre à 820 nm.

Le nitrate (NO_3^-) est dosé sur une fraction de sol de 40 g en ajoutant 100ml de solution molaire de chlorure de potassium. Ce mélange est agité pendant une heure à l'aide d'un agitateur va-et-vient (vitesse = 100 coups par minute) puis centrifugés pendant 15 minutes à 3000 tours/min. A l'aide d'une pipette, nous avons prélevé 50mL de solution claire et introduit le prélèvement dans un flacon de 50 mL, puis conservé les solutions au réfrigérateur. Pour le dosage, nous avons récupéré 10 mL d'extrait après filtration.



Figure 18 : Agitateur va-et-vient programmable au laboratoire INRA

II- 4 Composition des métaux lourds dans les eaux, sols et plantes irrigués

II-4-1 Collecte et préparation des échantillons

Pour chaque terrain, nous avons effectué deux prélèvements, une en période d'étiage correspondant à la saison sèche d'août 2020 et l'autre en période de crues correspondant au mois de février 2020. Les échantillons prélevés à ces deux périodes sont : les eaux d'irrigation, les sols et les oliviers. Les cardons et les aubergines ont été prélevés en été uniquement. Tous nos échantillons ont été soigneusement étiquetés, placés dans une glacière contenant de la glace et transportés ensuite au laboratoire.

Les eaux : Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des flacons en PVC soigneusement nettoyés et rincés avec de l'eau distillée d'une capacité de 500 mL. Ensuite ils ont été filtrés puis nous avons ajouté 2,5 mL d'acide nitrique concentré pour abaisser le pH à < 2 afin d'éviter la précipitation et toute activité microbienne pendant le stockage (Jabeen et *al*., 2018). Par la suite, ils ont été stockés et fermés hermétiquement à 4 °C pour minimiser les altérations chimiques jusqu'à l'analyse.

Les sols : Trois prélèvements de sols ont été effectués dans les différentes parcelles sélectionnées en un échantillonnage systématique à la tarière en acier inoxydable (figure 19) entre 0 et 20 cm de profondeur. Nous avons pris 1 kg de chaque prélèvement dans des sacs en polyéthylène. Chaque échantillon correspond à un mélange composite de trois prélèvements effectués dans 3 endroits différents espacés équilatéralement de 7 à 10 m. Ils ont ensuite été séchés à l'air, broyés et tamisés à l'aide d'un tamis de 1,18 mm, puis conservés dans des sacs

en polyéthylène pour des analyses ultérieures (Leblebici et Kar, 2018 ; Chabukdhara et *al*., 2016).



Figure 19 : Prélèvement des échantillons de sol par la tarière en acier inoxydable à la parcelle S3 irriguée par EU.

Les plantes : Les cultures, olivier, cardon et aubergine : l'échantillonnage a intéressé la partie aérienne (tiges + feuilles). Nous avons effectué les prélèvements en même temps et dans les mêmes endroits, que celui des sols prélevés à la tarière. Ils ont été lavés et rincés à l'eau distillée pour éliminer les polluants périphériques. Ces échantillons ont ensuite été séchés à l'air pendant deux jours pour réduire la teneur en eau et enfin séchés au four à 70 °C pour éliminer toute l'humidité sans décomposition thermique (Chabukdhara et *al*., 2016 et Gaga et *al*., 2023).

II-4-2 Analyse par l'ICP-AES

Pour le sol et les plantes, les éléments minéraux étudiés ont été dosés dans le résidu de produit calciné à 500 C° pendant 5 h (figure 20), avec une prise d'essai de 25 g pour les feuilles et les écorces, et de 30 g pour les téguments et les pulpes. Le dosage des métaux étudiés (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Fe, Mn et Zn) a été réalisé par la méthode de l'eau régale et analysé par la Spectrométrie d'Emission Atomique de Plasma d'argon à Couplage Inductif (ICP-AES). La méthode à l'eau régale a pour principe la mise en solution de l'échantillon dans un mélange d'acide chlorhydrique et nitrique selon le mode opératoire suivant : on pèse 0,15 g de la matière minérale, on y ajoute 2 à 3 mL d'eau régale, on porte sur une plaque chauffante et on

laisse évaporer à sec. On ajoute ensuite 25 à 30 mL d'acide chlorhydrique (2M) jusqu'à dissolution totale puis on analyse par l'ICP-AES. Les analyses des métaux lourds des eaux sol et plantes ont été effectuées par ICP-AES au niveau du Centre Universitaire Régional d'Interface (CURI) à l'Université Sidi Mohamed Ben Abdellah (USMBA) de Fès.



Figure 20 : Four à moufle modèle Vulcan 3-550 PD au laboratoire INRA au laboratoire INRA

Le principe de la spectrométrie d'émission atomique – plasma à couplage inductif est d'analyse simultanée des éléments majeurs et mineurs. Cette méthode utilise un plasma à couplage inductif pour exciter les atomes et ions d'un échantillon qui émettent en retour un rayonnement électromagnétique avec une longueur d'onde caractéristique pour chaque élément chimique. Les analyses sont réalisées en voie liquide, soit après dilution adéquate pour les solutions aqueuses (ex. eaux de rivière, saumures), soit après dissolution acide ou fusion alcaline pour les matériaux solides (ex. poudres naturelles ou synthétiques, roches, sols, plantes). Les caractéristiques principales :

- Détermination de plus de 70 éléments
- Limite de détection : 10aine ppb (µg/L)
- Gamme spectrale étendue de 160 à 800 nm
- Effets de matrice réduits et haute sélectivité spectrale offrant un vaste choix de longueurs d'ondes sans interférences pour l'analyse multi-lignes
- Réponse linéaire sur au moins 5 ordres de grandeur, ce qui évite les risques de courbure des analyses et de saturation du détecteur afin d'améliorer la qualité des résultats

- Analyse de solutions à forte teneur en sel (ex. eau de mer, saumure)
- Passeur automatique d'échantillons

II-5 Echantillonnages et analyses microbiennes et parasitaires dans les eaux d'irrigation, les sols et les plantes

Les paramètres biologiques et parasitologique étudiés sont les suivants : Coliformes totaux, Coliformes thermotolérants, salmonelle, vibrion cholérique et œufs d'helminthes. Nous avons étudié ces paramètres aux trois niveaux, les eaux d'irrigation, le sol et aussi sur le cardon et l'aubergine. Les analyses ont été effectuées au laboratoire de microbiologie et biotechnologie de l'Institut agronomique et Vétérinaire (IAV) à Rabat.

II-5-1 Echantillonnage pour analyse microbiologique et parasitologique

En saison hivernale en février et la saison estivale en août 2019, les échantillons d'eau et du sol sont prélevés dans les cinq parcelles aux mêmes périodes et au même moment. Pour les plantes (cardon et aubergine), les prélèvements ont été effectués en été en parallèle avec les eaux et les sols. Tous les prélèvements ont été faits à trois reprises et tous les échantillons sont soigneusement étiquetés et mis dans une glacière contenant de la glace et transportés immédiatement au laboratoire.

L'eau d'irrigation : le volume d'eau utilisé est de l'ordre de 500 mL par échantillon pour les analyses bactériologiques, et de l'ordre d'un litre pour les analyses parasitologiques. A l'aide de flacons en verre borosilicaté, lavés soigneusement avec de l'eau distillée. Les flacons nettoyés et rincés ont été stérilisés dans un autoclave à 120°C avec une pression de 120 kg/cm^2 pendant 30 minutes.

Les sols irrigués : Les prélèvements du sol consistent en un échantillonnage systématique à la tarière en acier inoxydable entre 0 et 10 cm de profondeur. Nous avons pris 500g pour chaque prélèvement dans des sacs stériles. Chaque échantillon correspond à un mélange composite de trois prélèvements effectués dans 3 endroits différents espacés.

Cardon et l'aubergine irrigués : Le prélèvement est effectué de façon à récupérer en grande partie les feuilles en contact avec le sol et aussi les racines des deux cultures. Ces échantillons ont été prélevés en utilisant des gants stériles et de façon aléatoire et mise dans des flacons nettoyés, rincés et stérilisés dans un autoclave à 120°C avec une pression de 120 kg/cm^2 pendant 30 minutes.

II-5-2 Recherche des parasites : Œufs d'helminthes

II-5-2-1 Prélèvement et analyse parasitologique des eaux d'irrigation

Les échantillons prélevés ont été décantés pendant huit heures. L'aspiration a été utilisée pour éliminer le surnageant et le sédiment a été centrifugé à 4500 tours pendant 5 minutes. Le culot obtenu est soumis à l'analyse.

L'identification des œufs d'helminthes (figure 21) est effectuée selon le protocole expérimental de la technique Rodier (1996). L'énumération des œufs et faite via la lame Mac Master sous microscope photonique.

II-5-2-2 Prélèvement et analyse parasitologique des sols

Un échantillon de 100g de sols mis dans des sacs en polyéthylène stériles a été effectué à trois reprises pour chaque parcelle. Au laboratoire, les sols ont été tamisés pour éliminer les particules grossières. A 50g de sol tamisé est ajouté 300 ml de NaOH (0.01N). Ce mélange a été agité pendant une minute puis laissé reposer pendant cinq minutes. Après ces cinq minutes de repos, le mélange (sol+NaOH) est agité de nouveau pendant une minute puis filtré dans un passe à thé. Dans le filtrat récupéré est ajouté 210 ml NaOH (0.01N) puis centrifugé à 2000 tours par minutes pendant 2 minutes. Le surnageant est éliminé et le culot est utilisé pour l'analyse parasitologique selon le protocole expérimental de la technique d'Arther, Fitzgerald et Fox (Arther et *al.*, 1981), en utilisant la lame Mac Master sous microscope photonique.

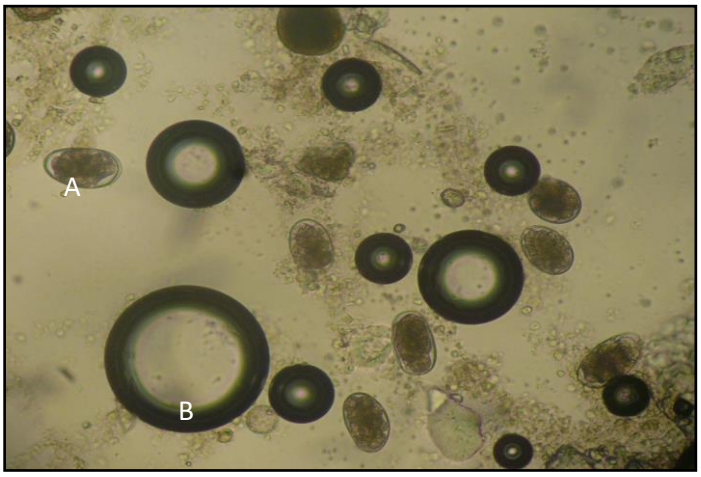


Figure 21 : Œufs d'helminthes sous microscope photonique. A = œuf d'helminthe; B = bulle d'air.

II-5-2-3 Prélèvement et analyse parasitologique des plantes

Les parties des plantes récupérées sont lavées abondamment avec de l'eau distillée. En ce qui concerne les racines, le sol subjacent a été débarrassé. Cette eau de lavage est filtrée puis laissée décanter. Après élimination du surnageant, les résidus sont soumis à une centrifugation à 3500 tours par minute pendant 15 minutes. Le culot obtenu est analysé en présence d'une solution d'enrichissement avec le saccharose à 1560g/L selon la même technique susmentionnée.

II-5-3 Recherche de Coliformes Totaux et de Coliformes Thermo-tolérants

a. Analyse des CT et CTT dans les eaux d'irrigation

Les CT et CTT sont des microorganismes marqueurs d'une contamination fécale. Pour la numération, nous avons mis en suspension 10 ml d'échantillon dans 90 ml de solution stérile de citrate trisodique à 2% (v/v) dans une température de (45°C) pendant 3min après une homogénéisation au Stomacher (Stomacher 400 lab blender, UK). Aussi, nous avons effectué des dilutions décimales dans de l'eau peptonée jusqu'à 10^{-7}. L'ensemencement a été fait dans deux boites de pétri pour chaque dilution et chaque milieu de culture.

Pour le dénombrement des coliformes totaux, nous avons utilisé le milieu gélosé Violet Red Bile Lactose Agar (VRBL, Oxoid CM0107). Il contient 7g de peptone ; 3g d'extrait de levure ; 10g de lactose ; 5g de chlorure de sodium ; 1,5g de mélange sel biliaire ; 0,002g de cristal violet ; 0,03g de rouge neutre ; 15g d'agar et le pH est ajusté à 7,4. Le milieu des CT est ensemencé et incubé à 37°C pendant 24 heures. Pour CTT le milieu est placé dans les boîtes à 44°C pendant 24 et 48 heures.

b. Analyse des CT et CTT dans les sols et le cardon irrigués

Une prise d'essai de 10g de sol et 10g du mélange des deux parties de la plante. Ces deux éléments sont broyés à l'aide d'un broyeur, et introduits dans un sachet stérile à dilution (sachet en plastique) en ajoutant aseptiquement 90 mL d'eau péptonée tamponnée. Des dilutions décimales (de 10^{-1} à 10^{-3}) sont ensuite effectuées à partir de la solution mère, selon l'état de contamination de l'échantillon. La détermination du degré de contamination du cardon par les eaux d'irrigation se fait par la méthode de culture en profondeur, où 1 mL de la suspension mère et des dilutions décimales sont déposées dans des boîtes de pétri stériles (ou tubes pour le dénombrement des CSR). Ensuite, 15 mL du milieu de culture préalablement

fondue sont coulés et bien mélangés avec l'inoculum dans un milieu de culture Désoxycholate lactose agar (DLA). L'incubation des CT est effectuée à 37°C pendant 24 heures. Pour les CTT, l'incubation est effectuée à 44°C pendant 24 et 48 heures. Les coliformes se présentent sous forme de colonies rouge foncé (figure 22).

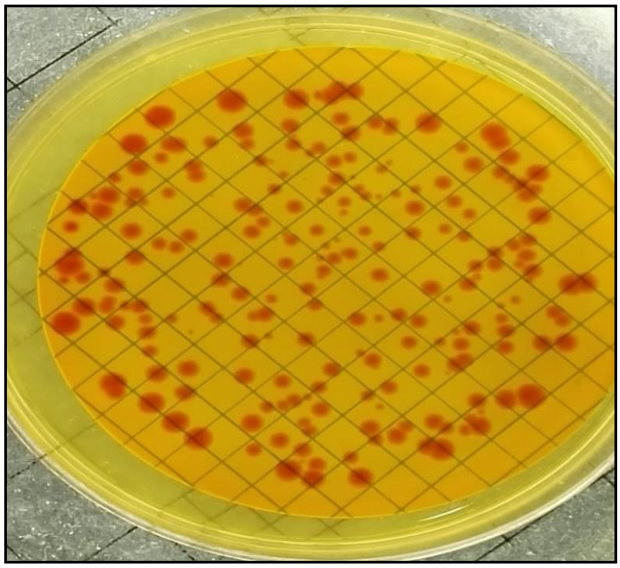


Figure 22 : Colonies des coliformes sur le milieu Désoxycholate lactose agar (DLA)

II-5-4 Recherche des vibrions cholériques

La recherche des vibrions cholériques s'effectue en 3 étapes par enrichissement sur milieu EPA (eau peptonée alcaline) puis isolement sur gélose GNAB (Lebres, 2002). La lecture se limite à la présence ou l'absence de colonies spécifiques, en tenant compte que les vibrions se présentent le plus souvent sous forme de colonies lisses et transparentes (figure 23).

La recherche des vibrions cholériques dans l'eau d'irrigation et le sol et les deux cultures (8g chacun) broyé comporte trois étapes (Norme Marocaine : n° 03.7.051) : L'enrichissement dans l'eau péptonée tamponnée dix fois concentrée à 37°C pendant 6 heures, est suivi d'un deuxième enrichissement dans l'eau péptonée tamponnée simple à 37°C pendant 6 heures. L'isolement sur milieu sélectif consiste à ensemencer le milieu TCBS (milieu Thiosulfate Citrate Bile Saccharose) à partir du bouillon d'enrichissement, et incubation à 37°C pendant 24 à 48 heures. L'identification est la dernière étape ; colonies suspectes sur milieu TCBS, saccharose positif (de 1 à 2 mm de diamètre), sont repiquées sur milieu Kligler et incubé à 37°C pendant 24 heures. Ceci incite à l'identification biochimique (en utilisant les galeries API 20 N E) ou sérologique à l'aide de sérums spécifiques.



Figure 23 : Colonie de vibrions cholériques sur le milieu EPA (eau peptonée alcaline) puis isolement sur gélose GNAB

II-5-5 Recherche de Salmonelles

La recherche des salmonelles s'effectue en 4 étapes par enrichissement puis isolement sur gélose Hektoen. Les boîtes de gélose Hektoen subiront une lecture qui se limite à la présence ou l'absence de colonies spécifiques et en tenant compte du fait que les Salmonelles se présentent le plus souvent sous forme de colonies grises bleues, vertes bleues avec ou sans centre noir d'une taille très petite (figure 24).

- **Eau :** La recherche de salmonelles a été effectuée conformément à la norme marocaine : NM 03.7.050 [19] de 1995 : 200 ml de l'eau à analyser sont mélangés à 200 ml d'eau peptonée tamponnée à double concentration dans un flacon de 500 ml, qui est incubé à 37°C pendant 6 à 18 heures. Un enrichissement de 0,1 ml du premier enrichissement est placé dans 10 ml de bouillon de Rappaport et incubé à 42°C pendant 18 à 24 heures. L'isolement sur milieu sélectif est réalisé en ensemençant le milieu Hektoen avec du bouillon d'enrichissement et en l'incubant à 37°C pendant 24 à 48 heures. Les colonies suspectes sont isolées sur milieu Hektoen, lactose négatif avec un centre noir, puis placées sur milieu Kligler en tubes et incubées à 37°C pendant 24 heures. Les souches de Salmonella suspectes ont été identifiées biochimiquement à l'aide de la galerie conventionnelle et de la galerie API 20E, dont les caractéristiques biochimiques sont comparables à celles recherchées suivant les méthodes d'identification conventionnelles. Des sérums spécifiques aux souches de salmonelles ont été utilisés pour identifier sérologiquement les souches suspectes

(sérums polyvalents T.A.B.C.). L'identification des souches isolées et purifiées des eaux polluées s'est faite par une approche moléculaire, l'amplification de l'ADN par PCR.

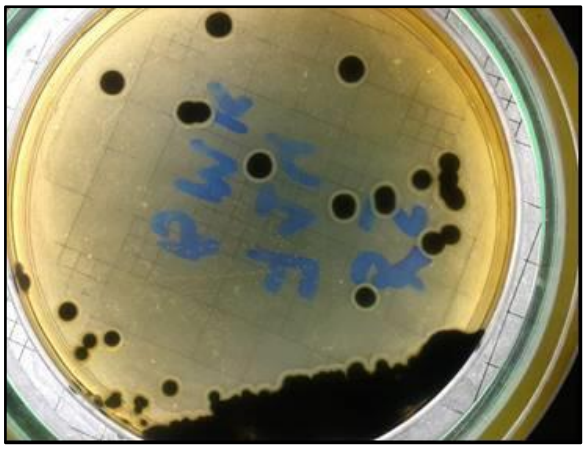


Figure 24 : Colonies de salmonelles sur le milieu sur gélose Hektoen

- Sol et plantes : La recherche des salmonelles comporte quatre étapes (Norme Marocaine NM 08.0.116) :

1. Pré-enrichissement *:* 25 g de sol et 25g du mélange racines et feuilles du cardon et d'aubergine sont broyés et mis dans l'eau péptonée tamponnée (bouillon nutritif) à une dilution de 1/10ème. L'incubation est à 37°C pendant 18 à 24 heures.

2. Enrichissement : le bouillon rappaport est ensemencé avec 0,1 ml du bouillon nutritif et incubé à 44°C pendant 24heures.

3. Isolement : le milieu Hektoen (milieu sélectif) est ensemencé à partir du bouillon rappaport et incubé à 37°C pendant 18 à 24 heures.

4. Identification *:* l'identification des salmonelles au niveau des cultures a été réalisée selon le même protocole d'identification des salmonelles dans les eaux d'irrigation décrit précédemment.

II-6 Analyse statistiques

Les expériences ont suivi un plan randomisé avec trois répétitions pour chaque analyse. Les résultats ont été exprimés en moyenne ± SE. Les données ont été évaluées par une analyse de variance à sens unique (ANOVA) pour déterminer les valeurs significatives. Le test de la différence minimale significative (LSD) de Fisher a été utilisé comme test post hoc pour les comparaisons multiples à $\alpha = 0,05$.

Les analyses statistiques effectuées sur les paramètres sont à la fois univariées (tests de corrélation) et multivariées (tests de similarité et analyse en composantes principales) pour aider à déterminer les différentes corrélations entre les paramètres physico-chimiques. Les données ont été vérifiées pour voir si elles répondaient aux exigences de normalité et d'homogénéité des variances requises pour appliquer des statistiques paramétriques.

Les analyses statistiques ont été traitées par le logiciel IBM SPSS statistical version 27 (University of New Haven ; West Haven, CT, USA).

Les données relatives aux polluants physico-chimiques de l'eau et de sol ont été répertoriées et analysées. Toutes les expériences ont été réalisées en triplicata par site d'échantillonnage.

Avant d'effectuer l'analyse en composantes principales (ACP), un test de Shapiro-Wilk a été utilisé pour aider à confirmer la normalité et l'homogénéité des variances ainsi que pour souligner les variations ou les similitudes dans la composition entre les sites d'échantillonnage (variabilité temporelle et spatiale). Les valeurs propres ont été rapportées et la quantité de variances a été déterminée. Une fois l'ensemble des valeurs propres déterminé, les relations possibles entre les paramètres ont été vérifiées par des coefficients de corrélation. Le nombre de composantes principales à prendre en compte et une représentation graphique des résultats ont été générés.

III- RESULTATS ET DISCUSSIONS

III-1 Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux utilisées en irrigation

L'état et les tendances des paramètres physico-chimiques sont étudiés en utilisant la variation spatio-temporelle en deux étapes. La première porte sur les tendances temporelles, dans laquelle les moyennes de chaque paramètre sont calculées entre les stations pour les périodes d'été et d'hiver, puis les valeurs moyennes annuelles. La seconde évalue les tendances spatiales de ces mêmes paramètres entre les stations.

III-1-1 Evaluation des propriétés physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques varient en fonction de la saison et du lieu (annexe 5).

Les températures de l'eau (figure 25) d'irrigation ont suivi un schéma saisonnier et ont varié entre 6,3 et 12,43°C en hiver et 7,5 et 23,43°C en été. La température a tendance à augmenter au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'amont de l'Oued Fés. C'est-à-dire qu'un

réchauffement de 6°C en hiver et de 16°C en été dû aux développements anthropiques tend à modifier le changement du régime thermique des rivières. Ces variations peuvent influencer directement la vie des organismes aquatiques (Eldridge, 1967 ; Rezouki et *al*., 2021).

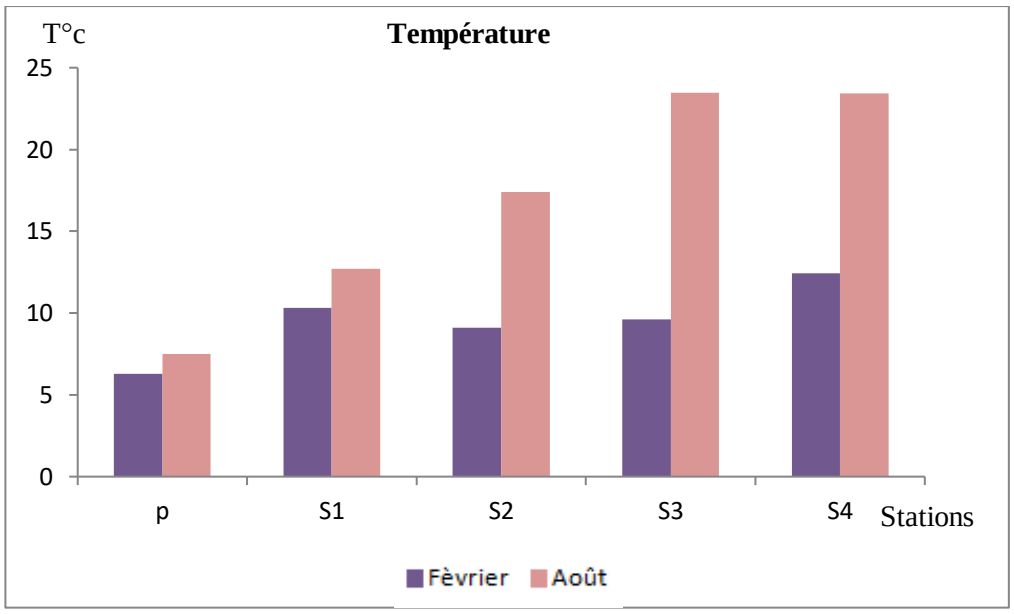


Figure 25 : Températures mesurées dans les eaux d'irrigation en hiver et en été

(P= eaux de puits ; S1=eaux d'Oued Bitit ; S2=eaux d'Oued Fès en amont ; S3=Eaux d'Oued Fès en aval EOFA et S4=EUT)

Les valeurs de pH enregistrées vont de 7,2 à 7,68 et sont généralement alcalines à plutôt neutres (figure 26). Une légère différence a été observée d'amont en aval d'Oued Fès. Les variables environnementales naturelles, telles que le couvert végétal, la nature de la roche-mère et du sol, et les activités humaines, telle que la pollution, influencent le pH (Brémond & Vuichard, 1973 ; Dussart & Fauré-Fremiet, 1966). On remarque qu'il diminue lorsque les niveaux d'eau sont bas et que l'évaporation est importante. En revanche, le pH augmente pour les EUT pendant les périodes sèches car le débit ne dépend pas des conditions géothermiques mais des activités humaines.

La CE (figure 26) est l'un des paramètres physiques qui nous permet de vérifier la quantité de sels dissous dans l'eau (Rodier, 1996) et la présence de pollution dans l'eau (Ghazali & Zaid, 2013 ; Rezouki et *al*., 2021). C'est un meilleur paramètre pour la différenciation géochimique des eaux (Merghem et *al*.,2016). La CE des eaux de l'Oued Fès présente des valeurs importantes qui varient fortement entre l'amont 594,67 µs/cm et l'aval 2020,67 µs/cm en période sèche. Ces valeurs sont comparables à celles trouvées dans l'oued Zegzel (Maroc) par

Derfoufi et *al* (2019). En revanche, elles sont supérieures à celles rencontrées dans ces mêmes eaux en 2007 (Derwich et *al*, 2008). L'augmentation de la CE pendant la période chaude peut être liée d'une part au faible débit de l'Oued, qui entraîne une augmentation des concentrations en sels minéraux et, d'autre part, à une forte évaporation atmosphérique (Lamri & Belghyti, 2011).

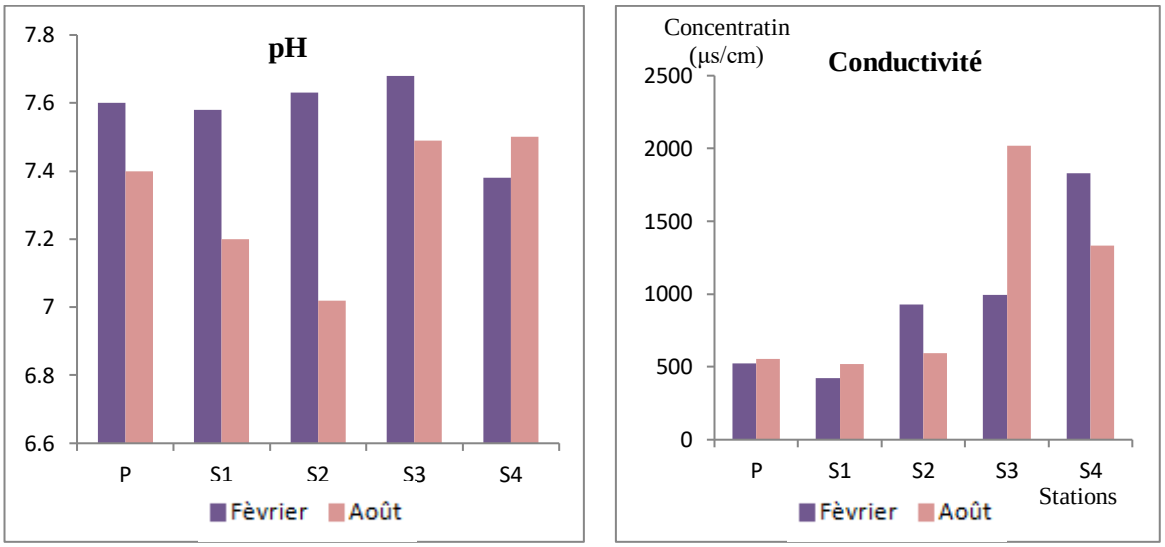


Figure 26 : pH et conductivité mesurés dans les eaux d'irrigation en hiver et en été (P= eaux de puits ; S1=eaux d'Oued Bitit ; S2=eaux d'Oued Fès en amont ; S3=Eaux d'Oued Fès en aval EOFA et S4=EUT)

En été, dans les EUT, la CE de $1{,}3x10^3$ (µs/cm) est inférieure à celle enregistrée en hiver. La salinité est calculée à partir de la conductivité électrique. La salinité de tous les échantillons a un degré de restriction léger à modéré qui répond aux exigences de la réutilisation de l'eau pour l'irrigation (EC<3ds/m). Ces résultats sont similaires à ceux trouvés dans l'Oued Zegzel (Maroc) par Derfoufi et à Zelfana en Algérie (Benslama, 2021). Les concentrations excessives de sel dans l'eau douce ou dans le sol ont un impact négatif sur la production agricole, et nuisent aux eaux souterraines. La salinité est liée à une mobilité et une biodisponibilité accrue des métaux traces dans la solution du sol. Une fois salinisé, le sol est difficile à assainir (Du Laing et *al.*, 2008 ; Acosta et *al.*, 2011).

Diagramme de wilcox : Pour mieux déterminer la qualité des eaux utilisées en irrigation, nous nous sommes basée sur les classifications calculées par les paramètres CE et Na% (Tableau 17) et interprétées par le diagramme de Wilcox (1948). Ce diagramme permet de

localiser les types d'eau selon leur qualité. Le diagramme de Wilcox (1948) comprend quatre classes : excellente, bonne, admissible et médiocre.

Tableau 17 : Paramètres de la qualité des eaux d'irrigation en se référant à la CE et Na% des deux saisons hiver et été.

Paramètres		CE	Na%
P	Saison hivernale	524 ± 0.4	53.4
	Saison estivale	554 ± 0.1	47.7
S1	Saison hivernale	423 ± 3.4	26.3
	Saison estivale	521 ± 12.5	19.7
S2	Saison hivernale	930 ± 8.4	55.3
	Saison estivale	594.7 ± 6.5	74.1
S3	Saison hivernale	994.67 ± 10.8	70.5
	Saison estivale	2020.67 ± 4.7	66.4
S4	Saison hivernale	1830 ± 11,53	67.02
	Saison estivale	1333.33 ± 26.65	86.4

Selon les données du diagramme (figure 27), en hiver comme en été, les eaux de puits et les eaux d'Oued Bitit sont excellentes pour un usage d'irrigation. Ces résultats sont en accord avec ceux d'Obami-Ondon (2021) qui ont eu des eaux de puits de qualité excellente. En ce qui concerne les eaux d'Oued Fès situées avant la zone industrielle Dokkarat, en hiver, elles se situent dans une bonne qualité par contre en été elles deviennent en qualité admissibles. Les EOFA et les EUT ont également une qualité admissible mais en hiver, alors qu'en été, la qualité devient médiocre pour les EOFA et à la limite près de la qualité médiocre pour les EUT. Même constat, selon l'étude de Tamrabet (2011) qui a eu des qualités médiocres sur cinq sites d'EU.

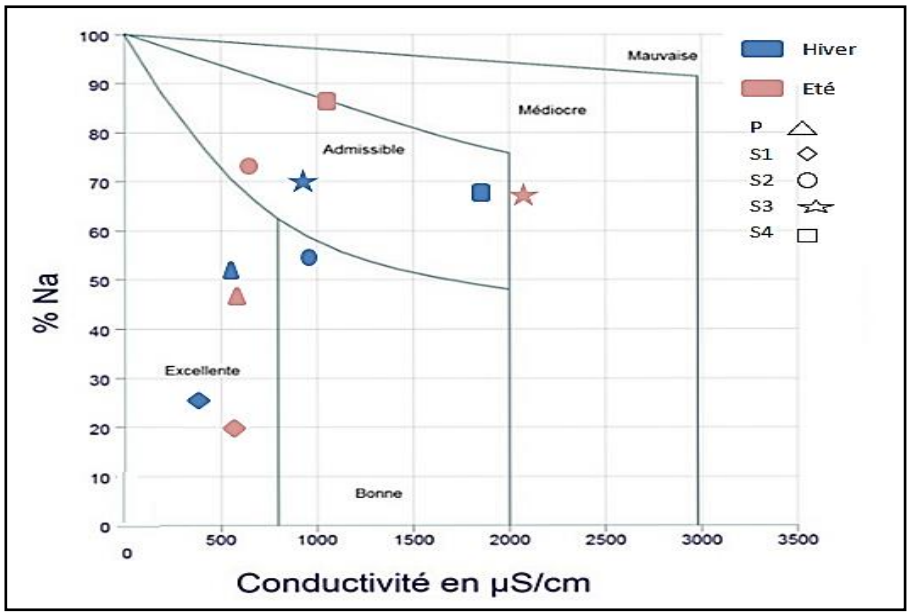


Figure 27 : Diagramme de Wilcox (1948) présentant la qualité des eaux d'irrigation,

P : eaux de puits ; S1 : eaux d'Oued Bitit ; S2 : Eaux d'Oued Fès en amont ; S3 : EOFA d'Oued Fès et S4 : EUT dans les deux périodes hivernale et estivale.

Selon Wilcox (1948), l'état d'utilisation des eaux de qualité médiocre - pour notre cas les EOFA -, signifie en général que ces eaux sont fortement minéralisées elles sont destinées à l'irrigation de certaines plantes tolérantes au sel sur des sols bien drainés et lessivés. Pour les eaux d'Oued Fès et les EUT qui sont de qualité admissible, en général, l'état d'utilisation à l'irrigation de cultures tolérantes au sel sur des sols bien drainés, l'évolution de la salinité doit néanmoins être suivie. En ce qui concerne les eaux de puits et les eaux d'Oued Bitit, elles peuvent être utilisées en toute sécurité pour l'irrigation de la plupart des cultures et sols.

La DCO est utilisée pour estimer les concentrations de matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau qui peut être oxydées, par la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale (Rodier, 1996). Les concentrations de DCO observées varient de 26,4 à $6{,}9x10^2$ mg/L (figure 28), avec une moyenne annuelle maximale de $5{,}7x10^2$ mg/L, qui a été observée dans les EUT. Les EOFA sont de très mauvaise qualité car elles dépassent 250 mg/L qui sont la norme marocaine (Bulettin officiel, 2002). La DCO moyenne annuelle la plus faible était de 26,4 mg/L, observée dans les eaux de puits. Ces eaux, à cet endroit, étaient moins polluées car elles étaient en amont des zones industrielles de Fès. Ces résultats sont plus significatifs en comparaison avec les résultats relatifs aux eaux de surface de Bamenda, Cameroun (Mufur et *al*., 2021).

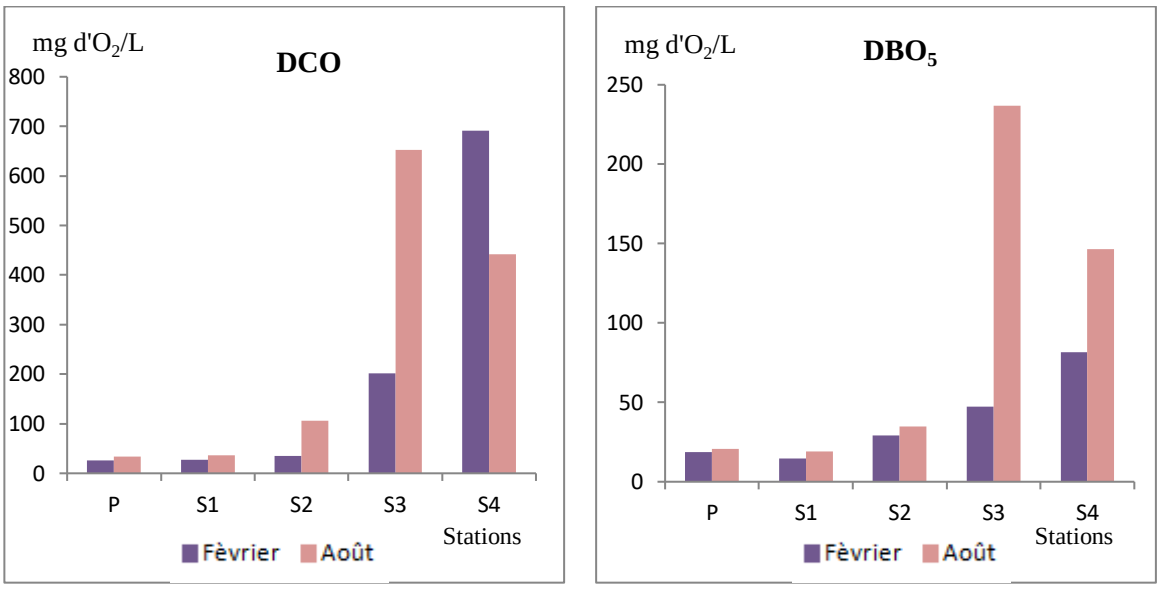


Figure 28 : DCO et la DBO5 en mg/L mesurés dans les eaux d'irrigation en hiver et en été (P= eaux de puits ; S1=eaux d'Oued Bitit ;S2=eaux d'Oued Fès en amont ; S3=Eaux d'Oued Fès en aval EOFA et S4=EUT)

La DBO_5 est un indicateur de la matière organique biodégradable et est également évaluée pour déterminer la quantité d'oxygène nécessaire pour stabiliser les déchets domestiques et industriels une fois déversés, ils n'épuisent pas l'oxygène des eaux de surface, ce qui peut entraîner la mort des poissons (Gupta et *al.*, 2017 ; Derfoufi et *al.*, 2019 ; Rezouki et *al.*, 2021). En été, l'eau destinée à être utilisée pour l'irrigation d'Oued Fès en aval EOFA est riche en matière organique avec une DBO_5 de $2{,}4x10^2$ mg d'O_2/L (figure 28). Quant aux EUT, la DBO_5 était inférieure, avec une moyenne de $1{,}5x10^2$ mg d'O_2/L. Pour la saison des crues, les résultats respectifs sont de $4{,}7x10^1$ mg d'O_2/L et $8{,}2x10^1$ mg d'O_2/L. Ces eaux présentent une forte pollution par des éléments organiques. Cette pollution organique est plus importante pendant la saison sèche, par rapport à la saison des pluies. Ces résultats sont également en accord avec les données des eaux de surface de Wadi Zegzel (2019) et des eaux de la rivière Narmada, Madhya Pradesh, Inde (2017).

Le lessivage des engrais organiques et la forte utilisation des EU industrielles dans la ville de Fès sont les principales causes de cette pollution organique. La présence de grandes concentrations d'éléments organiques constitue un apport important d'éléments structurants pour le sol lors de l'irrigation.

Le rapport DCO/DBO_5 est important pour déterminer les traitements appropriés des effluents. Des rapports DCO/DBO_5 plus faibles impliquent la présence d'une forte proportion d'éléments biodégradables, pour lesquels un traitement biologique est approprié. A l'inverse,

des valeurs plus élevées de ce rapport indiquent qu'une grande partie de la matière organique n'est pas biodégradable et, dans ce cas, il est préférable d'envisager des traitements physico-chimiques. A partir de la DCO/DBO_5, on peut déduire si les EOFA doivent être rejetées directement dans les milieux récepteurs. En effet, elles présentent les caractéristiques des déchets domestiques (rapport DCO/DBO_5 inférieur à 3). Les valeurs de ce rapport sont une indication de la présence de polluants peu ou pas biodégradables qui doivent être traités avant d'être rejetés dans l'environnement. Les milieux aquatiques ont des capacités d'assimilation telles qu'ils peuvent accueillir des rejets de quantités définies de DBO_5 sur des périodes de temps définies. Selon nos résultats, la valeur moyenne annuelle du rapport DCO/DBO_5 des eaux de puits, deseaux d'Oued Bitit et des eaux en amont d'Oued Fes est inférieur à la valeur de 3,0 définie par les normes. Ainsi, on peut conclure que même si les déchets urbains ont une charge organique importante, ils sont facilement biodégradables. L'examen de ce rapport souligne les caractéristiques biodégradables des EOFA mélangées aux rejets de l'abattoir municipal et de l'hôpital régional de la ville, pour lesquelles un traitement biologique semble tout à fait approprié. Le rapport DCO/DBO_5 des EOFA et de l'EUT était supérieur à 3. Par conséquent, une grande partie de l'élément organique n'est pas biodégradable car ces eaux ont accumulé différents polluants industriels et, dans ce cas, il est préférable d'envisager un traitement physico-chimique (Faouzi et *al*., 2023).

L'azote total (figure 29) permet de mesurer la pollution azotée totale d'un effluent. Dans cette étude, les concentrations d'azote variaient selon les endroits et les saisons. L'irrigation en aval d'EOFA avait une concentration plus grande de $5,4x10^1$ mg/L pendant l'été et une concentration moindre de $4,2x10^1$ mg/L en hiver, mais ces concentrations sont toujours supérieures à la norme de qualité de l'eau de 30 mg/L. Les résultats trouvés dans les EUT sont très fluctuants, avec une moyenne annuelle de $6,9x10^1$ mg/L, qui est influencée par la concentration de $1,3x10^2$ mg/L, observée pendant l'hiver.

Selon les normes marocaines de qualité des eaux d'irrigation, **les chlorures Cl^-** (figure 29) ne doivent pas dépasser $3,5x10^2$ mg/L pour l'irrigation de surface. L'EOFA avait une concentration de $5.0x10^2$ mg/L pendant l'été, ce qui dépasse le critère de qualité de l'eau. Ce site est caractérisé par une forte minéralisation pendant l'été en raison d'un apport d'eau réduit et d'une température plus élevée, ce qui entraîne un enrichissement de l'eau en chlorures (Karrouchet *al*., 2017). Les valeurs des EUT étaient les mêmes en hiver et en été $4,3x10^4$ mg/L. Ces résultats sont cohérents avec les eaux de la rivière Bystrzyca en Pologne

(Tomczyk & Wiatkowski, 2021) et les données de Karrouch (2017) en aval de la rivière Boufekrane à Meknès, au Maroc.

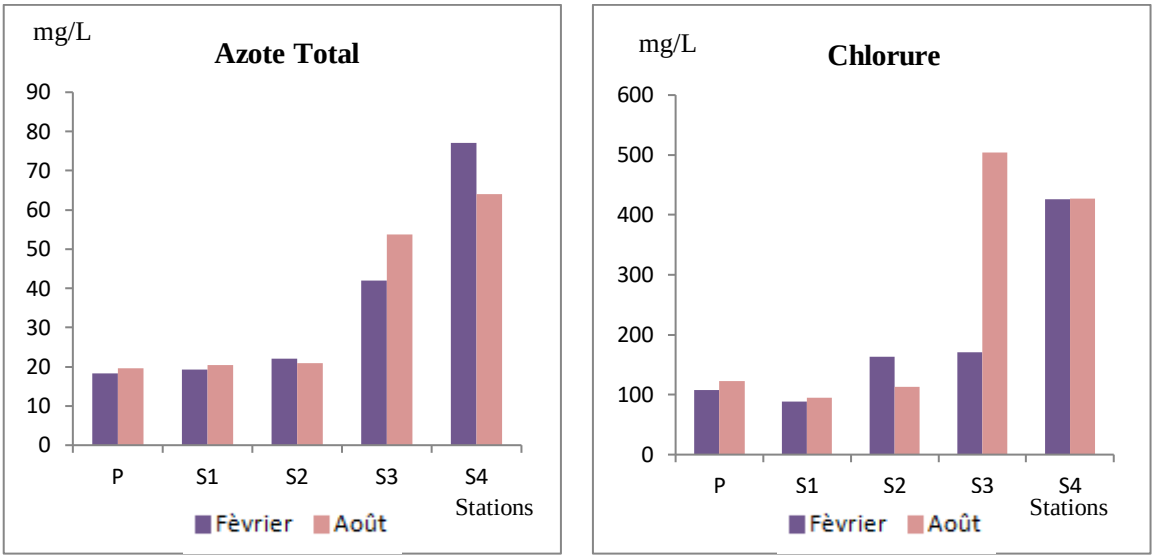


Figure 29 : Azote NK et Chlorure Cl- en mg/L mesurés dans les eaux d'irrigation en hiver et en été : P= eaux de puits ; S1=eaux d'Oued Bitit ; S2=eaux d'Oued Fès en amont ; S3=Eaux d'Oued Fès en aval EOFA et S4=EUT

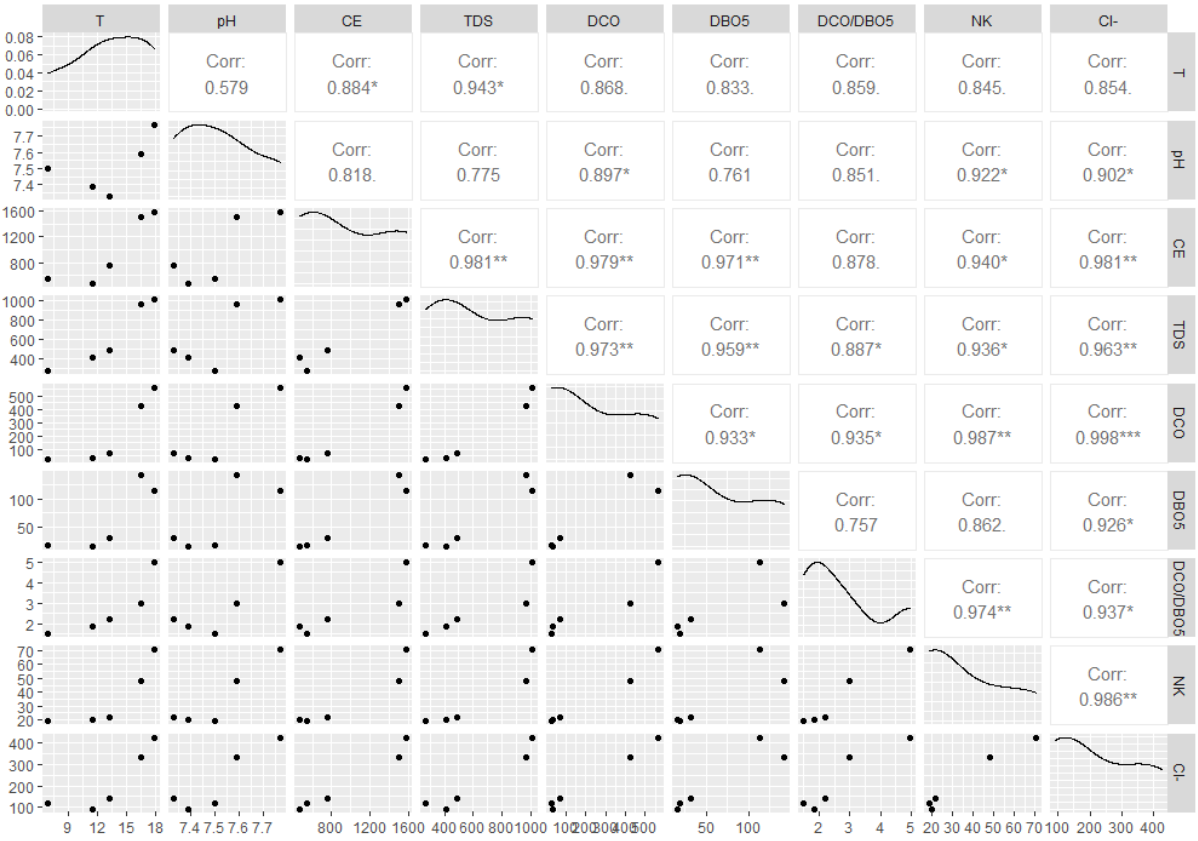
III-1-2 Analyse des données

Pour étudier les corrélations entre les variables physico-chimiques, une analyse en composantes principales a été réalisée. L'analyse en composantes principales (ACP) a été appliquée sur des données comprenant cinq échantillons d'eau et huit variables (Tableau 18) : DBO5, DCO, TDS, NK, CE, pH, T (°C) et Cl^-.

