



Université Mohamed Khider de Biskra
Faculté des sciences exactes et des sciences de la nature et de la vie
Département des sciences de la nature et de la vie

MÉMOIRE DE MASTER

Spécialité : Biochimie Appliquée

Filière : Sciences biologiques

Présenté et soutenu par :
Samiha MOUAKI BENANI et Imane MESSAOUDI

Le : dimanche 27 juin 2021

Thème

*Contribution à l'étude de la biodégradation
des lixiviats par les processus de la
phytoremédiation*

Jury :			
Mr	Agli Abdenacer	Pr. Université de Biskra	Présidente
Mme	Merzougui Imane	M.C.B Université de Biskra	Examineur
Mme	Benameur Nassima	M.C.B Université de Biskra	Promoteur

Année universitaire : 2020-2021

Remerciements

Nous voulons avant toute chose remercier «ALLAH » le Tout Puissant qui nous a donné la force et la patience d'accomplir ce modeste travail.

Nous tenons à adresser l'expression de nos profonds remerciements à notre encadreur le Dr Benamour Nassima qui nous a fait l'honneur d'assurer la direction de ce mémoire. Nous la remercions pour son soutien, la pertinence de ses conseils, sa grande disponibilité, sa patience et son aide précieuse pour l'élaboration de ce travail.

Je tiens à remercier aussi très sincèrement les membres du jury :

Le présidente Mr l'examinatrice Mellepour avoir bien voulu accepter
D'évaluer ce travail.

Nous sommes redevables à l'ensemble des enseignants qui ont contribué à notre formation durant ces 5 années.

On réserve enfin nos derniers remerciements aux personnels de la Faculté des sciences naturelles et de la vie - Université Mohamed Khidr de Biskra - en général.

Merci

Dédicace

Moi **Samihha Mouaki** Je dédie ce modeste travail qui est le fruit de tant d'années d'étude

À toutes les personnes proches de mon cœur, surtout à mes chers

Parents ; **Saleh et Aicha**

À ma mère Autant de phrases aussi expressives soient-elles ne sauraient montrer le degré d'amour et, de fierté et de gratitude que je ressens pour toi. Tu n'as jamais cessé de me soutenir toutes les années de mes études .tu as toujours été à mes cotes et donne moi force et espoir.

À mon père que je lui dois tout le respect et l'amour

À mon mari **iskander** pour ses intenses encouragements, sa présence et son

Soutien le long de mes études ;

À mes enfants : **Mohamed haithem, Abdel Rahman, loudjaine**

À mon frère **Omar**, à ma sœur **Hafida**, et sa fille **Amina Djouba** pour tout le soutien et l'encouragement

À mes amies, de la promotion de biochimie Appliqué 2020-2021

Samihha & Imane

Avec un énorme plaisir, un cœur ouvert et une immense joie, je dédie le fruit de ce modeste travail:

À mon grand père paternel **Messaoudi Belkacem**, et ma grande mère maternelle que Dieu aie la paix sur leur âme.

À ma force et mon refuge après Dieu, mes chère parents.

À mon frère **Islam** et mes sœurs **Ikram, Asma.**

À ma grande famille, Merci à Tous et à toutes.

À ceux qui m'ont souhaité le succès un jour.

Messaoudi Imane

Sommaire

Liste des Tableaux	I
Liste des Figures	II
Liste des abréviations	III
Introduction	1

Partie Bibliographique

Chapitre 1 : lixiviats

1 Lixiviats	3
1.1 Définition des lixiviats.....	3
1.2 Caractérisation des Lixiviats.....	4
1.3 Type des Lixiviats	4
1.3.1 Lixiviat jeunes	4
1.3.2 Lixiviat intermédiaires	4
1.3.3 Lixiviat stabilisés.....	4
1.4 Production des lixiviats	5
1.5 Composition des lixiviats	5
1.6 Les Facteurs affectant la composition du lixiviats	6
1.6.1 PH.....	6
1.6.2 Composition des déchets.....	6
1.6.3 Potentiel redox.....	6
1.6.4 L'Âge	6