Le traitement de ces données physico-chimiques par L'ACP donne plusieurs résultats qui sont présentés dans les tableaux 18, et les figures 30 et 31. Le tableau 18, est une matrice de corrélation qui présente des analyses statistiques univariées, la figure 30 présente le plan factoriel (Dim1- Dim 2) et la figure 31 représente la répartition des stations d'étude selon le plan factoriel (Dim1- Dim 2)

L'examen de la matrice de corrélation entre les variables montre une corrélation importante entre T*TDS (0,94) ; PH* Cl- (0,90) ; CE*Cl- (0,98) ; CE *DBO5 (0.97) ; CE*DCO (0,96) ; CE*TDS (0,93) ; TDS*Nk (0,95) ; TDS*Cl- (0,97) ; DCO*Cl- (0,99); DCO*Nk (0,98) ; DCO*DBO5 (0,93) ; Nk*Cl- (0,92) et DBO5*Cl- (0,92). Il existe également un degré de corrélation mois important entre des variables telles que T* CE (0,88) et PH*DCO +(0,89). Ces différentes corrélations reflètent l'influence de chaque paramètre sur les autres dans les eaux d'irrigation étudiées (Tableau 18).

Tableau 18 : Analyse de corrélation de Spearman des paramètres des eaux étudiés.



*Corrélation significative au niveau de 0,05. **Corrélation significative au niveau de 0,01.

L'ACP a été menée pour identifier les tendances, les corrélations et les phénomènes qui peuvent influent sur la répartition des éléments chimiques dans les eaux d'irrigation. Au niveau du cercle formé par les axes Dim1 et Dim2 (Figure 30), il existe un ensemble de variables telles que pH, T, EC, Nk, Cl-, DCO, DBO5 et TDS qui sont corrélées positivement sur l'axe Dim 1 avec une variabilité de 91,14%. Le graphique de la Figure 31 illustre la répartition des différents stations d'échantillonnage étudiés (5 stations) sur le plan factoriel Dim1 x Dim2, en relation avec les variables étudiés pour donner une idée sur les stations en fonction de leur degré de pollution.

La projection des stations de prélèvement sur le plan factoriel Dim1xDim2, nous confirme l'existence de trois zones (GI, GII et GIII) plus ou moins distincts (Figure 31) : Groupe I : représenté par la station S4. L'eau dans cette zone est caractérisée par une pollution minérale, qui se traduit par les valeures élevées de NK et Cl-. Cette importante charge de ces éléments chimiques semble être principalement due à la pollution domestique et industrielle. Groupe II:

Ce groupe occupe les parties positives de la Dim1 et négative de Dim2. Il est représenté par la station S3. Cette zone, présente une pollution organique provoquée par les rejets domestiques et industrie agroalimentaires, Il est caractérisé par des valeurs élevées en DBO5, DCO et TDS. Groupe III : représenté par les stations P, S1 et S2 qui présente des eaux de bonne qualité de point de vue minéralisation, et en terme de pollution organique. Ceci est expliqué par les faible valeure en DBO5, DCO, NK, CE, TDS et Cl-

Figure 30 : Analyse en Composantes Principales dans le plan factoriel Dim 1-Dim 2 (espace des variables).

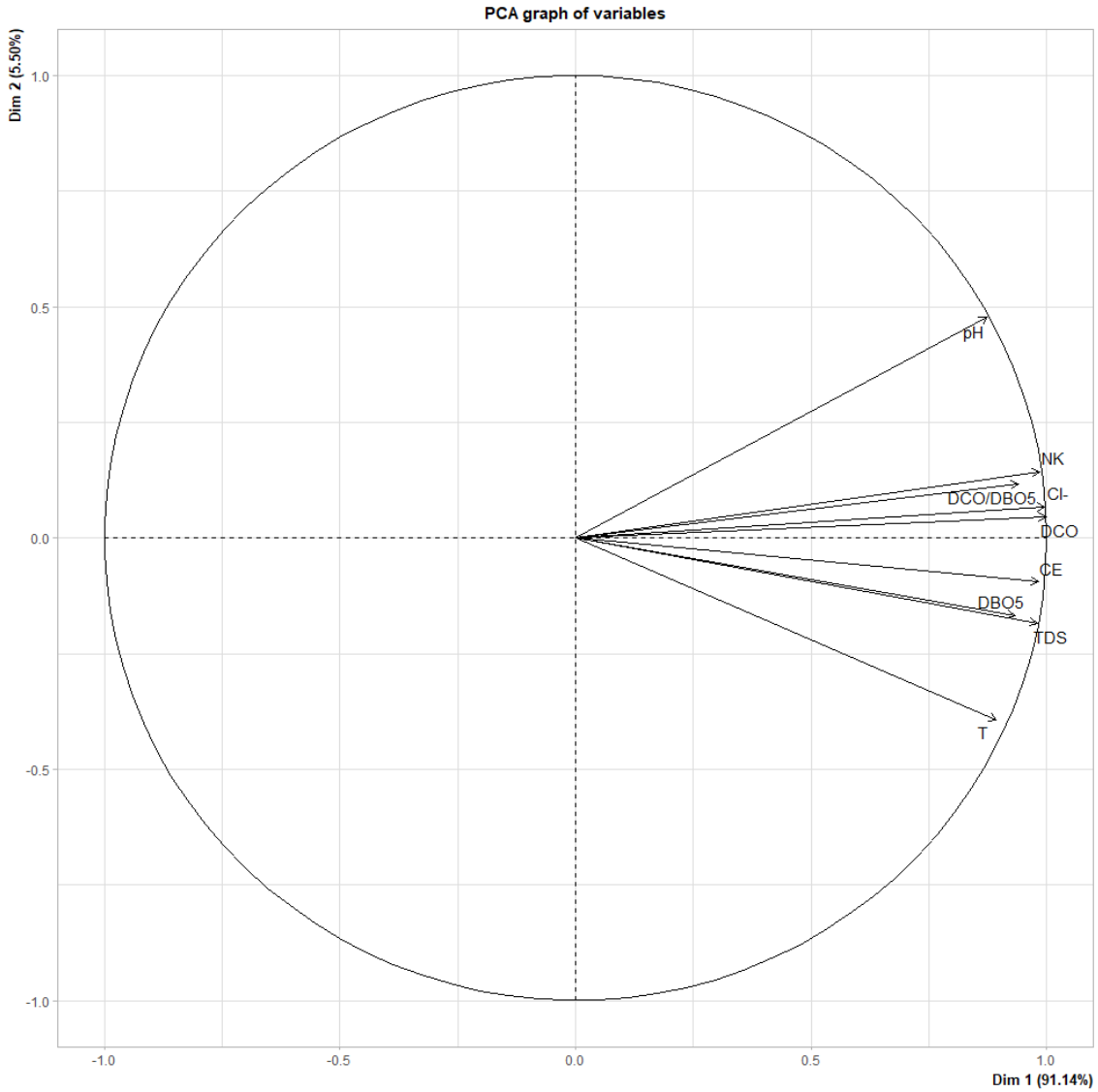
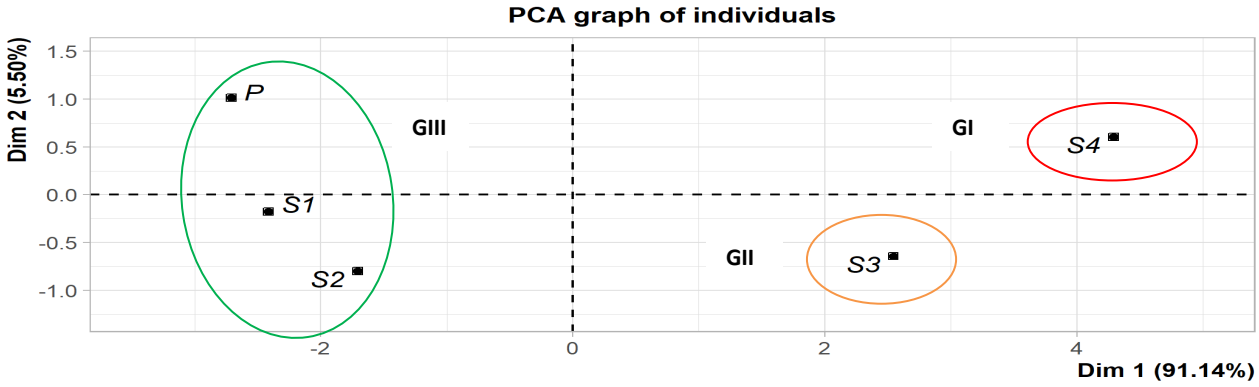


Figure 31 : Répartition des stations d'étude selon le plan factoriel Dim 1-Dim2



III-2 Caractéristiques physico-chimiques du sol et l'impact des eaux d'irrigation sur sa fertilité

L'annexe 6 consolide les différents paramètres physico-chimiques des sols dans les parcelles P, S1, S2, S3 et S4 en hiver et en été ainsi que la moyenne annuelle.

III-2-1 pH du sol

Le pH du sol influence la capacité des racines des cultures à absorber les nutriments des eaux d'irrigation et des sols. Dans la figure 32 sont indiquées les valeurs moyennes du pH-eau et pH-KCl mesurées dans les sols situés dans différents terrains étudiés.

Le pH des sols à l'échelle des parcelles situées dans la zone urbaine (S2 et P) est neutre à peu alcalin. Le pH-eau varie entre 7,2 à 7,8 en été et 7,9 à 8,4 en hiver. Quant aux pH-Kcl du sol de ces mêmes parcelles ils sont neutres entre 6,8 valeur minimale en été et à 7,7 valeur maximale en hiver. A l'échelle des profils pédologiques, ces deux parcelles son très argileuses avec une hydromorphie en général très développée qui rend le drainage très lent. Ce type de sol peut avoir un pH plus faible en profondeur.

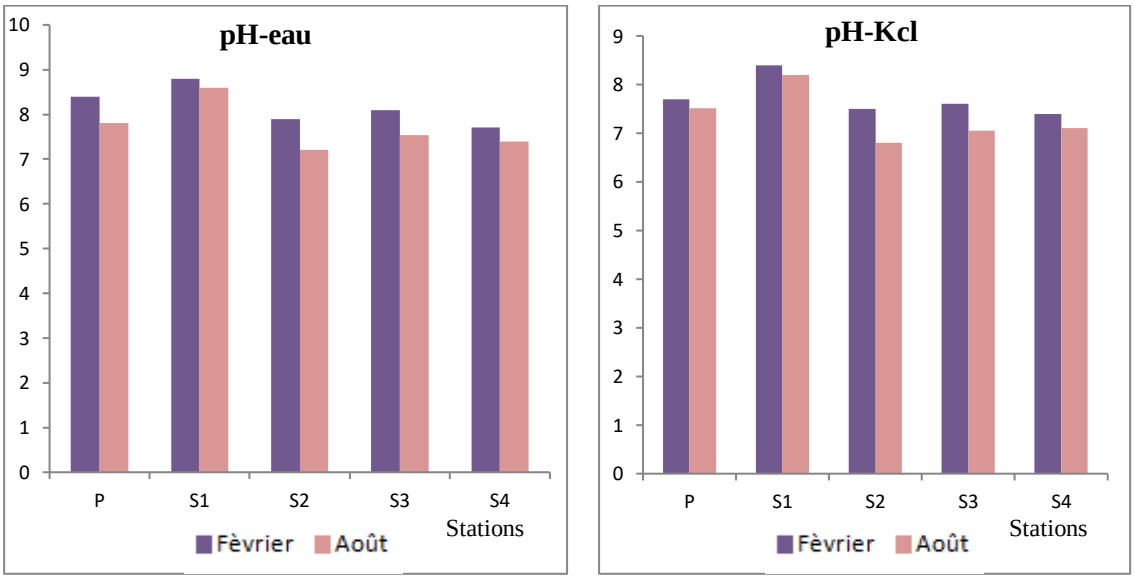


Figure 32 : pH-eau et pH-KCl des sols urbains (P et S2) périurbaines (S3 et S4) et rural (S1).

Le terrain situé en zone rurale (S1) enregistre un pH alcalin en hiver 8,8 et en été 8,6 (tableau 19). Le pH-KCl est peu alcalin dans les deux saisons. Nous constatons que ces valeurs sont en accord avec le profil pédologique de cette parcelle qui est un sol profond à très profond et très calcaire. Ceci est dû à la présence d'ions calcium dans le sol, libérés par la dissolution de la

roche calcaire. Une forte concentration de calcaire dissous influence la capacité des végétaux à absorber l'eau par leurs racines (Rengasamy et *al*., 2003 et Abbou et *al*., 2022).

En ce qui concerne les terrains irrigués par les EOFA et EUT situés dans la zone périurbaine, le pH est majoritairement peu alcalin, que ce soit en hiver ou en été, les valeurs sont de 7,39 des sols irrigués par les EUT (à la limite du degré neutre) en été à 8,1 des sols irrigués par les EOFA en hiver. Au point de vue profil pédologique, ces sols ont la spécificité d'être très profonds limoneux calcaires. Ce profil ayant une bonne capacité de rétention en eau il peut y avoir des valeurs du pH plus élevé en profondeur. En revanche, dans certains sols basiques, le pH eau a tendance à diminuer sur une irrigation par les EUT signalées par plusieurs auteurs (Yadav et *al*., 2002 ; Rattan et *al*., 2005 ; Abbass et *al*., 2007 ; Belaid, 2010).

Tableau 19 : Degré acido-basique des sols selon PNUD/FAO (1964)

Echelle	0	2	3	4	5	6	
pH	4 4,5	5	5,5	6 6,5	7	7,5 8	8,5
Degré	Très acide	Acide	Peu acide	Neutre	Peu alcalin	Alcalin	

III-2-2 Effet des eaux d'irrigation sur la salinité du sol

La salinité du sol est étudiée suite à l'analyse de la conductivité électrique (CE), selon nos résultats (figure 33).

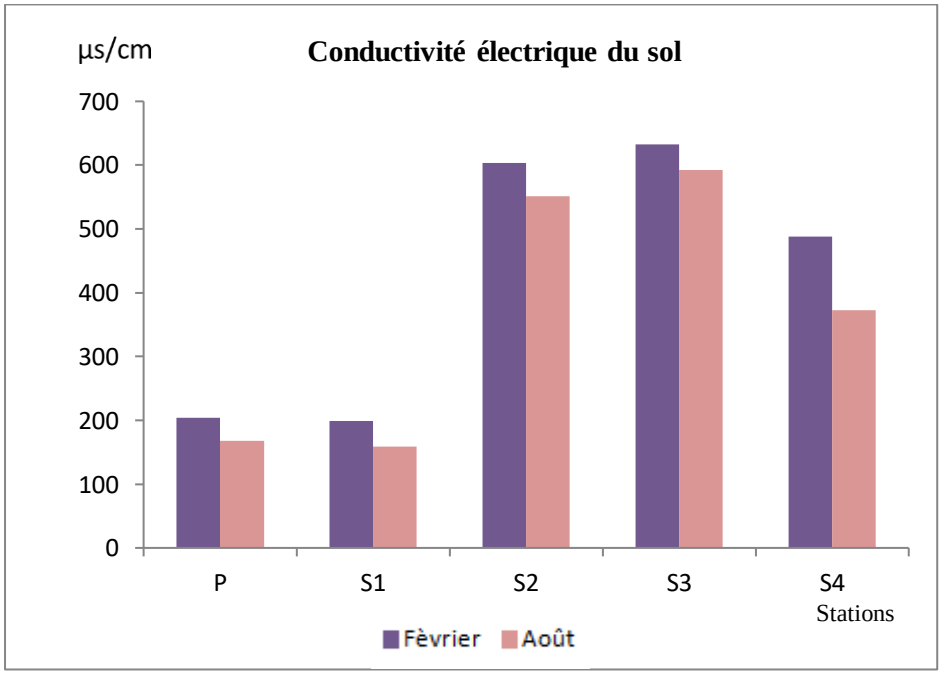


Figure 33 : Conductivité électrique du sol dans les différentes parcelles étudiées en hiver et en été.

La CE mesurée en hiver est plus élevée par rapport à celle mesurée en été et ce pour tous les sols des terrains étudiés. Les valeurs maximales hivernales et estivales sont enregistrées dans les sols irrigués par les EOFA : elles sont respectivement de 632 µs/cm et de 592 µs/cm. Suivent les sols irrigués par l'Oued Fès en aval avec les valeurs suivantes de 603 µs/cm en hiver et 551 µs/cm en été. Ce sont des sols à profil pédologique respectivement limoneux calcaires S3 et très argileux S2, selon Miyamoto et Chacon (2006) et Maskooni et fakhreddin (2015). Lorsque ces sols sont irrigués par une eau de salinité élevée les sols à texture argileuse ou ceux qui présentent un niveau calcrète, imperméable ou moyennement perméable, sont les plus vulnérables à la salinisation. Selon l'échelle de Durand J.H. (1983) (tableau 20) la qualité de ces deux types de sols est légèrement salée, ce qui démunie le rendement des cultures sensibles au sel, contrairement aux autres sols (P, S1, S4) non salés car la CE est inférieure à 500 µs/cm. Même si le sol irrigué par les EUT la CE n'est pas salé par rapport au sol irrigué par EOFA étant donné que la CE des EUT était inférieure au EOFA selon les résultats susmentionnés dans la partie des eaux d'irrigation.

Tableau 20 : Classe de la qualité des sols selon l'échelle de Durand J.H. (1983)

Classe	CE en µs/cm à 25 °C	Qualité des sols	Effet sur le rendement
Classe I	0 à 500	Non salé	Négligeable
Classe II	500 à 1000	Légèrement salé	Diminution du rendement des cultures très sensibles au sel
Classe III	1000 à 2000	Salé	Diminution des rendements de la plus part des cultures
Classe IV	2000 à 4000	Très salé	Seules les cultures résistantes donnent un rendement satisfaisant
Classe V	Plus de 4000	Extrêmement salé	Seules quelques cultures donnent des rendements satisfaisants

III-2-3 Matière organique et évolution (C/N) dans le sol

Les matières organiques jouent un rôle important dans le fonctionnement global du sol, à travers de leurs composantes qui définissent la notion de fertilité. Elles jouent un rôle physique, biologique et chimique au niveau des sols (Walsh et McDonnell, 2012). C'est le substrat de base pour le réseau trophique détritivore, un réservoir d'éléments nutritifs ; ces matières organiques retiennent à leur surface des cations et des anions adsorbés (elles ont une capacité d'échange cationique très élevée), elles contribuent à la structuration du sol, elles ont une très forte capacité de rétention d'eau et permettent donc d'augmenter la réserve utile du sol.

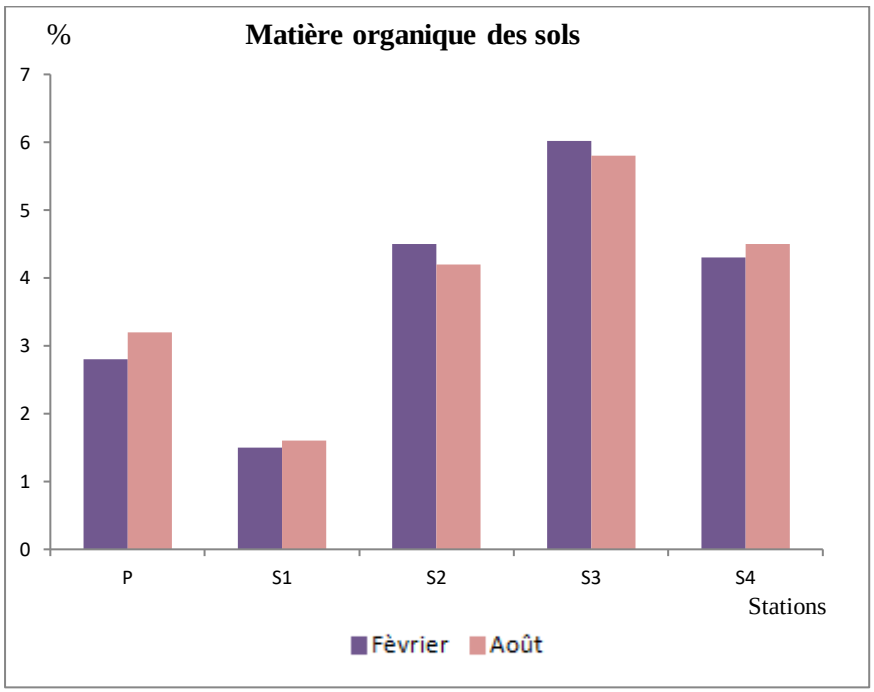


Figure 34 : MO des sols des cinq parcelles étudiées calculées dans les deux saisons

Selon nos résultats (figure 34), nous avons constaté un pourcentage de MO plus important dans le sol du terrain S3 avec les valeurs 6,02% en hiver et 5,8% en été suite à l'irrigation par les EOFA. Aussi le sol du terrain S4 avec les valeurs de 4,3 en hiver et de 4,5 en été suite à l'irrigation par les EUT.

L'irrigation avec les EUT n'entraîne pas systématiquement une accumulation de MO dans le sol, et c'est même le phénomène inverse qui a été observé. En effet, en raison de leur concentration élevée en éléments fertilisants et en oligo-éléments, les EUT stimulent l'activité microbiologique du sol (Magesan et *al.*, 2000 ; Ramirez-Fuentes et *al.*, 2002), tentant de favoriser la minéralisation du carbone organique du sol lorsque les circonstances sont favorables, ce qui entraîne une diminution de ses niveaux de MO (Herpin et *al.*, 2007).

III-2-4 Effet des eaux d'irrigation sur la fertilité du sol (Potassium, Phosphore et Nitrate)

Potassium (K) : La détermination du potassium permet de connaitre la teneur en cet élément directement absorbée par la plante. L'ion Potassium assure le fonctionnement des stomates, améliore la couleur des fleurs, aide à la croissance, renforce la résistance au gel et aux maladies, améliore la saveur des fruits. La connaissance du statut potassique des sols constitue la base de toute investigation sur le raisonnement d'une fertilisation potassique (tableau 21).

Tableau 21 : Échelle d'appréciation du degré de richesse en Potassium soluble K+ (mg/L) (Mhiri, 2002).

Degré de richesse	Potassium soluble en (K^+) g/L
Très faible	< 2
Faible	2 - 4
Moyen	4 - 20
Elevé	20–40
Très élevé	> 40

Le potassium échangeable comprend le potassium de la solution du sol et le potassium adsorbé sur les surfaces externes des minéraux argileux en particulier. Des échanges ioniques incessants et rapides s'établissent entre ces deux formes. La plante se nourrit à partir du potassium de la solution du sol. Ce potassium ne représente qu'une très faible fraction du potassium du sol (Schneider, 1997).

Nos résultats (figure 35) montrent des teneurs en K dans les sols plus élevées en été qu'en hiver et cela au niveau de toutes les parcelles étudiées. Cette différence de saisonnalité est expliquée par le phénomène de lessivage pendant l'hiver par les pluies drainantes. La valeur maximale annuelle du K au niveau des sols irrigués par les EOFA était de 56 ppm. Viennent après les sols irrigués par les eaux d'Oued Fès en amont avec 43 ppm et aussi les sols irrigués par les EUT avec 42 ppm. Selon le degré de richesse en K, les deux parcelles sont très riches (Tableau 21). En plus de l'apport nutritionnel des EU, des EUT et des eaux de surface (Oued Fès), du point de vue pédologique, ces sols sont limoneux et argileux ; cette texture limoneuse et argileuse est potentiellement plus riche en K total que les sols à texture grossière (Mhiri, 2002 ; Dasylva et *al*., 2019). Les sols irrigués par les eaux de puits sont moyennement riches en K avec une valeur annuelle de 24 ppm et la valeur la plus faible du K est celle des sols irrigués par les eaux de surface Oued Bitit.

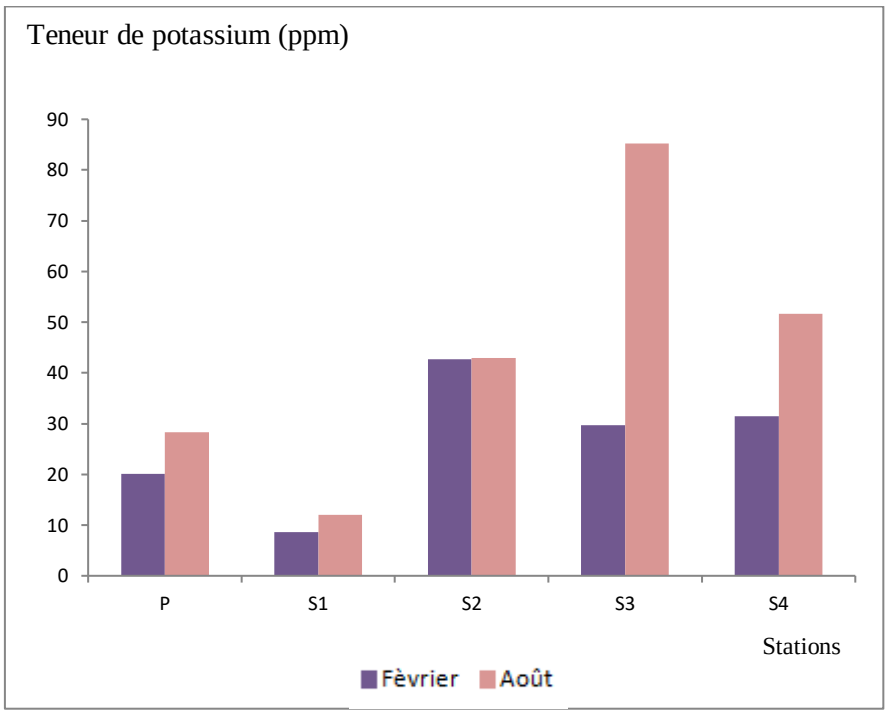


Figure 35 : Teneur en potassium échangeable dans les sols des terrains étudiés en ppm en hiver et en été.

Phosphore (P) : Le phosphore joue un rôle physiologique à plusieurs niveaux. Il favorise la croissance de la plante, son action étant conjuguée à celle de l'azote, le développement des racines, la précocité, et la qualité des produits, la rigidité des tissus, la reproduction. Il est indispensable pour la photosynthèse : il est le cœur du métabolisme énergétique de la plante.

Les teneurs en phosphore en hiver et en été ne sont pas majoritairement significatives dans les sols de nos échantillons. Cela signifie que même en période de lessivage le P n'est pas dégradé car les ions phosphates sont très peu mobiles dans le sol, donc le risque de lessivage est faible (Compaoré et *al.*, 2001). Les valeurs annuelles les plus élevées du P assimilable (P_2O_5) sont enregistrées au niveau des sols irrigués par les EUT de 0,45ppm et les eaux d'Oued Fès de 0,45ppm en amont suivies des EOFA de 0,41ppm. Les valeurs annuelles les plus faibles sont au niveau des sols irrigués par les eaux de puits de 0,32ppm puis ces irrigués par les eaux d'Oued Bitit de 0,34ppm (figure 36).

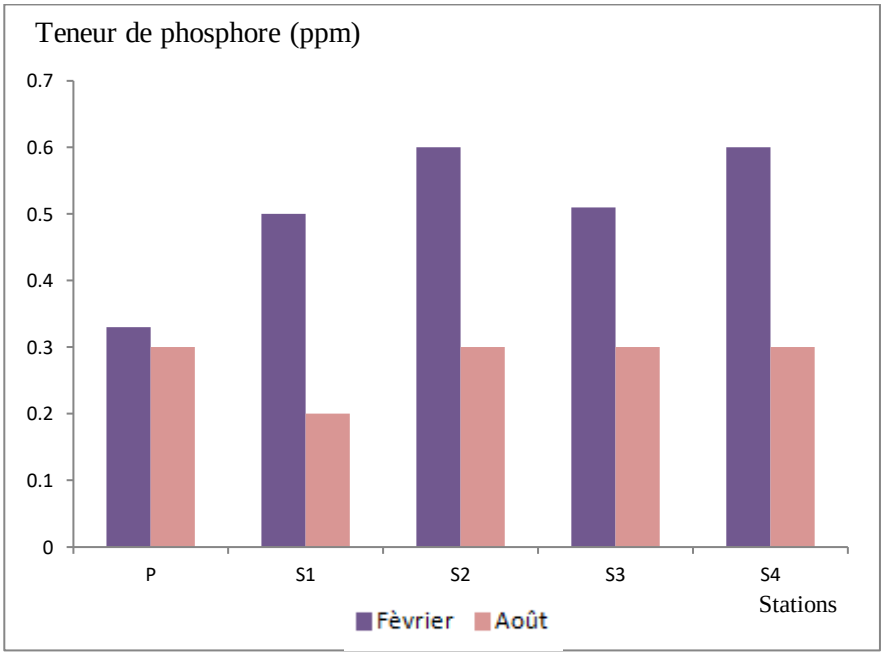


Figure 36 : Teneur en phosphore assimilable dans les sols des terrains étudiés en ppm en hiver et en été.

Nitrate (NO_3^-) : En tant que sels minéraux très solubles et mobiles, les nitrates sont la forme d'azote la plus oxydée que l'on trouve dans le sol et dans l'eau. Ils peuvent être assimilés par les plantes et sont utilisés comme source de nourriture azotée pour de nombreuses plantes cultivées. L'azote minéral apporté via les eaux d'irrigation a montré différents comportements selon le type de sol irrigué (Germon, 2022).

Nous avons constaté, selon nos résultats, que l'effet de saisonnalité sur la teneur du NO_3^- est similaire à celle, du K échangeable. En effet, les concentrations en NO_3^- dans les sols en hiver sont moins élevées significativement qu'en été ce qui est dû au lessivage provoqué par les périodes pluviales, étant donné que NO_3^- est soluble dans l'eau.

Dans la figure 37, les concentrations maximales sont de 6,5 ppm retrouvées dans les sols irrigués par les EOFA et 2,9 ppm dans les sols irrigués par les EUT en été. Par ordre décroissant, en été, la teneur du NO_3^- dans les sols irrigués par les eaux d'Oued Fès est de 2,2 ppm, suivis des sols irrigués par les eaux de puits 1,5 ppm et en dernier lieu les sols irrigués par les eaux d'Oued Bitit de 1,4 ppm. En comparant ces données avec celles de Belaid (2010), les sols irrigués par les EUT ont une teneur de NO_3^- inferieure à nos résultats.

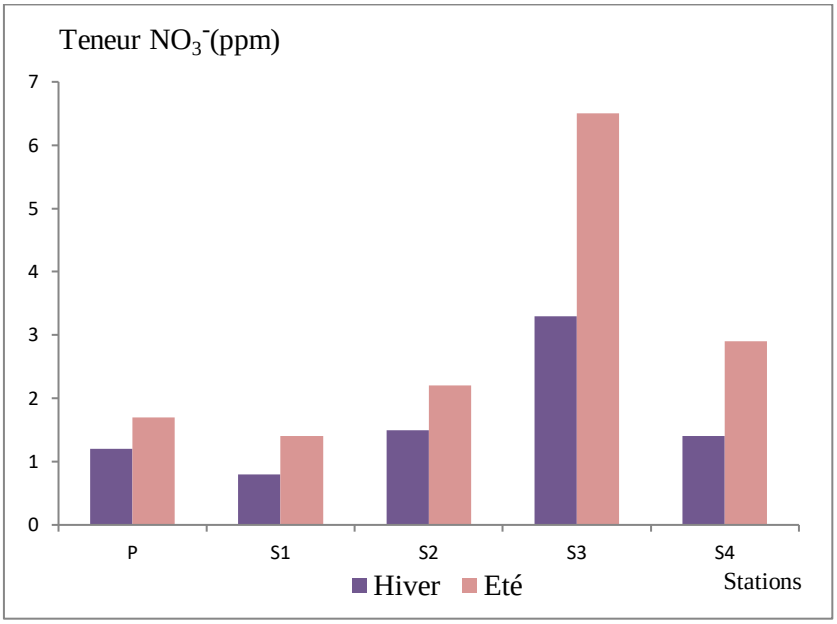


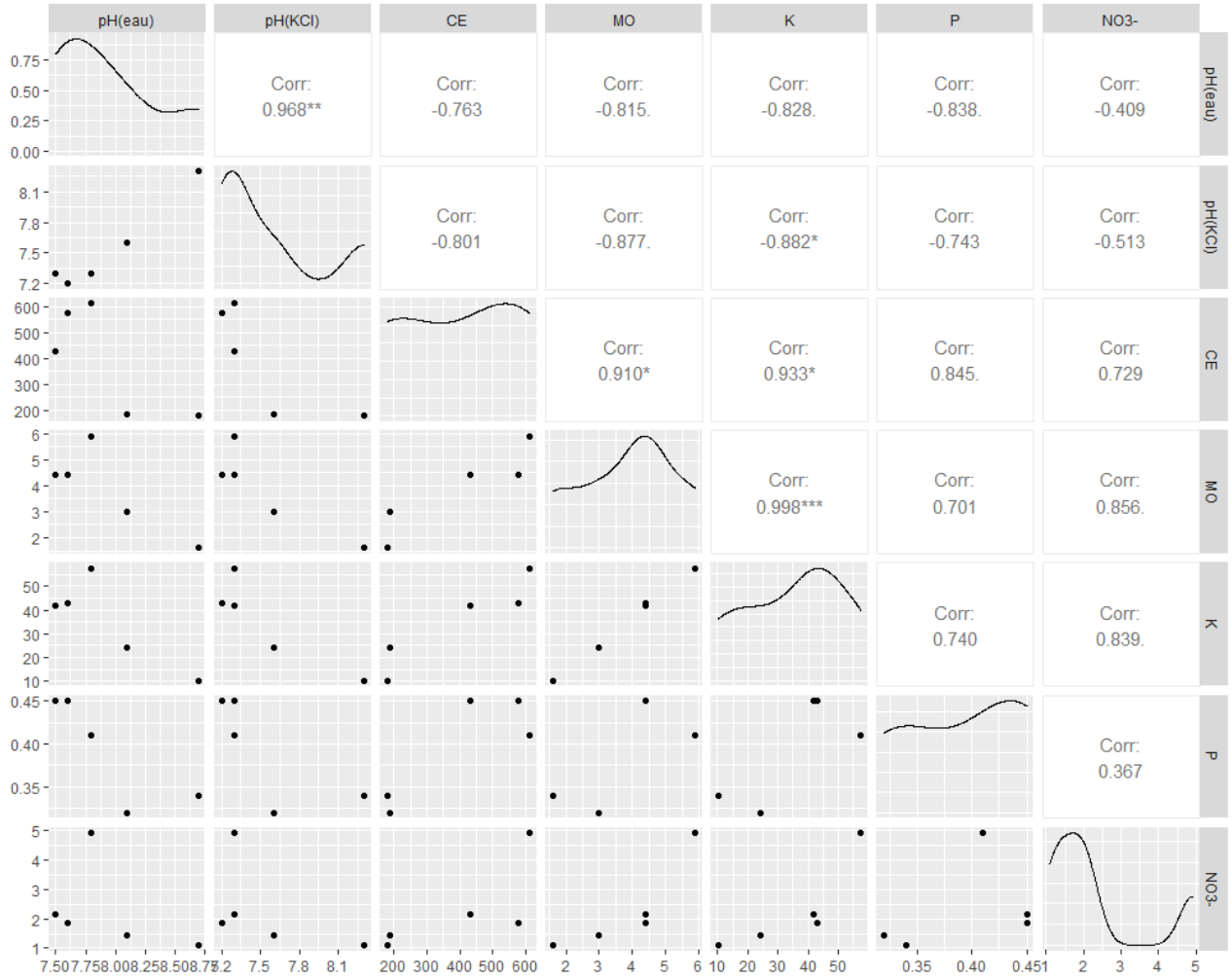
Figure 37 : Teneur en nitrate dans les sols des terrains étudiés en ppm en hiver et en été.

III-2-4 Analyse des données

Les résultats de l'ACP concernent les 5 stations étudiées et 7 paramètres physico-chimiques. Les deux premiers axes apportent 81,68% de l'information totale. L'expérience montre que l'essentiel de l'information de l'ACP est fourni par ces deux axes factoriels Dim1 et Dim2. Ils définissent le plan principal Dim1 x Dim2 que nous avons choisi pour établir notre analyse.

L'examen de la matrice de corrélation entre les variables montre une corrélation importante entre MO*K (0.99) ; pH (eau)*pH (KCl) (0,96) ; CE* K (0,93) et CE* MO (0,91). Il existe également un degré de corrélation moins important entre des variables telles que pH (KCl)* MO (-0,88) Ces différentes corrélations reflètent l'influence de chaque paramètre sur les autres et sur la qualité du sol (Tableau 22).

Tableau 22 : Analyse de corrélation de Spearman des paramètres cibles dans les sols.
*Corrélation significative au niveau de 0,05. **Corrélation significative au niveau de 0.01



L'ACP a été menée pour identifier les corrélations et les phénomènes qui peuvent influent sur les paramètres physico-chimiques de sol. Au niveau du cercle de formée par les axes Dim1 et Dim2 (Figure 38), il existe un ensemble de variables telles que MO, K, CE, P et NO3 qui sont corrélées positivement sur l'axe Dim1 et pH (eau) et pH (KCl) corrélés négativement avec une variabilité totale de 81.68%. Le graphique de la figure 39, illustre la répartition des différents stations d'échantillonnage étudiés (5 stations) sur le plan factoriel Dim1 x Dim2, en relation avec les variables étudiès pour donner une idée sur nos échantiollons de sols en fonction de leurs qualité physico-chimique.

La projection des stations de prélèvement sur le plan factoriel Dim1xDim2, nous confirme l'existence de trois groupes de sol (GI, GII et GIII) plus ou moins distincts en termes de paramètres physico-chimiques (Figure 38) : Groupe I : représenté par la station S3. Le sol dans cette station est caractérisé par une richesse en NO_3, MO et K. Cette importante charge dans les éléments chimiques et la matière organique semble être principalement due à

l'irrigation par les eaux usées riches en MO et élément chimiques. Groupe II: Ce groupe occupe les parties positives de la Dim1 et négative de Dim2. Il est représenté par les stations S2 et S4. Cette zone est caractérisée par une charge en Phosphore élevée (P). La présence de cet élément dans cette zone pourrait être liée aux activités de fertilisation agricole et/ou à la présence des phosphates dans les eaux d'irrigations.

Groupe III : occupe la partie négative de Dim1 et positive de Dim2 et représenté par les stations et P, S1 qui sont deux stations irrigués par des eaux de qualité excellant et un pH relativement alcalin.

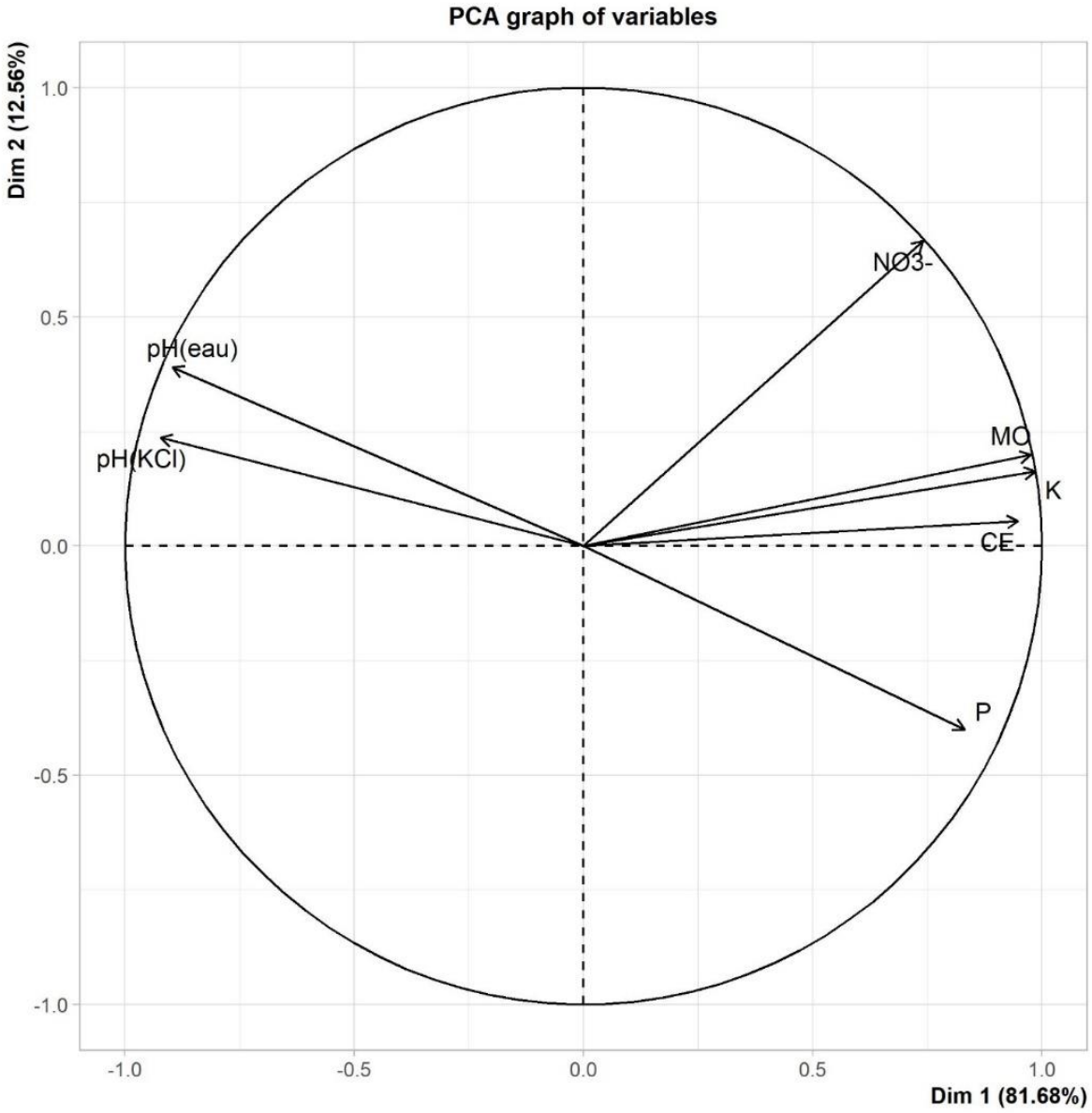


Figure 38 : Analyse en Composantes Principales dans le plan factoriel Dim 1-Dim 2 (espace des variables).

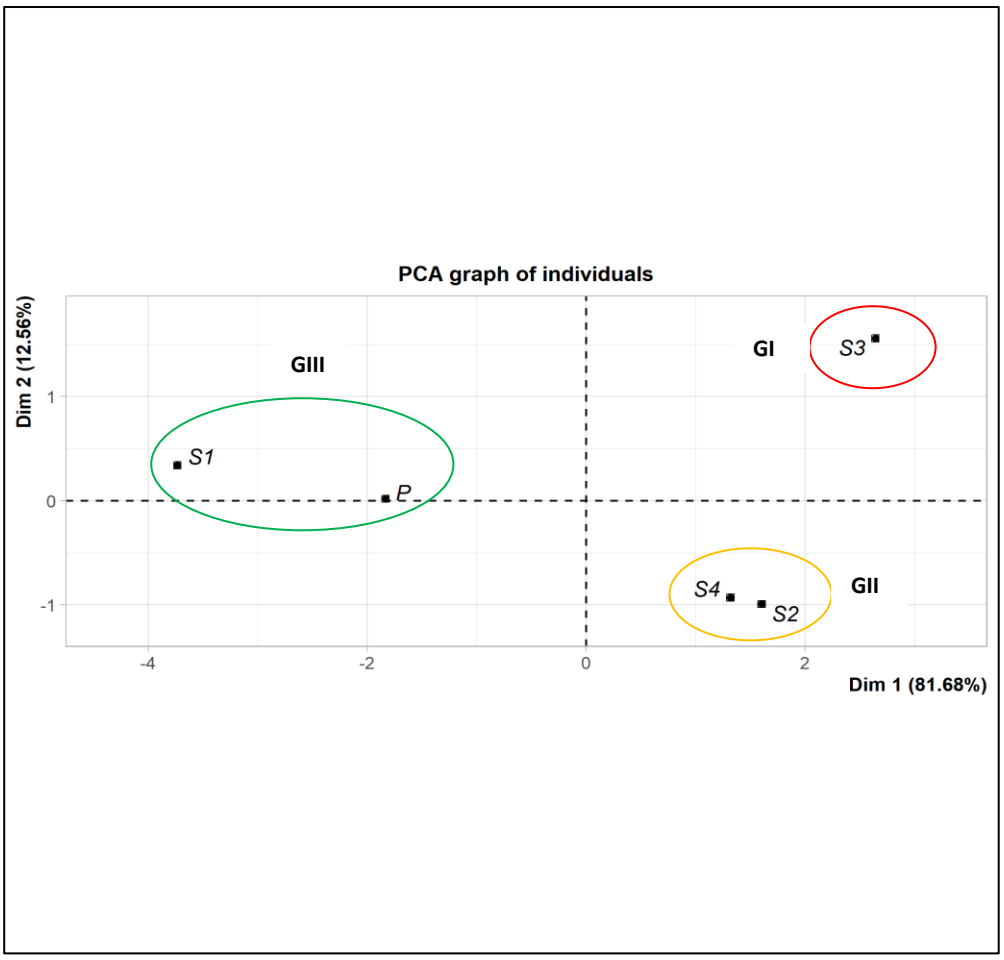


Figure 39 : Répartition des stations d'étude selon le plan factoriel Dim 1-Dim2

III-3 Impact des eaux d'irrigation sur la teneur en métaux lourds dans sols et plantes irrigués : distribution spatiale et verticale

III-3-1 Teneur en métaux lourds dans les eaux destinées à l'irrigation

Dans le tableau 23, en saison sèche les teneurs en métaux lourds Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn sont plus élevées qu'en saison de pluies et ce pour les cinq sites.