Chapitre 2. Phytoremédiation et Réhabilitation Des sols Pollués

2 Phytoremédiation et Réhabilitation des sols pollués	7
2.1 Moyens de décontamination.....	7
2.1.1 Méthodes physiques	7
2.1.2 Méthodes chimiques.....	7

2.1.3	Méthodes thermiques	7
2.1.4	Méthodes biologiques	7
2.1.5	Bioremédiation	7
2.2	Phytoremédiation.....	8
2.2.1	Mécanismes de la Phytoremédiation.....	8
2.2.1.1	Rhizofiltration	9
2.2.1.2	Phytoextraction	9
2.2.1.3	Phytostabilisation.....	9
2.2.1.4	Phytovolatilisation	9
2.2.1.5	Phytodégradation	9
2.2.2	Avantages	9
2.2.3	Inconvénients	10

Partie Expérimentale

Chapitre 3 Matériel et méthodes

3	Matériel et méthode	11
3.1	Matériel et Méthode Premier expérience.....	11
3.1.1	Description de la décharge	11
3.1.2	Matériel végétal.....	11
3.1.3	Méthode.....	11
3.1.3.1	Détermination des paramètres de croissance	12
3.1.3.2	Analyse des pigments photosynthétiques	12
3.2	Matériel et Méthode Deuxième expérience.....	12
3.2.1	Échantillon de lixiviat, collecte de matériel végétal et analyse.....	12
3.2.2	Croissance des semis et détermination de la chlorophylle.....	13
3.3	3ème expérience	13
3.3.1	Matériel	13
3.3.1.1	Zone d'étude	13

3.3.1.2	Collection de lixiviat.....	13
3.3.1.3	Sélection d'espèces végétales.....	13
3.3.2	Méthode.....	14
3.3.2.1	Traitement des lixiviats.....	14
3.3.2.2	Mésocosme des zones humides (ZH).....	14
3.4	Matériel et Méthode de 4ème expérience.....	14
3.5	Matériels et Méthodes de 5ème expérience.....	16
3.5.1	Description du site.....	16
3.5.2	Échantillonnage de lixiviat.....	16
3.5.3	Test de matériel végétal et de phytotoxicité.....	16
3.5.4	Calculs et analyse des données.....	16
3.6	Matériels et méthodes de 6ème expérience.....	17
3.6.1	Échantillonnage.....	17
3.6.2	Scories de cuivre en morceaux.....	17
3.6.3	Scories de zinc (SZ).....	17
3.6.4	Composite minéral-organique (MOC).....	17
3.6.5	Tests de phytotoxicité.....	17
3.6.6	Indice de germination (IG).....	17
3.6.7	Test d'accumulation.....	18
3.6.8	Analyse physico-chimique.....	18
3.7	Matérielles et méthode de 7ème expérience.....	19
3.8	Matériels et méthodes de 8ème expérience.....	19
3.8.1	Site et usines.....	19
3.8.2	Traitements.....	20
3.8.3	Échantillonnage et analyses.....	20
3.8.3.1	Mesure des eaux souterraines.....	20
3.8.3.2	Bilan hydrique.....	20

3.8.3.3	Analyses chimiques	21
3.8.3.4	Indicateurs de croissance et de stress	21
3.9	Matériels et méthodes de 9ème expérience	21
3.9.1	Matériel végétal.....	21
3.9.2	Lixiviats de décharge (LD).....	22
3.9.3	Conception expérimentale.....	22
3.9.4	Quantification N et C	22
3.9.5	Détermination de la teneur en minéraux	22
3.9.6	Facteurs de bioconcentration et de translocation	23
3.10	Matériels et méthodes de 10ème expérience.....	23
3.10.1	Description du site.....	23
3.10.2	Collecte et caractérisation des lixiviat.....	23
3.10.3	Collection d'échantillons de plantes	23
3.10.4	Montage expérimental.....	24
3.10.5	Mesures de croissance des plantes	24
3.10.6	Détermination des métaux.....	24
3.11	Matériels et méthodes de 11ème expérience.....	24
3.11.1	Étude sur les serres.....	25
3.11.2	Analyses des contaminants pour la biomasse des sols et des plantes	25
3.12	Matériels et méthodes de 12ème expérience.....	25
3.12.1	Préparation des échantillons.....	26
3.12.2	Analyse d'échantillons.....	26
3.13	Matériels et méthodes de 13ème expérience.....	26
3.13.1	Espèces végétales	26
3.13.2	Lixiviat d'enfouissement synthétique	26
3.13.3	Échantillonnage et analyses chimiques	27
3.13.4	Dosage des métaux lourds dans les tissus végétaux.....	27