La concentration moyenne maximale est le Fe avec une valeur de 1.41 mg/L au niveau des EUT. En ce qui concerne la concentration moyenne minimale des métaux lourds il y a le Cd à 0,002 mg/L enregistré en période hivernale dans les eaux d'Oued Bitit.

Les teneurs les plus faibles en métaux lourds dans les deux saisons sont les eaux d'Oued Bitit suivies des eaux de puits puis par les eaux d'Oued Fès en amont. En hiver, les eaux d'Oued Fès situées en aval présentent des concentrations moyennes des métaux lourds Cr, Cu, Fe, Ni et Zn plus élevées par rapport aux eaux usées traitées avec les concentrations respectives 0,054 mg/L, 0,503 mg/L, 0,049 mg/L, 0,204 mg/L et 0,198 mg/L. En revanche, en été, les concentrations moyennes des Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn dans les EUT sont plus élevées par rapport aux EOFA situées en aval avec les concentrations respectives de 0,854 mg/L,

0,366 mg/L, 0,689 mg/L, 1,405 mg/L, 1,157 mg/L, 0,618 mg/L et 0,073 mg/L. Même constat des traveaux de Sayo et *al*., 2020 pour les métaux Zn, Cd et Pb dans les eaux usées traitées. Ces concentrations moyennes élevées pourraient être dues à la présence de composés métalliques dans les déchets dirigés vers la station d'épuration, qui ne sont pas éliminés efficacement au cours du processus de traitement (Nzeve, et *al*., 2014).

Tableau 23 : Concentrations de Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn en mg/L dans les eaux destinées à l'irrigation en saisons sèche et de pluies

		Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
Fèvrier	P	0.007 ± 0.001^{a}	0.025 ± 0.004^{a}	0.015 ± 0.001^{a}	0.008 ± 0.001^{a}	0.007 ± 0.001^{a}	0.006 ± 0.001^{a}	0.005 ± 0.001^{a}
	S1	0.002 ± 0.001	0.004 ± 0.003	0.011 ± 0.002	0.004 ± 0.003	0.005 ± 0.002	0.005 ± 0.003	0.004 ± 0.004
	S2	0.012 ± 0.001^{b}	0.039 ± 0.001^{b}	0.025 ± 0.005^{b}	0.009 ± 0.001^{a}	0.007 ± 0.001^{a}	0.009 ± 0.001^{b}	0.006 ± 0.001^{a}
	S3	0.012 ± 0.001^{b}	0.054 ± 0.002^{c}	0.503 ± 0.03^{c}	0.049 ± 0.009^{b}	0.204 ± 0.01^{b}	0.007 ± 0.001^{a}	0.198 ± 0.021^{b}
	S4	0.012 ± 0.001^{b}	0.035 ± 0.009^{b}	0.023 ± 0.009^{b}	0.01 ± 0.001^{a}	0.04 ± 0.002^{c}	0.008 ± 0.002^{b}	0.008 ± 0.001^{a}
Août	P	0.023 ± 0.002^{a}	0.022 ± 0.008^{a}	0.017 ± 0.002^{a}	0.0204 ± 0.007^{a}	0.014 ± 0.001^{a}	0.074 ± 0.008^{a}	0.053 ± 0.006^{a}
	S1	0.013 ± 0.002	0.014 ± 0.002	0.014 ± 0.001	0.34 ± 0.03	0.010 ± 0.003	0.025 ± 0.008	0.036 ± 0.007
	S2	0.428 ± 0.003^{b}	0.177 ± 0.007^{b}	0.237 ± 0.03^{b}	0.554 ± 0.09^{b}	0.606 ± 0.095^{b}	0.309 ± 0.015^{b}	0.257 ± 0.01^{b}
	S3	0.852 ± 0.007^{c}	0.283 ± 0.02^{c}	0.402 ± 0.05^{c}	1.052 ± 0.11^{c}	1.13 ± 0.22^{c}	0.606 ± 0.032^{c}	0.036 ± 0.008 ^{a}
	S4	0.854 ± 0.009^{c}	0.366 ± 0.005^{d}	0.689 ± 0.54^{d}	1.405 ± 0.14^{d}	1.157 ± 0.21^{c}	0.618 ± 0.018^{c}	0.073 ± 0.006^{c}
Normes Marocaines		0,01	1	0,2	5	0.2	5	2
FAO (1994)		<0,01	<0.1	<0,2	<5	<0.2	<5	<2

Chaque chiffre représente l'erreur standard moyenne de trois répétitions. Les moyennes dans une colonne (au sein de chaque groupe) suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes et les moyennes suivies de lettres différentes sont significatives à $P < 0,01$ selon le test LSD ($\alpha = 0,05$).

En faisant une comparaison avec les normes marocaines de la qualité des eaux destinées à l'irrigation, nous avons constaté que la concentration du Cd des eaux irriguées situées dans les cinq sites est hors norme sauf pour les eaux de puits en période hivernal et les eaux d'Oued Bitit dans les deux périodes. Les teneurs les plus importantes sont 0.852 mg/L et 0.854 mg/L

détectées dans les EOFA situé en aval et les EUT respectivement en période sèche. Toutefois, le Cd peut provenir d'activités industrielles dans les industries chimiques et dans la fabrication de pesticides et d'herbicides utilisés en agriculture (Alloway et Ayres, 2010). A la même période, la teneur moyenne du Pb est hors norme dans les eaux d'Oued Fès en amont et en aval EOFA et les EUT avec la concentration respective de 0,309mg/L, 0,606 mg/L et 0,618 mg/L. Cependant, il convient de noter que les principales sources de pollution par le plomb sont les pesticides, les impuretés des engrais, les rejets des mines et des usines de fusion et les retombées atmosphériques de la combustion de combustibles fossiles (Hong et *al*., 2009).

Chaque chiffre représente l'erreur standard moyenne de trois répétitions. Les moyennes dans une colonne (au sein de chaque groupe) suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes et les moyennes suivies de lettres différentes sont significatives à $P < 0,01$ selon le test LSD ($\alpha = 0,05$).

III-3-2 Teneur en métaux lourds dans les sols irrigués

Le tableau 24 montre les moyennes des concentrations pour tous les métaux étudiés dans le sol des deux saisons hivernale et estivale. En été, les valeurs des métaux lourds sont plus élevées qu'en hiver.

En hiver, le sol irrigué par les eaux de puits contient des concentrations moyennes en Cd, Cr et Fe plus importantes que celles des sols irrigués par les eaux d'Oued Fès en amont et en aval, les valeurs sont respectivement de 0,066 mg/L, 0,306 mg/L et 67,34 mg/L (Faouzi et *al*., 2022). Ces résultats peuvent être expliqués par l'accumulation des métaux dans le sol suite aux apports des eaux de puits contaminées par les eaux d'Oued Fès situées en proximité. S'ajoute aussi l'effet de dilution par les eaux de pluies en hiver (Aslam et *al*., 2017 ; Woldetsadik et *al*., 2017), alors que le sol irrigué par les EUT présente une concentration moyenne en Cr plus grande que celle irrigué par les eaux d'Oued Bitit avec une valeur de 0,614 mg/L. Toujours à la même saison, les teneurs des Ni, Pb et Zn sont inférieures à 0,01 mg/L dans le sol des cinq parcelles.

Tableau 24 : Concentrations des métaux Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn en mg/L dans le sol irrigué pendant les saisons sèches et pluvieuses.

		Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
Fèvrier	P	0.066 ± 0.008^{a}	0.306 ± 0.01^{a}	0.222 ± 0.01^{a}	67.34 ± 3.44^{a}	< 0.01	< 0.01	< 0.01
	S1	0.03 ± 0.002	0.04 ± 0.02	0.13 ± 0.03	20.21 ± 0.07	< 0.01	< 0.01	< 0.01
	S2	0.034 ± 0.003^{b}	0.102 ± 0.011^{b}	0.45 ± 0.021^{b}	25.51 ± 0.31^{b}	< 0.01	< 0.01	< 0.01
	S3	0.054 ± 0.005^{a}	0.22 ± 0.031^{c}	0.15 ± 0.01^{c}	35.51 ± 0.31^{c}	< 0.01	< 0.01	< 0.01
	S4	0.065 ± 0.002^{a}	0.614 ± 0.019^{d}	0.233 ± 0.012^{a}	51.17 ± 0.06^{d}	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Août	P	0.438 ± 0.014^{a}	0.354 ± 0.02^{a}	2.371 ± 0.3^{a}	123.23 ± 0.7^{a}	0.646 ± 0.051^{a}	0.29 ± 0.01^{a}	1.645 ± 0.12^{a}
	S1	0.12 ± 0.01	0.11 ± 0.004	0.16 ± 0.003	12.84 ± 0.03	0.26 ± 0.013	0.03 ± 0.005	0.25 ± 0.01
	S2	0.427 ± 0.022^{b}	0.352 ± 0.011^{a}	2.806 ± 0.19^{b}	107.73 ± 0.207^{b}	0.741 ± 0.036^{b}	0.303 ± 0.01^{a}	1.729 ± 0.103^{a}
	S3	0.423 ± 0.012^{b}	1.8 ± 0.02^{b}	0.428 ± 0.101^{c}	156.35 ± 0.05^{c}	0.809 ± 0.01^{c}	0.297 ± 0.02^{a}	0.988 ± 0.09^{b}
	S4	0.428 ± 0.02^{b}	0.702 ± 0.061^{c}	0.599 ± 0.032^{d}	123.34 ± 0.01^{a}	0.783 ± 0.02^{b}	0.308 ± 0.03^{a}	1.047 ± 0.17^{b}
Norme AFNOR N F U 44-041		2	150	100	-	50	100	300

Chaque chiffre représente l'erreur standard moyenne de trois répétitions. Les moyennes dans une colonne (au sein de chaque groupe) suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes et les moyennes suivies de lettres différentes sont significatives à $P < 0,01$ selon le test LSD ($\alpha = 0,05$).

En été, le sol irrigué par les eaux d'Oued Fès en aval contient des concentrations moyennes maximales en Cr, Fe et Ni respectivement comme suit : 1,8 mg/L, 156 mg/L et 0,81 mg/L. Cette augmentation des teneurs de métaux lourds dans le sol est due à l'utilisation à long terme des eaux usées pour l'irrigation (Mutune et *al.*, 2014 ; Meng et *al.*, 2016). Les valeurs maximales pour le Cu et Zn sont enregistrées aux sols irrigués par les eaux d'Oued Fés en amont et les eaux de puits 2,81 mg/L – 2,37 mg/L et 1,73 mg/L – 1,65 mg/L respectivement. Les valeurs du Cd 0,4 mg/L et Pb 0,3 mg/L sont identiques dans le sol des cinq terrains. Il a

été rapporté que l'utilisation de produits chimiques, d'engrais chimiques, de pesticides et de fongicides était la source potentielle de pollution au plomb dans le sol (Wei et *al*., 2011 ; Deribachew et *al*., 2015).

III-3-3 Teneur en métaux lourds dans les plantes

Le tableau 25 présente les teneurs en métaux lourds étudiés dans l'olivier pour les 2 saisons (été et hiver) et le cardon et l'aubergine en été uniquement.

Tableau 25 : Concentrations des métaux Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn en mg/L dans les oliviers en période sèche et en période de pluie.

		Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pd	Zn
Février	P	0.01 ± 0.002^{a}	0.037 ± 0.001^{a}	0.137 ± 0.01^{a}	11.03 ± 1.5^{a}	< 0.01^{a}	< 0.01^{a}	0.53 ± 0.13^{a}
	S1	0.007 ± 0.002	0.005 ± 0.004	0.127 ± 0.03	6.07 ± 0.02	< 0.01	< 0.01	0.51 ± 0.12
	S2	0.013 ± 0.002^{a}	0.059 ± 0.001^{b}	0.233 ± 0.01^{b}	9.03 ± 0.77^{b}	< 0.01^{a}	< 0.01^{a}	0.636 ± 0.09^{a}
	S3	0.015 ± 0.001^{b}	0.057 ± 0.002^{b}	1.622 ± 0.24^{c}	17.04 ± 0.91^{c}	< 0.01^{a}	< 0.01^{a}	1.05 ± 0.11^{b}
	S4	0.014 ± 0.002^{ab}	0.010 ± 0.004^{c}	0.039 ± 0.001^{c}	10.06 ± 1.55^{b}	< 0.01^{a}	< 0.01^{a}	1.05 ± 0.201^{b}
Août	P	0.108 ± 0.002^{a}	0.141 ± 0.002^{a}	0.8 ± 0.01^{a}	21.96 ± 3,05^{a}	0.184 ± 0.02^{a}	0.284 ± 0.04^{a}	0.056 ± 0.001^{a}
	S1	0.04 ± 0.002	0.023 ± 0.004	0.14 ± 0.03	9.9 ± 0.01	0.07 ± 0.02	0.032 ± 0.001	0.045 ± 0.002
	S2	0.111 ± 0.006^{a}	0.147 ± 0.001^{a}	0.62 ± 0.01^{a}	10.15 ± 2.14^{b}	0.195 ± 0.04^{b}	0.302 ± 0.06^{a}	0.05 ± 0.002^{a}
	S3	0.149 ± 0.005^{b}	0.141 ± 0.002^{a}	1.613 ± 0.32^{b}	18.153 ± 4.04^{a}	0.196 ± 0.03^{b}	0.612 ± 0.02^{b}	0.058 ± 0.01^{a}
	S4	0.105 ± 0.001^{a}	0.124 ± 0.001^{b}	0.964 ± 0.17^{c}	11.247 ± 1.16^{b}	0.251 ± 0.073^{c}	0.211 ± 0.04^{c}	0.059 ± 0.009^{a}
Normes WHO (1996)		0.2	1.3	10	-	0.2	0.3	300

Chaque chiffre représente l'erreur standard moyenne de trois répétitions. Les moyennes dans une colonne (au sein de chaque groupe) suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes et les moyennes suivies de lettres différentes sont significatives à $P < 0,01$ selon le test LSD ($\alpha = 0,05$).

Olivier : Nous avons remarqué qu'en hiver les concentrations moyennes des métaux lourds Cd, Cr, Ni et Pb sont moins importantes. En hiver, le Ni et le Pb ont une teneur inférieure à 0,01 mg/L dans les oliviers cultivés dans les cinq terrains. Les feuilles et les tiges des oliviers qui sont irrigués par les eaux d'Oued Bitit dans les deux saisons, ont des concentrations des métaux lourds plus faibles par rapport aux autres oliviers irrigués, suivis des oliviers irrigués par les eaux de puits, à l'exception du Fe qui présente la valeur la plus élevée de 21,96 mg/L enregistré en été (Faouzi et *al*., 2022). En saison estivale, la concentration du Ni dépasse les normes WHO (1996) dans les oliviers irrigués par les EUT d'une valeur de 0,251 mg/L. En ce qui concerne le Pb, la valeur enregistrée dans le tissu des oliviers irrigués par les EOFA de 0,612 mg/L dépasse largement les limites acceptées (0,3mg/L). Contrairement aux études faites sur les choux frisés et les épinards irrigués par l'effluent des eaux usées, la teneur du Pb s'est avérée légèrement inférieure aux limites acceptables de 0,3 mg/L (Sayo et *al.*, 2020). Le Ni est très présent dans l'environnement, il est un élément normal des tissus végétaux.

De nombreuses espèces végétales accumulent naturellement des niveaux relativement élevés de Ni dans leurs tissus, même si, comme pour de nombreux métaux traces, les teneurs dans les différents tissus végétaux sont influencées par les caractéristiques du sol et la forme sous laquelle se trouve le Ni (Yusuf et *al.*, 2011). Nos résultats montrent une concentration légèrement supérieure aux limites acceptables de 0,2 mg/L du Ni dans les tissus de l'olivier irrigué par les EUT 0,25 mg/L.

Cardon et aubergine : ces deux cultures irriguées dans les EOFA et EUT ont des teneurs en métaux lourds plus importantes par rapport aux autres cultures irriguées. Ceux qui dépassent ou s'approchent des normes limites sont le Ni dans les tissus des cardons et aubergines irrigués sous les EUT avec les valeurs respectives de 0,197 mg/L et 0,187 mg/L. Le Pb dans les deux tissus aubergine et cardon irrigués sous les EOFA ont de valeurs respectives 0,43 mg/L et 0,295 mg/L et ceux irrigués par les EUT dans l'aubergine de 0,34 mg/L alors que la limite doit être à 0,3 mg/L (WOH, 1996).

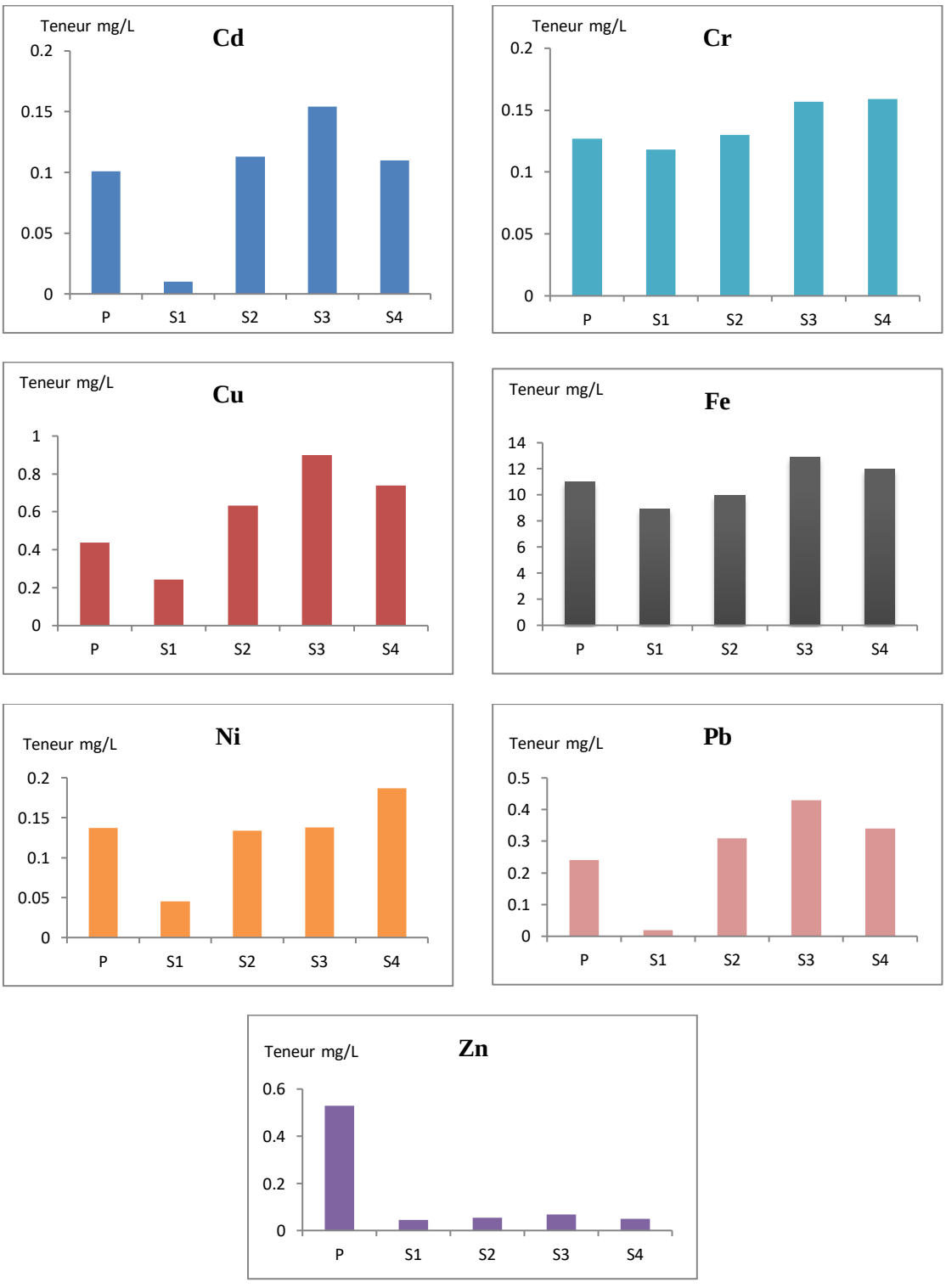


Figure 40 : Concentrations de Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn en mg/L dans l'aubergine irriguée par les eaux de puits : P ; Oued Bitit : S1 ; Oued Fès en amont : S2 ; EOFA : S3 et EUT :S4.

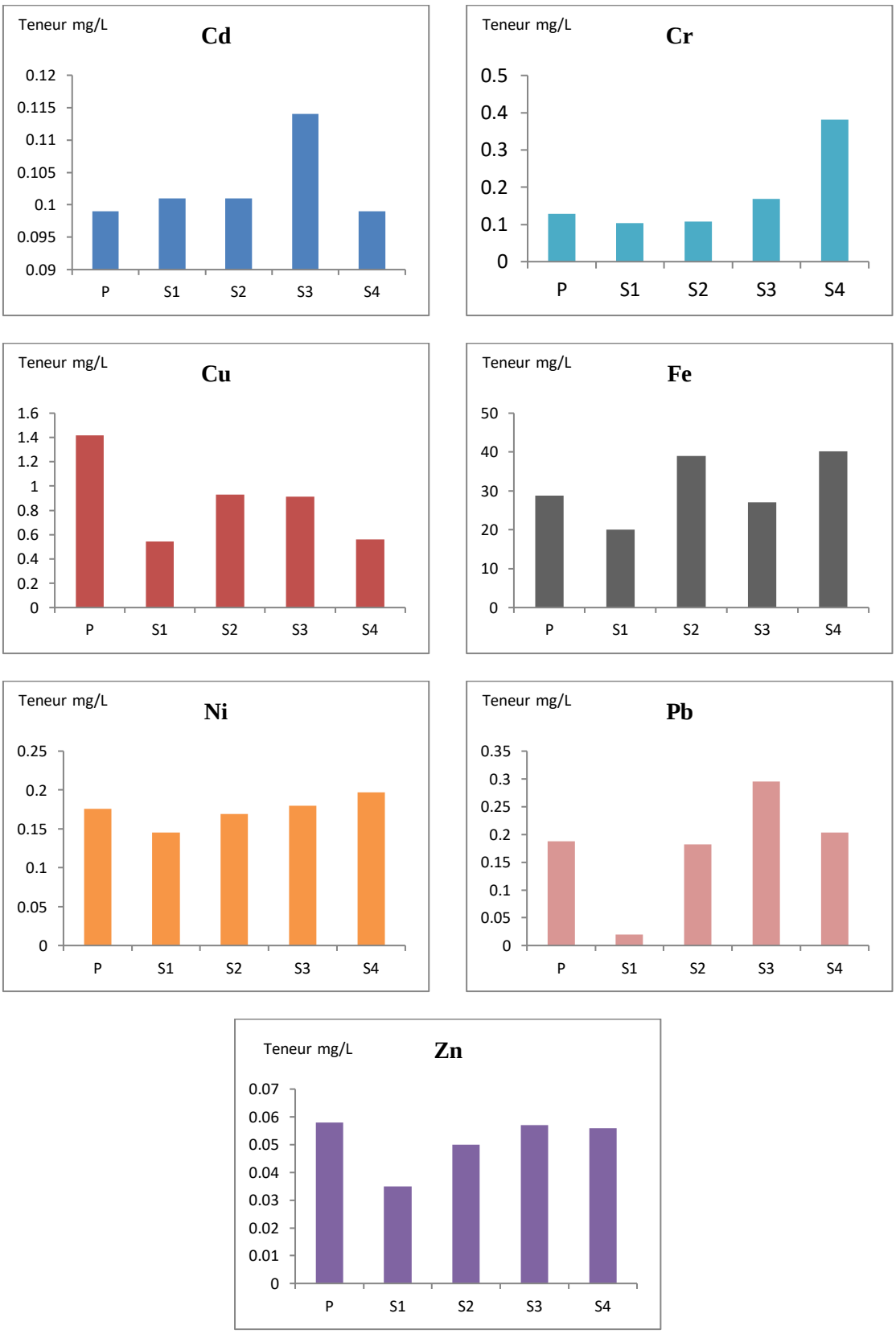


Figure 41 : Concentrations de Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn en mg/L dans le cardon irrigué par les eaux de puits : P ; Oued Bitit : S1 ; Oued Fès en amont : S2 ; EOFA : S3 et EUT : S4.

Nous avons constaté que le Pb est beaucoup plus assimilable dans les tissus d'olivier que dans les tissus du cardon et d'aubergine (figure 40 et 41). Cette différence peut s'expliquer par les différentes caractéristiques d'absorption (Kabata-Pendias and Mukherjee, 2007). N'oublions pas que l'olivier est une plante vivace qui a donc subi une irrigation beaucoup plus importante que les plantes annuelles. Le cardon accumule des concentrations moyennes la plus importante en Fe > Cu > Cr par rapport à l'olivier avec les valeurs respectives 40,16 mg/L >0,561 mg/L > 0,381 mg/L. En contrepartie, l'olivier accumule des concentrations moyennes la plus importantes en Fe > Cu Pb par rapport au cardon et l'aubergine avec les valeurs respectives 21,96mg/L>1,622mg/L > 0,612mg/L. Les teneurs importantes en métaux lourds dans les plantes peuvent affecter de manière significative la qualité nutritionnelle de ces dernières et entraîner des risques pour la santé des consommateurs (Khan et *al*., 2016).

III-4 Contamination microbienne et parasitaire dans les eaux d'irrigation, les sols et les plantes

III-4-1 Contamination par les Coliformes et œufs d'helminthes dans les eaux d'irrigation

Selon les normes WHO (1989) et les normes marocaines de qualité de l'eau pour l'irrigation, la concentration exigée des Coliformes doit être inférieure ou égale à 1000 UFC/100 ml. La concentration moyenne annuelle des CT dans les eaux d'irrigation est hors normes (tableau 26) et cela au niveau des eaux de puits, des eaux d'Oued Fès en amont et EOFA et aussi les EUT : les valeurs sont respectivement de $1,3x10^4$; $6,9x10^5$; $1x10^6$; $11x10^6$ UFC/100ml. En ce qui concerne les CTT, les valeurs sont moins importantes par rapport aux CT et elles sont hors normes pour des eaux d'irrigation susmentionnées (Eaux de puits, eaux d'Oued Fès en amont et en aval et EUT) : les concentrations moyennes sont respectivement de $6,5x10^3$; $3,6x10^4$; $31,5x10^4$; $16,8x10^5$. Or les eaux d'oued Bitit utilisées en irrigation répendent aux normes en vigueur.

Les résultats des EUT enregistrent les concentrations en CT et CTT les plus élevées. Cette différence peut être expliquée par la grande quantité d'eau collectée dans la ville de Fès qui contient de grandes quantités de fèces. Les échantillons sont plus chargés en coliformes en période sèche qu'en période de pluie. Cette caractéristique a également été notée par d'autres auteurs (Coulibaly-Kalpy et *al*.,2017). En effet, la contamination de ces réservoirs était superposable à celle des EU urbaines (El Ouali Lalami et *al*., 2014). Ainsi, la source de la contamination dans le réservoir était pilotée par celle des eaux usées.

Tableau 26 : Micro-organismes indicateurs, coliformes totaux, coliformes thermo-tolérants et parasites, œufs d'helminthes dans les eaux d'irrigation.

		Coliformes Totaux (UFC/100ml)	Coliformes Thermo-tolerant (UFC/100ml)	Œufs d'helminthes (Œuf/L)
P	**Février**	6971	3587	22
	Août	18487	9457	15
Moyenne		12729	6522	18,5
S1	**Février**	284	108	0
	Août	710,33	558	13
Moyenne		497,17	333	6,5
S2	**Février**	70063,33	2224,67	0
	Août	1300156,66	71030	24,67
Moyenne		685110	36800	12.33
S3	**Février**	1100110	480046,67	50
	Août	880083,33	150036,6667	32
Moyenne		990055	315041,67	41
S4	**Février**	20000156,67	2000046,67	479,67
	Août	2400060	1360066,667	76
Moyenne		11200108,33	1680056,67	254,83

Que ce soit des œufs ou des kystes de parasites selon les normes de qualités des eaux d'irrigation, ils doivent être absents. Cette exigence est respectée en hiver et au niveau des eaux d'irrigation d'Oued Bitit et Oued Fès en amont. En revanche, Le nombre moyen annuel d'œufs d'helminthes concernant les eaux de puits, Oued Fès en aval et les EUT destinées à l'irrigation est largement supérieur aux directives de l'OMS et aux normes marocaines. En effet, l'OMS exige une concentration inférieure ou égale à 1 œuf/l. Les nombres les plus importants des œufs d'helminthes sont enregistrés dans les EUT avec une moyenne de 254 œuf/l et les eaux d'Oued Fès en aval d'une valeur de 41œuf/l. Ces résultats sont en phase avec les constats d'El Ouali (2014), les œufs d'helminthes parasites dans les eaux usées urbaines étaient associés au nombre d'habitants raccordés à la STEP. En hiver, les eaux en amont de

l'Oued Fès ne contenaient pas des œufs d'helminthes qu'en en été (tableau 24). En raison de leur résistance et de leur persistance dans l'environnement, le risque sanitaire posé par les œufs d'helminthes lors de la réutilisation des eaux usées en agriculture était important (Derwich et *al*., 2008 ; Hamaidi-Cherguiet *al*., 2016). Les eaux provenant de l'amont des rejets de la ville de Fès répondent partiellement aux critères des normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation. Cependant, les eaux des régions situées en aval de la ville et de la confluence de l'Oued Fès et des EUT étaient les plus polluées par les microbes et les parasites (Faouzi et *al*., 2023). Par conséquent, les agriculteurs du bassin versant de l'Oued Sebou seraient exposés à des maladies bactériennes et parasitaires.

III-4-2 Micro-organismes pathogènes dans les eaux d'irrigation

Pour sécuriser la santé des êtres humains, aucune Salmonella ne doit être détectable dans 5 litres ni aucune contamination par le vibrion cholérique dans 450 mL d'eau d'irrigation.

Tableau 27 : Présence ou absence de micro-organismes pathogènes, Salmonella et Vibrio cholerae dans les eaux d'irrigation.

		Cholera Vibrio	***Salmonella***
P	**Février**	Absent	Absent
	Août	Présence	Absent
S1	**Février**	Absent	Absent
	Août	Présence	Absent
S2	**Février**	Absent	Absent
	Août	Présence	Absent
S3	**Février**	Présence	Absent
	Août	Présence	Absent
S4	**Février**	Présence	Présence
	Août	Présence	Absent

Dans le tableau 27, en été comme en hiver le Vibrion Cholérique était présent dans les deux sites EUT et les eaux d'Oued Fès en aval. Pendant l'hiver, C. vibrio était absent dans les WTs de l'Oued Fès en amont, mais présent en aval dans les WW et TWA. Ces résultats ne sont pas

cohérents avec ceux trouvés en 2010, 2011 et 2012 à Oued Fès par El Ouali Lalami et *al*. (2014).

Par ailleurs, Salmonella est absente les quatre sites, à l'exception des EUT, pendant l'hiver (Tableau 27). Les bactéries pathogènes du genre Salmonella n'ont pas été détectées dans les études de Hamaidi-Chergui et *al* (2016). Alors que les résultats de Ndiaye, Mamadou Lamine, et *al* (2011) ont montré que 35% des eaux d'irrigation étaient contaminées par Salmonella spp entre les deux types d'eau utilisés pour l'irrigation (eaux souterraines et eaux usées). Cette absence a été rapportée dans d'autres études sur les eaux usées, malgré la présence d'une charge bactérienne fécale élevée.

Des études sur l'effet des méthodes d'irrigation sur le niveau de contamination des légumes ont montré que même pour une eau d'irrigation fortement contaminée, les méthodes de goutte à goutte ou de sillon réduisaient significativement le risque de contamination des cultures (Ndiaye et *al*., 2011 ; Hamaidi-Chergui et *al*., 2016).

III-4-3 Contamination par les Coliformes et œufs d'helminthes dans les sols irrigués

L'apport des microorganismes dans les sols par les eaux d'irrigation polluées, est un risque de contamination des eaux souterraines des cultures irriguées et ainsi une menace pour la santé humaine. La rétention des bactéries dans les sols se fait par des mécanismes d'attachement et de filtration. De nombreuses expériences ont montré, que l'attachement est un mécanisme important influençant la rétention bactérienne dans les milieux poreux. Le mécanisme de contrainte implique le blocage physique du mouvement à travers des pores plus petits que les bactéries (Stevik et *al*., 2004).

Nos échantillons des sols des cinq parcelles irriguées ont montré une grande différence des teneurs des coliformes en hiver par rapport à été. En effet, en l'été, la teneur maximale des Coliformes retrouvés est de $24x10^6$ UFC/100ml, alors qu'en hiver, la valeur maximale est de $15x10^2$ UFC/100ml. Ces deux valeurs sont enregistrées dans les sols irrigués pas les EUT (tableau 26). Ces résultats sont aussi retrouvés dans les EUT de Isfahan en Iran (Farhadkhani et *al*., 2018), à Dakar au Sénégal (Ndiayeet *al*., 2011) et aussi à Bangar El-Sokkar en Egypte (Elsokkary et Abukila, 2014). Par ordre décroissant, les EUT sont les plus chargées de bactéries fécales suivies des eaux d'Oued Fès en aval puis des eaux de puits. Viennent ensuite les eaux d'Oued Fès en amont et les eaux d'irrigation. Les moins polluées sont les eaux

d'Oued Bitit, étant donné qu'elles ne sont pas en à proximité de la zone urbaine et industrielle.

La plupart des bactéries coliformes fécales ont été retenues dans les premiers centimètres sous l'entrée de la colonne et le profil diminue exponentiellement avec l'augmentation de la profondeur (Farhadkhani et *al.*, 2018). Indépendamment de la charge microbienne différente de l'eau d'irrigation, la numération microbienne dans tous les sols de cette étude était toujours au-dessus de la gamme recommandée (<1000 UFC100 ml-1) (Mara et Cairncross, 1991), à l'exception des sols irrigués pas Oued Bitit.

Le tableau 28, montre la charge des Œufs d'helminthes dans les sols en hiver qui est beaucoup plus importante qu'en été. Ce constat a été observé à Oujda par Dsouli (2006) : le pic des valeurs des œufs d'helminthes est au printemps et en automne, alors que la valeur minimale était en été. La valeur moyenne maximale est de 296 Œuf/l retrouvée dans les eaux d'Oued Fès en aval (EU), suivie de celle des eaux de puits avec 252 Œuf/l. Cette teneur importante des Œufs d'helminthes dans les eaux de puits peut être expliquée par la contamination des eaux souterraines qui se trouvent à proximité d'Oued Fès en amont et aussi de la zone urbaine.

Tableau 28 : Micro-organismes indicateurs, coliformes totaux, coliformes thermo-tolérants et parasites, œufs d'helminthes dans les sols.

		Coliformes Totaux (UFC/100ml)	**Coliformes Thermo-tolerant (UFC/100ml)**	**Œufs d'helminthes (Œuf/l)**
P	Février	420	146	440
	Août	9000000	1400000	64
Moyenne		4500210	700073	252
S1	Février	200	78	52
	Août	723	573	6
Moyenne		461,5	325,5	29
S2	Février	100	80	250
	Août	9950000	654000	4
Moyenne		4975050	327040	127
S3	Février	600	100	580
	Août	17000000	5600000	12

Moyenne		8500300	2800050	296
S4	Février	1500	110	416
	Août	24000000	3300000	38
Moyenne		12000750	1650055	227

III-4-4 Micro-organismes pathogènes dans les sols irrigués

Dans le tableau 29, les sols irrigués par les différents types d'eaux des cinq parcelles montre qu'aucune bactérie Salmonella n'a été détectée. Cela est en concordance avec les études faites par Farhadkhani (2018). En revanche, Cholera Vibrio était bien présente en période estivale dans les sols irrigués par EUT et EOFA. Cette contamination est aussi détectée par cette bactérie pathogène dans les sols selon l'étude faite par Cui (2019).

Plusieurs facteurs peuvent influencer la charge microbienne des sols et des cultures irrigués par les eaux usées et les risques sanitaires associés. La température et l'humidité ambiantes, le taux de rayonnement ultraviolet, l'humidité et le pH du sol, l'antagonisme avec les microorganismes indigènes du sol, la méthode d'irrigation, et enfin le type de plante pourraient avoir un impact sur le devenir et la population des microorganismes dans le sol et sur les surfaces des cultures (Becerra-Castro et *al.*, 2015 ; OMS, 2006).

Tableau 29 : Présence ou absence de micro-organismes pathogènes, Salmonella et Vibrio cholerae dans les sols.

		Cholera Vibrio	***Salmonella***
P	**Février**	Absent	Absent
	Août	Absent	Absent
S1	**Février**	Absent	Absent
	Août	Absent	Absent
S2	**Février**	Absent	Absent
	Août	Présence	Absent
S3	**Février**	Absent	Absent
	Août	Présence	Absent
S4	**Février**	Absent	Absent
	Août	Présence	Absent

III-4-5 Contamination par les Coliformes et œufs d'helminthes dans les cultures

Les maladies d'origine alimentaire causées par la consommation de produits contaminés constituent une préoccupation majeure lors de l'utilisation de l'irrigation par les EU (Bahri et *al*., 2009 ; OMS, 2006 ; Becerra-Castro et *al*., 2015).

Les résultats de la contamination fécale et parasitaire sont montrés dans les figures 42 et 43.

Cardon : nos résultats ont monté une contamination fécale du cardon par les CT et CTT sous l'irrigation des EOFA : pour les CT : $2{,}8x10^6$ UFC/100ml et les CTT de$2x10^6$ UFC/100ml. Le cardon irrigué par les eaux d'Oued Fès en amont une contamination par CT de $4x10^4$ UFC/100ml et les CTT de $3{,}7x10^3$ UFC/100ml. En ce qui concerne le cardon irrigué par les eaux de puits, les CT sont à $7{,}6x10^3$ UFC/100ml et les CTT de $4{,}8x10^4$ UFC/100ml. Cette même plante irriguée par les EUT la contamination par CT est de $1{,}5x10^3$ UFC/100ml et par CTT est de$7{,}5x10^2$ UFC/100ml et cette plante sous l'irrigation des eaux d'Oued Bitit avec les concentrations les moins importantes de CT : $7{,}1x10^2$ UFC/100ml et CTT : $5{,}4x10^2$ UFC/100ml. Ces données expliquent que le cardon le plus contaminé est irrigué pas les eaux d'Oued Fès en aval et en amont (Faouzi et *al*., 2023). En comparaison avec des études faites sur la laitue au Sénégal (Ndiaye et *al*., 2011), la laitue était contaminée aussi suite à l'irrigation par des EU. Les conditions environnantes, ainsi que le contact avec le type d'eau d'irrigation et le sol irrigué, ont un impact significatif sur le niveau de contamination fécale des cultures irriguées (Forslund et *al*., 2012).

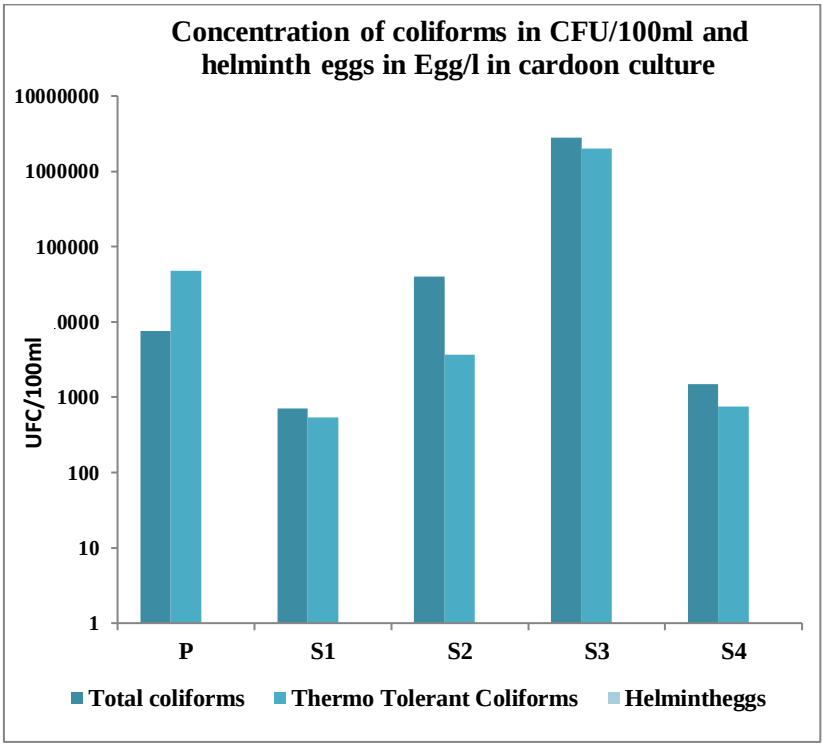


Figure 42 : Concentration des coliformes totaux et thermotolérants en UFC/100ml trouvés dans la culture du cardon dans les cinq parcelles : P : parcelle irriguée par l'eau du puits ; S1 : parcelle irriguée par l'eau de l'Oued Bitit ; S2 : parcelle irriguée par l'

Aubergine : les concentrations des CT, CTT sont moins importantes par rapport au cardon. La concentration maximale est enregistrée dans les aubergines irriguées par les EOFA avec les valeurs de $3,6x10^5$ UFC/100ml pour les CT et de $2,2x10^5$ UFC/100ml pour les CTT. Par ordre décroissant de contamination des aubergines, après celles irriguées par EU, il y a les aubergines irriguées par les eaux d'Oued Fès en amont, puis celles irriguées par les eaux de puits, ensuite celles irriguées par les EUT et, en dernier lieu, celles irriguées par les eaux d'Oued Bitit. Même constat par comparaison avec l'étude d'Orlofsky et *al.* (2016) qui n'a montré aucune différence significative dans la détection des bactéries indicatrices fécales sur des tomates irriguées avec des eaux usées traitées par rapport à des tomates irriguées avec de l'eau potable.

En ce qui concerne les œufs d'helminthes, ces derniers sont absents dans les racines et les feuilles d'aubergine. Seul le cardon dispose d'un très faible nombre sous l'irrigation des EOFA et EUT 3 et 6Œuf/l respectivement. Cette faible teneur, voire même cette absence d'œufs d'helminthes peut être expliquée d'une part le fait que les feuilles du cardon et surtout celles de l'aubergine qui poussent loin du sol et d'autre part, par les effets du rayonnement solaire, de la dessiccation et du vent. Ces effets sont aussi évoqués par Dsouli (2006).

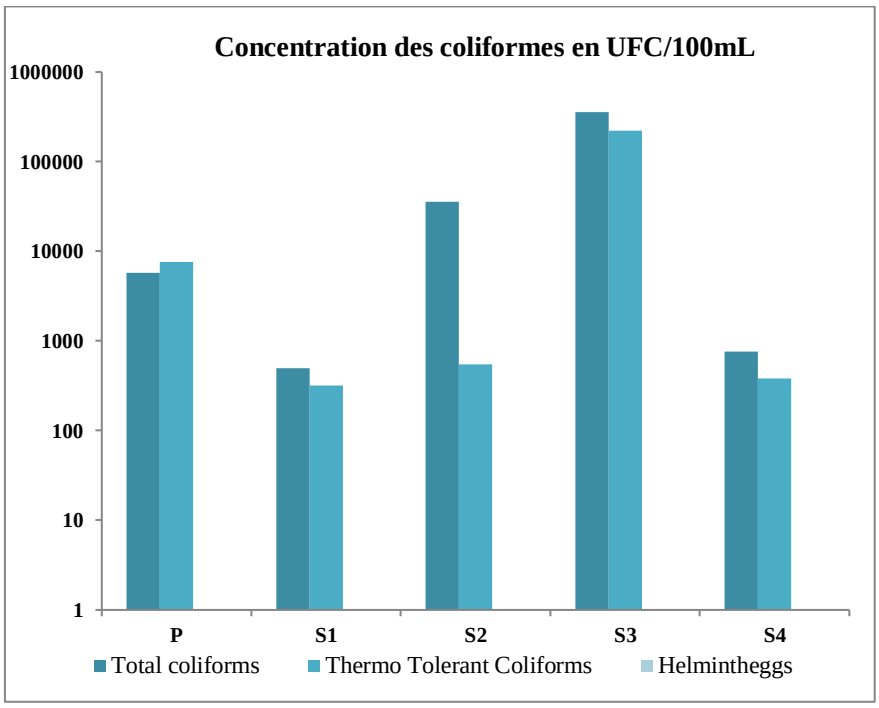


Figure 43 : Concentration des coliformes totaux et thermotolérants en UFC/100ml trouvés dans la culture d'aubergines dans les cinq parcelles : P : parcelle irriguée par l'eau du puits ; S1 : parcelle irriguée par l'eau de l'Oued Bitit ; S2 : parcelle irriguée par

III-4-6 Micro-organismes pathogènes dans le cardon et l'aubergine.

Dans les trois dernières parcelles situées en aval de la ville de Fès qui sont irriguées par les eaux d'Oued Fès en amont et en aval EOFA et EUT, les cultures sont contaminées par Vibrion Cholérique (Tableau 30).

Comme le sol, les cultures étudiées ne présentent aucune contamination de Salmonella dans les cinq parcelles. Contrairement aux études faites sur la laitue dont le niveau de contamination était plus élevé, ce qui peut être lié à la capacité de rétention plus élevée de l'eau d'irrigation et donc à un potentiel de contamination plus élevé (OMS, 2006 ;Mok et *al*., 2014).

Tableau 30 : Présence ou absence de micro-organismes pathogènes, Salmonella et Vibrio cholerae dans le cardon.

		Cholera Vibrio	*Salmonella*
P	**Aubergine**	Absent	Absent
	Cardon	Absent	Absent
S1	**Aubergine**	Absent	Absent
	Cardon	Absent	Absent
S2	**Aubergine**	Présence	Absent
	Cardon	Présence	Absent
S3	**Aubergine**	Présence	Absent
	Cardon	Présence	Absent
S4	**Aubergine**	Présence	Absent
	Cardon	Présence	Absent

Selon Christouet *al*., 2014, 2016 ; Cirelli et *al*., 2012 ; Urbano et *al*., 2017 les EUT ne présentent aucun risque microbien pour les consommateurs. Cependant, les conditions climatiques, la méthode d'irrigation et le type de plante sont cruciaux pour garantir une consommation saine (Becerra Castro et *al*., 2015 ; Fonseca et *al*., 2011 ; Farhadkhani et *al*., 2018).

IV- CONCLUSION

La pénurie en eau, conjuguée à la demande incessante et croissante due aux développements urbains et à la demande importante liée à l'activité agricole, a rendu nécessaire l'utilisation des EUT et EOFA pour l'irrigation. Par conséquent, il faut veiller à ce que les préoccupations en matière de santé publique et d'environnement soient pleinement prises en compte. En combinant les résultats, nous avons analysé systématiquement les avantages et les risques associés à l'irrigation par les EOFA et EUT par rapport aux eaux de puits et de surface utilisées en irrigation sur les sols et les cultures, et ce en deux saisons hivernale et estivale.

Les résultats ont montré que le pH et la conductivité sont dans les normes : en revanche, les valeurs sont plus élevées dans les EUT et encore plus dans les EOFA par rapport aux autres types d'eaux d'irrigation. Leur qualité est médiocre en été mais admissible en hiver. Avec cette qualité, elles sont destinées à l'irrigation de certaines plantes tolérantes au sel sur des sols bien drainés et lessivés. En été, les EOFA et les EUT ont une DCO et une DBO qui

dépassent les normes standard avec un rapport DCO/DBO supérieur à 3 ; par conséquent, une grande partie de l'élément organique n'est pas biodégradable car ces eaux ont accumulé différents polluants industriels. En saison sèche, les concentrations de l'azote Nk sont hors normes en été dans les EOFA et dans les deux saisons pour EUT. Quant aux chlorures, ils dépassent les limites exigées dans les EOFA et EUT et ce en hiver et en été.

Les sols irrigués par les EOFA et EUT ont le pH majoritairement peu alcalin que ce soit en hiver ou en été. Au point de vue profil pédologique, ces sols sont très profonds, limoneux et calcaires. Ce profil ayant une bonne capacité de rétention en eau, il peut y avoir des valeurs du pH plus élevées en profondeur. Les sols irrigués par les EOFA et les eaux d'Oued Fès en amont sont légèrement salées ce qui diminue le rendement des cultures sensibles au sel. Etant donné que les EOFA et EUT sont riches en matière organique puisqu'elles collectent les rejets domestiques et industriels, nos données ont aussi enregistré un pourcentage en MO plus élevé dans les EOFA en premier, suivies des EUT. Ce qui fait l'avantage de ces eaux c'est que les éléments fertilisants les sols N, P, K sont présents à des concentrations plus élevées en été pour N et K dans les sols irrigués par EOFA et EUT.

En contrepartie, parmi les effets impactant, il y a la transmission verticale des métaux lourds vers le sol et les cultures. Nos résultats ont démontré que les concentrations des éléments métalliques Cd, Cu et Pb des EOFA et EUT dépassent le seuil critique de 0,01 mg/L, 0,2 mg/L et 0,2 mg/L respectivement. En ce qui concerne les sols irrigués par ces eaux, la pollution en Cr, Mn et Ni principalement est plus importante par rapport au sol irrigué par les eaux de puits et les eaux d'Oued Bitit. Cette contamination a pu atteindre les oliviers irrigués par EOFA principalement en Pb, Cu et Zn dont les teneurs sont parfois deux fois plus polluées que ceux irrigués par les eaux de puits et les eaux d'Oued Bitit.

Par ailleurs, le cardon et l'aubergine étant des plantes annuelles, l'absorbation excessive des métaux lourds est observée au niveau du Cd et Pb sous l'irrigation des EU. Les valeurs du Cr sous l'irrigation des EOFA et EUT sont plus élevées surtout dans le cardon irrigué par EUT. Nous constatons aussi que cette pollution varie en fonction du terrain et des types de plantes. La forte disponibilité de ces polluants présente un réel risque sanitaire et de nombreux effets nocifs pour l'Homme.

Au point de vue microbiologique, nos résultats ont montré une contamination par les coliformes de façon hors normes de l'OMS au niveau des eaux d'irrigation étudiées, à

l'exception des eaux d'Oued Bitit, affectant ainsi les sols irrigués, les cardons et aubergines cultivés dans les quatre parcelles.

En ce qui concerne les Œufs d'helminthes, certes, en hiver, les œufs parasitaires sont plus nombreux dans les sols par rapport aux eaux d'irrigation suite à l'effet d'accumulation de ces parasites, mais les cardons n'ont pas retenu ces œufs.

Pour Salmonella, cette bactérie pathogène était bien présente uniquement dans les EUT en été, mais nos résultats confirment son absence au niveau des sols et des plantes. Contrairement au Vibrion Cholérique, en plus de sa présence dans les eaux d'irrigation étudiées à l'exception des eaux d'Oued Bitit, elle est présente aussi dans les sols irrigués par les eaux d'Oued Fès en amont et en aval EOFA et EUT et elle est transmise au niveau des cardons et aubergines irrigués pas ces eaux.

Pour une meilleure protection de la santé publique et pour une réduction des risques potentiels, il faut donc appliquer des mesures de contrôle sur le terrain et après la récolte pour réduire les micro-organismes, y compris l'irrigation au goutte-à-goutte qui est une méthode plus efficace pour réduire les micro-organismes dans le sol et sur la surface des cultures ainsi que le lavage, la désinfection et l'épluchage des produits consommés crus. Néanmoins, ces pratiques sont peu efficaces pour réduire les taux des métaux lourds. De ce fait, nous proposons la bioremédiation comme moyen de traitement présenté dans le chapitre suivant.

CHAPITRE –III–

BIOREMEDIATION PAR DES PROCÉDÉS BIOTECHNOLOGIQUES DES EAUX D'OUED FÈS CONTAMINÉES PAR DES METAUX LOURDS

I-INTRODUCTION

Les métaux lourds qui sont présents dans les eaux de surface et encore plus dans la croûte terrestre sont aussi des indicateurs de pollution quand la concentration maximale est dépassée. Cette dernière est due aux accumulations de métaux lourds par les émissions des zones industrielles, l'élimination de déchets à forte teneur en métaux sans gestion préalable, l'épandage d'engrais, de fumier animal, de boues d'épuration et les dépôts atmosphériques (Khan et *al*. 2008 ; Zhang et *al*. 2010). Les teneurs des métaux lourds hors limite agissent négativement sur toute la chaine alimentaire des plantes jusqu'à l'être humain. En effet, Ceux-ci entraînent des cas d'effets cancérigènes, de toxicité excessive et de génotoxicité chez les individus (Mukherjee et *al*., 2015, Xia et *al*., 2019).

Cependant, le traitement des eaux et l'assainissement des sols pollués sont essentiels pour remédier à une concentration tolérable en métaux lourds. Diverses méthodes et processus sont éprouvés. Pour les eaux, il y a des procédés physiques, chimiques ou biologiques (Ouafi et *al*., 2020). En ce qui concerne les sols, les traitements sont basés essentiellement sur l'ingénierie, soit l'excavation du sol, les pompes de lavage du sol et les systèmes de traitement déjà utilisées. Néanmoins, les techniques non biologiques ne sont que partiellement acceptées car elles entrainent des variations des paramètres physiques des polluants et des transformations chimiques des eaux et endommagent la structure biotique du sol. De plus, elles sont coûteuses et nécessitent une main-d'œuvre et une expertise technique pour une bonne exécution.

La remédiation par les microorganismes, à l'opposé des procédés physico-chimiques, est considérée comme une méthode plus saine, efficace et moins coûteuse pour la réduction des polluants (Shah et *al*., 2021& Adachi et *al*., 2022). Cette technique utilise les bactéries pour attaquer des composés insolubles et conduire à la mise en solution des éléments qui les composent. Cependant, ces microorganismes jouent le rôle le plus important en tant que décomposeurs de la matière organique ainsi que dans le cycle des nutriments. Certains élements tels que K, Na, Mg, Ca, Mn, Fe, Cu, Zn, Co et Ni sont essentiels à la croissance fongique et bactérienne, mais de nombreux autres tels que Rb, Cs, Al, Cd, Ag, Au, Hg et Pb ne le sont pas. Cependant, cette première catègorie de métaux est capables d'interagir avec les cellules pour s'accumuler grâce à un mécanisme physico-chimique. Les microorganismes sont connus pour tolérer et détoxifier les métaux par plusieurs mécanismes tels que la transformation de valence, la précipitation intra et extracellulaire et l'absorption active. C'est pourquoi on peut les considérer comme une alternative potentielle pour la biorestauration

d'une solution diluée de métaux et de déchets solides contaminés par des métaux (Halttunen et *al*., 2007 ; kirillova et *al*., 2017).

Dans ce chapitre, nos principaux objectifs sont d'étudier les procédés du traitement biologique qui permet de réduire l'impact environnemental par une diminution des facteurs polluants et de contrôler l'efficacité de différents tests en utilisant différents microorganismes en suspension libres et immobilisés. Ces microorganismes sont les bactéries exogènes *Clostridium butyricum* et *Pseudomonas Fluorescens Migula* et le champignon *Aspergillus niger* qui a été identifié dans les EOFA et les sols irrigués. De sélectionner le substrat remplaçant le sucrose pour une méilleure production d'acide organique. D'étudier l'infulance de la distribution géochimique des métaux sur leur lixiviation. Ainsi d'évaluer la biodégradation des métaux par les deux bactéries séparées et couplées ; la comparaison des processus de la remédiation et la détermination de la transformation chimique des métaux lourds avant et après les processus.

II- MATERIELS ET METHODES

II-1 Région d'étude et échantillonnage

Selon les données du chapitre II, nous avons constaté que les EOFA sont les plus polluées ainsi que les sols irrigués par ces eaux. De ce fait, nous avons sélectionné la parcelle irriguée par l'eau d'Oued Fès située avant la zone industrielle Ain Nokbi (S3) et aussi les EUT (S4) (voir chapitre II).

L'échantillonnage des eaux et des sols a été réalisé sur le site préconisé en période estivale (août, 2020), la période la plus polluée. Le prélèvement des eaux était de l'ordre de 500 ml à l'aide de flacons en verre borosilicaté, lavés soigneusement avec de l'eau distillée. Les flacons nettoyés et rincés ont été stérilisés dans un autoclave à 120°C et soumis à une pression de 120 kg/cm^2 pendant 30 minutes.

Les prélèvements du sol consistent en un échantillonnage systématique à la tarière en acier inoxydable entre 0 et 10 cm de profondeur. Nous avons pris 500g pour chaque prélèvement dans des sacs stériles.

II-2 Détection d'*Aspergillus niger* dans les eaux et le sol irrigué

Aspergillus niger est un microorganisme important dans les applications biotechnologiques. Il a été confirmé que divers ions métalliques peuvent être éliminés par ce champignon. Dans ce

but, nous l'avons cherché dans les EOFA.

Nous avons utilisé le système automatisé BAX (figure 44) basé sur la technologie de réaction de polymérisation en chaîne (PCR) pour identifier *Aspergillus niger* dans l'échantillon d'eau. Cette technique consiste à amplifier in vitro d'une courte séquence d'ADN située entre deux oligo-nucléotides de synthèse d'amorces. Le protocole de cette méthode est résumé ultérieurement dans la partie de l'identification des souches pathogènes (tableau 31). L'objectif principal de l'utilisation du systéme Bax (PCR) est d'identifier la présence *Aspergillus niger*. En ce qui concerne les résultats obtenue des amplicons et les séquençages nous réservons de les mettre aux niveaux de nos articles.



Figure 44 : système BAX pour l'identification des microorganismes

Tableau 31 : Détection et identification de champignon *Aspergillus niger* par procédé BAX / PCR dans les échantillons

	Protocole expérimental
Pré-enrichissement et enrichissement	10ml d'échantillon ajouté à 225ml d'eau peptonée tamponnée (Oxoid, CM0509) supplémentée en novobiocine à 20 mg/L (Oxoid, SR0181E). Le mélange est homogénéisé à l'aide d'un Stomacher (400 lab blender, UK) pendant 3min. Le bouillon obtenu est incubé pendant 20 à 24 heures à 42°C. Après le pré-enrichissement, un volume de 10 µL de bouillon obtenu est alors transféré dans un tube Eppendorf contenant 500 µl de bouillon cœur-cervelle (Oxoid, CM0225) pour une deuxième incubation pendant 3h à 30°C, pour assurer un enrichissement en Aspergillus.
Préparation du réactif de lyse des cellules et libération de l'ADN	Un volume de 5 µL de bouillon de l'enrichissement est ajouté à 200 µL de réactif de lyse (kit d'analyse de système BAX® automatisé pour *Aspergillu niger*, (Oxoid QB0611C) dans un tube Eppendorf, pour effectuer deux incubations : Une première incubation pendant 20 min à 30°C ; et une secinde incubation pendant 10 min à 95°C ; après la lyse, les tubes Eppendorf sont placés dans un bloc réfrigérant pendant 5 min (2 à 8°C).
Amplification	Un volume de 50 µL de lysat est transféré dans un tube PCR contenant (sous forme de comprimé) tous les réactifs nécessaires à la PCR, et à la réaction de fluorescence (kit pour analyse de système BAX® automatisé, Oxoid QB0611C).

II-3 Protocole expérimental pour les essais de la bioremédiation

II-3-1 Microorganismes utilisés pour la bioremédiation et leurs milieux de cultures

La production des acides organiques par les microorganismes est un indicateur de l'utilisation des ingrédients de milieu de culture par ces microorganismes ; aussi les acides organiques produits peuvent agir dans la transformation ou l'élimination des apports de toxicité de leurs croissances comme les métaux lourds (Kirpichtchikova, T. 2009). Alors dans ce contexte, les souches utilisées pour la production des acides organiques sont les deux bactéries *Clostridium butyricum* et *Pseudomonas fluorescens Migula* 1895 et le champignon endogène *Aspergillus niger*. Ces microorganismes sont utilisés pour la fermentation des substrats.

II-3-1-1 Bactéries Clostridium butyricum et Pseudomonas fluorescens Migula

Les deux bactéries *Clostridium butyricum* et *Pseudomonas fluorescens Migula* ont été fournies par le laboratoire de microbiologie de l'Institut Agronomique et Vétérinaire de Rabat (IAV) en 2020. Le choix de ces deux bactéries est basé sur :

a- Clostridium butyricum

Bactérie anaérobique stricte (figure 45), participe au processus de fermentation et également aux processus de biotransformation (Colin et *al*., 2000 ; Hao et *al*., 2008). Elle est capable de convertir efficacement le glycérol en 1,3-propanediol (Kubiak et *al*., 2012 ; Szymanowska-Powałowska et *al*., 2014).

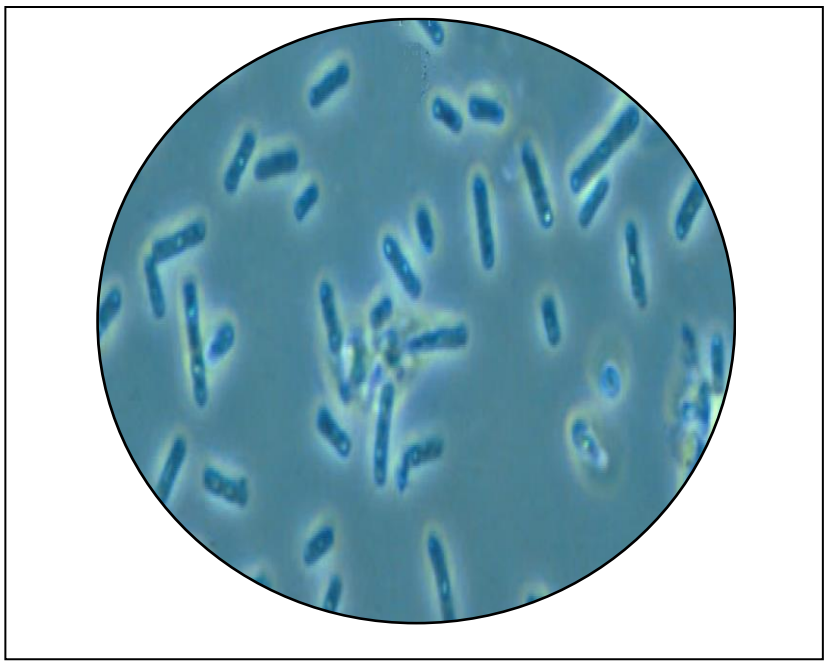


Figure 45 : *Clostridium butyricum* observation au laboratoire sous microscope optique (x 400)

b- ***Pseudomonas fluorescens***

Facile à cultiver en milieu aérobie stricte à température ambiante de 25 à 30 °C (Palleroni, 1984) (figure 46), fréquemment rencontrée dans les laboratoires de bactériologie, très répandue dans l'environnement. Cette bactérie est choisie pour traiter les liquides contaminés

parce qu'elle a le pouvoir d'oxydation et de dégradation de l'ammoniac et des nitrites (Gui et Ni, 2017 ; Zhang et *al.*, 2020 ; Zhao et *al.*, 2018).

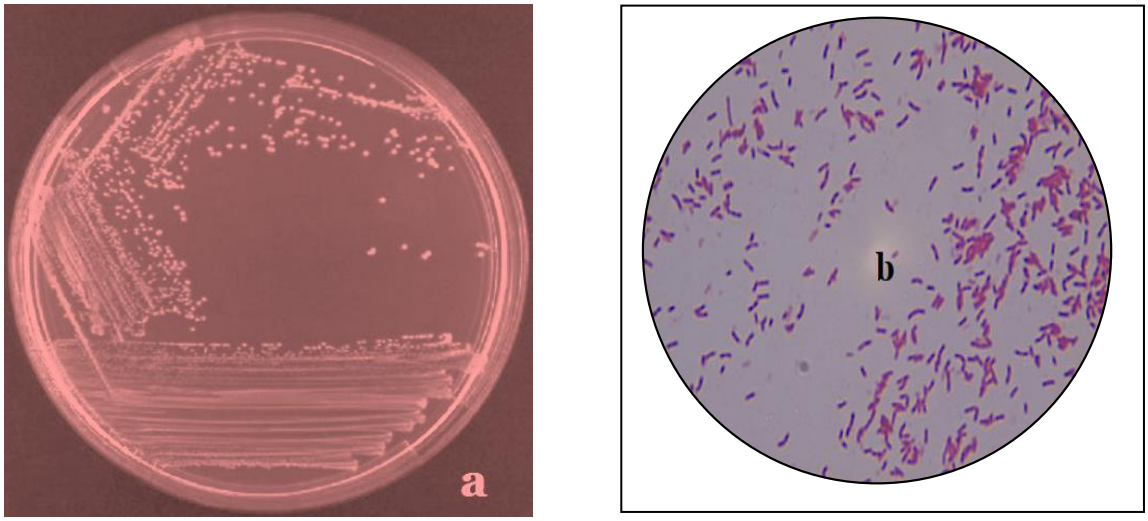


Figure 46 : Souche *Pseudomonas fluorescens* au laboratoire. a : Observation à l'œil nu. b : observation sous microscope optique (x 400)

c- Milieu de culture des bactéries

Nous avons utilisé le milieu de culture la gélose nutritive non sélective pour ces deux bactéries. Dans un litre d'eau distillée, nous avons préparé ce milieu composé par 1 g/L d'extrait de viande, 2,5 g/L d'extrait de levure, 10 g/L de peptone, 1,5 g/L de chlorure de magnésium, 1,5 g/L de chlorure de sodium, 11 g/L de sulfate de potassium, 10 g/L de lactose et 15 g/L d'Agar. Le pH était ajusté à 7. L'incubation était à 38°C / 30 jours. Le milieu de culture obtenu nous avons ajouté le substrat, le perméat lactosérum et les déchets des plantes lignocellulosiques pour avoir une concentration en sucres de 100 g (sucrose + amidon).

II-3-1-2 Champignon Aspergillus niger

a- ***Aspergillus niger***

Est un champignon qui produit de nombreuses enzymes extra cellulaires, dont la majorité est utilisée en biotechnologie. Aspergillus est particulièrement important dans la fabrication des acides citriques et gluconiques, largement utilisés en industrie alimentaires. Cependant, beaucoup d'Aspergillus, contaminent la nourriture et produisent des produits toxiques. Quelques espèces poussent comme des contaminants du cuir et des tissus. L'état asexuel d'Aspergillus attire le plus souvent les biotechnologistes. Il est en fait caractérisé par la production d'un grand nombre de spores en chaînes (Wainwright, 1992 ; Siboukeur et *al.*, 2001 ; Šimonovičová, 2020 ; Xiaomei Zheng, 2022).

Aspergillus. niger (figure 47) a été isolée à partir de eaux et sols contaminés par les métaux lourds des EOFA et des EUT. Le dénombrement des cellules viables est nécessaire lors de manipulations pour déterminer le nombre de cellules présentes dans une culture. Pour le dénombrement du champignon *Aspergillus. niger* dans les échantillons, nous avons utilisé le milieu gélosé Violet Red Bile Lactose Agar (VRBL, Oxoid CM0107). L'incubation à 30°C pendant 24 heures. L'estimation du nombre de spores de la suspension fongique est effectuée par un dénombrement des spores d'*Aspergillus niger* effectué sur cellule Malassez sous microscope photonique au grossissement (x10) puis (x40).

Ensuite, la souche a été cultivée selon la procédure de Bosshard et *al*. (1996) :

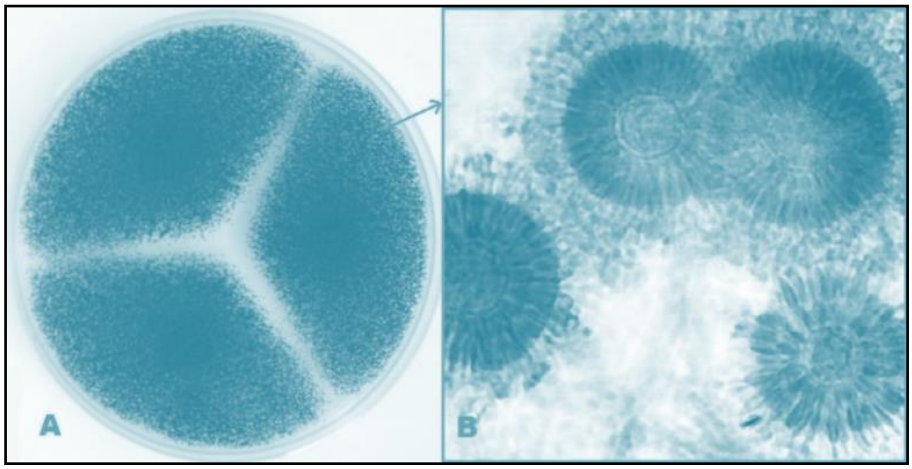


Figure 47 : Souche *Aspergillus niger* isolée à partir des eaux d'Oued Fès : A : observation à l'œil nu. B : observation sous microscope optique (x 400)

L'adaptation du champignon *Aspergillus niger* a été réalisée à travers une série de sous cultures après exposition à la solution liquide des déchets solides et des eaux. Pour la préparation de l'inoculum, le champignon adapté a été incubé trois fois sur le milieu gélosé dextrose de pomme de terre (PDA, potato dextrose agar) inclinée en utilisant une boucle de platine stérile, Le pH est ajusté à 7, la température de l'incubation est de 30°C pendant 5 jours. Des conidies âgées de cinq jours ont été récoltées à partir de la surface de gélose dextrose de pomme de terre en utilisant de l'eau distillée stérile. Le nombre de spores a été compté à l'aide d'un hémocytomètre et normalisé à environ $3,5\times10^{6}$ spores mL^{-1} de suspension de spores.

b- Milieu de culture du champignon

Le milieu de culture à base de perméat de lactosérum et déchets lignocellulosique a été utilisé. Ce milieu a été préparé à partir du milieu czapek auquel un excès de sucrose a été ajouté pour

obtenir une concentration de 100 g dans 1 litre de l'eau distillée, Sucrose ($100gL^{-1}$), $NaNO_3$ ($1,5gL^{-1}$), KH_2PO_4($0,5gL^{-1}$), $MgSO_4.7H_2O$ ($0,025gL^{-1}$), KCl ($0,025gL^{-1}$), $FeSO_4$ ($0,005gL^{-1}$), Extrait de levure (1,6g/L). Ensuite, le milieu a été stérilisé à l'autoclave (20 minutes à 121°C), puis, refroidi à la température ambiante (25°C). $2.5x10^7$ de l'inoculum de chaque souche utilisée ont été ajoutés aux milieux dans des pastilles de boite de pétri. L'incubation a été réalisée par ensemencement sur milieu PDA pendant 7j dans un incubateur à 30°C.

II-3-2 Caractérisation des substrats utilisés comme source de carbone

Nous avons utilisé comme source de carbone (substrat) le perméat lactosérum (L) et les déchets des plantes lignocellulosiques (LC) ont été obtenus de l'unité de recherche du laboratoire d'Ingenerie, Electrochimie, Modélisation et Environnement, Faculté des Sciences, Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, Fès.

Les résultas obtenus sont illustrés dans le tableau suivant.

Tableau 32 : Caractéristiques des substrats source de carbone

	Perméat de lactosérum en poudre	**Déchets lignocellulosiques des plantes**
Teneur en eau %	5	71
Sucres totaux mg/g de matière sèche	765 du lactose	125,9
Carbone organique dissous (COD)	41 %	56 %
Carbone organique total (COT)	197 mg/g	73 mg/g
Substrat (g sec/100g sucre)	437	125

Les résultats des analyses montrent que les déchets lignocellulosiques des plantes sont riches en eau et le carbone organique dissous par contre perméat de lactosérum en poudre la teneur en sucre totaux est très élevée.

II-3-3 Production des acides organiques des traitements des métaux lourds

Lors de la production des acides organiques, un prélèvement dans chaque milieu de culture était effectué chaque 12 heures pour le suivi du pH et la production des acides organiques. L'identification et la quantification des acides organiques se faisaient par HPLC avec une

phase mobile de 10 mN à débit de 0.5 mL/min (40°C) et un détecteur U. V. 441 à 210 nm (colonne Waters Novapak E18 3,9 mm x 300mm de longueur).

II-3-4 Distribution géochimique des métaux lourds par extraction séquentielle sélective (ESS)

La distribution géochimique des métaux lourds dans les résidus a été déterminée analytiquement en utilisant la technique d'extraction séquentielle sélective (ESS) développée par Tessier et al. (1979) et changée par Galvez-Cloutier (1995). Cette méthode repose sur l'hypothèse que les particules de métaux lourds peuvent être dissoutes et extraites sélectivement du sol à l'aide d'une série de réactifs appliqués selon une séquence d'extraction de plus en plus agressive. Les métaux extraits sont classés comme suit (Galvez-Cloutier, 1995) :

Solubles : extractibles avec de l'eau distillée

- Echangeables
- Associés aux carbonates : extractibles avec de l'acétate de sodium (pH =5)
- Associés aux oxydes/hydroxydes : facilement à modérément réductibles
- Associés à la matière organique : extractibles par oxydation forte
- Associés à une fraction cristalline résiduelle : extractibles par digestion acide à haute température

L'information fournie par la méthode ESS permettra de développer des méthodologies de lixiviation plus efficaces, fiables et prévisibles. Avec cette technique les distributions géochimiques des oligo éléments Mg, Ca, Na, K, Fe, S, Cu et Zn et les métaux lourds (Al, Cr, Pb, As, Cd et Ni) dans les eaux contaminées ont été déterminées afin de connaître les modes d'association initiaux de ces éléments. Les concentrations de ces éléments dans chaque surnageant ont été mesurées à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique. Il a été utilisé également pour évaluer l'effet de la distribution géochimique des métaux sur la solubilisation.

II-4 Traitement par des cellules libres

II-4-1 Traitement par les bactéries

Le traitement a été effectué par inoculé par masse 10^9cell/mL dans un échantillon des résidus liquides de différentes dilutions préparées préalablement par *Clostridium butyricum* ou par *Pseudomonas fluorescens Migula*. Aussi nous avons essayé d'associer les deux bactéries (Clost-Pseudo) dans le traitement pour étudier leur efficacité dans le traitement et la dégradation des résidus liquides dilués. Le comptage de l'inoculum pour inoculation était fait au moyen d'un hématimètre et d'un microscope.

Ensuite, les échantillons ont été placés sous l'agitation dans le shaker pendant 20 jours à 100 rpm à température ambiante (24 ± 2 °C). Un quatrième échantillon des résidus liquide de la faible dilution non inoculé (témoin) a été placé avec les autres échantillons dans les mêmes conditions. Tous les échantillons ont été oxygénés une fois par jour.

Afin de déterminer l'impact des résidus et confirmer la faisabilité et l'efficacité des traitements biologiques, la composition physicochimique des résidus avant et après les traitements a été recherchée.

II-4-2 Traitement par le champignon

Pour les expériences de biolixiviation, 1 mL de suspension de spores a été ajouté à 100 ml de milieu saccharose avec la composition : Saccharose 100 g l^{-1}; $NaNO_3$ 1,5 g l^{-1}; KH_2PO_4 0,5 g l^{-1} $MgSO_4$. $7H_2O$ 0,025 g l^{-1}; KCl 0,025 g l^{-1}; extrait de levure 1,6 g l^{-1}.

Dans des béchers de 2 L contenant le milieu de culture milieu saccharose, nous avons ajouté 30 ml de mélange fongique par litre. Pour la biodégradation des résidus liquides (sol et eau) dilués, le milieu est inoculé par 30 mL des champignons amplifiés et par de champignons non amplifiés par litre des résidus liquides. L'inoculum est amplifié sur EOFA polluée de concentration croissante.

Dans les mêmes conditions, nous avons réalisé des témoins pour étudier le comportement de la souche étudiée (*Aspergillus niger*) sur le milieu saccharose constitué par les résidus liquides dilués. L'incubation des différents milieux de culture a été réalisée à température ambiante (24°C) et agités sur shaker rotatif (60 tr / mn). Tous les milieux ont été oxygénés à l'aide d'une pompe à l'air (figure 48).

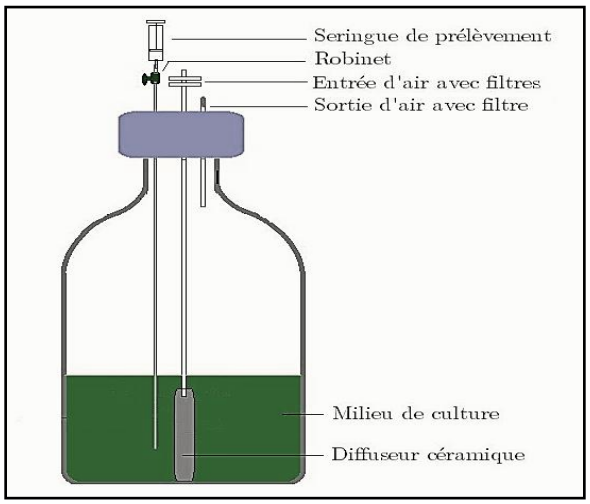


Figure 48 : Bioréacteur de la dégradation biologique des résidus liquides dilués

✓ ***Analyses de la croissance mycélienne***

Durant le traitement, la croissance mycélienne (CM600) du champignon (figure 49) est déduite par la différence des mesures de turbidité à 600 nm (spectrophotomètre UNICO 1100). La lecture a été réalisée sur les résidus bruts liquides des déchets miniers (CM600bt) et sur le surnageant à 600 nm (CM600st) des milieux résultant après traitement et centrifugation (15 min à 4000 tours/min et à 4 °C) des échantillons par centrifugeuse (JOUAN R412).

CM600 = CM600bt - CM600st

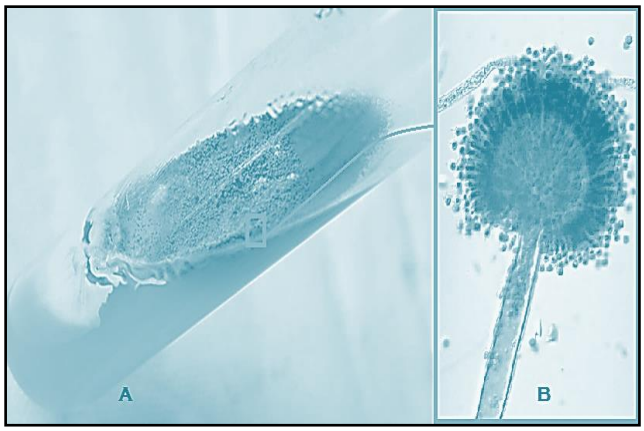


Figure 49 : Champignon *Aspergillus niger* utilisé dans la remédiation biologique.

A : dans le milieu liquide PCA. B : Mycelium en microscopie optique (Gx1000) après 5 j d'incubation

II-4-2-1 Amplification du traitement biologique des résidus liquides par des cellules immobilisées d'Aspergillus niger

Dans la figure 50, l'immobilisation est une technique très intéressante dans la remédiation biologique des eaux et des sols. Elle consiste à amplifier et augmenter les résultats de traitement biologique (Boudjerda et *al*., 2008 ; Sinha et *al*.,2012).

Nous avons réalisé la culture dans un fermenteur, un erlenmeyer de deux litres adaptés. Les cultures sont ensemencées au centième avec une préculture d'une nuit du mélange de champignons et de la bactérie. Ensuite, la culture est mise en agitation à 30°C. Les cellules sont récoltées par centrifugation, puis le culot est lavé deux fois avec de l'eau physiologique stérile. Finalement une suspension cellulaire est mélangée avec l'alginate de sodium à une concentration de 2 %.

Le mélange est égoutté par une seringue dans une solution stérile de chlorure de calcium (0,1 M). Les gouttes gélifient au contact des cations bivalents formant des billes. Ces dernières sont laissées 15 minutes à 37°C pour durcir, puis lavées 3 fois à l'eau physiologique avant leur suspension dans le milieu de culture fermentatif. Les cellules libres étaient préparées dans les mêmes conditions et utilisées comme témoins.

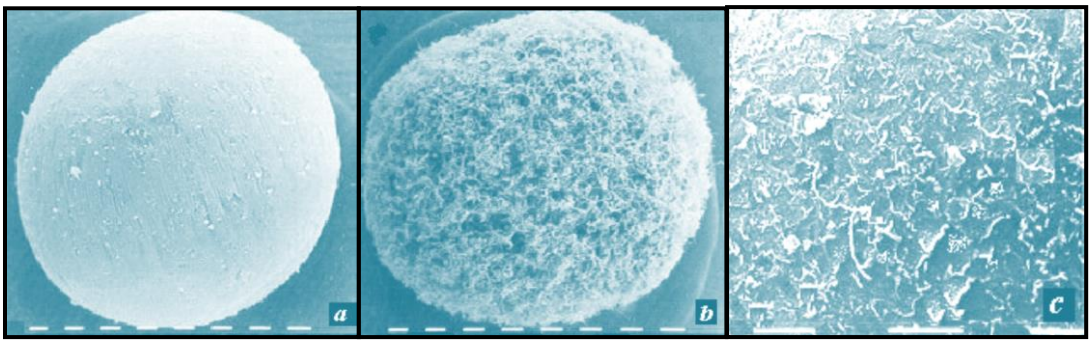


Figure 50 : Photo électronique d'une bulle d'alginate de calcium contenant le concentré immobilisé *d'Aspergillus niger*. a: après 1 cycle, b: après 6 cycles. c: détail de la surface du bulle b. (Wild MPS 45 / MPS 51 S.) Curseur = 0,1 mm.

II-4-2-2 Lixiviation des résidus sols et eaux

L'incubation est une durée de 7 jours suivie par centrifugation du surnageant des milieux de culture liquide à 3600 RPM à 4°C et/ou par filtration sur des filtres Wattman de 0,45µm. On procédait ensuite à la lixiviation pendant plus de 48 heures des résidus du sol et des eaux d'Oued Fès dans des tubes de centrifugation de 50 mL avec les surnageants filtrés. La concentration en résidus était de 5% (w/v). Les tubes étaient agités sur une plaque à 110 RPM. À la fin de la période de lixiviation, les lixiviats étaient récupérés par centrifugation à

3600 RPM pendant 5 minutes et analysés au spectrophotomètre d'absorption atomique et PCR pour doser leur contenu en métaux.

II-4-2-3 Conditions de traitement par cellules libres et immobilisées d'Aspergillus niger

Toutes les cultures des souches utilisées pour le traitement biologique ont été réalisées dans un bioréacteur de 2 litres avec un volume utile de 1,2 L. Les milieux utilisés pour les expériences contiennent différentes concentrations des résidus liquides. Aussi, nous avons optimisé les paramètres influençant le processus biotechnologique des cellules libres et immobilisées.

a. Préparation des dilutions

Environ 1g de chaque échantillon de déchets solides (séché à l'air et passé à travers un tamis de 2mm de maille) a été pesé dans des creusets en porcelaine de 50mL, nous avons ajouté 10 mL d'acide nitrique : une solution de chlorure d'hydrogène (1: 3) (solution Aqua regia) a été ajoutée et chauffé au bain-marie à 65 ° C pendant 6 h. La solution surnageante a été filtrée à travers un papier filtre Whatman (n ° 42) et le volume final a été complété à 25 mL en ajoutant de l'eau distillée. Les mesures ont été effectuées en double et les analyses physico-chimiques ont été déterminées par spectrométrie d'absorption atomique (Shimadzu 3600, Japon).

b. Effet de la tolérance des souches aux milieux exogènes

La tolérance du champignon et des deux bactéries utilisées à la composition physicochimique des eaux contaminées comme milieux exogènes est mesurée par le pourcentage de survie de ces microorganismes dans les milieux de cultures d'incubation et supplémentée par différentes concentrations des résidus liquides dilués.

Pour évaluer la tolérance des microorganismes isolés, ils ont été cultivés séparément sur milieux PDA complétés par les résidus liquides de concentration croissante. De plus, une plaque témoin sans ajout de résidus liquides a été étudiée. Toutes les expériences ont été menées en double. Les plaques ont été incubées à 25 ± 1 °C pendant 5 jours pour observer la croissance des microorganismes. Le suivi de la croissance a été effectué en mesurant le diamètre de la culture à partir du point d'inoculation ou du centre de la colonie. La tolérance a été étudiée par la détermination de la concentration minimale inhibitrice (CMI) et les espèces les plus tolérantes ont ensuite été identifiées.

II-4-3 Méthodologie analytique

Pour toutes les expériences, les acides organiques ont été produits en parallèle et dans les mêmes conditions avec des milieux à base de sucres et des milieux à base de résidus des perméats de lactosérums et de déchets lignocellulosiques afin de pouvoir évaluer et comparer le potentiel de lixiviation associé à chaque source de substrat.

II-4-3-1 Effet du pH

Différentes valeurs de pH (ajustées par l'acide tartrique, 2N) ont été testées pour trouver la valeur de pH optimale de traitement pour les différentes souches.

II-4-3-2 Effet de la température

Pour ce procédé et à la valeur optimale de pH trouvée, différentes températures ont été testées (22°C, 30°C, 37°C et 42°C, 48°C et 58°C) pour les cellules libres et immobilisées utilisées dans les traitements.

II-4-3-3 Effet de la dilution minimale en matière minérale

Dans ces expériences, on a essayé de déterminer la concentration maximale des minéraux contenants dans les échantillons. La dilution minimale est déterminée à partir du traitement biologique maximal.

II-4-3-4 Effet de la biomasse initiale de champignon

Après avoir cherché les valeurs optimales du pH et de la température, nous avons testé différentes concentrations d'inoculum des cellules libres et immobilisées dans ce procédé. Tous les essais ont été faits en duplicata ou en triplicata avec des témoins pour chaque type d'analyse effectuée.

II-5 Méthodologie appliqué

La méthode utilisée pour réaliser la bioremédiation des éléments étudiés a été effectuée en 5 étapes :

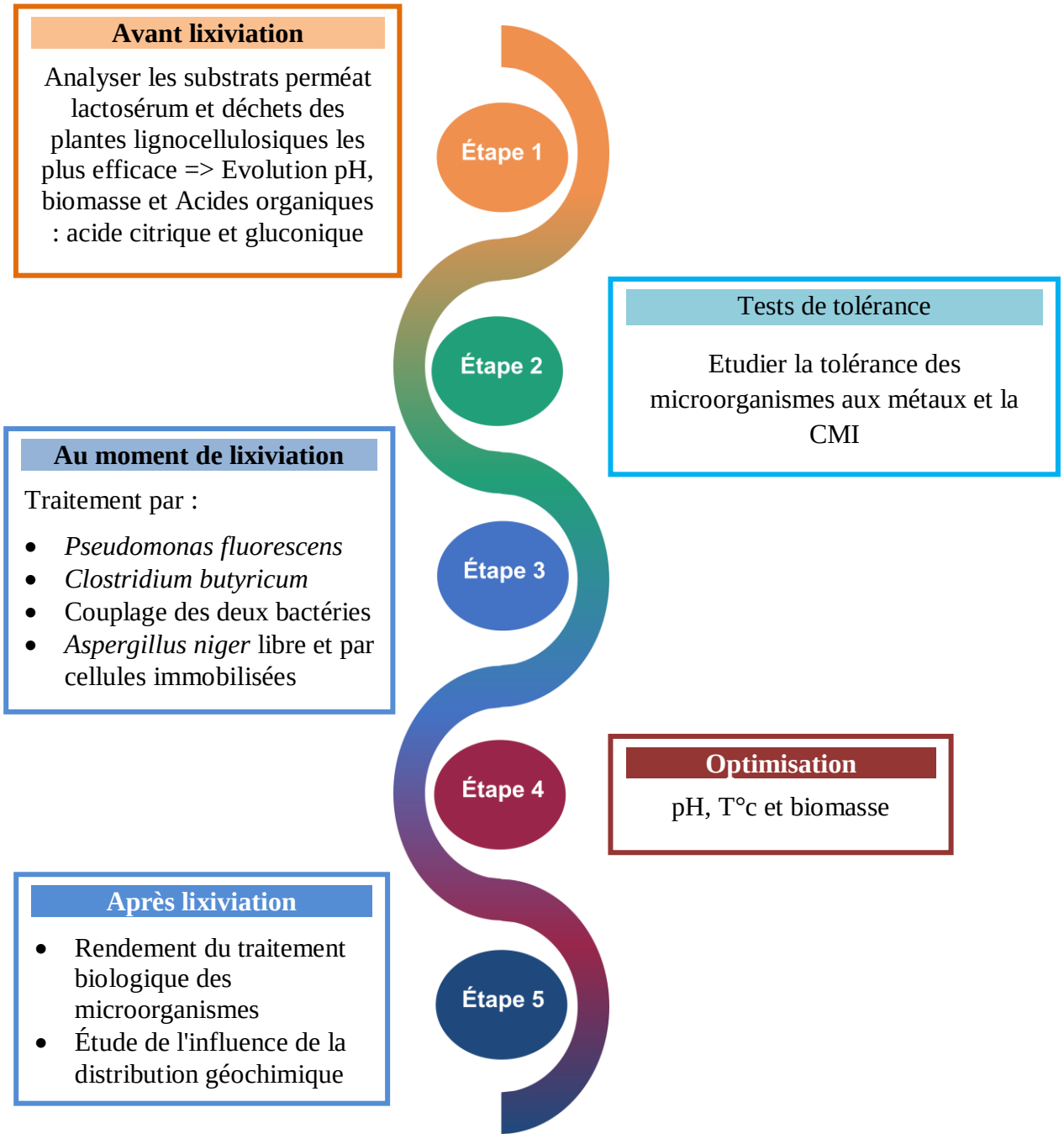


Figure 51 : Schéma général des cinq étapes pour traitement par bioremédiation

III- RESULTATS ET DISCUSIONS

III-1 Dénombrement d'*Aspergillus niger* dans les eaux et sols

Selon nos résultats, *Aspergillus niger* présente majoritairement dans les EOFA situées au S3 avec une valeur de 83,34 10^8 spores. Cette concentration est moins importante dans le sol irrigué d'une valeur de 52,81 10^8 spores. Dans les EUT, les valeurs de ce champignon sont moins importantes par rapport aux EOFA, ils sont de l'ordre 37,09 10^8 spores seulement. Par contre, dans le sol *A.niger* est disponible davantage dans S3 à une valeur de 67,90 10^8 spores (figure 51).

Selon les études faites par Halah Aissam (2003), la caractérisation microbiologique des margines de quatre stations d'évaporation en Espagne a montré que les champignons sont capables de s'y développer mieux que les bactéries dans ces effluents et ils ont la capacité à croître sur une eau résiduaire (Coulibaly, Lacina, 2002).