3.14	Matériels et méthodes de 14ème expérience.....	27
3.14.1	Préparation du sol.....	27
3.14.2	Traitement EDDS sur la croissance des plantes et l'absorption des métaux	27
3.14.3	Étude sur la lixiviation du pot avec de l'eau de pluie artificielle.....	28
3.14.4	Analyse chimique.....	28
3.15	Matériels et méthodes de 15ème expérience.....	28
3.15.1	Caractéristiques du lixiviat de décharge.....	28
3.15.2	Les systèmes de zones humides (ZH) construites.....	28
3.15.3	Méthodes.....	29
3.15.3.1	Analyses statistiques.....	29
3.15.3.2	Modélisation de la croissance.....	29
Chapitre 4 Résultats et Discussion		
4	Résultats et Discussion	30
4.1	Résultats et Discussion de première expérience.....	30
4.1.1	Paramètres de croissance des parties aériennes.....	30
4.1.2	Contenu des pigments photosynthétiques dans les feuilles.....	31
4.1.3	Paramètres de croissance du système racinaire (SR).....	31
4.2	Résultats et discussion de deuxième expérience.....	33
4.2.1	Caractérisation du lixiviat des déchets solide municipaux (DSM).....	33
4.2.2	Croissance des semis et niveaux de chlorophylle (Chl).....	33
4.3	Résultats et discussion de 3ème expérience.....	34
4.3.1	Caractérisation des lixiviats.....	34
4.3.2	Traitement des LD en utilisant <i>T. angustifolia</i> et <i>A. Calamus</i>	35
4.3.3	Potentiel de remédiation de <i>T. angustifolia</i> et <i>A. calamus</i>	36
4.4	Résultats et discussions de 4ème expérience.....	36
4.5	Résultats et discussions de 5ème expérience.....	38
4.5.1	Discussion.....	39

4.6	Résultats et discussions de 6ème expérience.....	40
4.6.1	Caractéristiques des déchets et des lixiviats.....	40
4.6.2	Évaluation de la phytotoxicité.....	41
4.6.3	Indice de germination (IG).....	41
4.6.4	Test d'accumulation.....	41
4.7	Résultats et discussions de 7ème expérience.....	44
4.8	Résultats et discussions de 8ème expérience.....	45
4.8.1	Croissance	45
4.8.2	Indices de contrainte.....	46
4.8.3	Eaux souterraines	47
4.8.3.1	Niveau des eaux souterraines et recharge estimée des eaux souterraines... 47	
4.8.3.2	Concentration et transport des éléments dans les eaux souterraines.....	47
4.9	Résultats et discussion 9ème expérience	49
4.9.1	Caractérisation des lixiviats.....	49
4.9.2	Élimination de l'eau pendant la période expérimentale.....	49
4.9.3	Biomasse végétale et croissance.....	49
4.9.4	Efficacité de l'enlèvement de métal.....	50
4.10	Résultats et discussion 10ème expérience	51
4.11	Résultats et discussion 11ème expérience	51
4.12	Résultats et discussion 12ème expérience	53
4.12.1	Rendement en biomasse d'alcaligrases et de quenouilles.....	53
4.12.2	L'absorption des nutriments.....	53
4.12.3	Phytoaccumulation Na ⁺ et Cl ⁻	54
4.13	Résultats et discussion 13ème expérience	54
4.13.1	Facteurs de bioconcentration et de translocation dans les plantes indigènes	54
4.13.2	Accumulation de végétaux	54
4.14	Résultats et discussion 14ème expérience	55