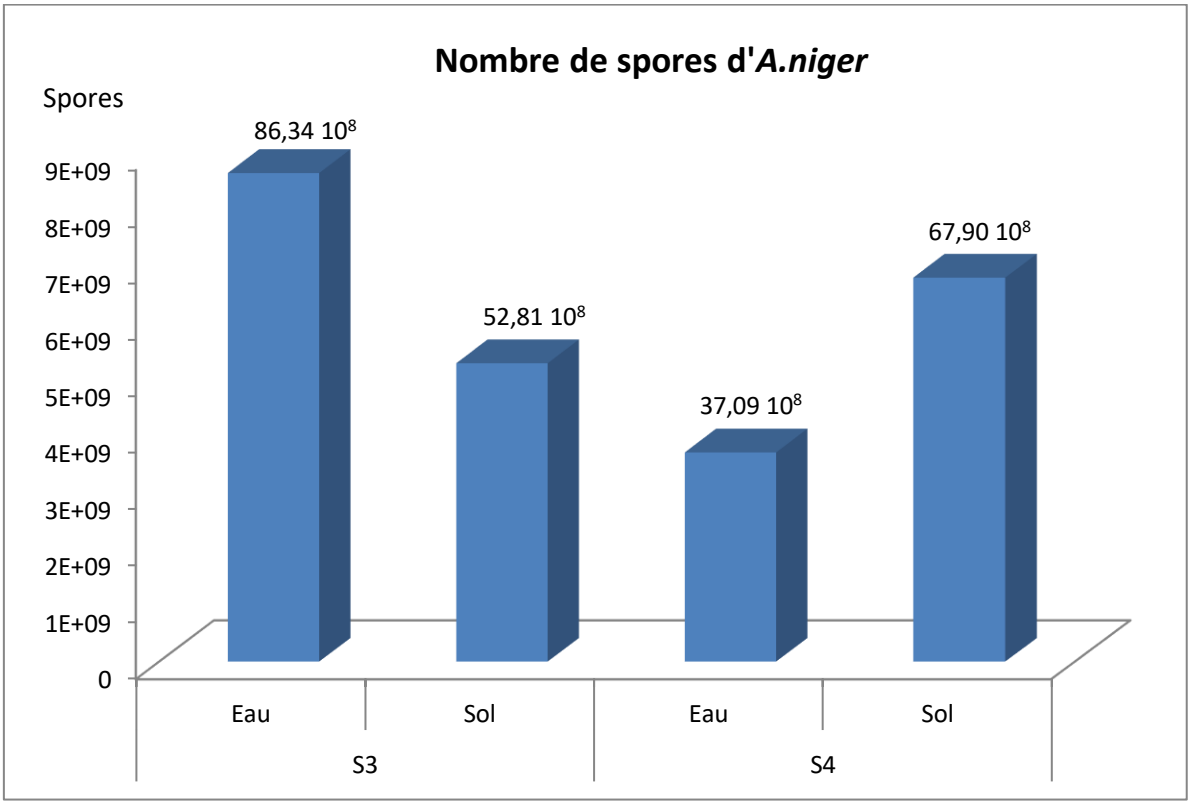


Figure 52 : Dénombrement de *l'Aspergillus niger* dans les eaux d'irrigation (S3=Eaux et sol d'Oued Fès en aval EOFA et S4= Eaux et Sol des EUT)

III-2 Analyse des substrats utilisés et évolution du pH dans les milieux de culture

La caractérisation des substrats comme source de carbone a pour objectif de déterminer le milieu de culture contenant 100 g/L de sucres. Ces résultats montrent que pour obtenir 100 g/L de sucres dans chaque milieu de culture, il fallait utiliser entre 125 et 437 g sec de chaque substrat (tableau 32 page 140). La figure 52, montre que le substrat de matière lignocellulisique (LC) en presence d'*A. niger* est le plus consommé par rapport aux deux bactéries *C. butyricum* et *P. fluorescens.* Cette utilisation de LC se stabilise après 72 heures d'incubation et atteint les valeurs de 37 g/L en présence d'*A. niger*, 74 g/L en présence de *P. fluorescens* et 84 g/L en présence de *C. butyricum,* qui est une valeur importante. Ce qui signifie que LC est beaucoup plus assimilable par d'*A. niger* que par *P. fluorescens et* encore moins par *C. butyricum.*

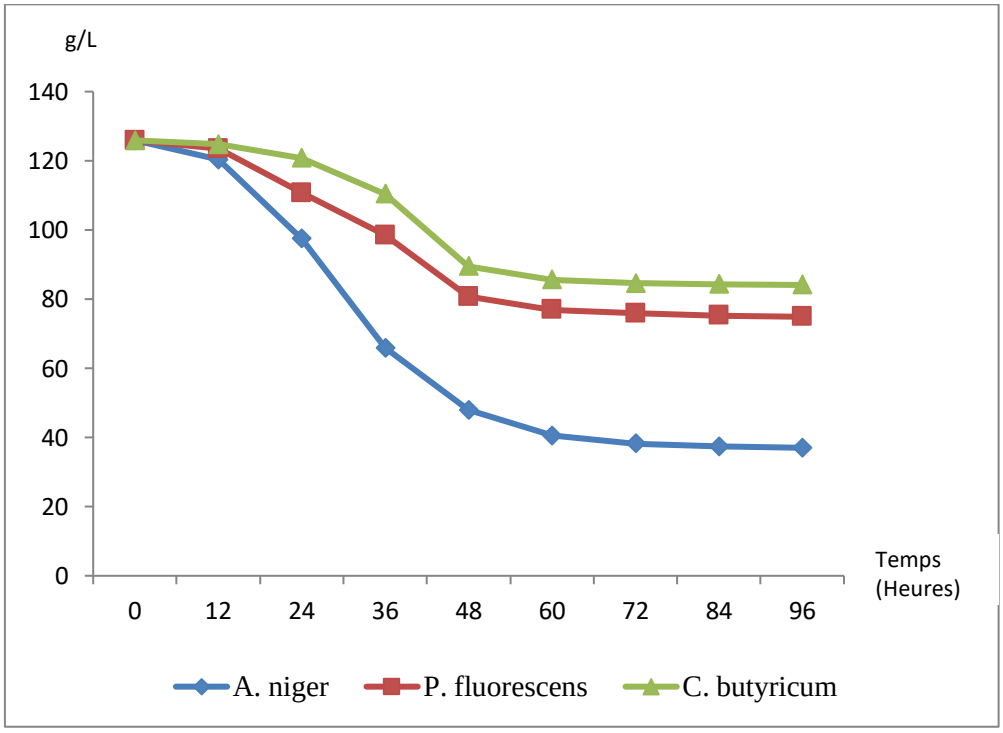


Figure 53 : Evolution du substrat à base de matière lignocellulosique (LC) en présence de A. niger, *C. butyricum* et *P. fluorescens.*

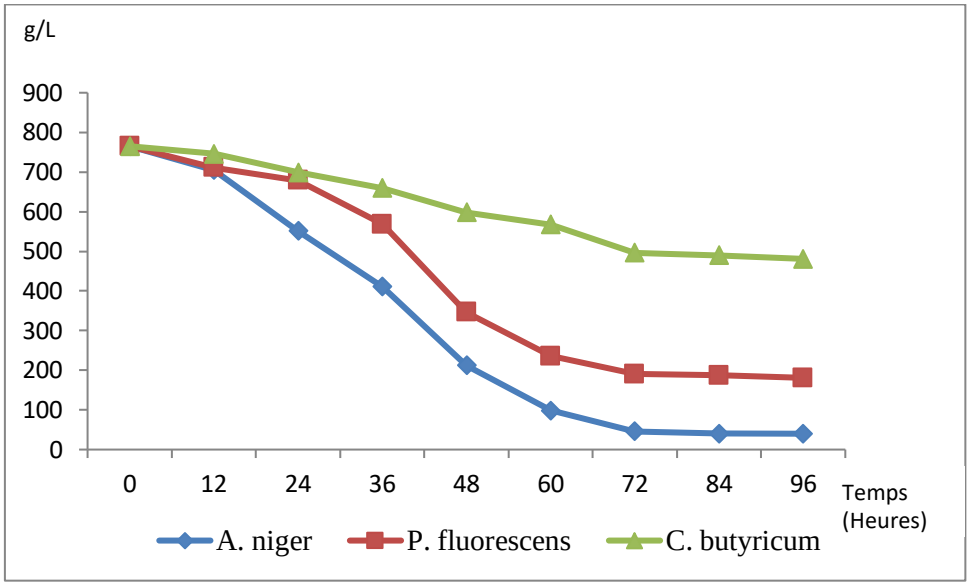


Figure 54 : Evolution du substrat à base de perméat de lactosérum (L) en présence *d'A. niger, C. butyricum* et *P. fluorescens.*

Quant au substrat à base de perméat de lactosérum (L) (figure 53), nous constatons une meilleure consommation de celui-ci par *A. niger,* la concentration du perméat de L atteint une valeur minimale à 40g/L après 96 heures d'incubation. La *P. fluorescens* est en deuxième position après *A. niger* où le substrat à base de perméat L est utilisé pour atteindre 180g/L après 96 heures d'incubation puis, en dernière position, la bactérie *C. butyricum* utilise le perméat de L pour avoir une valeur de 480g/L seulement aux mêmes heures d'incubation. Après 72 heures d'incubation, les valeurs des substrats commencent à se stabiliser.

Suite à ces résultats, nous retenons que le perméat L est le substrat le mieux adapté et recommandé pour l'utiliser dans les milieux de culture par rapport à la matière LC. Ceci est confirmé aussi par Abibata Ouattara (2008) qui a démontré que le perméat de L est le résidu agro-alimentaire qui a le plus haut ratio C:N égal à 160 : 1.

Les figures 54, 55 et 56, présentent l'évolution du pH dans les cultures à base de substrat de perméat de lactosérum et de matière lignocellulosique (L et LC) en présence de *A. niger, C. butyricum* et *P. fluorescens*.

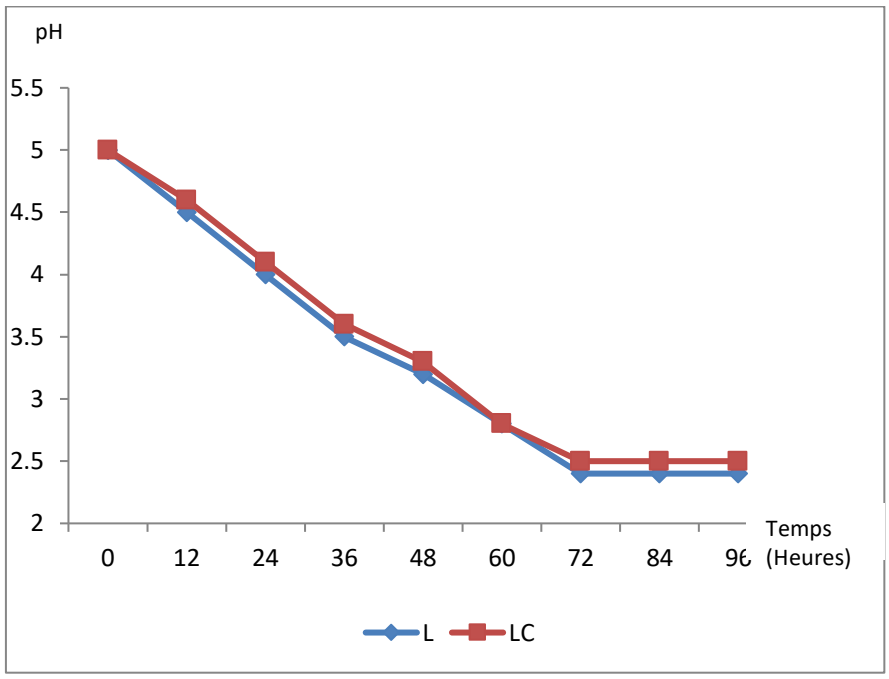


Figure 55 : Evolution du pH dans les cultures à base de perméat de lactosérum et de matière lignocellulosique (L et LC) en présence *d'A. niger*

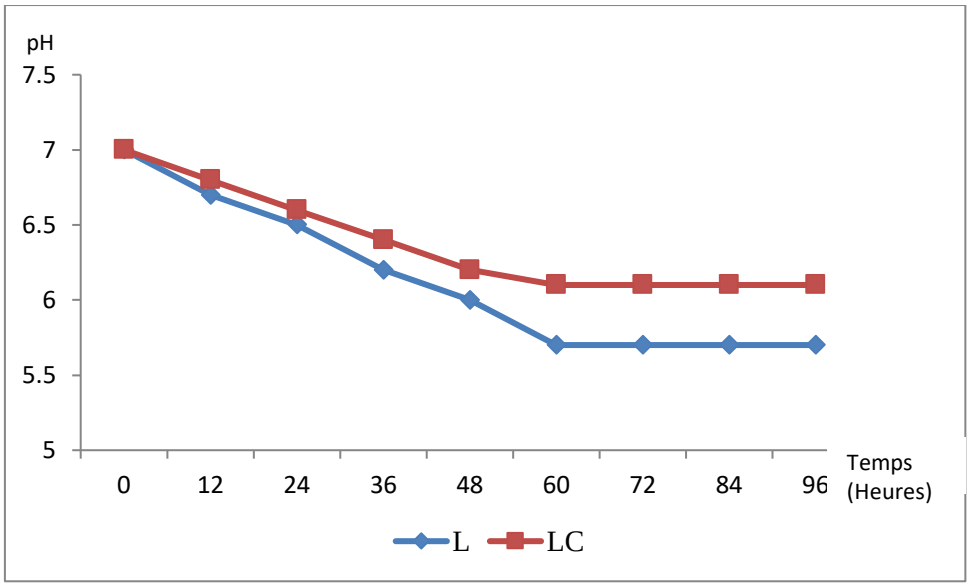


Figure 56 : Evolution du pH dans les cultures à base de perméat de lactosérum et de matière lignocellulosique (L et LC) en présence de *P. fluorescens*

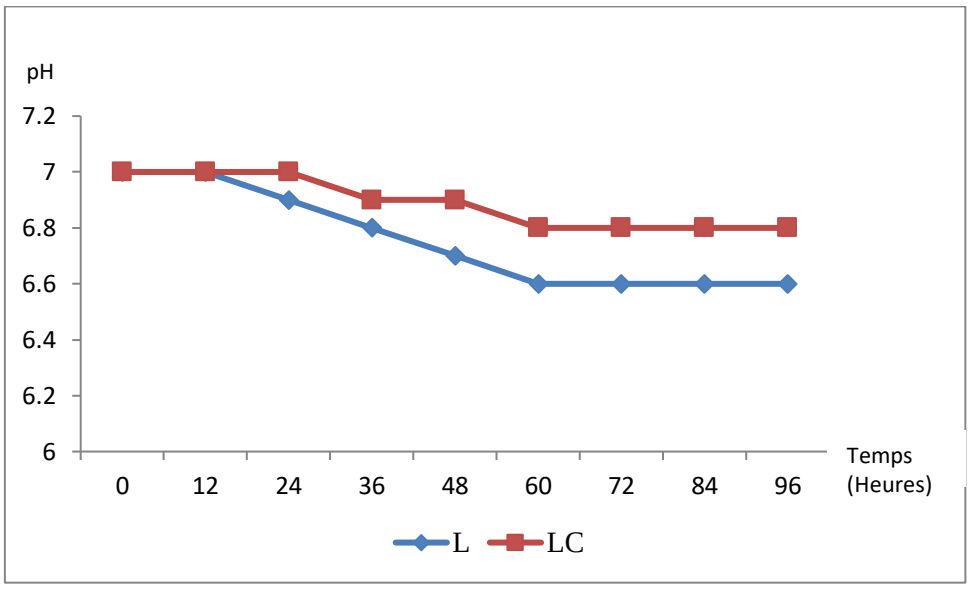


Figure 57 : Evolution du pH dans les cultures à base de de perméat de lactosérum et de matière lignocellulosique (L et LC) en présence de *C. butyricum*

On note que l'évolution du pH est similaire dans les deux milieux de culture LC et L en présence de *A. niger*. Le pH des cultures décroît très rapidement pour atteindre 2,5 dans le substrat LC et 2,4 dans le substrat L dans un milieu tres acide à 72 heures d'incubation ; à partir de cette heure, le pH se stabilise. Par contre, en présence de *P. fluorescens* et *C. butyricum*, l'évolution du pH est différente dans les deux milieux de culture. Dans le milieu de culture à base de perméat de L, le pH a tendance à baisser lentement pour atteindre 5,7 en présence de *P. fluorescens* et 6,1legerement acide en présence de *C. butyricum* et cela après 60 heures d'incubation. Au-delà de cette heure, le pH est stabilisé. Dans le milieu de culture à base de matière LC, le pH diminue encore plus lentement que dans le milieu de culture à base de perméat de L et n'atteint que 6,1 en présence de *P. fluorescens* et 6,8 en présence de *C. butyricum*.

De façon générale, dans un milieu acide l'activité métabolique augmente ; et plus le pH décroît, plus la quantité des acides organiques produits augmente. Nous avons trouvé cette baisse significativement en présence d'*A. niger* dans le milieu de culture à base de perméat de lactosérum comme source de sucre fermentescible. La baisse de pH dans les cultures indique non seulement la production des acides mais aussi la croissance de la biomasse. Ces données sont similaires aux résultats rapportés par Santhiya et Ting (2006) et Yang et al (2009).

L'évolution de la biomasse des trois microorganismes (figures 57 et 58) étudiés dans le milieu de culture à base de LC passe au seuil après 36 heures d'incubation, puis elle décroît

progressivement. Les champignons ont développé une biomasse maximale de 14,35 g/L qui est la plus élevée par rapport aux deux bactéries encore moins *C. butyricum* avec une biomasse de 9,14 g/L. En revanche, la biomasse des trois microorganismes dans le milieu de culture à base de L est beaucoup plus importante que celle incubée dans le milieu de culture à base de LC. Après 36 heures d'incubation, *l'A. niger* a eu une biomasse maximale à 25,85g/L suivie de *P. fluorescens p*our une valeur de 17,90g/L et de *C. butyricum* avec une valeur de 13,34g/L.

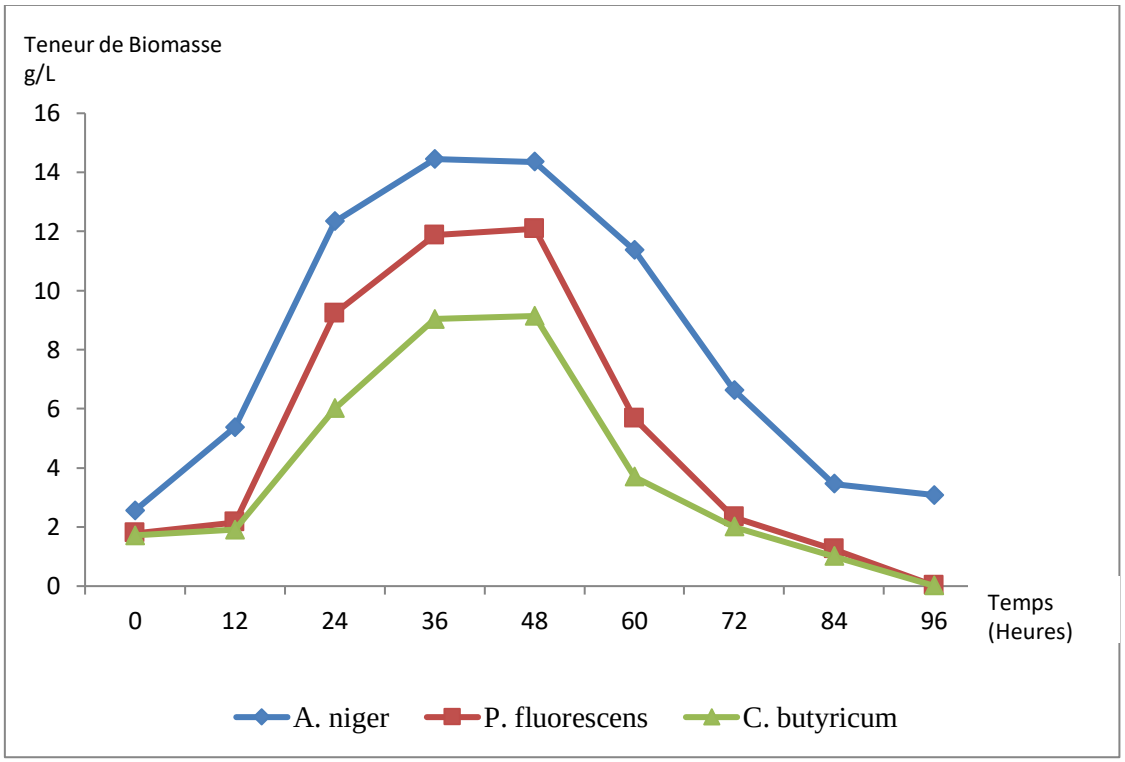


Figure 58 : Evolution de la biomasse des trois microorganismes dans le substrat de matière lignocellulosique en g/L

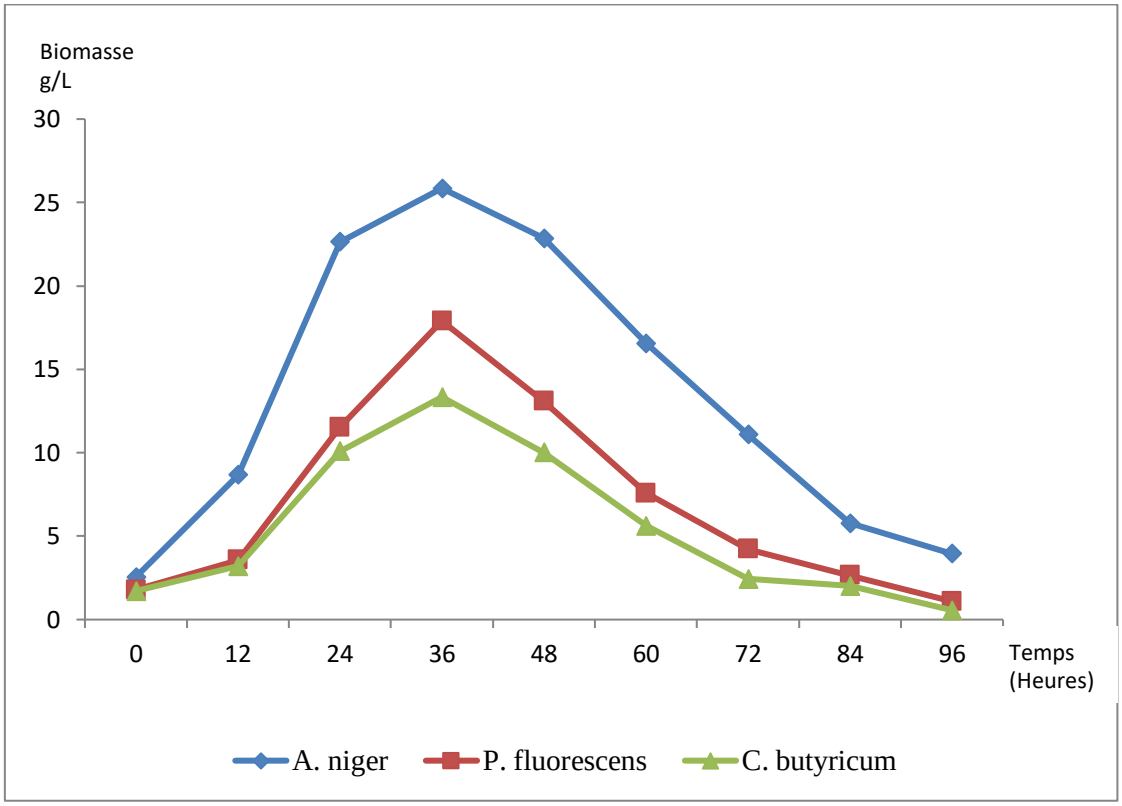


Figure 59 : Evolution de la biomasse des trois microorganismes dans le substrat de perméat de lactosérum en g/L

L'acide citrique est l'un des principaux acides organiques produits par des champignons filamenteux comme *A. niger* par fermentation submergée d'un milieu riche en sucre amidon, sucrose, lactose (Ouattara, 2008). Il est l'acide le plus utilisé pour la lixiviation des métaux. Par ailleurs, il est connu qu'*A. niger* produit de l'acide citrique (AC) à partir des sucres seulement sous des conditions particulières (Acourene, 2013). Dans ce chapitre, les deux principaux acides organiques produits sont l'acide citrique et l'acide gluconique (AG).

Selon les figures 59 et 60, la fermentation du L par *A. niger* permet une meilleure production des deux acides organique AC et AG après seulement 48 heures d'incubation avec les teneurs respectives de 2,32 g/L et de 2,14 g/L. En revanche, les valeurs maximales des AC et AG produites par *P. fluorescens* et *C. butyricum* sont moins importantes que celles produites par *A. niger* ; les teneurs des AC sont respectivement de 1,98g/L et de 1,76g/L et les teneurs de l'AG sont respectivement de 0,89g/L et 0,76g/L dans le milieu de culture à base de L. Ces concentrations sont moins élevées dans le milieu de culture à base de LC.

Après les 48 heures d'incubation, le taux des deux acides a tendance à diminuer. Nous constatons que la concentration de l'AC produite par *A. niger*, se stabilise après 84 heures

d'incubation que ce soit dans le milieu de culture à base de L ou LC sans arriver aux concentrations initiales. Contrairement aux AC et AG produits par *P. fluorescens* et *C. butyricum*, après les 84 heures d'incubation les concentrations retournent aux valeurs initiales en suivant la même baisse que la biomasse susmentionnée.

Nous pouvons confirmer alors que l'*A. niger* produit beaucoup mieux d'AC et d'AG, surtout si elle est incubée dans un milieu de culture à base de L.

Les acides organiques bioproduits étaient l'agent de lixiviation le plus important dans le processus de biolixiviation utilisant des champignons (Aung et Ting, 2005 ; Castro et *al.*, 2000 ; Le et *al.*, 2006 ; Mulliganet *al.*, 2004 ; Yang et *al.*, 2008).

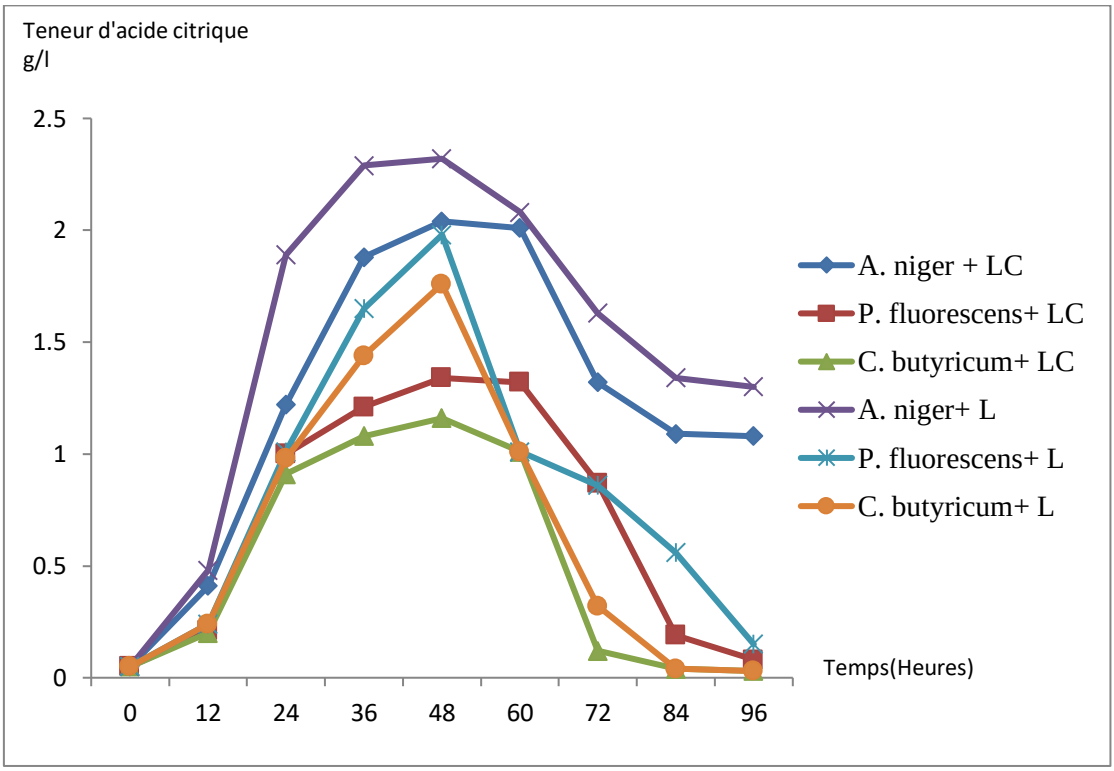


Figure 60 : Evolution de la production de l'acide citrique par les trois organismes et dans les 2 milieux de culture L et LC

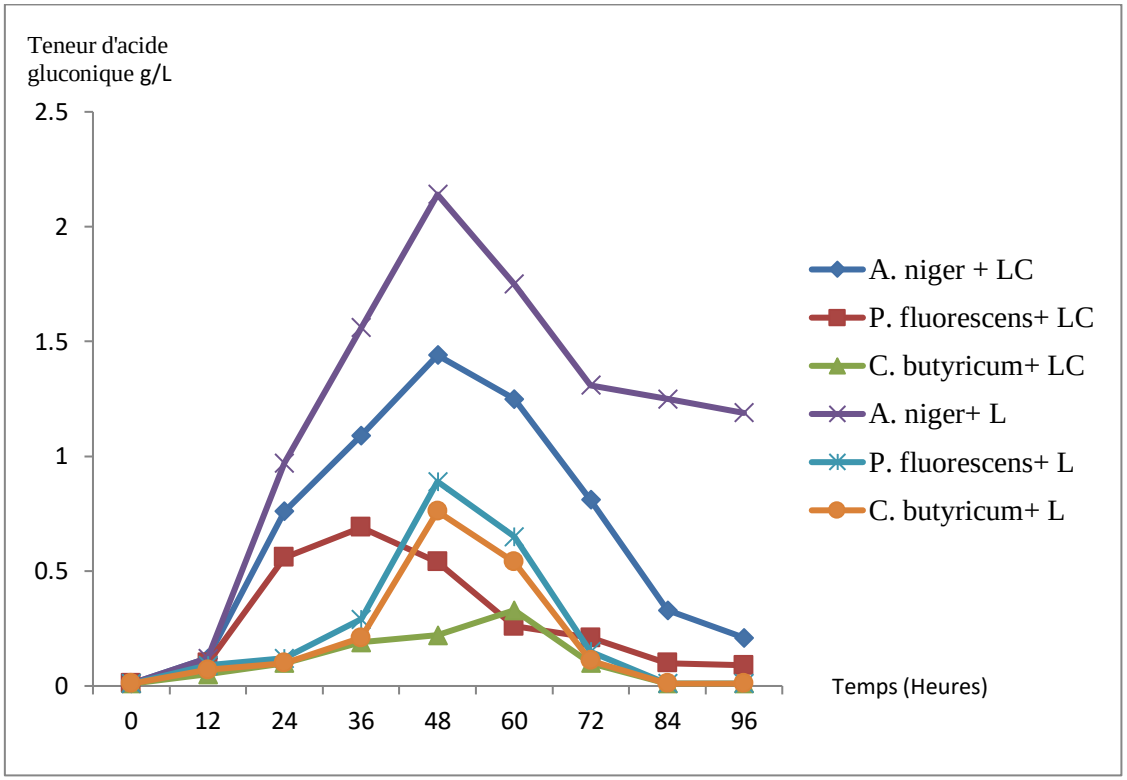


Figure 61 : Evolution de la production de l'acide gluconique par les trois organismes et dans les deux milieux de culture L et LC

III-3 Traitements par biolixiviation

III-3-1 Traitement biologique par des bactéries exogènes

Suite aux résultats obtenus précédemment, le milieu de culture adopté pour le traitement des métaux lourds est à base du perméat de L. Le traitement biologique a été effectué par l'utilisation de deux bactéries *C. butyricum* et *P. fluorescens*. Les échantillons des EOFA ont été choisis étant donné qu'elles sont les plus polluées.

✓**Tolérance des bactéries aux métaux lourds**

Nous avons effectué plusieurs dilutions de notre échantillon afin d'assurer la croissance des deux bactéries. Nous avons établi des dilutions décimales en transvasant 1 mL de la suspension mère dans un tube contenant 9 mL de diluant stérile (eau distillée stérile). Le mélange est soigneusement agité de préférence avec un agitateur mécanique pendant 5 à 10 secondes et prélevé, avec une nouvelle pipette stérile, 1 ml de la suspension 10^{-1} qui est placé dans 9 mL d'eau distillée stérile (dilution 10^{-2}). Nous avons continué ainsi avec les dilutions suivantes, 10^{-3}, 10^{-4} ainsi de suite jusqu'aux 10^{-7}(tableau 33 et 34).

Tableau 33 : Croissance de *Pseudomonas fluorescens* sur les différentes dilutions des EOFA.

Temps (J)	Absorbance à UV de différentes dilutions des EU						
	1	**10^{-2}**	**10^{-3}**	**10^{-4}**	**10^{-5}**	**10^{-6}**	**10^{-7}**
2	0	0	0	0	0,45	0,45	0,46
4	0	0	0	0	0,68	0,69	0,69
6	0	0	0	0	0,75	0,75	0,76
8	0	0	0	0	0,86	0,88	0,88
10	0	0	0	0	0,98	1,04	1,05
12	0	0	0	0	1,12	1,69	2,01
14	0	0	0	0	1,38	3,26	4,75
16	0	0	0	0	1,51	3,68	4,98
18	0	0	0	0	1,58	3,79	4,99
20	0	0	0	0	1,04	2,82	2,98
22	0	0	0	0	1,10	2,60	2,49
24	0	0	0	0	1,08	1,95	1,95
26	0	0	0	0	1,06	1,81	1,89
28	0	0	0	0	1,04	1,27	1,57
30	0	0	0	0	0,8	0,99	1,19

Tableau 34 : Croissance de *Clostridium butyricum* sur les différentes dilutions des EOFA.

Temps (J)	Absorbance à UV de différentes dilutions des EOFA						
	1	**10^{-2}**	**10^{-3}**	**10^{-4}**	**10^{-5}**	**10^{-6}**	**10^{-7}**
2	0	0	0	0,48	0,48	0,48	0,49
4	0	0	0	0,74	0,76	0,78	0,79
6	0	0	0	0,79	0,79	0,82	0,87

8	0	0	0	0,88	0,96	0,98	0,98
10	0	0	0	1,58	1,78	1,84	1,95
12	0	0	0	1,79	2,11	3,69	4,01
14	0	0	0	3,36	4,85	4,26	5,75
16	0	0	0	4,78	5,98	7,68	7,93
18	0	0	0	4,99	6,99	8,79	8,99
20	0	0	0	4,82	2,98	7,80	8,98
22	0	0	0	4,60	2,49	5,60	5,49
24	0	0	0	2,95	1,97	2,95	2,95
26	0	0	0	1,91	1,80	1,99	1,99
28	0	0	0	1,67	1,52	1,20	1,67
30	0	0	0	0,69	0,19	0,90	1,04

A partir de ces deux tableaux 33 et 34, nous constatons que les deux bactéries ne se développent dans nos échantillons EOFA qu'à partir de la dilution à 10^{-5} pour la bactérie *P.fluorescens* et qu'à partir de 10^{-4} pour la bactérie *C.butyricum.* La croissance la plus élevée est enregistrée à la dilution de 10^{-7} d'une valeur de 4,99 pour *P.fluorescens* et de 8,99 pour *C.butyricum.* La croissance optimale des deux bactéries est aux 18 jours d'incubation. Après le 18ème jour la croissance des bactéries se restreint. Pendant 30 jours les deux bactéries continuent à vivre, ceci pourrait indiquer que le milieu est favorable pour la croissance de ces deux bactéries malgré la forte charge de pollution. Delille (2007), confirme aussi la croissance de la *P.fluorescens* dans les sols contaminés par les métaux lourds.

- ✓ **Biosorption des métaux lourds par les bactéries**

Les deux bactéries *Clostridium butyricum* et *Pseudomonas fluorescens* ont été soumises à des tests de tolérance aux métaux. Le choix des concentrations de métaux lourds pour avoir des eaux usées synthétiques au laboratoire, a été basé sur les résultats de l'analyse des échantillonnés des EOFA. Ces fourchettes concordaient avec celles indiquées comme valeurs

seuils pour les concentrations de métaux lourds dans les échantillons. Les résultats ont montré des concentrations minimales inhibitrices (CMI) différentes pour les élements oligoelements et métaux lourds ci-dessous (tableau 35). La CMI est définie comme la concentration la plus faible d'un élement qui inhibe la croissance visible de la bactérie.

Tableau 35 : Concentrations minimales inhibitrices (g L-1) des éléments (oligoéléments et métaux lourds) pour *Clostridium butyricum* et *Pseudomonas fluorescens* après 48 h de culture.

	Pseudomonas fluorescens		***Clostridium butyricum***	
	10^{-3}	**10^{-4}**	**10^{-3}**	**10^{-4}**
Zn	-	258	-	250
Mg	-	296	-	242
Ca	-	589	-	245
Na	-	672	-	634
K	-	349	-	325
Fe	-	578	-	541
S	-	193	-	190
Cu	-	75	-	34
Pb	-	67	-	49
Cr	-	89	-	72
Al	-	117	-	95
As	-	34	-	31
Cd	-	135	-	130
Ni	-	49	-	41

✓ **Rendement du traitement par *Pseudomonas fluorescens***

D'après les données du tableau 36, le début de la dégradation des élements est variable, Leur lixiviation ne commence qu'après 8 jours d'incubation pour l'Al, le Cd, le Ni, l'As, le Pb, le

Cr et le Cu. Quant aux deux oligoéléments Fe, S et Zn, la lixiviation débute aux 4 jours d'incubation ; pour Mg et Ca la dégradation se fait un peu plus tôt aux 3 jours d'incubation.

Tableau 36 : Rendement du traitement biologique (µg L-1) de quelque oligo éléments et des métaux lourds par *Pseudomonas fluorescens* après 30 jours d'incubation

	Durée (Jour)											
	0	1	2	3	4	8	10	14	18	22	26	30
Zn	258	258	258	258	253	245	232	217	217	217	217	217
Mg	296	296	296	232	209	145	124	124	124	124	124	124
Ca	589	589	589	507	431	296	220	220	220	220	220	220
Na	672	672	667	610	534	495	495	495	495	495	495	495
K	349	349	340	327	300	252	209	209	209	209	209	209
Fe	578	578	578	578	578	570	564	523	523	523	523	523
S	193	193	193	193	190	185	180	180	180	180	180	180
Cu	75	75	75	75	75	71	63	54	54	54	54	54
Pb	67	67	67	67	67	64	60	52	43	43	43	43
Cr	89	89	89	89	89	80	64	50	50	50	50	50
Al	117	117	117	117	117	116	115	115	110	97	97	97
As	34	34	34	34	34	31	31	31	31	31	31	31
Cd	135	135	135	135	135	130	130	130	130	130	130	130
Ni	49	49	49	49	49	48	46	46	46	46	46	46

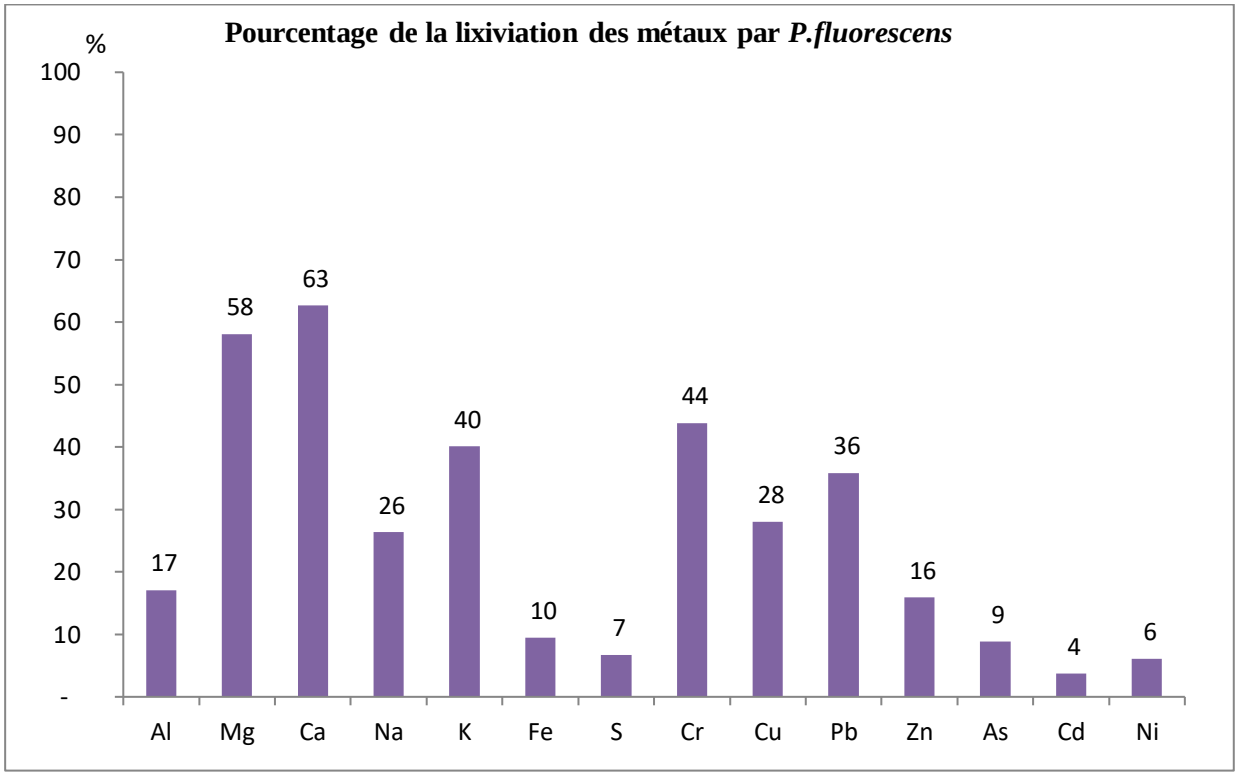


Figure 62 : Pourcentage de lixiviation des métaux par la bactérie *P.fluorescens*

La dégradation de tous les éléments se stabilise à partir du 22 ème jour d'incubation. Dans la figure 61, nous constatons que le Ca et le Mg se dégradent plus tôt que les autres élements sont les plus léxiviés 63% et 58% de biodégradation respectivement. Par contre les élements les moins dégradables par *P. fluorescens* sont le Cd, Ni, S, As, Fe, Zn et Al dont la lixiviation est de 4%, 6% 7% 9%, 10%, 16% et 17% respectivement. Ces constats sont en accord avec les études faites par Ferret, (2012) qui confirme que le traitement par cette bactérie n'améliore pas la biodégradation du Cd et du Ni. Les autres élements qui se biodégradent à moins de 50% sont Na, Cu, Pb, K et Cr leur solubilité est de 26%, 28%, 36% 40% et 44% respectivement.

Grâce à la biodégradation par *P.fluorescens*, les oligoéléments et les métaux lourds se transfroment en substrat sans aucun déchet, selon Smith, (1990) ; l'inconvénient c'est que ce mécanisme est lent. Ceci est en phase avec nos résultats car la majorité des métaux lourds : Al, Ni, Cd, Cr, As et Pb n'ont commencé à se dégrader qu'au 8 ème jour d'incubation par contre les oligoéléments comme : Na, Ca, Mg, K, Cu, Fe, S et Zn leur degradation commencent le 3^{éme} jour.

Les résultas obtenus montrent bien que Lixiviation par la bactérie P.fluorescens est efficace vu le taux d'abattement trés elevé pour les oligoélements Ca 63% et Mg 58% de même les métaux lourds surtout Cr 44% et Pb 36%.

✓**Rendement du traitement par *Clostridium.butyricum***

Le tableau 37 ci dessous montre la lixiviation des métaux par *Clostridium.butyricum* après 30 jours d'incubation. Selon les données, la majorité des métaux commencent à se dégrader au 2ème jour d'incubation, contrairement à ce que nous avons retrouvé dans les résultats de la bactérie *P. fluorescens*. Cette dégradation est stabilisée au 8ème ou 10éme jour d'incubation.

Tableau 37 : Rendement du traitement biologique (µg L-1) des oligoéléments et les métaux lourds par *Clostridium.butyricum* après 30 jours d'incubation

	Durée (Jour)											
	0	1	2	3	4	8	10	14	18	22	26	30
Zn	250	250	231	207	172	169	169	169	169	169	169	169
Mg	242	240	238	230	218	173	170	170	170	170	170	170
Ca	245	243	239	235	221	196	195	195	195	195	195	195
Na	634	630	622	609	583	550	550	550	550	550	550	550
K	325	324	321	318	310	283	279	279	279	279	279	279
Fe	541	540	538	535	520	489	476	476	476	476	476	476
S	190	187	182	173	125	120	120	120	120	120	120	120
Cu	34	34	33	31	26	21	21	21	21	21	21	21
Pb	49	48	46	41	32	31	31	31	31	31	31	31
Cr	72	70	67	65	60	53	53	53	53	53	53	53
Al	95	94	94	90	96	63	62	61	60	60	60	60
As	31	30	27	24	24	24	24	24	24	24	24	24
Cd	130	129	123	109	97	97	97	97	97	97	97	97
Ni	41	40	38	35	29	29	29	29	29	29	29	29

Parmi nos remarques, le Cu est plus dégradé à 10% supplémentaire par *C.butyricum* que par *P.fluorescens*. Beckers et al (2011) ont eu des résultats qui suggèrent une amélioration des transferts d'électrons par le biais de certaines combinaisons entre l'activité enzymatique et les matériaux inorganiques pour Pb et Cu. Selon Guerrero-Barajas (2012), le genre Clostridium participe à la biotransformation de métaux tels que le chrome, le vanadium, le fer, l'uranium et le plutonium. Nous avons retrouvé cette biotransformation selon nos données et les élements sélectionnés au niveau du Fe et du Cr alors que les métaux lourds les mieux dégradés par *C.butyricum* sont le Pb, le Al et le Ni. Les résultats prometteurs de Hovorukha et al (2022) ont confirmé la possibilité d'application de cette souche pour la bioremédiation de sites contaminés.

Les résultants exprimés par la figure 62 dévoilent que la lixiviation de tous les élements n'atteigne pas les 40%. Ce qui signifie que le rendement par *Clostridium.butyricum* est moins efficace par rapport à *Pseudomonas fluorescens.* Par contre, les oligoéléments les plus lixiviés Cu, S, Zn et Mg, sont à 38%, 37% ,32% et 30% de solubilité ; suite au traitement par Clostridium.butyricum ces valeurs dépassent les 10% alors que la majorité des métaux lourds les plus dégradés par Clostridium.butyricum sont (Al, Pb) à des valeurs de 38% et 29% pour (Ni, Cd).on constate que ce traitement biologique très bénéfiques pour les métaux lourds toxiques et nocifs pour la vie de l'homme et l'animal.

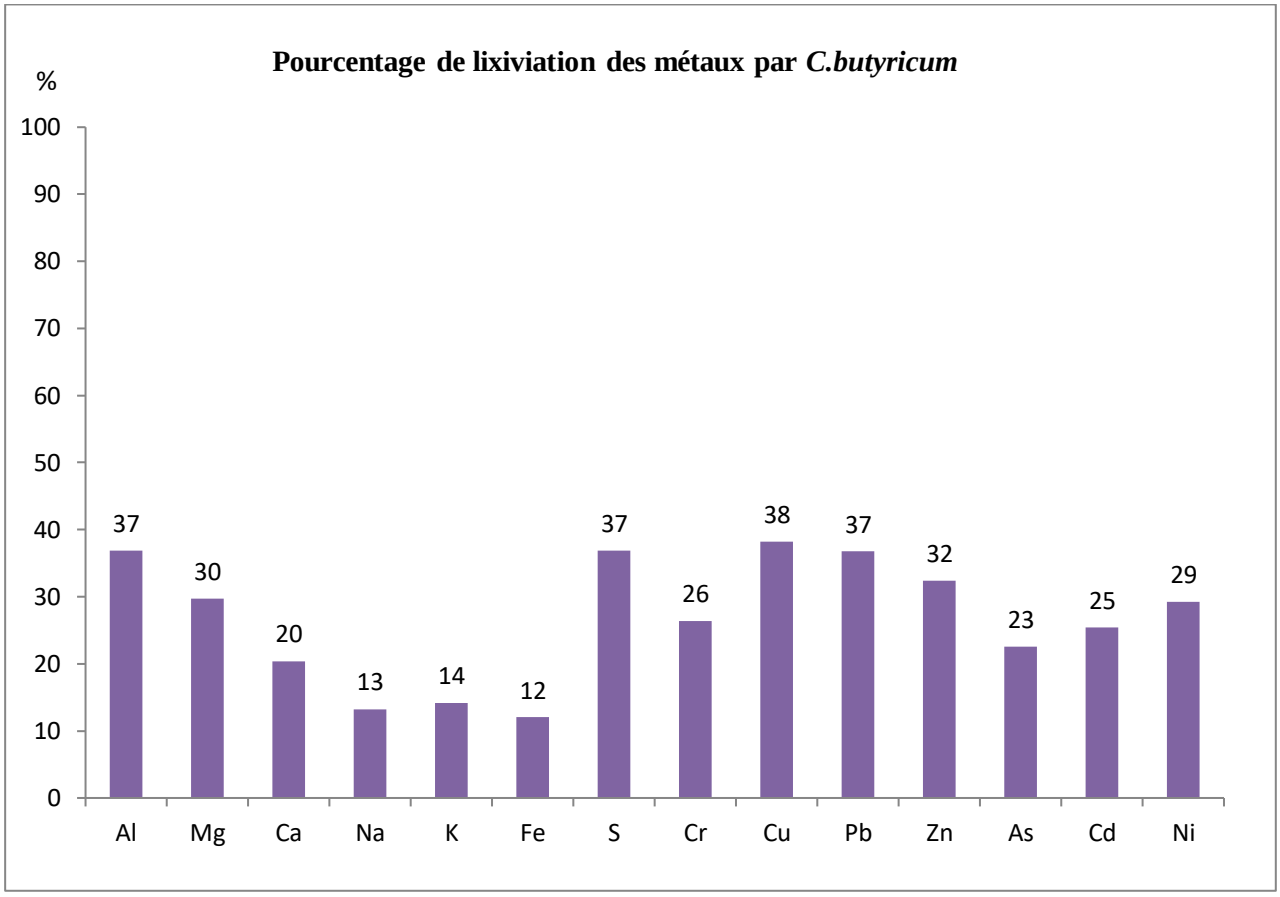


Figure 63 : Pourcentage de lixiviation des métaux par la bactérie *C.butyricum*.