4.14.1	Croissance des plantes.....	55
4.14.2	Concentrations et Phytoextraction des métaux	55
4.14.3	Discussion	55
4.15	Résultats et discussion 15 ^{ème} expérience	56
4.15.1	L'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO).....	57
4.15.2	L'élimination totale des solides en suspension (TSS)	57
4.15.3	Le retrait de PO ₄ -P.....	58
4.15.4	Croissance des plantes.....	58
5	Synthèse générale des toutes l'expérience des articles	59
	Conclusion.....	68
	Bibliographie.....	70

Liste des Tableaux

Tableau 1: Caractéristiques principales des différents types de lixiviats (Trabelsi, 2012).	5
Tableau 2: Caractérisation du lixiviat d enfouissement (Xu <i>et al.</i> ,2019).....	26
Tableau 3: Hauteur des plants affectée par les lixiviats de décharge (n= 3) (Kang <i>et al.</i> ,2008)	51
Tableau 4: Concentration moyennes des affluents et des effluent paramètres pendant l examen (Yalçuk et Ugurlu,2019).	56

Liste des Figures

Figure 1: processus impliqués dans la phytoremédiation (Nagendran et al., 2006).....	10
Figure 2: influence de différente concentration de lixiviat sur la longueur totale du système racinaire (Kalousek <i>et al.</i> , 2020).	31
Figure 3: Réduction des pligo éléments après traitement par <i>T.angustifolia</i> (Bhagwat <i>et al.</i> ,2018).	35
Figure 4: Réduction des oligo éléments après traitement par <i>A. Calamus</i> (Bhagwat <i>et al.</i> ,2018).	35
Figure 5 : inhibition de la croissance de <i>C .sativa L-Bialobzeska</i> et <i>C.sativa L-Monoica</i> . Différents indique une signification statistique à $p < 0.05$ (Vaverková <i>et al.</i> ,2019).	38
Figure 6: croissance annuelle des pousses 2005-2007 de 2 variétés de saules dans une expérience de 3 ans (Aronsson <i>et al.</i> , 2010).....	46
Figure 7: phénotype de vétiver cultivé pendant 4 mois dans un lit de zéolithe et irrigué avec d eau(ctrl) ou avec du lixiviat de décharge de Ischia-Podetti (IP) ou de Rovereto (R) (Fasani <i>et al.</i> ,2019).	50
Figure 8: Croissance moyenne des végétaux C, F, LD au stade 1 et 2 (Xu <i>et al.</i> ,2019).....	53
Figure 9: % d élimination de la DGO dans les réacteurs (Yalçuk et Ugurlu,2019).	57

Liste des abréviations

A.Chl	: d'acide chlorhydrique
AGV	: acides Gras Volatils
AG	: acides gras
AHF	: acides humiques et Fulvique
AH	: acide Humique
ASW	: L'eau disponible du sol
CW	: l'eau distillée
COT	: carbone Organique Total
COD	: carbone organique dissous
CWW	: composter les eaux usées
CE	: conductivité
Chl	: chlorophylle
CR	: Czech Republic
DOM	: déchets organique municipaux
DSM	: déchets solide municipaux
DCO	: Demande Chimique en Oxygène
DBO5	: Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours
DBO	: Demande Biochimique en Oxygène
ECEC	: capacité d'échange cationique effective
EDDS	: acide S, S-éthylène diamine disuccinique
FBC	: Les facteurs de bioconcentration
GI	: Indice de germination
HRT	: temps de rétention hydraulique
IP	: Ischia-Podetti
LD	: lixiviats de décharge
LW	: lixiviat pur
LOQ	: Limite de quantification
LCS	: Scories de cuivre en morceaux
LOI	: Perte d'allumage
LB	: lixiviat Bialobrzaska

LT :	lixiviat Tiborszálási
LM :	lixiviat Monoica
ML :	métaux lourds
MO :	métiers organiques
MV :	matière végétale
MS :	matière séchée
MRS :	masse racinaire sèche
MOC :	Composite minéral-organique
ORP :	Potentiel de réduction d'oxydation
Opt :	Solution nutritive équilibrée
PCSS :	plantations commerciales de saules suédois
PPFD :	densité de flux de photons photosynthétiques
PVC :	bras vertical du raccord
PEHD:	Polyéthylène haute densité
PS :	poids sec
RSG :	Germination relative des graines
RRG :	croissance relative des racines
R :	Décharge de Rovereto
RI :	inhibition de la croissance
SRC:	taillis à courte rotation
SRWC :	le taillis de saule à courte rotation
SMHI :	Service météorologique national suédois
SSD :	Systèmes de surveillance de la décharge
SR :	Système racinaire
SZ :	Scories de zinc
SMA :	Système de marais artificiels
TSS :	L'élimination totale des solides en suspension
TKN :	azote total Kjeldahl
Ta :	température ambiante
WM :	déchets de gestion
XOCs :	xénobiotique biologique
ZHA :	zones humides artificielles

Introduction générale

Introduction

La législation européenne définit le lixiviat comme étant « tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenu dans celle-ci ». Plus communément, le lixiviat provient de l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement en substances minérales et organiques dissoutes ou en suspension. La compréhension de la genèse des lixiviats implique non seulement la connaissance de la nature des déchets enfouis et le mode d'exploitation du centre de stockage des déchets, mais aussi l'étude des interactions entre l'eau et les déchets.

La composition du lixiviat a fait l'objet de nombreuses études de recherche au cours des vingt dernières années car le traitement et l'élimination des lixiviats ont été et restent l'un des principaux problèmes de la gestion des décharges sanitaires. La mise en décharge est une activité anthropique qui modifie l'environnement et a été sous-estimée pendant des décennies. En général, il peut être déclaré que la mise en décharge a toujours un impact négatif sur l'environnement. Les déchets sont considérés comme un sous-produit de la plupart des activités humaines où ils sont devenus inévitables avec le mode de vie économique moderne basé sur la consommation (Wijekoon, 2020).

Les décharges représentent un risque pour les travailleurs et les communautés locales et entraînent la contamination et la dégradation du sol, et les émissions le résultat de processus de décomposition et surviennent des déchets éliminés et autres déchets de gestion opérationnels. Les décharges de lixiviats présentent un risque environnemental majeur en raison de teneurs en métaux lourds (ML) considérées comme toxiques substances, non biodégradables et par conséquent persistent dans l'environnement pendant de longues périodes. Il y a un besoin de rechercher de nouvelles technologies d'assainissement adéquates dans les décharges (Kalousek, 2020).

Afin d'assainir les déchets, diverses techniques ont été développées en fonction des processus de mobilisation ou d'immobilisation, les technologies avancées de traitement physico-chimique et biologique des lixiviats nécessitent un budget et un approvisionnement en énergie continus et une capacité technique suffisante pour l'exploitation et la maintenance des équipements. Par conséquent, les solutions de haute technologie ne sont pas durables pour de nombreuses décharges, en particulier dans les pays en développement (Kumarathilaka *et al.*, 2017).

Nous rapportons les résultats d'une étude de terrain de plusieurs ans sur les conséquences de l'irrigation intensive par lixiviats de nombreux type des plantes et les objectifs de l'étude étaient de Quantifier les effets sur la croissance des plantes et les impacts négatifs possibles sur les plantes de l'application de lixiviat, Évaluer l'utilité dans des conditions de terrain d'indicateurs facilement mesurables du stress des plantes causé par l'irrigation par lixiviats, Évaluer les effets de l'irrigation par lixiviat sur la qualité des eaux souterraines.

Compte tenu de l'importance du sujet et de son grand impact sur l'environnement et la société, nous avons voulu aborder et étudier ce sujet de tous les côtés pour connaître ses points positifs et négatifs et la façon de le traiter pour parvenir à des concepts, des solutions et des preuves sur le bénéfice du lixiviat de déchets (LD), ses composants et ses différentes concentrations, son impact sur les plantes et son potentiel à contribuer à la phytoremédiation et ses dommages potentiels. Cette étude consiste à savoir ce qu'est la lixiviat de déchets, ses composants et ses processus de l'obtenir, et les principaux facteurs chimiques, physiques et biologiques affectant la qualité du lixiviat, et ses avantages et inconvénients, et comment il contribution au traitement de la Phytoremédiation.