✓ **Rendement du traitement biologique par couplage des deux bactéries *Clostridium butyricum et Pseudomonas fluorescens***

Suite aux résultats susmentionnés, nous avons voulu augmenter l'efficacité du traitement en combinant les deux bactéries. Pour ce faire, nous avons commencé le traitement par *Pseudomonas fluorescens* puis nous avons ajouté *Clostridium.butyricum* au 2ème jour d'incubation car la croissance de cette dernière se fait à des concentrations plus faibles des élements par rapport au *Pseudomonas fluorescens.*

A partir du 3ème jour d'incubation des 2 bactéries, nous avons constaté que la lixiviation s'effectue plus efficacement ; par exemple le Cu de 92% de dégradation au 2éme jour d'incubation passe à une lixiviation à 60% et aussi le Mg de 0% à 78% (tableau 38, figure 63).

Tableau 38 : Rendement du traitement biologique (µg L-1) des oligoéléments et les métaux lourds par couplage de *Clostridium butyricum* et *Pseudomonas fluorescens*

	Durée (Jour)											
	0	1	2	3	4	8	10	14	18	22	26	30
Zn	258	258	250	238	198	198	198	198	198	198	198	198
Mg	296	296	296	232	209	127	107	107	107	107	107	107
Ca	589	589	589	504	361	302	211	211	211	211	211	211
Na	672	672	493	454	454	454	454	454	454	454	454	454
K	349	349	298	213	167	167	167	167	167	167	167	167
Fe	578	578	546	412	412	412	412	412	412	412	412	412
S	193	193	193	183	167	167	167	167	167	167	167	167
Cu	75	69	52	45	45	45	45	45	45	45	45	45
Pb	67	67	67	61	52	39	39	39	39	39	39	39
Cr	89	89	89	76	65	65	65	65	65	65	65	65
Al	117	117	117	116	105	91	80	80	80	80	80	80
As	34	34	30	27	27	27	27	27	27	27	27	27
Cd	135	135	130	128	128	128	128	128	128	128	128	128
Ni	49	49	47	45	45	45	45	45	45	45	45	45

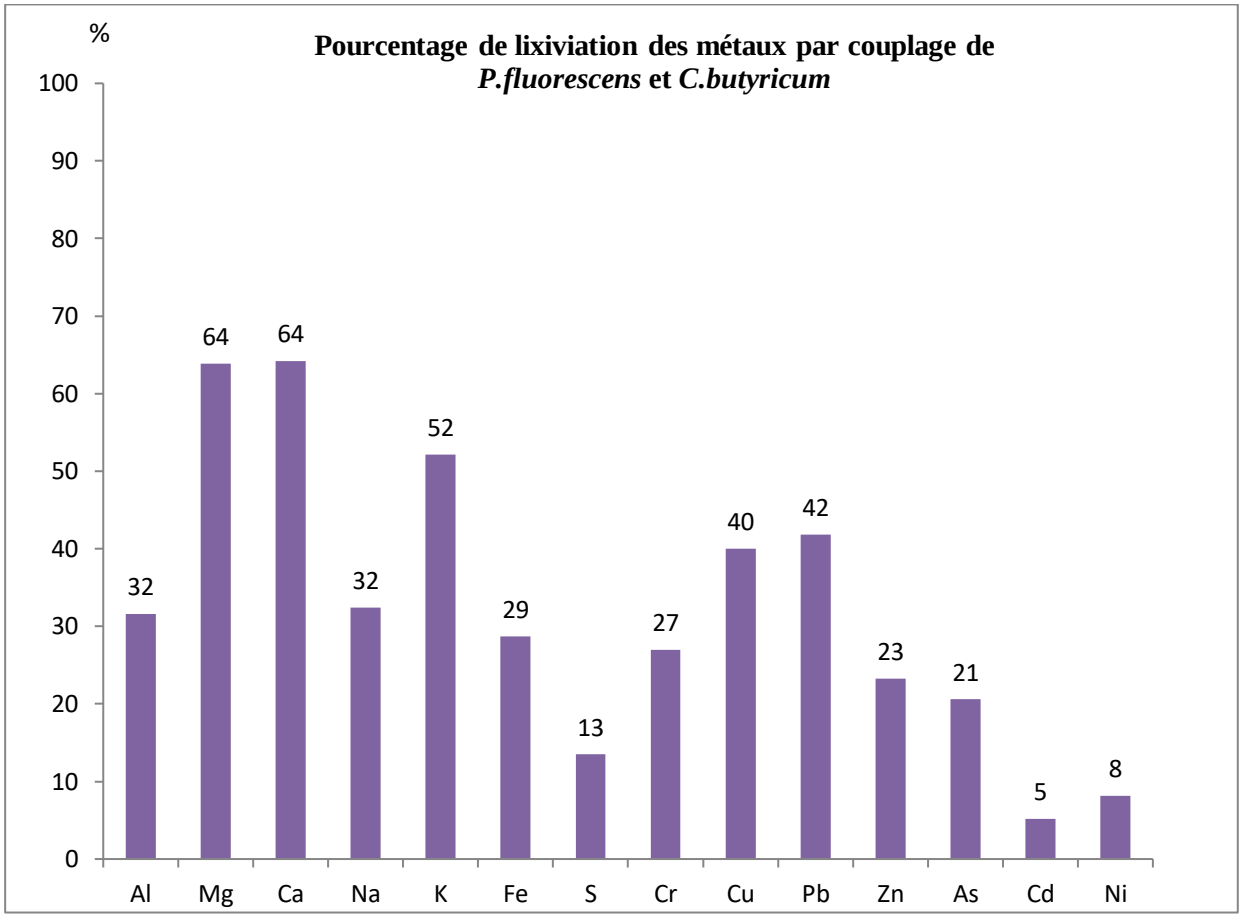


Figure 64 : Pourcentage de lixiviation des oligoélements et les métaux lourds par couplage des deux bactéries P.fluorescens et C.butyricum

Les oligoélements qui ont été lixiviés plus efficacement suite à ce couplage sont : Mg,Ca (de 58% par *P.fluorescens* à 64% par les 2 bactéries), Na (de 26% par *P.fluorescens* à 32% par les 2 bactéries), K (de 40% par *P.fluorescens* à 52% par les 2 bactéries), Fe (de 12% par *C.butyricum* à 29% par les 2 bactéries) et Cu (de 38% par *C.butyricum* à 40% par les 2 bactéries) En revanche, les métaux lourds qui ont été moins lixivié suit à ce couplage des deux bactéries sont : le Cd (de 25% par *C.butyricum* à 5% par les 2 bactéries), le Ni (de 29% par *C.butyricum* à 8% par les 2 bactéries), le Cr (de 44% par *P.fluorescens* à 27% par les 2 bactéries), le Al (de 37% par *C.butyricum* à 32% par les 2 bactéries) et le As (de 23% par *C.butyricum* à 21% par les 2 bactéries). Pour l'efficacité de la dégradation du Pb (de 37% par *C.butyricum* à 42% par les 2 bactéries) est significative par rapport au rendement de *P.fluorescens* (figure 63).

Selon les études de Wannoussa (2015), le couplage des deux souches *Clostridium butyricum* (comme productrice d'hydrogène) et *Pseudomonas fluorenscens* (comme biocatalyseur)

(condition anaérobie) a joué un rôle indirect pour la réduction du S et du Cr ; de sorte qu'il a activé la déchloration de polychlorobiphényles. Cette dernière possède un potentiel de réduction des métaux tels que le sélénium (Ike et *al.,* 2000) et le chrome (Wang et *al.,* 1997) c'est-à–dire que ces métaux précipitent et se lient à la surface de cellules de *Pseudomonas fluorenscens* (comme biocatalyseur). De plus, cette souche est également capable de dégrader les polychlorobiphényles (Villacieros et *al.,* 2005).

III-3-2 Biolixiviation par le champignon *Aspergillus niger*

III-3-2-1 Traitement biologique par Aspergillus niger libre

- ✓ **Tolérance de l'*Aspergillus niger* aux métaux lourds**

Le test de la tolérance a été effectué de la même façon que les bactéries testées précédemment citée (tableau 39). Sauf qu'A.niger s'accroît sans aucune dilution et qu'elle se développe davantage à chaque dilution. L'absorbance à UV est maximale après 18 jours d'incubation et une dilution de 10^{-5}, la valeur enregistrée est de 23,99.

Les résultats obtenus ont regroupé dans le tableau suivant.

Tableau 39 : Croissance du champignon *Aspergillus niger* dans les différentes dilutions et les différents échantillons

Temps (J)	Absorbance à UV de différentes dilutions des EOFA						
	1	**10^{-2}**	**10^{-3}**	**10^{-4}**	**10^{-5}**	**10^{-6}**	**10^{-7}**
2	0,45	0,93	1,29	3,15	4,65	4,75	4,85
4	0,57	0,97	1,57	3,39	4,99	4,99	4,98
6	0,79	1,14	2,65	5,65	5,75	5,75	5,75
8	1,33	1,32	3,63	7,58	7,98	7,89	7,98
10	1,55	1,58	7,85	11,64	12,34	12,54	12,54
12	1,77	1,75	10,45	15,29	16,49	16,79	16,74
14	1,99	2,28	12,67	16,46	17,61	17,21	17,23
16	2,32	2,72	16,55	17,98	18,98	18,46	18,47
18	2,55	3,49	21,18	22,89	23,99	23,56	23,58
20	2,91	5,16	23,14	23,98	23,69	23,88	23,91

22	3,53	7,17	23,14	23,79	23,59	23,55	23,62
24	5,87	10,69	23,12	23,75	23,48	23,66	23,69
26	5,36	10,09	15,06	18,64	23,25	23,28	23,24
28	2,51	6,75	7,04	15,82	17,62	17,68	17,70
30	1,65	3,43	4,86	7,29	9,37	10,34	10,91

✓ **Biosorption des métaux lourds par le champignon**

De la même façon, le champignon *A.niger* a été soumis à des tests de tolérance aux métaux. Le choix des concentrations de métaux lourds pour avoir des eaux polluées synthétiques, a été basé sur les résultats de l'analyse des échantillonnés des EOFA (tableau 40).

Tableau 40 : Concentrations minimales inhibitrices (mg/L) des oligoélements et les métaux lourds de différents échantillons pour *Aspergillus niger* 48 h de culture

	Al	**Mg**	**Ca**	**Na**	**K**	**Fe**	**S**	**Cr**	**Cu**	**Pb**	**Zn**	**As**	**Cd**	**Ni**
10-2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10-3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10-4	26,17	51,54	49,09	79,85	57,81	44,6	0,67	0,74	12,61	14,5	24,3	0,56	0,93	8,95

La croissance du champignon n'est visible qu'à partir de la dilution 10^{-4} après 48 heures d'incubation. Les concentrations des métaux qui tolèrent la croissance d'*A.niger* sont exprimées dans le tableau 40.

✓**Lixiviation des métaux par *Aspergillus niger***

En se basant sur les résultats ci-dessus, nous avons pris les mêmes concentrations des élements qui tolèrent la croissance d'*Aspergillus niger* pour entamer la biolixiviation de ces métaux. Le tableau 41, montre la biolixiviation des métaux en présence des cellules libres d'*Aspergillus niger* pour une durée d'incubation jusqu'à 30 jours. Les taux des métaux se réduisent graduellement au fur et à mesure de la durée du traitement mais ces concentrations se stabilisent majoritairement au 16ème jour d'incubation. L'oligoélément qui a été le plus dégradé suite à la bioremédiation par *Aspergillus niger* est le potassium (K) ; il n'en reste que 33% : la concentration était de 57,81mg/L au début puis à 29,12mg/L après 16 jours

d'incubation. Le Cr est le métal lourd qui a été le plus dégradé à un pourcentage de 61% (figure 64), il passe de 0,74mg/L à 0,29mg/L après seulement 14 jours d'incubation. Le 57% de Pb a été solubilisé et AL 52%. Les métaux lourds les moins solubilisés (non significatifs) sont Ni à 33%, As à 32% et en dernier Cd à 27% seulement. Les résultats de Catherine et al, (2004) sont approximativement les mêmes que les nôtres, ils ont eu une solubilisation maximale de 68%, 46% et 34% pour le cuivre, le zinc et le nickel, respectivement. Ces résultats sont considérés comme valables par rapport à la littérature précédente rapportée par Muller et al (1995).

Tableau 41 : Rendement du traitement biologique (mg/L) de quelques oligoéléments et métaux lourds par *A.niger* (cellules libres)

	Durée (Jour)														
	0	**2**	**4**	**6**	**8**	**10**	**12**	**14**	**16**	**18**	**22**	**24**	**26**	**28**	**30**
Zn	24,3	21,3	19,1	18,0	17,8	15,8	12,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8
Mg	51,5	50,0	48,1	45,7	41,1	35,3	31,5	27,2	23,5	23,5	23,5	23,5	23,5	23,5	23,5
Ca	49,0	48,1	47,8	45,4	39,9	36,9	32,0	25,3	24,1	24,1	24,1	24,1	24,1	24,1	24,1
Na	79,8	75,9	72,7	68,2	57,7	46,1	37,9	35,8	35,7	35,7	35,7	35,7	35,7	35,7	35,7
K	57,8	55,8	54,3	53,9	50,0	45,1	40,0	34,5	29,1	29,1	29,1	29,1	29,1	29,1	29,1
Fe	44,6	43,6	42,5	42,3	41,0	39,8	36,6	33,5	30,4	30,4	30,4	30,4	30,4	30,4	30,4
S	0,67	0,67	0,64	0,60	0,51	0,50	0,49	0,49	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48
Cu	12,6	12,5	12,0	11,5	11,0	10,4	8,07	7,17	6,06	6,06	6,06	6,06	6,06	6,06	6,06
Pb	14,4	14,4	13,4	12,4	11,3	9,29	7,26	6,21	6,20	6,20	6,20	6,20	6,20	6,20	6,20
Cr	0,74	0,70	0,65	0,54	0,42	0,29	0,19	0,29	0,29	0,29	0,29	0,29	0,29	0,29	0,29
Al	26,1	25,2	23,8	20,4	15,2	14,5	14,1	13,6	13,1	13,1	13,1	13,1	13,1	13,1	13,1
As	0,56	0,55	0,54	0,53	0,51	0,48	0,44	0,40	0,39	0,38	0,38	0,38	0,38	0,38	0,38
Cd	0,93	0,92	0,91	0,90	0,85	0,81	0,76	0,71	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68

Ni	8,95	8,11	7,82	7,52	7,25	7,04	6,14	6,09	6,03	6,03	6,03	6,03	6,03	6,03	6,03

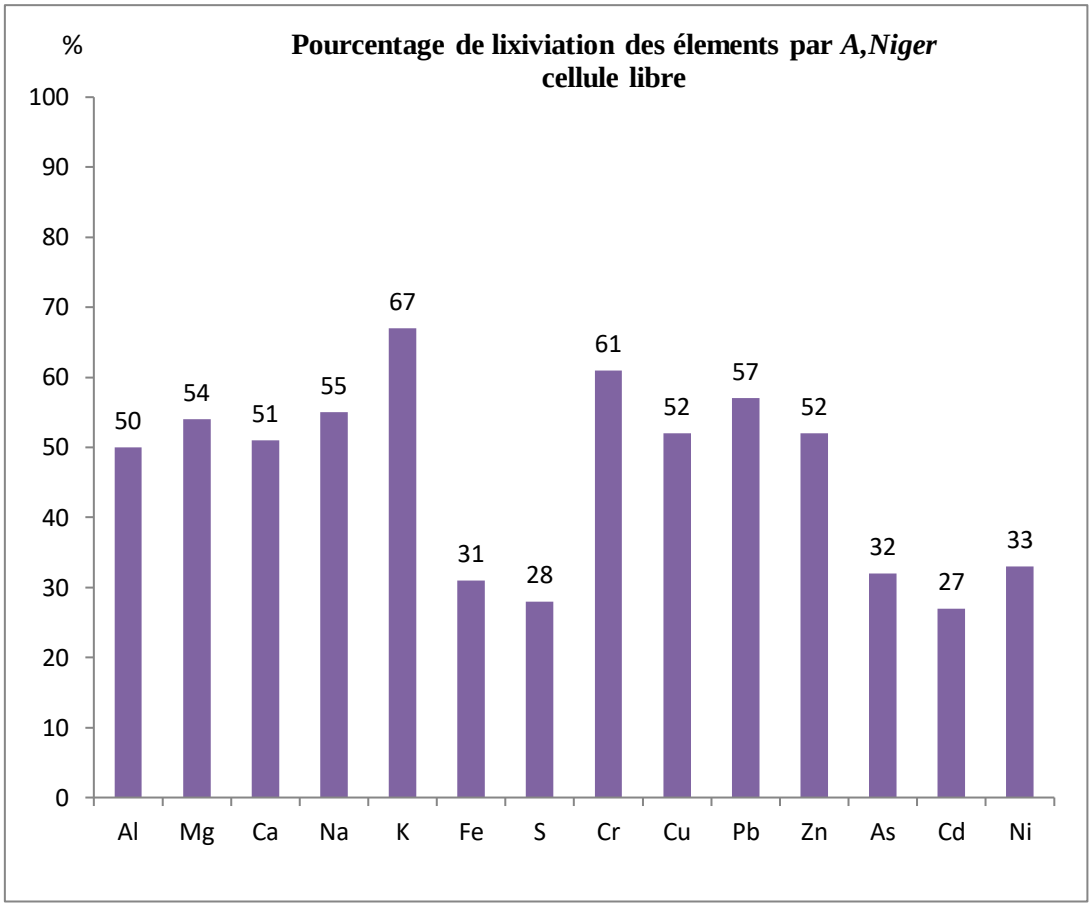


Figure 65 : Pourcentage de dégradation des métaux suite à la bioremediation par *A.niger*.

III-3-2-2 Lixiviation des métaux par Aspergillus niger immobilisée

La lixiviation des métaux par *A.niger* prend une durée d'incubation de 16 jours, que ce soit par des cellules libres ou immobilisées (tableau 42). En revanche, selon nos résultats (figure 65).

Tableau 42 : Rendement du traitement biologique (mgL-1) de quelques oligolélements et des métaux lourds par *Aspergillus niger* immobilisé

	Durée (Jour)														
	0	**2**	**4**	**6**	**8**	**10**	**12**	**14**	**16**	**18**	**22**	**24**	**26**	**28**	**30**
Zn	24,3	21,00	18,12	17,07	13,75	12,03	11,60	10,00	9,11	9,11	9,11	9,11	9,11	9,11	9,11
Mg	51,5	49,05	45,17	43,72	39,48	27,42	22,37	20,23	19,02	19,02	19,02	19,02	19,02	19,02	19,02
Ca	49,0	47,12	45,43	41,89	35,86	29,95	21,54	15,45	12,53	12,53	12,53	12,53	12,53	12,53	12,53
Na	79,8	75,09	70,65	57,55	47,43	39,76	31,56	26,01	20,13	20,13	20,13	20,13	20,13	20,13	20,13
K	57,8	54,55	50,09	40,11	30,65	24,43	19,25	17,04	15,61	15,61	15,61	15,61	15,61	15,61	15,61
Fe	44,6	42,60	39,98	30,75	25,67	24,35	23,58	22,87	22,71	22,71	22,71	22,71	22,71	22,71	22,71
S	0,67	0,66	0,59	0,53	0,44	0,35	0,28	0,24	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21
Cu	12,6	12,51	10,45	8,25	5,33	4,57	4,11	4,01	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94	3,94
Pb	14,4	14,09	13,20	12,19	10,21	9,20	6,06	7,11	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
Cr	0,74	0,69	0,63	0,52	0,39	0,25	0,17	0,15	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
Al	26,1	25,02	21,11	18,42	13,22	12,35	11,02	9,17	8,13	8,13	8,13	8,13	8,13	8,13	8,13
As	0,56	0,50	0,43	0,39	0,30	0,21	0,20	0,20	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19
Cd	0,93	0,90	0,83	0,65	0,53	0,50	0,48	0,46	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47
Ni	8,95	8,09	7,15	6,23	5,11	5,05	4,70	4,23	4,18	4,18	4,18	4,18	4,18	4,18	4,18

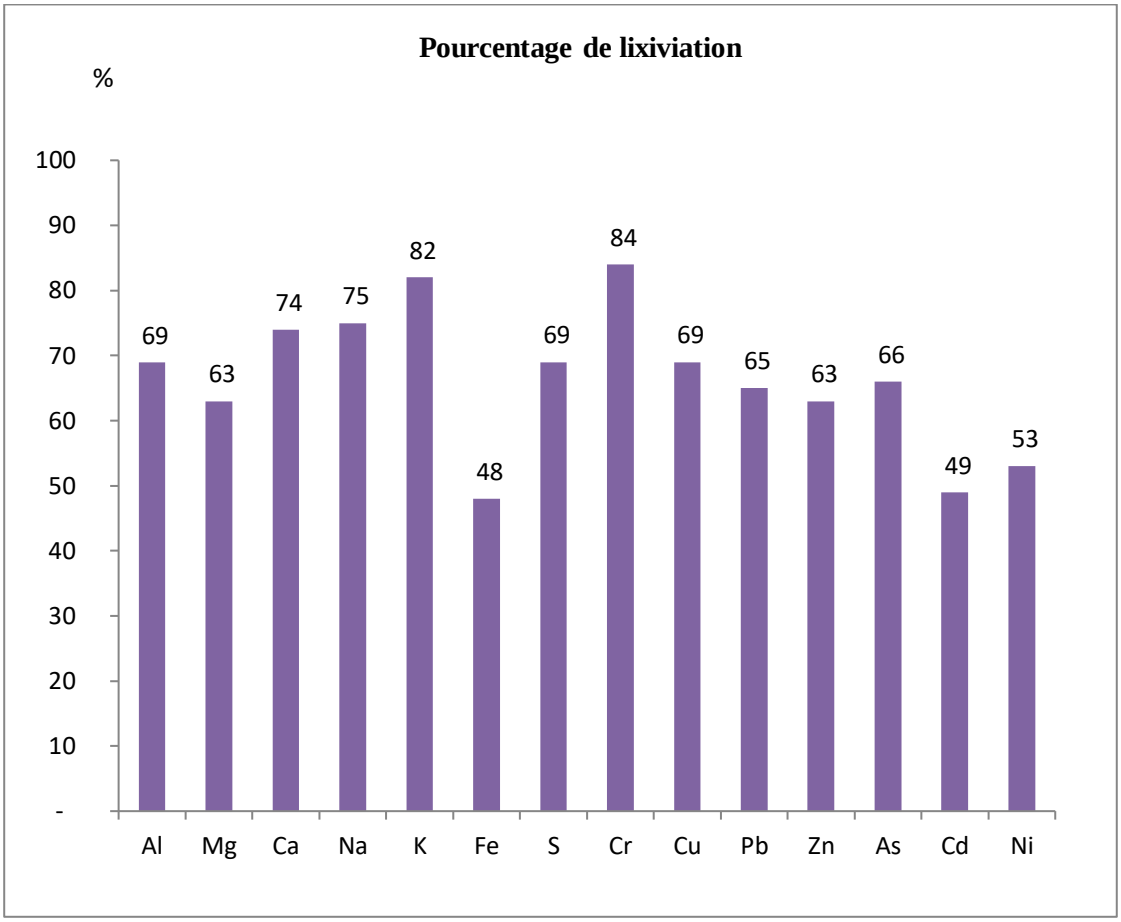


Figure 66 : Pourcentage de la solubilisation de quelques oligoélements et quelques métaux suite à la bioremédiation par *A.niger* immobilisé.

Le rendement du traitement des métaux par *A.niger* immobilisé est beaucoup mieux que par des cellules libres. De sorte que les oligoélements comme K passe de 67% de solubilité par *A.niger* cellules libres à 82% par des cellules immobilisées, Na de 55% à75%, Ca de 51% à 74%, le Cu de 52% à 69%, le soufre (S) qui a subit un grand changement significatif étant donné qu'il était à 28% soluble par *A.niger* cellule libre à 69% par les cellules immobilisées.

Le taux d'abattement obtenu par ce biotraitement est tres élevé pour les métaux lourds comme le Cr 84%, le Pb a été solubilisé 10% de plus par les cellules immobilisées (de 57% à 65%). As a été deux fois plus lixivié par les cellules immobilisées d'*A.niger* (de 32% à 66%), le Ni a été solubilisé de 53% au lieu de 33%, quant au Cd, la solubilité a augmenté de 22% grâce aux cellules immobilisées d'*A.niger*.

L'efficacité des cellules immobilisées est due à la protection des cellules pour une longue période avec une grande stabilité génétique, c'est un atout inestimable par rapport aux cellules libres : ce sont des cellules qui peuvent être programmées pour produire, dont le gène est

stimulé pour produire des métabolites définis pour une courte période avec un rendement élevé (Boudjerda et *al.*, 2008). Ceci est confirmé par Sinha et al (2012), qui ont trouvé une capacité maximale de biosorption des cellules immobilisées de Bacillus cereus.

III-3-2-3 Optimisation du traitement par Aspergillus niger cellules libres et immobilisées

✓**Optimisation à différents pH : Effet du pH**

Différentes valeurs de pH (ajustées par l'acide tartrique, 2N) ont été testées pour trouver la valeur du pH optimale pour un meilleur traitement. Nous nous sommes intéressés à pH variable de 8, 5, et 1. Les analyses ont été effectuées en 4, 10 et 16 jours d'incubation, et les éléments métalliques ont été choisis au hasard pour le traitement.

Tableau 43 : Rendement du traitement biologique (mgL-1) des métaux lourds et Fer par *A. niger* (cellules immobilisées) sous pH varié (5,8 et 1)

Durée (J)	0		4		10			16		
pH	**5**	**8**	**5**	**1**	**8**	**5**	**1**	**8**	**5**	**1**
Al	26,17	25,99	21,11	25,67	22,45	12,35	21,90	19,23	8,13	18,03
Fe	44,63	43,67	39,98	42,44	41,34	24,35	41,02	39.56	22,71	39,46
Cr	0,74	0,72	0,63	0,71	0,68	0,25	0,67	0,54	0,12	0,53
Pb	14,45	14,22	13,20	14,15	12,89	9,20	12,45	9,41	5,00	9,36

Selon le tableau 43, le pH idéal pour une meilleure solubilisation est pH = 5 après 16 jours d'incubation. De sort que 69% d'Al a été solubilisé, 49% pour Fe, 84% pour le Cr et 65% pour Pb. Le pH le moins efficace pour le biolixiviation par *A.niger* est le pH = 8 dans un milieu basique. Contrairement à nos résultats, Abibata (2008) a opté pour un pH = 3.

✓**Effet de la température**

Pour ce procédé et à la valeur optimale de pH trouvée, différentes températures ont été testées (22°C, 30°C et 45°C) pour les cellules libres et immobilisées d'*A.niger* utilisées dans les traitements (tableau 44).

Tableau 44 : Rendement du traitement biologique (mgL-1) de quelque métaux lourds et Fer par *A. niger* (cellules immobilisées) sous une température variée (45, 30 et 22°c)

Durée (J)	0		4			10			16	
Température	**30**	**22**	**30**	**45**	**22**	**30**	**45**	**22**	**30**	**45**
Al	26,17	25,45	21,11	25,22	22,12	12,35	21,34	19,14	8,13	18,01
Fe	44,63	42,87	39,98	41,32	41,12	24,35	39,33	38.23	22,71	33,44
Cr	0,74	0,71	0,63	0,70	0,68	0,25	0,65	0,50	0,12	0,42
Pb	14,45	14,11	13,20	14,09	12,80	9,20	12,11	8,67	5,00	8,13

Le tableau 44, montre que la température optimale pour une meilleure solubilisation est à 30°c et ce pour les quatres métaux sélectionnés (Al, Fe, Cr et Pb).

✓**Effet de la biomasse initiale de champignon**

Après avoir cherché les valeurs optimales du pH et de la température, nous avons testé les différentes concentrations d'inoculum des cellules libres et immobilisées d'*A.niger* dans ce procédé (tableau 45).

Tableau 45 : Rendement du traitement biologique (mgL-1) des métaux lourds par *A.niger* (cellules immobilisées) avec des concentrations des inoculums variés (1 105,2 107 et 4 109)

Durée (J)	0		4			10			16	
Biomasse	**$2\ 10^7$**	**$1\ 10^5$**	**$2\ 10^7$**	**$4\ 10^9$**	**$1\ 10^5$**	**$2\ 10^7$**	**$4\ 10^9$**	**$1\ 10^5$**	**$2\ 10^7$**	**$4\ 10^9$**
Al	26,17	26,09	21,11	21,45	25,57	12,35	12,79	19,14	8,13	8,99
Fe	44,63	43,99	39,98	39,99	43,11	24,35	24,36	39.94	22,71	22,72
Cr	0,74	0,73	0,63	0, 67	0,69	0,25	0,25	0,53	0,12	0,14
Pb	14,45	14,41	13,20	13,29	12,92	9,20	9,21	8,67	5,00	5,01

La concentration optimale d'inoculum d'*A.niger* à $2x10^7$ spores/ml est la biomasse la plus adaptée pour un meilleur rendement et solubilisation des métaux susmentionnés.

En conclusion, les paramètres optimaux pour une solubilisation maximale sont : pH = 5, température = 30°c et une biomasse de $2x10^7$ spores/ml.

III-3-2-4 Effet de la distribution géochimique des métaux sur leur extraction

Pour évaluer l'effet de la distribution géochimique des métaux sur le potentiel de leur extraction, on a déterminé la distribution géochimique de chacun des métaux susmentionnés avant et après la lixiviation par *A.niger* cellules immobilisées en utilisant la méthode ESSL. La distinction des différentes formes physico-chimiques des métaux est exprimée généralement, en cinq fractions : échangeable, carbonates, amorphe, organique et résiduelle (Yong et al. 1993). En ce qui concerne la fraction soluble, elle est calculée comme suit : la différence entre les fractions avant et après lixiviation

(Fraction échangeable avant - Fraction échangeable après) + (Fraction carbonates avant - Fraction carbonates après) + (Fraction amorphe avant - Fraction amorphe après) + (Fraction organique avant - Fraction organique après) + (Fraction résiduelle avant - Fraction résiduelle après) = fraction soluble

Il faut savoir que la fraction soluble avant la bioremédiation des métaux était en faible concentration.

Le tableau 44 et la figure 62 démontrent la diffusion géochimique des oligoéléments avant et après lixiviation avec les métabolites produits par *A. niger* par fermentation du perméat de lactosérum. La fraction résiduelle de tous les métaux étudiés n'était pas soluble après la lixiviation. Ce résultat est légitime étant donné que les métaux retenus dans la fraction résiduelle sont difficilement mobiles et extractibles et leur dissolution peut demander beaucoup plus d'acides organiques. (Abibata Ouattar, 2008). Nous avons constaté aussi que les fractions organique et amorphe sont les plus solubles après la bioremédiation.

La fraction soluble après lixiviation du nickel est la plus élevée par rapport aux autres métaux avec un pourcentage de 70%. Cette solubilisation provient de la matière organique (32%), de la matière amorphe (31%), des carbonates (1%) et dans les échangeable (2%). Le Cu qui est le second métal qui a été le plus soluble, était retenu principalement dans les fractions organiques (39%) et amorphes (26%), les carbonates (11%) et dans les échangeables (4%). Après lixiviation le Cu provenait de la matière organique (37%), des amorphes (oxydes/hydroxydes) (20%), des carbonates (3%) et des échangeables (1%). Ce qui donne une solubilisation totale de 61%.

Si on suit un ordre décroissant du pourcentage de la fraction soluble après traitement l'ordre est : Ni>Cu>Fe>Cr>Na>Pb=Cd>Zn>As>S>Ca>Mg>Al>K.

Les fractions gérochimiques les plus solubles sont la fraction organique et la fraction oxydes/hydroxydes. Les oligoéléments Mg, Ca,Na, K et S ont été dissous majoritairement en fraction oxydes/hydroxydes, les métauxlourds : Cr, Pb, As et Cd ont été solubilisés majoritairement en fraction organique. Ces résultats sont compatibles avec les études faites par Abibata Ouattar (2008), et cela pour les élements comme Cu, Pb et Zn sauf pour le Ni où nous sommes en désaccord car il a été plus soluble en forme oxydes/hydroxydes qu'en forme organique selon nos données.

Les fractions géochimiques qui retenaient les métaux ont été solubilisées sauf la fraction résiduelle. Toutefois, cette solubilisation est variable d'une fraction à l'autre du même métal et d'un métal à l'autre. La concentration des acides organiques produits par fermentation et les conditions de culture comme la variation de pH ont un effet sur la géochimie des métaux lourds et sur leurs transformations et leurs dégradations par *A.niger*.

Tableau 46 : Pourcentage des fractions géochimiques des métaux avant (Av) et après (Ap) la lixiviation par *A.niger* cellules immobilisées

Elements chimiques	Fractions en pourcentage (%)										
	Fraction échangeable		Fraction carbonates		Fraction amorphe		Fraction organique		Fraction résiduelle		Fraction soluble
	Av	Ap	Av	Ap	Av	Ap	Av	Ap	Av	Ap	Ap
Zn	11	8	9	7	23	14	35	9	17	17	41
Mg	5	1	16	9	24	12	14	5	39	39	33
Ca	7	3	11	8	22	5	26	14	33	33	34
Na	4	1	9	4	17	3	34	11	35	35	44
K	8	4	15	11	21	16	23	13	31	31	23
Fe	11	6	14	10	16	2	40	11	17	17	51
S	15	11	13	9	26	5	15	7	31	31	36
Cu	4	3	11	8	26	6	39	2	19	19	61
Pb	9	6	14	12	10	1	33	4	32	32	42

Cr	7	5	9	7	21	7	37	5	23	23	50
Al	6	2	15	10	28	13	25	19	25	25	30
As	17	12	11	6	19	11	22	3	29	29	37
Cd	9	5	8	3	21	13	34	8	24	24	44
Ni	3	1	7	2	37	6	35	3	15	15	70

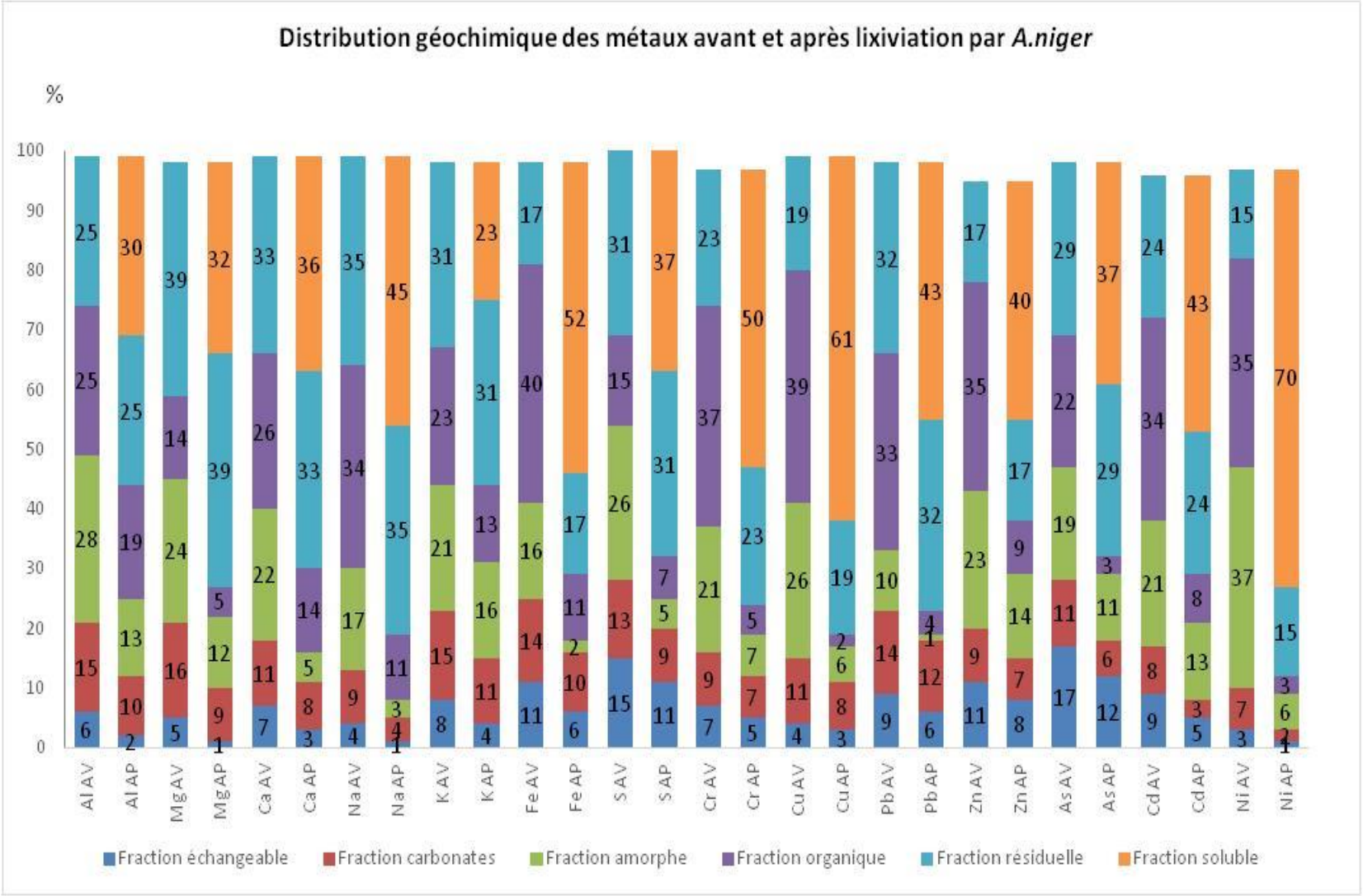


Figure 67 : Distribution géochimique en pourcentage des métaux avant (AV) et après (AP) lixiviation par *A.niger* cellules immobilisées

IV- CONCLUSION

Selon les différents résultats, obtenus le perméat de lactosérum (L) pourrait être utilisé comme une source de substrat en remplacement du sucrose dans le milieu de culture des souches choisies *A. niger*, *P. fluorescens* et *C. butyricum*. Premièrement, il est le plus consommé par rapport au substrat à base de matière lignocellulisique (LC). Deuxièment, Le pH des cultures décroît plus rapidement en présence de L qu'en présence de LC, spécialement pour les deux bactéries. Troisièment, le développement de la biomasse des trois souches est plus important en présence de L qu'en présence de LC. Et, finalement, la production des acides organiques (l'acide citrique et l'acide gluconique) par les trois microorganismes, est plus élevée. Elle atteint 2,32 g/L d'AC et de 2,14 g/L d'AG par *A. niger*. Pour les deux bactéries, les valeurs maximales des AC et AG produites par *P. fluorescens* et *C. butyricum* sont de 1,98g/L et de 1,76g/L et de 0,89g/L et 0,76g/L respectivement. Ces valeurs sont plus élevées dans le milieu de culture à base de L que celles dans le milieu de culture à base de LC. Nous avons constaté aussi que les AC et les AG sont produits beaucoup plus par *A. niger* que par les deux autres bactéries.

En utilisant le perméat de lactosérum comme substrat pour la lixiviation bactérienne et fongique des EOFA contaminées par les métaux lourds, nous constatons que la croissance de *P. fluorescens* exogène dans notre échantillon d'EU s'effectue à une dilution de 10^{-5} alors que la croissance de *C. butyricum* exogène est effectuée à une dilution de 10^{-4}, alors que la croissance *A. niger* est omniprésente sans dilution et s'accentue au 24ème jour d'incubation et aussi après une dilution de 10^{-7}.

L'identification et le dénombrement d*'A.niger* nous ont révélés que les spores sont plus nombreuses dans les EOFA situées au S3 avec une valeur de 83,34 10^8. Cette concentration est moins importante dans le sol irrigué d'une valeur de 52,81 10^8 spores. Dans les EUT, les valeurs de ce champignon sont moins importantes par rapport aux EOFA mais ils sont plus nombreux dans le sol irrigué par les EUT à une valeur de 67,90 10^8 spores.

Après avoir établi les concentrations minimales inhibitrices de chaque élement Al, Mg, Ca, Na, K, Fe, S, Cr, Cu, Pb, Zn, As, Cd et Ni en désignant les eaux polluées synthétiques qui tolèrent la croissance des trois souches, nous concluons comme suit :

- La bioremédiation de ces métaux par *P. fluorescens* est lente par rapport à *C. butyricum.* Le *P. fluorescens* biodégrade mieux le Ca et le Mg à 63% et 58%

respectivement. Quant aux autres métaux, ils se biodégradent à moins de 50% par exemple Cr 44% et Pb 36%.

- La remédiation des éléments chimiques par *C. butyricum* n'atteint pas les 40%. Les oligoéléments tel que le Cu, S, Zn (38%, 32%) et les métaux lourds Al et Pb 37% sont plus lixiviés par traitement de *Clostridium.butyricum* .

- Le couplage des deux bactéries est bénéfique pour une meilleure biodégradation des oligoéléments Mg (64%), Na (32%), K (52%), Fe (29%), Cu (40%) , Zn (23%) et Pb (42%). Mais un effet moyen pour les métaux lourds comme Al (32%), Cr (27%), As (21%),Cd (5%) et le Ni (8%).

- La bioremédiation par *A.niger* cellules libres est très prometteuse par rapport aux deux bactéries même si elles sont combinées car *A.niger* tolère des concentrations des métaux plus importantes que les deux bactéries et la lixiviation est plus intéressante. La majorité des métaux sont lixiviés à 50% et plus, grâce à *A.niger*, le Cr (61%), Pb (57%) et Al (50%), Le métal le moins dégradé est Cd avec un pourcentage de 27%.

- Les cellules immobilisées d'*A.niger* sont beaucoup plus efficaces que les cellules libres. Elles peuvent être deux fois plus efficaces, l'As a été deux fois plus lixivié par les cellules immobilisées d'*A.niger* (de 32% à 66%). La lixiviation du Cr a pu atteindre un pourcentage maximal de 84% grâce aux cellules immobilisées au lieu de 61% par les cellules libres. La majorité des métaux ont été dégradé à plus de 60%.

La spéciation des métaux dépend de plusieurs facteurs : la nature des métaux ainsi que leurs transformations et leurs dégradations par *A.niger* et aussi la concentration des acides organiques produits par fermentation et les conditions de culture comme la variation de pH.

Aucun métal n'a été dissout en fraction résiduelle, les fractions les plus solubles sont les fractions organiques et cela concerne AL, Mg, Ca, K, S et Ni et oxydes/hydroxydes pour les métaux Fe, Cr, Cu, Pb, Zn, As et Cd. La fraction soluble évolue selon les métaux, Ni>Cu>Fe>Cr>Pb=Cd>Zn>As>Al.

CONCLUSION GENERALE

Pendant longtemps, l'activité industrielle et les préoccupations environnementales étaient antinomiques. Les usines génèrent des rejets qui impactent les ressources naturelles, dont certaines ne sont pas renouvelables. Néanmoins, ces dernières années, des efforts déployés et les prises de conscience de la gravité de cette situation environnementale ont amené les industries à suivre la voie du DD. A cet égard, nous avons abordé l'utilisation du DD et la gestion des déchets dans les entreprises génératrices. Les résultats démontrent que la compréhension du concept du DD est très limitée, seulement 34% ont une connaissance raisonnable. En ce qui concerne la gestion des déchets, la majorité des industries ont une mauvaise gestion (40% pour les tanneries), à l'exception des minoteries réutilisent leurs produits en sous-produits (son, gru de blé, etc.) ou comme farines animales. On remarque seulement 7% des industries qui ont une bonne gestion des déchets et une bonne connaissance sur les valeurs du DD et on trouve 13% des entreprises n'ont aucune connaissance en DD. Selon ces résultats, il est primordial de mettre en œuvre un programme adapté et rigoureux pour une meilleure gestion des déchets et une bonne maîtrise tout au long de la chaîne d'élimination : tri, collecte, stockage, transport et traitement. Une prise de conscience, une sensibilisation et une formation sont nécessaires pour changer le comportement individuel et collectif et doivent être convaincues que le DD est un levier de performance pour les trois domaines : social, économique et environnemental.

Étant donné que les rejets industriels font partie de l'origine des EU, en plus des rejets domestiques, nous avons étudié l'impact des EOFA et EUT par rapport aux eaux de surface Oued Fès en amont et Oued Bitit ainsi que les eaux de puits utilisées en irrigation sur les sols et les plantes irrigués en deux saisons, hiver et été. Les résultats montrent que le pH et la conductivité des eaux d'irrigation conforment aves les normes marocaines.

En été, selon le diagramme de Wilcox, la qualité des EOFA est médiocre et celle des EUT est admissible à médiocre en été. Ces eaux ont un impact sur les sols irrigués par les EOFA et EUT, surtout que les sols qui ont un profil pédologique ayant une bonne capacité de rétention en eau. Ce qui fait que ces sols ont un pH majoritairement peu alcalin, cette légère salinité peut diminuer le rendement des cultures sensibles au sel. De ce fait, il faut choisir des cultures tolérantes au sel comme le Sorgho, l'Arachide, le Riz, la Betterave et la Fétuque et aussi adopter le mode d'irrigation goutte-à-goutte. En saison estivale, plusieurs paramètres des EOFA et des EUT sont hors normes tels que, la DCO et la DBO_5, suite à l'accumulation des polluants industriels et par conséquent, une grande partie de l'élément organique n'est pas biodégradable. Les concentrations de l'azote et les chlorures dépassent les seuils exigés en été

pour les EOFA et dans les deux saisons pour EUT. L'impact positif des EOFA et des EUT sur les sols irrigués est la richesse de la matière organique. Ces eaux collectent les rejets domestiques et industriels. Ce qui fait que les éléments fertilisant les sols N, P, K sont présents à des concentrations plus élevées en été en comparaison avec les sols irrigués par les autres type d'eaux. En contrepartie, nous avons constaté une transmission verticale des métaux lourds des eaux d'irrigation vers le sol et les cultures. Nos résultats ont démontré que les concentrations des éléments métalliques Cd, Cu, Cr, Zn, Ni et Pb des EOFA et EUT dépassent les normes réglementés. Ces mêmes métaux, Cd et Pb ont été absorbés excessivement par le cardon et l'aubergine irrigués par les EOFA. Quant aux oliviers irrigués par EOFA ils ont accumulé le Pb, Zn et le Cu que nous retrouvons hors norme. Les teneurs de ces métaux dans les oliviers sont parfois deux fois plus polluées que ceux irrigués par les eaux de puits et les eaux d'Oued Bitit. Aussi le Cr à des valeurs importantes dans le cardon irrigué par les EUT. Nous constatons donc que cette pollution varie en fonction du terrain et des types de plantes. La forte disponibilité de ces polluants présente un réel risque sanitaire et de nombreux effets nocifs chez l'Homme. Nos résultats qui concernent la contamination microbienne ont montré que les coliformes trouvés au niveau des eaux d'irrigation étudiées sont hors normes de l'OMS. Cette contamination fécale des eaux affecte ainsi les sols irrigués, le cardon et les aubergines cultivés dans les cinq terrains étudiés. Pour les œufs d'helminthes, nous les trouvons dans tous les types d'eaux étudiés alors qu'ils doivent être absents selon les normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation. Nous avons remarqué qu'en hiver, les Œufs d'helminthes sont plus nombreux dans les sols par rapport aux eaux d'irrigation, suite à l'effet d'accumulation de ces parasites et aussi selon leur cycle de vie. Pour Salmonella était présente uniquement dans les EUT en été. Contrairement au Vibrion Cholérique, en plus de sa présence dans les eaux d'irrigation étudiées, à l'exception des eaux d'Oued Bitit, elle est présente aussi dans les sols irrigués par les eaux d'Oued Fès en amont et en aval EOFA et EUT et elle est transmise au niveau des cardons et aubergines irrigués pas ces eaux. Nous concluons donc que les EOFA et EUT sont des ressources potentielles en eau suite à la pénurie et à la sécheresse qui persiste davantage et que l'apport en matière organique enrichit les sols, le risque sanitaire de ces eaux non conventionnelles est imminent. Où Il faut appliquer des mesures de contrôle et des suivis sur le terrain.