Pour cela nous avons fixé les objectifs suivants :

- 1) Nous avons étudié et analysé de nombreux articles qui ont réalisé diverses expériences sur les lixiviats, De différents sites de déchets et de différentes manières avec de nombreux types de plantes.
- 2) Après avoir mené les expériences et obtenu les résultats, nous comparons entre tous les résultats pour conclure et arriver à la nature du lixiviat, leurs composants, leurs concentrations et le mode de son utilisation et son effet dans la plante et phytoremédiation.

Partie

Bibliographique

Chapitre 1 : lixiviat

Les émissions des lixiviats des sites d'enfouissement sont en plus préoccupantes, principalement en raison de leur impact toxique lorsqu'elles sont libérées sans contrôle dans l'environnement. Cependant, la gestion de suivi des décharges déclassées ne reflète parfois que des périodes de temps plus courtes, de sorte que pour de nombreuses décharges, la situation pourrait dégénérer, entraînant des problèmes de pollution considérables. En raison de l'importance de ce sujet, nous avons abordé et effectué des recherches pour connaître le danger, les effets et les avantages des lixiviats et son efficacité dans le Phytoremédiation.

1 Lixiviats

1.1 Définition des lixiviats

Le lixiviat de décharge (LD) est défini comme tout effluent liquide contenant des matières indésirables percolant à travers les déchets déposés et émis dans une décharge ou un dépotoir (Mukherjee, 2015).

Le lixiviat est un liquide toxique généré dans les décharges et les décharges à ciel ouvert lorsque l'eau de pluie et l'humidité présentes dans les déchets s'infiltrent à travers diverses couches de déchets solide municipaux (DSM), transportant avec lui des charges de polluants. MO et inorganique, contribuant à sa nature complexe. Une mauvaise élimination des lixiviats dans les décharges est responsable de la contamination des eaux de surface et souterraines dans une large mesure, même à des concentrations infimes (Wijekoon, 2020).

Sont des affluents complexes dont le traitement nécessite une expertise particulière. Même si les procédés potentiellement applicables dérivent pour la plupart du traitement des eaux usées, leur mise en œuvre obéit à des contraintes spécifiques. Contrairement à certains types d'effluents, le traitement "type" n'existe pas. À la diversité des composés présents au sein des lixiviats répondent une diversité de procédés et de techniques particulières qui s'associent et se combinent pour arriver au résultat souhaité (Bouchet, 2014).

Les mécanismes qui régulent le transfert de masse des déchets vers les eaux de lixiviation, d'où provient le lixiviat, peuvent être divisés en trois catégories: l'hydrolyse des déchets solides et la dégradation biologique la solubilisation des sels solubles contenue dans le traînage des déchets de particules une plus grande influence sur la qualité du lixiviat produit, sont incluses dans le concept plus général de la stabilisation des déchets dans les décharges (Christensen, 1992).

1.2 Caractérisation des Lixiviats

Plusieurs facteurs influents sur la quantité et la qualité des lixiviats : (Glandier, 2002)

- des conditions environnementales : les paramètres climatiques (précipitation, Évapotranspiration, ...) seulement, la géologie, l'hydrogéologie et la topographie du Site étant maîtrisé puisque le site est choisi selon ces critères.
- la nature du déchet.
- des conditions d'exploitation : le mode d'enfouissement, la phase d'avancement du site, le matériau de la couverture finale, la couverture végétale.
- des phénomènes de réactions physiques, chimiques et biologiques, qui s'opèrent

Dans la masse des déchets et génèrent les lixiviats en fonction de l'âge des déchets.

1.3 Type des Lixiviats

1.3.1 Lixiviat jeunes

Ces lixiviats se caractérisent par une charge organique élevée, relativement biodégradable (seuil de biodégradabilité DBO5/DCO > 0,3) constituée principalement Ces lixiviats peuvent être chargés en métaux (jusqu'à 2 g L leur pH relativement bas (< 6,5). Ils correspondent aux premières phases non méthanogènes de l'évolution d'une décharge (Trabelsi, 2012).