Le type et la fréquence d'irrigation permettent une utilisation fiable et sûre de ces eaux, par exemple la rétention en bassins de stabilisation pendant 8-10 jours après l'arrosage, l'irrigation par goutte-à-goutte est une méthode plus efficace pour réduire les micro-

organismes dans le sol et sur la surface des cultures ainsi que le lavage, la désinfection et l'épluchage des produits consommés crus.

Cependant, ces pratiques ne peuvent pas minimiser les taux des oligoéléments Mg, Ca, Na, K, Fe, S, Cr3+, Cu, Zn, et les métaux lourds As, Cd , Ni, Cr6+, Al et Pb, dans les eaux pullulées. De ce fait, nous avons établi la démarche de bioremédiation afin de minimiser et de solubiliser ces éléments traces en utilisant trois souches *A. niger*, *P. fluorescens* et *C. butyricum*. Selon nos résultats, le perméat de lactosérum est le substrat le mieux adapté par rapport à la matière lignocellulosique pour remplacer du sucrose dans le milieu de culture des souches choisie *A. niger*, *P. fluorescens* et *C. butyricum*. Nous avons constaté aussi que les AC et les AG sont produits beaucoup plus par *A. niger* que par les deux bactéries. Les résultats des essais réalisés pour la procédure de biodégradation bactérienne *P. fluorescens* et *C. butyricum* ont montré que la bioremédiation des métaux par *P. fluorescens* est plus lente par rapport à *C. butyricum.* Mais le pourcentage de la solubilité des métaux est plus élevé en utilisant *P. fluorescens* que *C. butyricum* Cr 44% et Pb 36%. Les oligoéléments Ca et le Mg sont les plus biodégradés par *P. fluorescens* à des pourcentages suivants 63% et 58% respectivement. En ce qui concerne *C. butyricu,* les métaux Cu, Zn, Al, Pb et oligoélément S 37% sont les mieux lixiviés par cette bactérie (38%, 32% et 37% de biodégradation). L'effet de couplage des deux bactéries pour la remédiation des métaux lourds est à double tranchant : il y a des oligoéléments qui ont été beaucoup mieux solubilisés comme Mg, Na, K, Fe et Cu et des métaux lourds comme Pb, Al et Cr grâce à ce couplage.

A.niger a été identifié et dénombré depuis les échantillons d'E U et d'EUT et aussi dans des sols irrigués par les EOFA et les EUT. L'utilisation d'*A.niger* cellules libres pour la bioremédiation des oligoéléments est très prometteuse en comparaison avec les deux bactéries même si elles sont regroupées. Parmi les qualités de ce champignon, sa tolérance à des concentrations plus élevées des métaux, sa disponibilité dans les EOFA et les sols aussi et la lixiviation par fermentation est plus intéressante. La majorité des métaux sont dissous à plus de 50%. Le métal le moins dégradé est Cd avec un pourcentage de 27%. Pour les cellules immobilisées d'*A.niger*, les résultats ont été plus satisfaisants et très efficaces, l'exemple d'As qui a été deux fois plus soluble (de 32% à 66%). Le Cr a pu atteindre un pourcentage maximal de 84% grâce aux cellules immobilisées au lieu de 61% par les cellules libres. La majorité des métaux ont été dégradés à plus de 60%. Quant à la distribution géochimique des métaux, chaque métal étudié dispose d'une répartition géochimique variée. Ces oligoéléments ont une forte association à la fraction résiduelle, c'est pour cela que seule cette fraction n'a pas été

solubilisée suite au traitement par *A.niger* cellules immobilisées. Par contre, les fractions les plus solubles sont les fractions organiques qui concernent Al, Mg, Ca, K, S et Ni et les fractions oxydes/hydroxydes pour les éléments chimiques Na, Fe, Cr, Cu, Pb, Zn, As et Cd. Après lixiviation, le pourcentage de la fraction soluble augmente de façon exponentielle, le plus important est le métal lourd Ni.

Nos perspectives suite à cette étude générale, sont d'élargir les sites à étudier pour établir une carte qui décrit la qualité des eaux, des sols et les cultures de la région, et également d'approfondir nos analyses au niveau des sous sols des parcelles irriguées par les eaux d'irrigation et d'étudier leur profil pédologique. Quant aux traitements par biorémédiation, nous suggérerons l'évaluation de la rentabilité économique des procédés proposés. En parallèle avec les traitements spécifiques ou globaux des EOFA utilisées en irrigation, il faut aussi appliquer des pratiques comme le choix de la culture, du type et de la fréquence d'irrigation, et la sensibilisation des agriculteurs aux vrais besoins des cultures selon la qualité des eaux d'irrigation et des sols. De plus, pour permettre une utilisation saine et sûre de ces eaux non conventionnelles, les analyses préalables sont incontournables.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adachi, A., Ouadrhiri, F. E., Kara, M., El Manssouri, I., Assouguem, A., Almutairi, M. H., ... & Lahkimi, A. (2022). Decolorization and degradation of methyl orange azo dye in aqueous solution by the electro Fenton process: Application of optimization. Catalysts, 12(6), 665.

Abbass S.T., Sarfraz M., Mehdi S.M., Hassan G. et Obaid-Ur-Rehman.(2007). Trace elements accumulation in soil and rice plants irrigated with the contaminated water; Soil & Tillage Research 94 503–509

Abbou, M. B., Elhaji, M., Akhazane, M., Taleb, M., & Rais, Z. (2022). Application of the Plackett-Burman Design on Soil Fertility Determinants. Journal of Ecological Engineering, 23(12), 254-263.

Abibata Ouattara. (2008). Lixiviation fongique des résidus miniers par A. niger et p. simplicissimum. Thèse Doctorat de génie civil faculté des sciences et de génie université lav al québec.

Abidi, S., et al., (2014). Qualité des eaux du cours principal de la Medjerda et trois de ses affluents nord. Hydrological Sciences Journal. doi:10.1080/02626667.2014.909597

Abosede, A.; Solomon, O.; Peter, A.; Eromosele, H.; Emmanuel, A. (2018). Wastewater conservation and reuse in quality vegetable cultivation: Overview, challenges and future prospects. Food Control 98, 489–500.

Achak M., Ouazzani N., Mandi L. (2009).Traitement des margines d'une huilerie moderne par infiltration-percolation sur un filtre à sable. Rev. Sci.Eau.; 22: 421-433. Available on: https://www.erudit.org/fr/revues/rseau/2009-v22-n3-rseau3332/037780ar

Acourene, S. (2013). Valorisation biotechnologique des dattes de faible valeur marchande par la production de la levure boulangère, éthanol, acide citrique et α-amylase (Doctoral dissertation).

Addou A., (2009). Traitement des déchets : Valorisation, élimination, Ed. Ellipses, Paris,284p.

Agric. (2010), Water Manage., 97 (9) pp. 1233-1241 A.N.

Ahmamou, M. (1987). Etude sédimentologique des calcaires lacustres Saïssiens (Plio-uaternaire) du bassin de Fès - Meknès, Maroc. thèse, Marseille, 166p.

Ahmamou, M. (2002). Evolution et dynamique sédimentaires des carbonates fluvio-lacustres Plio quaternaires dans le Saïs de Fès, (Maroc). Thèse de Doctorat d'Etat, Université Mohamed V, Rabat, 230 p.

Ahmamou, M., Conrad, G., & Plaziat, J-Cl. (1989). Réinterprétation des conditions de dépôt des calcaires fluviatiles, lacustres et palustres du bassin plio-quaternaire du Saïss de Fès (Maroc) Rev. Méditérranée, Volume 68, numéro 2, pp. 41-49.

Akka, A. A. (2018, 16 avril). Rapport de Visite à la station d'épuration des eaux usées de Ain Noqbi de Fès. AITAKKA Aziz. https://www.academia.edu/36423595/Rapport_de_Visite_%C3%A0_la_station_d%C3%A

9puration_des_eaux_us%C3%A9es_de_Ain_Noqbi_de_F%C3%A8s Date de consultation 22/10/2022

Alaoui.B. (2021, 30 novembre). Bonne conduite technique de l' ; Olivier au Maroc. AgriMaroc.ma. https://www.agrimaroc.ma/conduite-technique-olivier-maroc/

Amani Michel Kouassi, Koffi Fernand Kouamé, Yao Blaise Koffi, Kouakou Bernard Dje, Jean Emmanuel Paturel et Sekouba Oulare, (2010). Analyse de la variabilité climatique et de ses influences sur les régimes pluviométriques saisonniers en Afrique de l'Ouest : cas du bassin versant du N'zi (Bandama) en Côte d'Ivoire , Cybergeo: European Journal of Geography [En ligne], Environnement, Nature, Paysage, document 513, URL : http://journals.openedition.org/cybergeo/23388 ; DOI : https://doi.org/10.4000/cybergeo.23388

Ammary B.Y. (2007), Wastewater reuse in Jordan: Present status and future plans Desalination 211, 164–176

Andreozzi R., Raffele M. and Nicklas P. (2003), Pharmaceuticals in STP effluents and solar photodegration in aquatic environment, Chemosphere, 50, 1319–1330.

Angelakis, M.H.F. Marecos Do Monte, L. Bontoux, T. Asano. (1999). The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin: need for guidelines. Water Res., 33 pp. 2201-2217

Argi Maroc. (2022, 22 janvier). La culture de l' ; aubergine au Maroc en 2022. AgriMaroc.ma. https://www.agrimaroc.ma/laubergine-aroc/#:%7E:text=%E2%80%93%20Culture%20sous%20serres%3A%20semis%20en,traitements%20phytosanitaires%20%E2%80%A6etc.).Date de consultation : 08/09/2022

Arora, B., & Attri, P. (2020). Carbon nanotubes (CNTs): a potential nanomaterial for water purification. Journal of Composites Science, 4(3), 135

Arther R.G., Fitzgerald P.R & Fox J.C., (1981). Parastie ova in anaerobiclly digested sludge. Journal of Water Pollution Control Federation., 53 : 1333-1338.

Asano T. (1998), Wastewater reclamation and reuse. Water quality management library, 1475 pages.

Aslam.A, Jabeen. F , Salman. M. (2017). Concentration Level of Lead (Pb) in Plants and Soil of Faisalabad Irrigated with Waste Water,

Assadian N.W., Esparza L.C., Fenn L.B., Ali A.S., Miyamoto S., Figueroa U.V., and Warrick, A.W., (1998), Spatial variability of heavy metals in irrigated alfalfa fields in the upper Rio Grande River Basin, Agric. Water Manage. 36, 141-156.

Aulicino E A., Mastrantonio A., Orsini E, Bellucci C., Muscillo M.and Larosa G. (1996), Enteric viruses in a wastewater treatment plant in Rome. Water, Air, and Soil Pollution 91: 327-334,

Aung, K.M.M., Ting, Y.P., 2005. Bioleaching of spent fluid catalytic cracking catalyst using *Aspergillus niger*. J. Biotechnol. 116, 159–170.

Ayers, R.S., D.S., Westcot (1985), Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage. Paper 29. FAO, Rome.

Azimi S., Rocher V., Muller M., Moilleron R. and Thevenot D.R. (2005), Sources,distribution and variability of hydrocarbons and metals in atmospheric deposition in an urbanarea (Paris, France). Science of The Total Environment 337(1-3): 223-239.

Bahri, A., Drechsel, P., Raschid-Sally, L., Redwood, M., (2009). Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-income Countries. Routledge

Bahri, M., Belkhadir, R., Koulali, Y., Idrissi, L., & Khadri, A. (2009). Les déchets solides hospitaliers : quantification, analyses bactériologiques.Cas de l'hôpital Ibn Sina - Rabat – Maroc. Déchets, sciences et techniques, 55. https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.1214

Bahri, A. and F. Brissaud. (2002), Guidelines for Municipal Water Reuse in the Mediterranean Countries. WHO regional Office for Europe, Euro Project Office, MAP, Athens, Greece, pp. 62

Baize, D., Sterckeman, T., (2001), Of the necessity of knowledge of the natural pedogeochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. The Science of The Total Environment 264 (1–2), 127– 139.

Bajza Z., P. Hitrec et M. Muzic (2004). Influence of different concentrations of Al2(S04)3 and anionic polyelectrolytes on tannery wastewater flocculation. Desalination, 171, 13-20.
Beaufort Aurélien. (2015). Température des cours d'eau : analyse des données et modélisation : application au bassin de la Loire . Université François-Rabelais de Tours, Laboratoire GéHCO – GéoHydrosystèmes Continentaux – EA 6293

Base de données des cartes pédologiques du Maroc, (2016). IRA, Fertimap. http://www.fertimap.ma/base-de-donnees-des-cartes-pedologiques-du-maroc.html

Becerra-Castro, C., Lopes, A.R., Vaz-Moreira, I., Silva, E.F., Manaia, C.M., Nunes, O.C., (2015). Wastewater reuse in irrigation: a microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. Int. J. Environ 75, 117e135.

Beckers L., Hiligsmann S., Lambert S., Heinrichs B. & Thonart P. (2013). Improving effect of metal and oxide nanoparticles encapsulated in porous silica on fermentative biohydrogen production by *Clostridium butyricum*. Bioresource Technology, 133C, 109-117

Bekkoussa, B., et al., (2013). Origine de la salinité et des principaux éléments majeurs des eaux de la nappe phréatique de la plaine de Ghriss, Nord-ouest Algérien. Hydrological Sciences Journal, 58 (5), 1111–1112. doi:10.1080/02626667.2013.800639

Belaid N. (2010). Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques , Limoges, 2010.

Benabed A., Dugué P., Abdellaoui E. (2014). Les exploitations familiales peuvent-elles faire face à l'urbanisation ? Cas de la commune urbaine de Sebaa-Ayoune dans la plaine du Saïs (Maroc).Alternatives Rurales, 1,11 p.

Bernadeta Dadonaite, Hannah Ritchie and Max Roser (2018) - "Diarrheal diseases". Published online at OurWorldInData.org. Retrieved from: 'https://ourworldindata.org/diarrheal-diseases'

Brennan, C. Cotgrave, M., & J . (2014). Sustainable development. Structural Survey, 32(4), 315-330. https://doi.org/10.1108/ss-02-2014-0010

Benoit, G. et Comeau, A., (2005). Méditerranée: les perspectives du Plan Bleu sur l'environnement et le développement. La Tour d' Aigues, France: Editions de l'Aube.

Blanc R. and Nasser A. (1996), Effect of effluent quality and temperature on the persistence of viruses in soil. Water Science and Technology, Volume 33, Issues 10-11, 237-242

Bouaich, F. Z., Maherzi, W., El-Hajjaji, F., Abriak, N. E., Benzerzour, M., Taleb, M., & Rais, Z. (2022). Reuse of treated wastewater and non-potable groundwater in the manufacture of concrete: major challenge of environmental preservation. Environmental Science and Pollution Research, 29, 146-157.

Boudjerda, C., Boudjerda, M., Boumlit, R., & Ouled Haddar, H. E. (2008). Application biotechnologie des cellules microbiennes immobilisées (Doctoral dissertation, Université de Jijel).

Bouza. E, San Juan. R, Muñoz. P, Pascau. J, Voss. A, Desco. M. (2004). A European perspective on intravascular catheter-related infections: report on the microbiology workload, aetiology and antimicrobial susceptibility (ESGNI-005 Study), Clinical Microbiology and Infection, Volume 10, Issue 9, Pages 838-842, ISSN 1198-743X, https://doi.org/10.1111/j.1469-0691.2004.00936.x

Brady, N.C., Weil, R.R., (2002), The Nature and Properties of Soils, 13th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River. In : Leone A.P., Menenti M., Buondonno A., Letizia A., Maffei C., Sorrentino G., (2007). A field experiment on spectrometry of crop response to soil salinity; Agricultural Water Management 89 39 – 48

Bulletin officiel n° 5062 du 30 ramadan 1423 (5 décembre 2002). Arrêté conjoint du ministre de l' équipement et du ministre chargé de l' aménagement du territoire, de l' urbanisme, de l' habitat et de l' environnement n° 1275-01 du 10 chaabane 1423 (17 octobre 2002) définissant la grille de qualité des eaux de surface. http://www.abhoer.ma/pages_externes//Textes%20juridiques/Arr%C3%AAte/Bulletin%20officiel%20n%C2%B0%205062.pdf

Buzier R., Tusseau-Vuillemin M.H., Mouchel J.M. (2006), Evaluation of DGT as a metal speciation tool in wastewater. Science of the Total Environment 358, 277– 285

Callejón R.M., Rodríguez-Naranjo M.I., Ubeda C., Hornedo-Ortega R., Garcia-Parrilla M.C., Troncoso A.M., (2015). Reported Foodborne Outbreaks Due to Fresh Produce in the United States and European Union: Trends and Causes. Foodborne Pathogens and Disease 12, 32–38.

Cairncross, S., Mara, D., (1989). Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture. World Health Org., Geneva,
Switzerland, pp. 194

Campos C. (2008), New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse. Desalination 218, 34–42

Campos, C., Guerrero, A., & Cárdenas, M. (2002). Removal of bacterial and viral faecal indicator organisms in a waste stabilization pond system in Choconta, Cundinamarca (Colombia). Water Science and Technology, 45(1), 61-66.

Capra, A. Scicolone B. (2004). Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation Agric. Water Manage., 68, pp. 135-149

Castro, I.M., Fietto, J.L.R., Vieira, R.X., Trópia, M.J.M., Campos, L.M.M., Paniago, E.B., Brandão, R.L., (2000). Bioleaching of zinc and nickel from silicates using
Aspergillus niger cultures. Hydrometallurgy 57, 39–49.

Catherine N. Mulligan, Mahtab Kamali, Bernard F. Gibbs. (2004). Bioleaching of heavy metals from a low-grade mining ore using *Aspergillus niger*. Journal of Hazardous Materials 110. 77–84

Centre régionale d'Investissement Fès-Meknès (CRI). (2021). : Délégation Régionale de l'industrie, du commerce, de l'économie verte et numérique Fès-Meknès/ DGI/ CNSS https://fesmeknesinvest.ma/secteurs-economiques-porteurs-cri-fes-meknes/industrie/. Date de consultation : 08/05/2022

Cgiar. I. (2012). Global experiences in Water reuse – Resources recovery & Reuse serie 4.

Chabukdhara.M, Munjal.A, Nema. A.K, Gupta. S.K, Kaushal. R.K. (2016). Heavy metal contamination in vegetables grown around peri-urban and urban-indus- trial clusters in Ghaziabad, India, Hum. Ecol. Risk Assess. 22 (3) 736–752.

Chadou Oualid , Ahmim Abdelkader 2020 . Contribution à l'étude de la qualité des eaux d'irrigation dans la région d'El Oued .

Chapman D. Kimstach V. (1996). Selection of water quality variables. Water qulity assessments : a guide to the use of biota, sediments and water in environnement monitoring,Chapman edition, 2nd ed. E&FN Spon, London,pp. 59-126

Charroud, M., Cherai, B., Benabdelhadi, M., Charroud, A., El Moutaouakkil, N., Falguères, C., & Lahrach A. (2006). Sedimentary evolution of a fore-chain Sais basin during plio-quatrenary and modalities of tectonic inversion (Sais basin, Morocco). Geophysical research abstracts, European Geosciences Union, 8, 10039.

Choukr-Allah R., Aghai O. (2005). Impact de l' irrigation par les eau x u sées épu rées su r la produ ctivité d' u n e cu ltu re de tomate de plein ch amp, la salin ité du sol et le bilan d' azote. In : Hamdy A. (ed.). The use of non conventional water resources. Bari : CIHEAM / EU DG Research.. p. 165-171 (Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens; n. 66)

Christou, A., Maratheftis, G., Elia, M., Hapeshi, E., Michael, C., Fatta-Kassinos, D. (2016). Effects of wastewater applied with discrete irrigation techniques on strawberry plants' productivity and the safety, quality characteristics and antioxidant capacity of fruits. Agric. Water Manag. 173, 48e54.

Christou, A., Maratheftis, G., Eliadou, E., Michael, C., Hapeshi, E., Fatta-Kassinos, D., (2014). Impact assessment of the reuse of two discrete treated wastewaters for the irrigation of tomato crop on the soil geochemical properties, fruit safety and crop productivity.Agric. Ecosyst. Environ 192, 105e114.

Cirelli, G., Consoli, S., Licciardello, F., Aiello, R., Giuffrida, F., Leonardi, C. (2012). Treated municipal wastewater reuse in vegetable production. Agric. Water Manag. 104, 163e170.

Cissé, G. (1997). Impact sanitaire de l'utilisation d'eaux polluées en agriculture urbaine. Thèse de doctorat 163. Ecole Polytechnique fédérale de Lausanne. Université de Lausanne. pp. 446.

Climat Fès (Maroc). (2022, mai). Climate-Data calculated. https://fr.climate-data.org/afrique/maroc/fes/fes-3570/

Compaoré, E., Fardeau, J. C., Morel, J. L., & Sedogo, M. P. (2001). Le phosphore biodisponible des sols: une des clés de l'agriculture durable en Afrique de l'Ouest. Cahiers Agricultures, 10(2), 81-85.

Condom.N & Declec. R. (2015). Réutilisation des eaux usées pouR l'iRRigation agRicole en zone péRi-uRbaine de pays en développement. Egypte - Agriculture dans le Delta du Nil. https://agritrop.cirad.fr/583464/1/2016%20Rapport%20Ecofilae.pdf

Cooper, I., Crowhurst, D., Platt, S. and Woodall, R. (2005), Some UK experience of gauging progress on introducing sustainable business practices in the construction sector, in Yang, J., Brandon, P.S. and Sidwell, A.C. (Eds), Smart and Sustainable Built Environments, Blackwell Publishing, Oxford, pp. 311-320.

Coulibaly, Lacina (2002). Bioconversion de macromolécules dans un réacteur simulant un écoulement piston en régime transitoire : cas de la bioremédiation d'eaux usées synthétiques par *Aspergillus niger*. Thèse Doctorat en sciences agronomiques et ingénierie biologique (AGRO 3). AGRO/CABI - Département de chimie appliquée et des bio-industries. https://hdl.handle.net/2078.1/206193

Couture I. (2006). (A). Analyse d'eau pour fin d'irrigation MAPAQ Montérégie-Est AGRI-VISION 2003-2004. 8p

Dadonaite, B., Ritchie, H., & Roser, M. (2018). Diarrheal diseases. Our World in Data.

Damien A., 2004. Guide du traitement des déchets, 3èmeédition. DUNOD, Paris, 448p.

Dasylva, M., Ndour, N., Diédhiou, M. A. A., & Sambou, B. (2019). Caractérisation Physico-Chimique des Sols des Vallées Agricoles de la Commune de Ziguinchor au Sénégal. European Scientific Journal May.

De Siqueira Castro. J, Calijuri. J, Mattiello. M. L, Ribeiro. E. M, & Assemany. V. J. (2020). Algal biomass from wastewater: soil phosphorus bioavailability and plants productivity. Science of The Total Environment, 711, 135088.

Delille, A. (2007). Etude in situ, par spectroscopie infrarouge en mode ATR, des premières étapes de la formation d'un biofilm de Pseudomonas fluorescens et de sa réponse aux variations de la quantité de carbone organique dissous: application à la détection précoce du changement de la qualité microbiologique d'une eau de distribution (Doctoral dissertation, Université Henri Poincaré-Nancy 1).

Deribachew.B ,Amde.M , Nigussie-Dechassa.R., Taddese.A. (2015). Selected heavy metals in some vegetables produced through wastewater irrigation and their toxicological implications in Eastern Ethiopia, Afr. J. Food Agric. Nutr. Dev. 15 (3) 10 013–10 032 .

Dermeche S., Nadour M., Larroche C., Moulti-Mati F., Michaud P. (2013). Olive mill astes: Biochemical characterizations and valorization strategies. Process Biochem. 48:1532-1552. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1359511313003917

Derwich E., Beziane Z., Benaabidate L., Belghyti D. (2008). Evaluation de la qualite des eaux de surface des oueds fes et sebou utilisees en agriculture maraichere au maroc. Larhyss, ISSN 1112-3680 07 59-77

Direction Régionale Fès-Meknès. (2020). Annuaire statistique région Fès-Meknès. https://www.hcp.ma/region-fes/attachment/2364622/ Date de consultation : 18/07/2020

Direction Régionale de l'Agriculture (DRA) - Fès-Meknès. (2021). CRI NEWS FÈS-MEKNÈS. https://fesmeknesinvest.ma/wp-content/uploads/2021/09/Bilan-du-Plan-Maroc-vert-dans-la-Region.pdf. Date de consultation : 18/07/2020

Doelsch E., Saint H., Virginie M., de Kerchove V., (2006), Sources of very high heavy metal content in soils of volcanic island (La Réunion). Journal of Geochemical Exploration, Volume 88, Issues 1-3, Pages 194-197

Dogui, K., Boiral, O., & Heras-Saizarbitoria, I. (2013). Audit Fees and Auditor Independence : The Case of ISO 14001 Certification. International Journal of Auditing, 18(1), 14-26. https://doi.org/10.1111/ijau.12008

Domínguez-Mariani E., Carrillo-Chávez A., Ortega A. And Orozco-Esquivel M. T. (2004),Wastewater reuse in valsequillo agricultural area, Mexico: environmental impact on groundwater. Water, Air, and Soil Pollution 155: 251–267

Drechsel.K .(2014). Irrigated urban vegetable production in Ghana : Characteristics, benefits and risk mitigation – Second Edition.

Drexhage, J. and Murphy, D. (2010), International institute for sustainable development (IISD) sustainable development: from Brundtland to Rio 2012, background paper prepared for consideration by the High Level Panel on Global Sustainability at its first meeting, United Nations Headquarters, New York, NY, 19 September.

Dsouli.K, El haloiani.H, Khallaayoune.K, Lahrach.A. (2006). Réutilisation des eaux en agriculture et contamination des cultures par les œufs d'helminthes (Maroc oriental, Oujda). Geomaghreb.]3, pp. 63-71

Durand, J. H. (1983). Irrigable soils: a pedological study. Irrigable soils: a pedological study.

El-Abbassi, A., Kiai H., Raiti J., Hafidi A.(2014). Application of ultrafiltration for olive processing wastewaters treatment. J. Clean. Prod. 65: 432-438. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652613005386

Elahi, A., Arooj, I., Bukhari, D. A., & Rehman, A. (2020). Successive use of microorganisms to remove chromium from wastewater. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *104*(9), 3729-3743.

El Ouali Lalami, A. Zanibou, K. Bekhti3, F. Zerrouq4, M. Merzouki. (2014). Contrôle de la qualité microbiologique des eaux usées domestiques et industrielles de la ville de Fès au Maroc (Microbiological Control wastewater domestic and industrial city of Fes Morocco) J. Mater. Environ. Sci. 5 (S1) . 2325-2332

Elmansouri, I., Lahkimi, A., Mansour, O., Elouadrhiri, F., Chaouch, M., Eloutassi, N., ... & Bekkari, H. (2022). Study of the operation of an industrial water treatment plant of the northern soft drink company Fez, Morocco. Ecol. Eng. Environ. Technol, 23, 227-232.

Elodie Valette et Pascale Philifert.(2014) L'agriculture urbaine : un impensé des politiques publiques marocaines ?. Agriculture urbaine et alimentation : entre politiques publiques et initiatives locales. p. 75-83. https://doi.org/10.4000/geocarrefour.9411

Ensink, J. H. J., Van der Hoek, W., Matsuno, Y., Munir, S. & Aslam, M. R. (2002). Use of untreated wastewater in peri-urban agriculture in Pakistan: Risks and opportunities. International Water Management Institute. Report N° 64. Colombo, Sri Lanka. pp. 32.

Erping Cui, Xiangyang Fan, Zhongyang Li, Yuan Liu, Andrew L. Neal, Chao Hu, Feng Gao. (2019). Variations in soil and plant-microbiome composition with different quality irrigation waters and biochar supplementation, Applied Soil Ecology, Volume 142, Pages 99-109, ISSN 0929-1393,
https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.04.026.

Erping Cui, Xiangyang Fan, Zhongyang Li, Yuan Liu, Andrew L. Neal, Chao Hu, Feng Gao. (2019).Variations in soil and plant-microbiome composition with different quality irrigation waters and biochar supplementation, Applied Soil Ecology,Volume 142, Pages

99-109,ISSN0929-1393. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.04.026. (https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139318305250)

Etude du schéma régional d'aménagement du territoire de la région Fès- Boulemane, PHASE I : Diagnostic territorial stratégique, Etape 1 : Rapports sectoriels, le milieu naturel, les ressources et l'environnement, (Juin 2013). https://www.srat-rfb.info/documents/LES%20FACTEURS%20DE%20L%27INTEGRATION%20REGIONALE.pdf

Ezra Orlofsky, Nirit Bernstein, Mollie Sacks, Ahuva Vonshak, Maya Benami, Arti Kundu, Michael Maki, Woutrina Smith, Stefan Wuertz, Karen Shapiro, Osnat Gillor. (2016). Comparable levels of microbial contamination in soil and on tomato crops after drip irrigation with treated wastewater or potable water, Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 215, Pages 140-150, ISSN 0167-8809. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.08.008.

Faby J.A., Brissaud F. (1997), L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau, 76 pages.

FAO (2003), L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. pp 73

FAO (2007), Agriculture et rareté de l'eau: une approche programmatique pour l'efficacité de l'utilisation de l'eau et la productivité agricole. COAG/2007/7, Rome, pp15

Faouzi, J., Bedoui, I., Rezouki, S., Moubchir, T., Allali, A., EloutassI, N., Lahkimi, A. (2023). Vertical Transfer of Bacteriological and Parasitological Pollutants from Irrigation Water to Soil and Crops. Ecological Engineering & Environmental Technology, 24(1), 93-103. https://doi.org/10.12912/27197050/154917

Faouzi, J., Kaioua, S., Allali, A., Eloutassi, N., Lahkimi, A. (2022). Impact of Irrigation Water on Heavy Metal Content in Irrigated Soils and Plants – Spatial and Vertical Distribution. Ecological Engineering & Environmental Technology, 23(5), 91-98. https://doi.org/10.12912/27197050/151759

Faouzi, J., Rezouki, S., Bourhia, M. et al. (2023). Assessment of impacts of industrial effluents on physico-chemical and microbiological qualities of irrigation water of the Fez Rriver, Morocco. Environmental Geochemistry and Health. https://doi.org/10.1007/s10653-022-01449-9

Farhadkhani. M, Nikaeen. M, Yadegarfar. G, Hatamzadeh. M, Pourmohammadbagher. H, Sahbaei. Z, Reza Rahmani. H. (2018). Effects of irrigation with secondary treated wastewater on physicochemical and microbial properties of soil and produce safety in a semi-arid area.Water Reseearch. 356-364

Farlex Incorporated (2005) Definition: environment, the free dictionary, Farlex Inc. Publishing, USA (http://www.thefreediction ary.com/).

Fars S., Bousselhaj K., Nejmeddine A., Ouazzani N. Laghmari A. et Bouadili A. (2003), Réutilisation d'une eau résiduaire brute et purée en agriculture: Disponibilité de l'azote et trois

métaux lourds (Cu, Cd et Cr). Séminaire internationale: Réutilisation des eaux usées traitées et des sous-produits de l'épuration: optimisation, valorisation et durabilité, septembre 2003, Tunis, Tunisie.

Fatima Arib. (2019). Des solutions sociales et innovantes pour une gestion durable des déchets au Maroc Cas de l'inclusion du secteur informel. Université Cadi Ayyad de Marrakech Maroc. Présenté à la conférence internationale de l'UNTFSSE à Genève, 25-26 juin 2019

Feenstra, S., Hussain, R. & Van der Hoek, W. (2000). Health risks of irrigation with untreated urban wastewater in the southern Punjab, Pakistan, International Water Management Institute (IWMI). Lahore, pp. 19.

FEN (2003), 45 indicateurs de développement durable. Une contribution de l'IFEN, Etudes et travaux N°4. https://siredd.environnement.gov.ma/Dakhla-Oued-Ed-Dahab/Documents/Rapport_national_IDD_2014.pdf . Date de consultation : 05/09/2022 à 22h58

Ferret, C. (2012). Rôle des Pseudomonas fluorescents dans la biodisponibilté des métaux contaminant les minéraux du sol: application à la phytoremédiation (Doctoral dissertation, Strasbourg).

Flouchi, R., Elmniai, A., ben Abbou, M., Touzani, I., & Fikri-Benbrahim, K. (2021). Network Water Quality at a Hospital Center in Morocco : Bacteriological Survey and Relationship with Human Health. Journal of Ecological Engineering, 22(9), 185-191. https://doi.org/10.12911/22998993/141369.

Figueira R. and Ribeiro T. (2005), Transplants of aquatic mosses as biomonitors of metals released by a mine effluent. Environmental Pollution 136(2): 293-301.

Fonseca, J., Fallon, S., Sanchez, C., Nolte, K. (2011). Escherichia coli survival in lettuce fields following its introduction through different irrigation systems. J. Appl. Microbiol. 110, 893e902.

Forslund, A., Ensink, J., Markussen, B., Battilani, A., Psarras, G., Gola, S., Sandei, L., Fletcher, T., Dalsgaard, A. (2012). Escherichia coli contamination and health as pects of soil and tomatoes (Solanum lycopersicum L.) subsurface drip irrigated with on-site treated domestic wastewater. Water Res. 46 (18), 5917e5934

Gaga, Y., Mehdaoui, I., Kara, M., Assouguem, A., Al-Hashimi, A., Ragab AbdelGawwad, M., ... & Rais, Z. (2023). Elaboration and Characterization of a Biochar from Wastewater Sludge and Olive Mill Wastewater. Sustainability, 15(3), 2409.

Garrett R.G. (2000), Natural sources of metals to the environment. Human and Ecological Risk Assessment 6(6): 945-963.

Gennaccaro A.L., McLaughlin M.R., Quintero-Betancourt W., Huffman D.E., Rose J.B., (2003), Infectious Cryptosporidium parvum oocysts in final reclaimed effluent. Appl. Environ. Microbiol. 69, 4983–4984.

Germon Jean-Claude. (2022), Les nitrates dans l'environnement, Encyclopédie de l'Environnement, [en ligne ISSN 2555-0950] url : https://www.encyclopedie-environnement.org/vivant/les-nitrates-dans-lenvironnement/.

Giokas DL, Antelo J, Paleologos EK, Arce F, Karayannis MI. (2002), Copper fractionation with dissolved organic matter in natural waters and wastewater—a mixed micelle mediated methodology (cloud point extraction) employing flame atomic absorption spectrometry. J Environ Monit; 4:505– 10.

Gromaire M.C., Garnaud S., Saad M. and Chebbo G. (2001), Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. Water Research 35(2): 521-533.

Guerrero-Barajas, C. (2012). Biodegradation of organic pollutants, reduction of metals and energy generation involving Clostridium Sp. Clostridia: Biotechnology, Medicinal Applications and Implications, 1-53.

Halttunen, T., Salminen, S., & Tahvonen, R. (2007). Rapid removal of lead and cadmium from water by specific lactic acid bacteria. International journal of food microbiology, 114(1), 30-35. https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2006.10.040

Horckmans, L., Swennen, R., Deckers, J., Maquil, R., (2005), Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxembourg. Catena 59 (3), 279–304.

Hamon, R. E., M. J. McLaughlin, R. J. Gilkes, A. W. Rate, B. Zarcinas, A. Robertson, G.Cozens, N. Radford, and L. Bettenay (2004), Geochemical indices allow estimation of heavy metal background concentrations in soils, Global Biogeochem. Cycles, 18, GB1014.

Harmouzi, O. (2010). Reconnaissance détaillée de la partie nord-est du Bassin de Saïs (MAROC) : interprétation de sondages électriques verticaux par combinaison des méthodes statistique, géostatistique et d'inversion. Thèse. Université Moulay Ismail, Maroc.

Herpin U., Gloaguen T. V., da Fonseca A. F., Montes C. R., Mendonça F. C., Piveli R. P.,Breulmann G., Forti M. C. Et Melfi A. J., (2007), Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation- A pilot field study in Brazil. Agricultural Water Management 89, 105 – 115.

Heidarpour H., Mostafazadeh-Fard B., Abedi koupai J., Malekian R., (2007), The effect of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. Agricultural Water Management 90, 87 – 94

Halah Aissam (2003). Etude de la biodégradation des effluents des huileries (margines) et leur valorisation par production de l'enzyme tannase. Thèse de 3éme cycle, Faculté des Sciences Dhar El Mehraz de Fès, Maroc

Halttunen, T., Salminen, S., & Tahvonen, R. (2007). Rapid removal of lead and cadmium from water by specific lactic acid bacteria. International journal of food microbiology, 114(1), 30-35. https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2006.10.040

Hamaidi-Chergui.F, Zoubiri A.F, Debib A., Hamaidi M.S., Kais .H.(2016). Evaluation de la charge en pathogenes et de la microfaune dans les eaux de l'effluent brute et traité rejeté dans un milieu recepteur : cas de la station d'epuration de médéa. *Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°26, pp. 183-208*

Hamon, R. E., M. J. McLaughlin, R. J. Gilkes, A. W. Rate, B. Zarcinas, A. Robertson, G. Cozens, N. Radford, and L. Bettenay (2004), Geochemical indices allow estimation of heavy metal background concentrations in soils, Global Biogeochem. Cycles, 18, GB1014,

Harmel Obami-Ondon1 , Médard Ngouala Mabonzo2 , Urbain Gampio Mbilou3 , and Bernard Mabiala. (2021). Etude de la variabilité saisonnière des précipitations sur le plateau de Mbé au Pool-Nord (Congo-Brazzaville) : impacts sur les eaux de surface et souterraines. Published by Copernicus Publications on behalf of the International Association of Hydrological Sciences. Proc. IAHS, 384, 233–239, 2021 https://doi.org/10.5194/piahs-384-233-2021

Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Report of a WHO Scientific Group. Geneva, World Health Organization, (1989) (WHO Technical Report Series, No. 778).

Herpin U., Gloaguen T. V., da Fonseca A. F., Montes C. R., Mendonça F. C., Piveli R. P., Breulmann G., Forti M. C. Et Melfi A. J., (2007), Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation- A pilot field study in Brazil. Agricultural Water Management 89, 105 – 115.

Holliday, R., Allison, J. R., Currie, C. C., Edwards, D. C., Bowes, C., Pickering, K., ... & Jakubovics, N. (2021). Evaluating contaminated dental aerosol and splatter in an open plan clinic environment: Implications for the COVID-19 pandemic. *Journal of dentistry*, *105*, 103565.

Hong AH, Law PL & Onni SS 2009. Environmental burden of heavy metal contamination level in soil from sewage irrigation area of Geriyo catchment, Nigeria. Civil and Environmental Research, 6(10): 111-119.

Hovorukha, V., Havryliuk, O., Gladka, G., Kalinichenko, A., Sporek, M., Stebila, J., ... & Tashyrev, O. (2022). Detoxification of Copper and Chromium via Dark Hydrogen Fermentation of Potato Waste by *Clostridium butyricum* Strain 92. Processes, 10(1), 170.

HuffPost. (2016, 5 octobre). Quel est l'impact de l'industrie textile sur l'environnement ? Le Huffington Post. https://www.huffingtonpost.fr/2015/11/29/impact-textile-environnem_n_8663002.html#:%7E:text=On%20y%20apprend%20notamment%20que,(pour%20notre%20sant%C3%A9%20%C3%A9galement).

Ibrahim H. Elsokkary , Alaa F. Abukila b. (2014). Risk assessment of irrigated lacustrine & calcareous soils bytreated wastewater. journal homepage: www.elsevier.com/locate/wsj. Water Science 28 (2014) 1–17

Idrissi, N., ElMadani, F., Idrissi, M., Abbou, M. B., Taleb, M., & Rais, Z. (2020). The Effect of Surface Water Pollution on the Incidence of Viral Hepatitis: A Spatial Assessment Using GIS Maps. Geospatial Technology: Application in Water Resources Management, 69-81.

Institut National De La Recherche Agronomique (Rabat, M., Morocco. Service de la recherche agronomique et de l'experimentation agricole, Morocco. Sous-direction de la recherche agronomique et de l'enseignement agricole, & Centre De Recherches Agronomiques (Rabat, M. (1993). Les Cahiers de la recherche agronomique. Institut d'Estudis Catalans. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_5/b_fdi_10-11/13703.pdf

Jamali G (2009). Heavy Metal Pollution in Surface Soil in the Vicinity of Abundant Railway Servicing Workshop in Kumasi Ghana. Int. J. Envtal. Res., 2(40): 359-364.

Jampani, M., Liedl, R., Hülsmann, S., Sonkamble, S., & Amerasinghe, P. (2020). Hydrogeochemical and mixing processes controlling groundwater chemistry in a wastewater irrigated agricultural system of India. Chemosphere, 239, 124741. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124741

Jabeen. F, Aslam. A, Salman. M. (2018). Heavy metals toxicity and associated health risks in vegetables grown under soil irrigated with sewage water, Univ. J. Agric. Res. 6 (5) 173–180.

Jie Yang , Qunhui Wang, Qi Wang, Tingji Wu. (2009). Heavy metals extraction from municipal solid waste incineration fly ash using adapted metal tolerant *Aspergillus niger*. Bioresource Technology. 100 (2009) 254–260

Julien Coulibaly-Kalpy, Edith Adouko Agbo, Thomas Adjehi Dadie, Mireille Dosso. (2017). Microbiological quality of raw vegetables and ready to eat products sold in Abidjan markets. African Journal of Microbiology Research. Vol.11(5), pp. 204-210

Kabata-Pendias, A., Mukherjee,A.B.,(2007). Trace Elements from Soilto Human. Springer, NewYork.

Kaluli. J, Home. P, Githuku. C. (2014).The heavy metal content of crops irrigated with untreated wastewater: a case study of Nairobi, Kenya, J. Agric. Sci. Technol. 16 (2) 122–139

Kayira, F.; Wanda, E.M.M. (2021). Evaluation of the performance of Mzuzu Central Hospital wastewater oxidation ponds and its effect on water quality in Lunyangwa River, Northern Malawi. Phys. Chem. Earth, 123, 103015.

Khan.S, Cao.Q, Zheng.Y.M, Huang.Y.Z,. Zhu.Y.G. (2008). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing China. Environmental Pollution., 152 (3) pp. 686-692

Khan , S. Khan , M. Alam , M.A. Khan , M. Aamir , Z. Qamar , S. Perveen. (2016). Toxic metal interactions affect the bioaccumulation and dietary intake of macro-and micro-nutrients, Chemosphere 146 121–128

Khaled S.Balkhair.(2016). Microbial contamination of vegetable crop and soil profile in arid regions under controlled application of domestic wastewater. Saudi Journal of Biological Sciences. Volume 23, Issue 1, upplement, Pages S83-S92 https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1319562X15002703#b0310

Kim, J. S., Yoon, S. J., Park, Y. J., Kim, S. Y., & Ryu, C. M. (2020). Crossing the kingdom border: Human diseases caused by plant pathogens. *Environmental Microbiology*, *22*(7), 2485-2495.

Kimura K., Toshima S., Amy G., Watanabe Y. (2004), Rejection of neutral endocrine disrupting compounds (EDCs) and pharmaceutical active compounds (PhACs) by RO membranes. Journal of Membrane Science 245, 71–78

Kirillova, A. V., Danilushkina, A. A., Irisov, D. S., Bruslik, N. L., Fakhrullin, R. F., Zakharov, Y. A., ... & Yarullina, D. R. (2017). Assessment of resistance and bioremediation ability of Lactobacillus strains to lead and cadmium. International Journal of Microbiology, 112(1), 626-642. https://doi.org/10.1155/2017/9869145

Kirpichtchikova, T. (2009). Phytoremédiation par Jardins Filtrants d'un sol pollué par des métaux lourds: Approche de la phytoremédiation dans des casiers végétalisés par des plantes de milieux humides et étude des mécanismes de remobilisation/immobilisation du zinc et du cuivre (Doctoral dissertation, Université Joseph-Fourier-Grenoble I).

Koleva. Petia, (2008). La responsabilité sociale de l'entreprise dans le contexte dudéveloppement durable : affaire d'entreprise ou affaire de société ? économies et sociétés, série. Dynamique technologique et organisation, W, n°10, Responsabilitésociale des organisations et régulations, paris:Les Presses de l'Isméa.25-54

Kumar, V., Shahi, S. K., & Singh, S. (2018). Bioremediation: an eco-sustainable approach for restoration of contaminated sites. In Microbial bioprospecting for sustainable development (pp. 115-136). Springer, Singapore.

Kumar, A., Kumar, A., Singh, R., Singh, R., Pandey, S., Rai, A., ... & Rahul, B. (2020). Genetically engineered bacteria for the degradation of dye and other organic compounds. In Abatement of environmental pollutants (pp. 331-350). Elsevier

Kumar, M.; Avinash, P. (2012). A review of permissible limits of drinking water. Indian J. Occup. Environ. Med. 16, 40–44.

Kuyukina, M. S., & Ivshina, I. B. (2019). Bioremediation of contaminated environments using Rhodococcus. In Biology of Rhodococcus (pp. 231-270). Springer, Cham.

Lazarova V. et Brissaud F. (2007), Intérêt, bénéfices et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France, L'eau, l'industrie, les nuisances N° 299

Le, L., Tang, J., Ryan, D., Valix, M., (2006). Bioleaching nickel laterite ores using multi-metal tolerant Aspergillus foetidus organism. Miner. Eng. 19, 1259–1265.

Leblebici.Z, Kar. M. (2018). Heavy metals accumulation in vegetables irrigated with different water sources and their human daily intake in Nevsehir, J. Agric. Sci. Technol. 20 (2) 401–415.

Lebres E., Azizi D., Hamza A., Taleb F. et Taouchichet B. (2002). Manuel des travaux pratiques. Institut Pasteur d'Algérie, 20p.

Leone A.P., Menenti M., Buondonno A., Letizia A., Maffei C., Sorrentino G. (2007), A field experiment on spectrometry of crop response to soil salinity; Agricultural Water Management 89 39 – 48

Leonel, L. P., & Tonetti, A. L. (2021). Wastewater reuse for crop irrigation: Crop yield, soil and human health implications based on giardiasis epidemiology. Science of the Total Environment, 775, 145833.

Liu, B., Zhao, W., Wen, Z., Yang, Y., Chang, X., Yang, Q., ... & Liu, C. (2019). Mechanisms and feedbacks for evapotranspiration-induced salt accumulation and precipitation in an arid wetland of China. *Journal of Hydrology*, *568*, 403-415.

Liu, C., Liao, B., Nie, S., Wang, X., Sun, Z., Wang, J., & Ke, P. (2021). Enhanced bioleaching of granite-type uranium ore pretreated by microwave: process optimisation and kinetics. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, *329*(2), 1045-1060

Liu, X., Zhang, L., & He, X. (2022). Emitter clogging characteristics under reclaimed wastewater drip irrigation: a meta-analysis. Journal of the Science of Food and Agriculture.

Liu W H, Zhao J Z, Ouyang Z Y, S¨oderlund L, Liu G H, (2005). Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China. Environment International, 31(6): 805–812.

Lodder.W. J,. de Roda Husman. A. M. (2005). Presence of Noroviruses and Other Enteric Viruses in Sewage and Surface Waters in The Netherlands. ASM Journals Applied and Environmental Microbiology . Vol. 71, No. 3

Lke. M, Takahashi. K, Fujita.T, Kashiwa. M, Fujita. M (2000) Selenate reduction by bacteria isolated from aquatic environment free from selenium contamination. J. Water. Res. 34: 3019– 3025.

Lloyd-Smith, M., & Immig, J. (2018). Guide sur les polluants océaniques. IPEN.

Makepeace D.K., Smith D.W. and Stanley S.J. (1995), Urban stormwater quality: summary of contaminant data. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 25(2): 93-139.

Maazouz, S. (2020, 4 mai). Fiche technique de la culture du cardon au Maroc. AgriMaroc.ma. https://www.agrimaroc.ma/fiche-technique-de-la-culture-du-cardon-au-maroc/

Magesan G.N., Williamson J.C., Yeates G.W.et Lloyd-Jones A.Rh. (2000), Wastewater C:Nratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery Bioresource Technology 71, 21-27

Majbar, Z., El Madani, F. Z., Khalis, M., Lahlou, K., Ben Abbou, M., Majbar, E. B., ... & Rais, Z. (2021). Farmers' perceptions and willingness of compost production and use to contribute to environmental sustainability. Sustainability, 13(23), 13335.

Mantinelli I. (1999), Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluant associés dans le sol urbain. - vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse doctorat de l'INSA de Lyon, N° d'ordre : 99 ISAL 116, pp192

Mapanda F., Mangwayana E.N., Nyamangara J.et Giller K.E., (2005), The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. Agriculture, Ecosystems and Environment 107 151–165

Maskooni, E. K., & fakhreddin Afzali, S. (2015). The Relation Between Water Salinity With Some Soil Characteristics And Soil Salinity Potential estimated By Using The Salt Concen.... *J. Appl. Environ. Biol. Sci*, *5*(8S), 91-97.

Mc Lead E.O. (1982) pH and lime requirements. In: Page, A.L. et al. (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part 2, second ed., Agronomy, vol. 9 Soil Society of America, Madison, WI, pp: 199–244.

Meneses.M, Pasqualino J.C, Castells.F. (2010). Environmental assessment of urban wastewater reuse: treatment alternatives and applications. Chemosphere, 81 (2), pp. 266-272.

Meng.W, Wang Z, Hu.B, Wang.Z, Li.H, Goodman.R.C. (2016). Heavy metals in soil and plants after long-term sewage irrigation at Tianjin China: a case study assessment, Agric. Water Manage. 171-153–161

Metarfi. Y, El Rhazi.K, El Madani.F.Z, Omor.A, Rais.Z. (2018). Risques professionnels liés à la manipulation du chrome au sein des tanneries modernes de la ville de Fès, Maroc, Revue d'Épidémiologie et de Santé Publique, Volume 66, Supplement 3, Page S187, ISSN 0398-7620. https://doi.org/10.1016/j.respe.2018.03.319.

Mhiri, A. (2002). Le potassium dans les sols de Tunisie. Atelier sur la gestion de la fertilisation potassique, acquis et perspectives de la recherche. INA Editions, Tunisie.

Ministère de l'environnement, (2015). Royaume du Maroc : Centre régional des activités d'hygiène, milieu (CEHA) de l'organisation mondiale de la santé. Stratégie nationale de Développement durable 2015-2020. Rabat.
Mens et Derouane., 2000. État des nappes de l'eau souterraine de Wallonie

Miyamoto S.et Chacon A. (2006), Soil salinity of urban turf areas irrigated with saline water II. Soil factors. Landscape and Urban Planning 77, 28–38

Mohammad Rusan M..J., Hinnawi S., Rousan L., (2007), Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. Desalination 215, 143–152

Mohssine, E. H., Bakhchou, S., & Odoux, J. F. (2020). Les organisations professionnelles apicoles dans la région de Fès-Meknès au Maroc. Cahiers Agricultures, 29, 12. https://doi.org/10.1051/cagri/2020008.

Mok, H.-F., Barker, S.F., Hamilton, A.J., (2014). A probabilistic quantitative microbial risk assessment model of norovirus disease burden from wastewater irrigation of vegetables in Shepparton, Australia. Water Res. 54, 347e362

Mukherjee.S, Mukhopadhyay.S, Hashim. M.A, Gupta. B.S. (2015). Contemporary environmental issues of landfill leachate: assessment and Remedies. Critical Reviews in Environmental Science and Technology., 45 (5), pp. 472-590

Muller. B, Burgstaller.W, Strasser.H, Zanella. A, Schinner. F.J. (1995). Leaching of zinc from an industrial filter dust with Penicillium, Pseudomonas and Corynebacterium: Citric acid is the leaching agent rather than amino acids. Ind. Microbiol. 14. 208.

Mulligan, C.N., Kamali, M., Gibbs, B.F., (2004). Bioleaching of heavy metals from a low-grade mining ore using *Aspergillus niger*. J. Hazard. Mater. 110, 77–84.

Mutune.A, Makobe.M, Abukutsa-Onyango.M. (2014). Heavy metal content of selected African leafy vegetables planted in urban and peri-urban Nairobi, Kenya, Afr. J. Environ. Sci. Technol. 8 (1) 66–74

Nabil Taoufik . (2021). bilan economique et social du protectorat français au maroc, observations preliminaires, 1912-1956 Université Hassan II [Casablanca] 233036 - Université Hassan II Mohammedia - Casablanca 20000, Maroc - Maroc

Ndiaye, Mamadou Lamine, et al. (2011). Effect of irrigation water on the incidence of Salmonella spp. on lettuces produced by urban agriculture and sold on the markets in Dakar, Senegal. African Journal of Microbiology Research, vol. 5, no. 19, p. 2885-2890

Nzeve.J.K, Kitur.E.C, Njuguna.S.G. (2014). Determination of heavy metals in sediments of Masinga Reservoir, Kenya, J. Environ. Earth Sci. 4 (20) 125–132.

Obbard, J.P., 2001. Ecotoxicological assessment of heavy metals in sewage sludge amended soils. Appl. Geochem. 16,1405–1411.

OMS (2006), WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, volume II, Wastewater use in agriculture, pp 222

Oron. G. (2003). Agriculture, water and the environment: future challenges. Water Sci. Technol. Water Supply, 3 pp. 51-57

Orsini, F., Kahane, R., Nono-Womdim, R., & Gianquinto, G. (2013). Urban agriculture in the developing world: a review. Agronomy for sustainable development, 33(4), 695-720.

Ostrom E. (2009). "A general framework for analyzing sustainability of socio-ecological systems", Science, vol. 325, issue 5939, p. 419-422.

Ouafi, R., Rais, Z., & Taleb, M. (2020). Identification of natural wastes for application in water treatment. Desalination and Water Treatment, 180, 185-192.

Panagopoulos, A. (2021). Energetic, economic and environmental assessment of zero liquid discharge (ZLD) brackish water and seawater desalination systems. Energy Conversion and Management, 235, 113957.

Papaiacovou I. (2001), Case study- wastewater reuse in Limassol as an alternative water source, Desalination 138, 55-59

Patrick Dugué, Amina Benabed, El Hassane Abdellaoui, Elodie Valette. (2015). L'agriculture urbaine à Meknès (Maroc) à la croisée des chemins : disparition d'une agriculture marginalisée ou retour de la cité jardin?. Alternatives Rurales(3). https://alternatives-rurales.org/wp-content/uploads/Numero3/AltRur3AgricultureUrbainePourImp.pdf

Peasey A., Blumenthal U., Mara D., Ruiz-Palacios G., (2000), A review of policy and standards for wastewater reuse in agriculture: a Latin American perspective. WELL Study, http://www.iboro.ac.uk/well/.

Pèlerin, S. L. C. (1959-1964). Chapitre 3 le projet pnud-fao de recherche sur le criquet pèlerin Histoire d'un siècle de lutte anti-acridienne en afrique, 95

Pereira L., Oweis S. T.et Zairi A., (2002), Irrigation management under water scarcity. Agricultural water management, 57, 175-206

Pescod, M. D. (1992). Wastewater treatment and use in agriculture. Food and agriculture organization, Rome.

Puil C. (1998), La réutilisation des eaux usées urbaines après épuration. Mém. D.U.E.S.S. «Eau et Environnement », D.E.P., Université de Picardie, Amiens, P 62

Rengasamy, P., Chittleborough, D., & Helyar, K. (2003). Root-zone constraints and plant-based solutions for dryland salinity. *Plant and Soil*, *257*(2), 249-260.

Poorsoleiman, M. S., Hosseini, S. A., Etminan, A., Abtahi, H., & Koolivand, A. (2021). Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons by using a two-step inoculation composting process scaled-up from a mineral-based medium: Effect of biostimulation of an indigenous bacterial strain. *Waste and Biomass Valorization*, *12*(4), 2089-2096.

Pedrero.F, Kalavrouziotis.I, Alarcon.J.J, Koukoulakis.P, Asano.T. (2010). Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture review of some practices in Spain and Greece

Qadem, Z., Qadem, A., Lasri, M., Obda, K., & Lakhili, F. (2022). The Hydrogeological Behavior of Springs in Face of Rainfall Fluctuations in the Plain of Fez and its Middle Atlas Border, Morocco.

Qadir M., Sharma B.R., Bruggeman A., Choukr-Allah R., Karajeh F. (2007), Nonconventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries. agricultural water management 87, 2 – 22

Quadir.M, Wichelns.D, Raschid-Sally.L, McCornick.P.G, Drechsel. P, Bahri.A, Minhas.P.S. (2010). The challenges of wastewater irrigation in developing countries
Agric. Water Manage., 97, pp. 561-568

Querne, I., & Widloecher, P. (2009, mars). Le guide du développement durable en entreprise. Les Echos.

Rais, Z., El Haji, M., Benabbou, M., Majbar, Z., Lahlou, K., Taleb, M., ... & Nawdali, M. (2017). Margines: traitement, valorisation dans la germination des graines de tomate et dans la filière de compostage. Revue des sciences de l'eau, 30(1), 57-62.

Rajhi H., Mnif I., Abichou M., Rhouma A. (2018). Assessment and valorization of treated and non-treated olive mill wastewater (OMW) in the dry region. Int. j. recycl. org. waste agric. 2; 7: 199-210. Available on: https://link.springer.com/article/10.1007/s40093-018-0206-x

Ramirez-Fuentes E., Lucho-Constantino C., E. Escamilla-Silva et L. Dendooven (2002), Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time; Bioresource Technology 85, 179–187

Rattan R.K., Datta S.P., Chhonkar P.K., Suribabu K., Singh A.K. (2005), Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. Agriculture, Ecosystems and Environment 109, 310–322

Remon, M. (2018). Frédéric Lasserre, Alexandre Brun, LE PARTAGE DE L'EAU. Une réflexion géopolitique. Projet, 367(6), 94. https://doi.org/10.3917/pro.367.0095

Rejeb S., Chenini F., Khelil Mn., Chaabouni Z. et Xanthoulis D., (2002), Optimisation de la réutilisation des eaux usées traitées en irrigation. INGREF, Avril.

Rkiouak, M. (2017, 1 novembre). Valorisation des déchets industriels : la contrainte transformée en ressource. Map Ecology. https://mapecology.ma/slider/valorisation-dechets-industriels-contrainte-transformee-ressource/

Rodier J., Bazin C., Broutin JP., Chambon P., Champsaur H., Rodier L. (1996). The Analysis of Water 8th ed. Dunod: Paris.

Santhiya, D., Ting, Y.P., (2006). Use of adapted *Aspergillus niger* in the bioleaching of spent refinery processing catalyst. J. Biotechnol. 121, 62–74.
Shah, M. P., Rodriguez-Couto, S., la Cruz, D. C. B. V., & Biswas, J. K. (2021). An Integration of Phycoremediation Processes in Wastewater Treatment (1re éd.). Chapter 10 -

Wastewater treatment coupled to algal biomass production. Myrsini Sakarika, Eleni Koutra, ... Michael Kornaros. Pages 203-230. Elsevier.

Sayqal, A., & Ahmed, O. B. (2021). Advances in heavy metal bioremediation: an overview. Applied Bionics and Biomechanics,

Sayo, S., Kiratu, J. M., & Nyamato, G. S. (2020). Heavy metal concentrations in soil and vegetables irrigated with sewage effluent : A case study of Embu sewage treatment plant, Kenya. Scientific African, 8, e00337.https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00337.

Schneider A., (1997). Schort terme release and fixation of K in calcarous clay soil. Consequence for K buffer power prediction. European journal of soil science. n° 48, pp. 499-512.

Scott, Christopher A.; Drechsel, Pay; Raschid-Sally, Liqa; Bahri, Akissa; Mara, Duncan; Redwood, Mark; Jimenez. (2010). Wastewater irrigation and health : Challengs and outlook for mitigation risks in low-income countries. London, UK: Earthscan; Ottawa, Canada: International Development Research Centre (IDRC); Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI).

Scott, C., Faruqui N.I. and Raschid L. (eds) (2004), L'utilisation des eaux usées dans l'agriculture irriguée: faire face aux moyens d'existence et aux réalités environnementales, New Scientist, 18 août 2004 in sources nouvelles, actualités du secteur eau et assainissement,

Shah, M. P., Rodriguez-Couto, S., la Cruz, D. C. B. V., & Biswas, J. K. (2021). An Integration of Phycoremediation Processes in Wastewater Treatment (1re éd.). Chapter 10 - Wastewater treatment coupled to algal biomass production. Myrsini Sakarika, Eleni Koutra, ... Michael Kornaros. Pages 203-230. ElsevierEdition Spéciale No. 16, novembre 2005

Sheikh B., Cooper R.C., Israel K.E. (1999), Hygienic evaluation of reclaimed water used to irrigate food crops – a case study. Water Science and Technology, 40 (4-5) : 261-267.

Siboukeur.O, Ould El Hadj.M.D et Zarga.F. (2001). Contribution à l'Etude de la Production d'Acide Citrique par *Aspergillus niger* Cultivée sur Moût de Dattes de la Variété Ghars Rev. Energ. Ren. : Production et Valorisation – Biomasse, 93-96 93

Šimonovičová Alexandra, Kupka Daniel, Nosalj Sanja, Kraková Lucia, Drahovská Hana, Bártová Zuzana, Vojtková Hana, Boturová Kateřina & Pangallo Domenico. (2020). Differences in metabolites production using the Biolog FF Microplate™ system with an emphasis on some organic acids of *Aspergillus niger* wild type strains. Biologia volume 75, pages1537–1546

Singh. P, Deshbhratar. P, Ramteke.D. (2012). Effects of sewage wastewater irrigation on soil properties, crop yield and environment, Agric. Water Manage. 103 100–104.

Sinha, A., Pant, K. K., & Khare, S. K. (2012). Studies on mercury bioremediation by alginate immobilized mercury tolerant Bacillus cereus cells. International Biodeterioration & Biodegradation, 71, 1-8.

Smith MR (1990) The biodegradation of aromatic hydrocarbons by bacteria. Biodegradation 1: 191-206

Smith, O. M., Snyder, W. E., & Owen, J. P. (2020). Are we overestimating risk of enteric pathogen spillover from wild birds to humans?. Biological Reviews, 95(3), 652-679.

Smith, S.R. (2009). Acritical review of the bioavailability and impacts of heavy metals inmunicipal solid waste composts compared to sewage sludge. Environ. Int 35(1),142–156.

Sohier, (2011). Développement d'un modèle hydrologique sol et zone vadose afin d'évaluer l'impact des pollutions diffuses et des mesures d'atténuation sur la qualité des eaux en Région wallonne. Université de Liège, Belgique

Solis C., Andrade E., Mireles A., Reyes-Solis I.E., Garcia-Calderon N., Lagunas-Solar M.C.,Pina C.U.et Flocchini R.G., (2005), Distribution of heavy metals in plants cultivated withwastewater irrigated soils during different periods of time. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B 241, 351–355

Soudi .b. (2018, avril). Appui à la promotion de la réutilisation des eaux usées par le renforcement des aspects institutionnels, réglementaires et financières, ainsi que des démarches participatives, des mesures incitatives et la sensibilisation. Mécanisme de soutien du Programme sur la Gestion Intégrée et Durable de l'Eau et de l'Initiative Horizon 2020.Ce Projet est financé par l'Union européenne LDK Consultants Engineers & Planners SA P1 LDK. Consultants Engineers & Planners SA. https://www.swim-h2020.eu/wp-content/uploads/2018/09/SWIM-H2020-EFS-MO-2-Global-Report.pdf

Souissi, Sara. Lograb, Donia, Ladghem Chikouche. khadidja, Asma. (2021). estion et traitement des déchets en M'sila. URI: http://dspace.univ-msila.dz:8080//xmlui/handle/123456789/24661

Stevik.K, Ausland.A.K. et al. (2004). Hanssen Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. Water Res., 38. pp. 1355-1367

Stock, T., Obenaus, M., Kunz, S., & Kohl, H. (2018). Industry 4.0 as enabler for a sustainable development : A qualitative assessment of its ecological and social potential. Process Safety and Environmental Protection, 118, 254-267. https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.06.026

Suarez D.L., James D. Wood, Scott M. Lesch, (2006), Effect of SAR on water infiltration under a sequential rain–irrigation management system. Agricultural water management 86,150 – 164

Sylvain Auclair et Jean-Guy Vaillancourt, (1992). Le développement durable : du concept à l'application. *In* José A. Prades, Robert Tessler et Jean-Guy Vaillancourt (dir.), *Gestion de l'environnement, éthique et société*, Montréal, Fides, p. 251.

Tekere, M., Jacob-Lopes, E., & Zepka, L. Q. (2019). Microbial bioremediation and different bioreactors designs applied (pp. 1-19). London, UK: IntechOpen.

Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for spéciation of particulate trace metals. Anal. Chem., 51 no 7 pp 844-850.

Toze, S., (1999), PCR and the detection of microbial pathogens in water and wastewaters. Water Res. 33, 3545–3556.

Toze, S. 2006. Reuse of effluent water - benefits and risks. Agricultural Water Management 80:147-159.

Urbano, V.R., Mendonça, T.G., Bastos, R.G., Souza, C.F., 2017. Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. Agric. Water Manag. 181, 108e115

Vidali. M (2001). Bioremediation. Au overview. Pure and applied Chemistry 73 : 1163-1172

Valette E, Chéry J-P, Azodjilande J, Debolini M, François M, El Amrani M, 2013.Urbanisation en périphérie de Meknès (Maroc) et devenir des terres agricoles. L'exemple de la coopérative agraire Naïji. Cahiers Agricultures, 22, 6, 535-543.

Varjani, S., & Upasani, V. N. (2021). Bioaugmentation of Pseudomonas aeruginosa NCIM 5514–A novel oily waste degrader for treatment of petroleum hydrocarbons. Bioresource Technology, 319, 124240.

Villacieros.M, Whelan.C, Mackova. M, Molgaard. J, Sánchez -Contreras. M, Lloret. J, Aguirre de Cárcer. D, Oruezábal.RI, Bolaños. L, Macek. T, Karlson. U, Dowling. DN, Martín.M, Rivilla. R (2005) Polychlorinated Biphenyl Rhizoremediation by Pseudomonas fluorescens F113 Derivatives, Using a Sinorhizobium meliloti nod System To Drive bph Gene Expression. Appl. Environ. Microbiol. 71: 2687–2694.

Villagra P.E. et Cavagnaro J. B. (2005), Effects of salinity on the establishment and early growth of Prosopis argentina and Prosopis alpataco seedlings in two contrasting soils: Implications for their ecological success. Austral Ecology 30, 325–335.

Vincenzo Belgiorno, Luigi Rizzo, Despo Fatta, Claudio Della Rocca, Giusy Lofrano, Anastasia Nikolaou, Vincenzo Naddeo, Sureyya Meric. (2007). Review on endocrine disrupting-emerging compounds in urban wastewater: occurrence and removal by photocatalysis and ultrasonic irradiation for wastewater reuse, Desalination, Volume 215, Issues 1–3, Pages 166-176, ISSN 0011-9164, https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.10.035.

Wainwright, M., (1992). An Introduction to Fungal Biotechnology. John Wiley & Sons. pp 202

Walsh, E., & McDonnell, K. P. (2012). The influence of added organic matter on soil physical, chemical, and biological properties: a small-scale and short-time experiment using straw. Archives of agronomy and soil science, 58(sup1), S201-S205.

Wang. SJ and Loh. KC (1999) Modelling the role of metabolic intermediates in kinetics of phenol biodegradation. Enzyme. J. Microb. Technol. 25:177–184.

Wannoussa, W. (2015). Bioremédiation du biphényle par Rhodococcus erythropolis T902. 1 en présence de nanoparticules métalliques encapsulées dans une matrice de SiO2.

Warren Jerem. (2013) EnvironnementSocial et Economique : les 3 piliers du Développement Durable.

Wei B & Yang L 2011. A reviews of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. Microchem. J., 94: 99–107.
Weis JS & Weis P 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. Environ. Int. 30, 685–700.

WHO, (2006). Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater (Vol. 1), World Health Organization,

Widloecher, P., & Querne, I. (2009). Le guide du développement durable en entreprise Eyrolles.

Wilcox, L. V. (1948). The quality of water for irrigation use (p. 19). Washington, DC: US Department of Agriculture, Technical Bulletin.

Widloecher, P., & Querne, I. (2009). Le guide du développement durable en entreprise. Eyrolles.

Woldetsadik.D, Drechsel. P, Keraita. B, Itanna.F, Gebrekidan.H. (2017). Heavy metal accumulation and health risk assessment in wastewater-irrigated urban vegetable farming sites of Addis Ababa, Ethiopia, Int. J. Food Contam. 4 (1) 9.

Xia.S, Song. Z, Jeyakumar. P, Shaheen. S.M, Rinklebe. J, Ok. Y.S, Bolan. N, Wang. H. (2019).A critical review on bioremediation technologies for Cr (VI)-contaminated soils and wastewater. Critical Reviews in Environmental Science and Technology
Xiaomei Zheng,Timothy C. Cairns,Xiaomei Ni,Lihui Zhang,Huanhuan Zhai,Vera Meyer,Ping Zheng,Jibin Sun. (2022). Comprehensively dissecting the hub regulation of PkaC on high-productivity and pellet macromorphology in citric acid producing *Aspergillus niger*. MicrobialBiotechnology,15, 1867–1882.

Yadav RK, Goyal B, Sharma RK, Dubey SK et Minhas PS. (2002), Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and groundwater—A case study. Environmental International 28: 481–486

Yang, J., Wang, Q., Wang, Q., Wu, T., (2008). Comparisons of one-step and two-step bioleaching for heavy metals removal from municipal solid waste incineration fly ash. Environ. Eng. Sci. 25 (5), 783–789.

Yang, T., Šimůnek, J., Mo, M., Mccullough-Sanden, B., Shahrokhnia, H., Cherchian, S., & Wu, L. (2019). Assessing salinity leaching efficiency in three soils by the HYDRUS-1D and-2D simulations. *Soil and Tillage Research*, *194*, 104342.

Yeni, F., Yavaş, S., Alpas, H. A. M. I., & Soyer, Y. E. S. I. M. (2016). Most common foodborne pathogens and mycotoxins on fresh produce: a review of recent outbreaks. Critical reviews in food science and nutrition, *56*(9), 1532-1544.

Yi, S. W., Cho, A., Kim, E., Oh, S. I., Roh, J. H., Jung, Y. H., ... & Do, Y. J. (2020). Evaluation of adenosine triphosphate testing for on-farm cleanliness monitoring compared to microbiological testing in an empty pig farrowing unit. *Journal of Animal Science and Technology*, *62*(5), 682.

Zekri S., Ghezal L., Aloui T., Djebbi K. (1997), Les externalités négatives de l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture; Options Méditerranéennes, Série A / n °31

Zhou, H.; Yang, W.; Zhou, X.; Liu, L.; Gu, J.; Wang, W.; Zou, J.; Tian, T.; Peng, P.; Liao, B. (2016). Accumulation of heavy metals in vegetable species planted in contaminated soils and the health risk assessment. Int. J. Environ. Res. Public Health, 13, 289.

Yusuf,K.,Fariduddin,Q.,Hayat,S.,Ahmad,A.,(2011). Nickel:anoverviewofuptake essentiality andtoxicityinplants.Bull.Environ.Contam.Toxicol.86(1),1–17.

Zhang M.K, Liu. Z.Y, Wang.H. (2010). Use of single extraction methods to predict bioavailability of heavy metals in polluted soils to rice. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 41 (7), pp. 820-831

Zwolak, A., Sarzyńska, M., Szpyrka, E., & Stawarczyk, K. (2019). Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: A review. Water, air, & soil pollution, 230(7), 1-9.

ANNEXES

Annese 1 : QUESTIONNAIRE DESTINE AUX INDUSTRIES

Dans le cadre de la recherche scientifique en Doctorat national, ce présent questionnaire à comme objectif d'étudier l'implication des industries dans le développement durable et de vérifier leur déploiement de la gestion des déchets.

Nous vous garantissons l'anonymisation de toute personne ou nom d'industrie ayant participés à cette requête. Sachez que votre participation nous sera très utile, et nous vous remercions profondément par avance de votre temps que vous consacrerez à répondre aux questionnaires.

I- Données générales de l'industrie

1- Surface approximative de l'industrie :

2- Année de création :

3- Nombre d'employés :

4- L'industrie est certifiée ISO 14001 "Management environnement": OUI ☐ Nom ☐

5- Grade de la personne ayant rempli le questionnaire :

6- Ancienneté de la personne ayant rempli le questionnaire :

7-Nom, prénom et tél :

II-Développement durable

1-Qu'elle est l'action à prioriser pour appliquent le développement durable?

☐ l'action socio-économique

☐ les actions environnementales, sociales et économiques

2-Le Développement durable c'est :

☐ Un changement technique plus qu'un changement de comportement

☐ Un changement de comportement plus qu'un changement technique

3-Pour quelles raisons les industries doivent appliquer le développement durable? (2 réponses possibles)

☐ Conformité à la règlementation environnementale

☐ Moyen de valoriser l'image

☐ Moyen de limiter les risques

☐ Atout sur le plan économique

4-Avez-vous fait une étude préalable permettant d'évaluer les effets sur l'environnement à court, moyen et long terme ?

☐ Oui

☐ Non

5-Avez-vous une structure responsable de développement durable ?

☐ Non

☐ Oui

6- Si oui : Cette structure ou le responsable du développement durable est rattaché :

☐ Au plus haut niveau de la direction

☐ A une auxiliaire de direction

☐ A une cellule indépendante de la direction

☐ A une cellule externe

7- Le développement durable s'applique-t-il à tous vos départements ?

☐ Non

☐ Oui

8- Vous disposez d'un plan d'action?

☐ Annuelle

☐ Biannuelle

☐ Quinquennale

☐ Non

9-Vos personnels ont eu des actions de formation et d'information sur le DD?

☐ Non

☐ Oui

Si oui :

☐ Formation continue

☐ Formation initiale

☐ Les deux

10-Avez-vous un outil ou un moyen qui permet de mesurer l'impacte des actions de DD ?

☐ Oui

☐ Non

11-De quel type d'appui avez-vous besoin pour appliquer le DD ?

☐ Pas besoin

☐ Support technique : Plus d'information sur les opportunités liées au développement durable.

☐ Support financier (Moyens mis en place pour l'appliquer) exp : FODEP

III- Gestion des déchets

Traitement des déchets:

1- Les sacs contenants les déchets sont-ils étiquetés selon leurs provenances et leurs catégories (déchets sans risque, infectieux, toxiques...)

☐ Oui

☐ Non

2-Les déchets toxiques et qui nécessite une attention spéciale sont ils différenciés par des conteneurs de couleur jaune avec un le symbole international de bio-danger?

☐ Oui

☐ Non

3-Lors du transport des déchets hors l'établissement, les responsables sanitaires sont informés sur les itinéraires des déchets?

☐ Oui

☐ Non

4-Vos effluents sont envoyés pour être traités :

☐ Dans le réseau public

☐ En interne : gestion spécifique

5-Si vos rejets liquides sont déversés dans le réseau public, ya t-il un prétraitement?

☐ Oui

☐ Non

6-Si oui, quel est le type de prétraitement ?

☐ Débourbeur

☐ Déshuileur

☐ Décanteur

☐ Autre, veuillez préciser

7-Si vous traitez vos propres rejets, veuillez préciser le type de traitement :

☐ Traitement physicochimique

☐ Station d'épuration

☐ Lagunes

☐ Bassin d'évaporation

☐ Autres, veuillez préciser : ……

8-Selon vous, la STEP arrive à assurer le traitement des eaux usées à Fès ?

☐ Oui

☐ Non

9-Le traitement des effluents est indispensable pour éviter les impactes sur :

☐ Environnementaux

☐ Economiques

Sociaux

☐ Les trois

☐ Aucun impacte

Qualité de la gestion des déchets

Quels sont les plans d'action affectés pour la gestion des déchets ? (plusieurs réponses possibles)

10-Y-a-il les personnels formés sur la gestion des déchets? Oui ☐ Non ☐

11- Y-a-il des personnels dédiés à la gestion des déchets Oui ☐ Non ☐

12- Avez-vous à votre disposition d'équipements de tri des déchets Oui ☐ Non ☐

13- Est-ce que vous faite recours à un prestataire intervenant à l'intérieur de votre établissement pour collecter et trier les déchets

☐ Oui

☐ non

14-Avez-vous en perspective des actions de prévention afin de minimiser les déchets ?

☐ Oui

☐ Non

15-Si oui Lesquelles ? (plusieurs réponses possibles)

☐ réduction des emballages reçus (demander aux fournisseurs de limiter les quantités d'emballage)

☐ réduction des chutes, pertes et rebuts

☐ actions sur le recyclage

☐ autre, veuillez préciser

16-De quel type d'appui avez-vous besoin pour améliorer la gestion des déchets ?

☐ Pas besoin

☐ Support technique

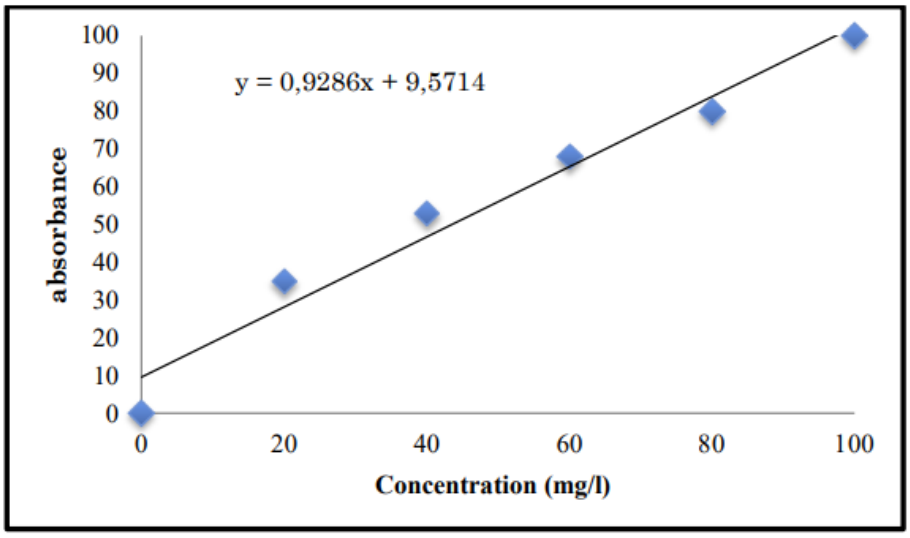
☐ Support financier

Signature :

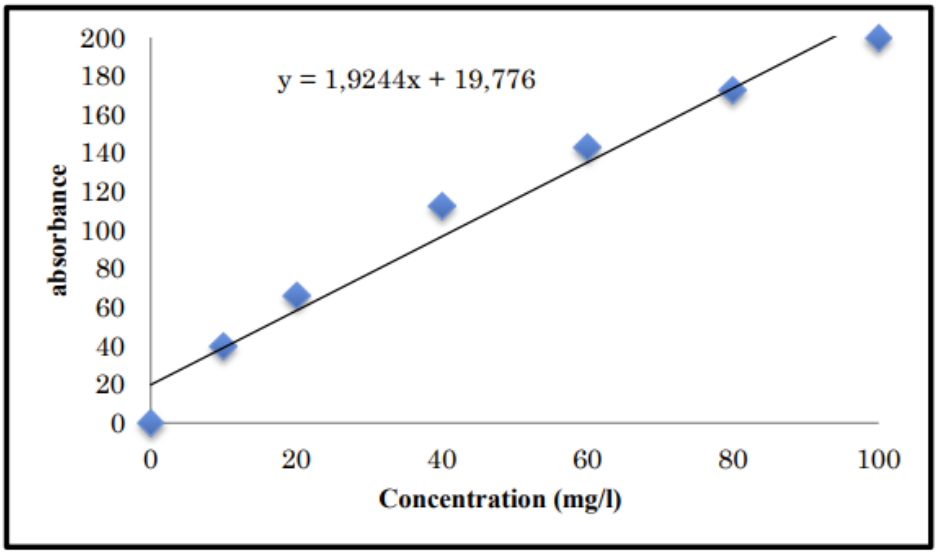
Ce questionnaire est basé sur des éléments et informations touvés dans le livre : Le guide du développement durable en entreprise. Les Echos de Querne, I., & Widloecher, P. (2009)

Annexe 2 : DONNEES DE LA COURBE D'ETALONNAGE POUR LA MESURE DU SODIUM. NA+ ET K+ EN MG/L

Na^+ (mg/l)	0	20	40	60	80	100
Absorbance	0	35	53	68	80	100



K^+(mg/l)	0	10	20	40	60	80	100
Absorbance	0	40	66	113	143	173	200



Annexe 3 : ANALYSE DU SOL

❖ **Préparation de bichromate de potassium pour dosage de la matière organique**

- Sécher le bichromate de potassium à 105°C pendant 2h et refroidir dans un dessiccateur.
- Peser 49.04g de $k_2Cr_2O_7$ et dissoudre dans environ 800 ml d'eau distillée jaugé à 1L

Préparation de sulfate de fer pour Titration $FeSO_4H_2O$

- Dissoudre 278g de $FeSO_4H_2O$.
- Ajouter 5ml d'acide sulfurique concentré.
- Laisser refroidir et puis jauger à 1000ml.

❖ **Préparation de diphénylamine :**

Dissoudre 0.5g de diphénylamine dans un mélange de 20ml d'eau distillée et 100ml de H_2SO_4 concentré.

❖ **Préparation de bicarbonate de sodium ($NaHCO_3$) pour dosage du phosphore** :

Dissoudre 42 g de $NaHCO_3$ dans 900ml de l'eau distillée avec pH=8.5.

Compléter à 1000ml avec l'eau distillée.

Solution de coloration de phosphore : la solution de coloration n'est pas stable et doit être renouvelée.

Dissoudre 1.056g d'acide ascorbique dans 200ml de la solution de préparation de coloration.

Solution de préparation de coloration de phosphore :

Acide sulfurique (H_2SO_4) à500ml de l'eau distillée ajouter 148ml de H2SO4 concentré.

Compléter à 1000ml avec l'eau distillée.

Dissoudre 12g du molybdate d'ammonium dans 250ml de l'eau distillée.

Dissoudre 0.2908g du potassium antimoine tartrate dans environ 100ml d'eau distillée. Dans une fiole de 2l contenant 1l de l'acide sulfurique et ajouter les deux préparations.

Ajouter 700ml de l'eau distillée, bien mélanger et jauger à 2l avec l'eau distillée.

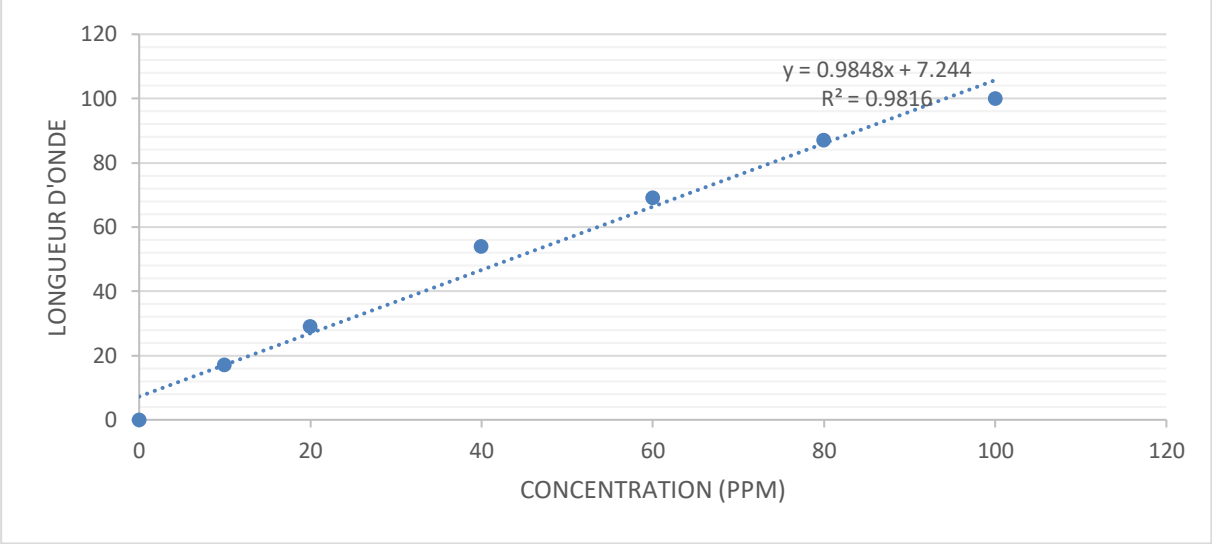
❖ **Préparation d'acétate d'ammonium pour déterminer le potassium** :

Dissoudre 77,1g d'acétate d'ammonium CH_3COONH_4 dans environ 950 ml de l'eau distillée.

Ajuster le pH à 7 avec l'acide acétique ou l'hydroxyde d'ammonium et compléter à 1000ml.

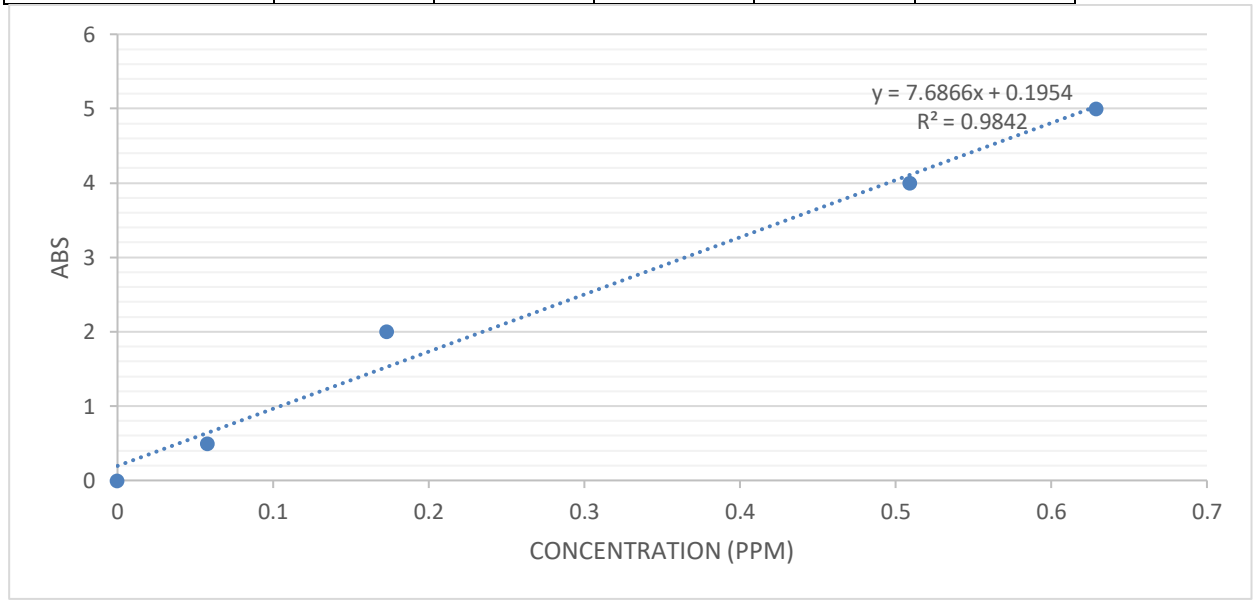
Annexe 4 : DONNEES DE LA COURBE D'ETALONNAGE POUR LA MESURE DU POTAsSIUM ECHANGABLE ET PHOSPHORE ASSIMILABLE EN PPM

Etalon	0	10	20	40	60	80	100
Lecture	0	17	29	54	69	87	100



Courbe d'étalonnage du potassium échangeable

Concentration (ppm)	0	0,5	2	4	5
ABS	0	0,058	0,173	0,509	0,629



Courbe d'étalonnage du phosphore assimilable

Annexe 5 : Evolution spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques des différentes stations. S.h : saison hivernale ; S.e : saison estivale.

Paramètres		T	pH	CE (µs/cm)	TDS (mg/L)	DCO (mg/L)	DBO_5 (mg/L)	DCO/DBO_5	NK (mg/L)	Cl^- (mg/L)
P	Février	6.3 ± 0.5	7.6 ± 0.3	524 ± 0.4	236 ± 0.6	26.4 ± 0.8	18.7 ± 0.6	1.4	18.3 ± 0.4	108 ± 0.3
	Août	7.5 ± 0.2	7.4 ± 0.2	554 ± 0.1	308 ± 0.4	33.6 ± 0.4	20.5 ± 0.2	1.6	19.6 ± 0.6	123 ± 0.2
Moyenne		6.9 ± 0.6	7.5 ± 0.2	539 ± 12.1	272 ± 3.4	30 ± 2.6	19.6 ± 1.5	1.5	18.95 ± 2.1	115.5 ± 2.2
S1	Février	10.3 ± 0.3	7.58 ± 0.6	423 ± 3.4	321 ± 1.3	27.9 ± 0.2	14.6 ± 0.3	1.9	19.3 ± 0.7	88.95 ± 3.2
	Août	12.7 ± 0.2	7.2 ± 0.4	521 ± 12.5	503 ± 3.3	35.7 ± 0.5	18.9 ± 0.4	1.8	20.4 ± 0.4	94.7 ± 3.8
Moyenne		11.5	7.39	472	412	31.8	16.75	1.85	19.85	91.8
S2	Février	9.12 ± 0.4	7.63 ± 0.3	930 ± 8.4	595.35 ± 0.4	34.43 ± 0.5	29 ± 0.8	1.2	22.04 ± 0.04	163.27 ± 3.5
	Août	17.4 ± 0.5	7.02 ± 0.1	594.7 ± 6.5	380.6 ± 0.01	105.7 ± 1.01	34.7 ± 0.3	3.04	21 ± 0.03	113.6 ± 0.7
Moyenne		13.25	7.33	762.33	487.97	70.05	31.83	2.2	21.50	138.42
S3	Février	9.61 ± 0.08	7.68 ± 0.07	994.67 ± 10.8	636.63 ± 0.05	201.63 ± 0.96	47.33 ± 1.3	4.26	42.05 ± 0.02	170.47 ± 0.5
	Août	23.47 ± 0.4	7.49 ± 0.05	2020.67 ± 4.7	1293.22 ± 0.02	652.77 ± 2.20	237 ± 0.8	2.8	53.78 ± 0.02	504.1 ± 1.05
Moyenne		16.53	7.59	1507.67	964.92	427.2	142.17	3	47,92	337.27
S4	Février	12.43 ± 0.32	7.38 ± 0.34	1830 ± 11.53	1171.3 ± 0.22	691.27 ± 3.11	81.67 ± 1.25	8.5	77.09 ± 0.01	426.67 ± 1.06
	Août	23.43 ± 0.35	7.50 ± 0.08	1333.33 ± 0.65	853.33 ± 0.02	441.6 ± 0.62	146.33 ± 0.94	3.02	64.06 ± 0.017	426.87 ± 0.80
Moyenne		17.93	7.77	1581.67	1012.31	566.43	114	4.97	70.58	427.77
Normes marocaines		35	6.5 – 8.4	12000	450	250	120	>3	30	350
FAO, 1994		-	6.5 – 8.4	<3 ds/m	<2000	-	-	-	30	>10 meq/l (mg/L/équivalent poids= meq/l)

Annexe 6 : Les différents paramètres physico-chimiques des sols des parcelles étudiées

Paramètres		pH eau	pH KCl	CE (µs/cm)	MO (%)	K (ppm)	P (ppm)	NO_3^- (ppm)
P	Février	8.4 ± 0.05	7.7 ± 0.3	204.2 ± 0.3	2.8 ± 0.1	20.1 ± 0.01	0.33 ± 0.02	1.2 ± 0.05
	Août	7.8 ± 0.2	7.51 ± 0.04	168.3 ± 0.01	3.2 ± 0.3	28.3 ± 0.04	0.3 ± 0.06	1.7 ± 0.02
Moyenne		8.1	7.6	186.	3	24.2	0.32	1.45
S1	Février	8.8 ± 0.3	8.4 ± 0.1	199.3 ± 0.7	1.5 ± 0.02	8.6 ± 0.5	0.5 ± 0.01	0.8 ± 0.2
	Août	8.6 ± 0.1	8.2 ± 0.02	159.3 ± 0.6	1.6 ± 0.01	12 ± 0.7	0.2 ± 0.04	1.4 ± 0.01
Moyenne		8.7	8.3	179.3	1.6	10.3	0.34	1.1
S2	Février	7.9 ± 0.06	7.5 ± 0.5	603.2 ± 0.1	4.5 ± 0.3	42.7 ± 0.3	0.6 ± 0.01	1.5 ± 0.01
	Août	7.2 ± 0.01	6.8 ± 0.8	551 ± 0.72	4.2 ± 0.02	43.1 ± 0.5	0.3 ± 0.3	2.2 ± 0.04
Moyenne		7.6	7.2	577.1	4.4	42.9	0.45	1.85
S3	Février	8.1 ± 0.5	7.6 ± 0.02	632.1 ± 0.01	6.02 ± 0.05	29.7 ± 0.01	0.51 ± 0.03	3.3 ± 0.06
	Août	7.54 ± 0.5	7.05 ± 0.4	592 ± 0.06	5.8 ± 0.3	85.2 ± 0.01	0.3 ± 0.02	6.5 ± 0.02
Moyenne		7.8	7.3	612.1	5.9	57.5	0.41	4.9
S4	Février	7.7 ± 0.02	7.4 ± 0.08	488.2 ± 0.04	4.3 ± 0.4	31.42 ± 0.3	0.6 ± 0.3	1.4 ± 0.4
	Août	7.39 ± 0.1	7.11 ± 0.1	373 ± 0.5	4.5 ± 0.01	51.7 ± 0.5	0.3 ± 0.04	2.9 ± 0.02
Moyenne		7.5	7.3	430.6	4.4	41.6	0.45	2.15