1.3.2 Lixiviat intermédiaires

Au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue et les acides gras volatils se raréfient (20, 30%) au profit de composés de hauts poids moléculaires. L'émergence de ces composés tend à diminuer la biodégradabilité du lixiviat. De ce fait, le pH est voisin de la neutralité et la charge en métaux devient négligeable. Ces lixiviats correspondent à la phase méthanogène stable (Trabelsi, 2012).

1.3.3 Lixiviat stabilisés

Ils sont caractérisés par une faible charge organique, composée essentiellement de substances humiques (AFH) de hauts poids moléculaire (la DCO dépasse 3000 mg L⁻¹), qui sont réfractaires à la biodégradation (DBO5/DCO < 0,1). Ces lixiviats stabilisés correspondent à la phase de maturation de la décharge (Trabelsi, 2012).

Tableau 1: Caractéristiques principales des différents types de lixiviats (Trabelsi, 2012).

	Lixiviats		
	Lixiviats jeunes	intermédiaires	Lixiviats stabilisés
Age de la décharge	< 5 ans	5 à 10 ans	> 10 ans
pH	< 6,5	6,5 à 7,5	> 7,5
DCO (g L-1)	10 à 20	5 à 10	< 5
DBO5/DCO (biodégradabilité)	> 0,5 bonne	0,1 à 0,5 Assez faible	< 0,1 Très faible
AGV* (% du COT)	> 70	5 à 30	< 5

1.4 Production des lixiviats

La lixiviation est « le passage lent d'un solvant à travers une couche de substance pulvérisée pour extraire les constituants solubles ». Ici, le solvant est l'eau, provenant des précipitations et des déchets eux mêmes, qui mobilisent les constituants solubles de la masse de déchets, La mobilisation des éléments se fait par une mise en solution et par un entraînement Mécanique. Elle dépend de la solubilité des éléments, qui est fonction du pH.

Ces réactions sont l'hydrolyse, l'oxydation aérobie puis anaérobie des matières organiques (MO), l'acidogène, l'acétogène, la méthanogène. Les produits intermédiaires (acides gras (AG), alcools, acétate,..) qui ne sont pas totalement métabolisés sont transportés par l'eau et se retrouvent dans le lixiviats. Les produits finaux de la biodégradation sont des sulfures, qui précipitent généralement avec les métaux, de l'hydrogène et un mélange de méthane (20%) et de dioxyde de carbone (60 à 75%) (Glandier, 2002).

Il est admis que la phase d'acidogènes concerne les lixiviats de moins de 5 ans, tandis que la phase de méthanogènes concerne les lixiviats de plus de 5 ans. A noter que les concentrations de certains éléments dans les lixiviats ne varient pas entre les deux phases, Comme : Cl, Na, K, l'alcalinité, NH₄⁺, N total, P total, NO₃⁻, Cd, Co, Ni, Pb, Cr, Cu, Hg.

1.5 Composition des lixiviats

Chimiques des lixiviats très diverses et variables (Trabelsi, 2012).

- **La matière organique** dissoute ou en suspension, issue de la biomasse, exprimée généralement en Demande Chimique en Oxygène (DCO) (les AGV, les SHF...) (Trabelsi, 2012).
- **Les micropolluants organiques** (hydrocarbures, composés aromatiques...)
- **Les composés minéraux** majeurs sous forme ionique (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} ...) (Trabelsi, 2012).
- **Les cations de métaux lourds** à l'état de traces, sous forme majoritairement complexée par des ligands minéraux (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) ou organiques et certains micro-organismes pathogènes (Trabelsi, 2012).

1.6 Les Facteurs affectant la composition du lixiviat

1.6.1 PH

Influence les processus chimiques qui sont à la base du transfert de masse dans le système de lixiviation, sous la précipitation, la dissolution, les réactions de refonte et de sorption (Christensen, 1992).

1.6.2 Composition des déchets

La nature des déchets organiques fraction influences considérablement la dégradation des déchets dans les décharges et donc l'égalité du lixiviat produit. La flore peut ralentir ni inhiber le processus de dégradation biologique avec les conséquences du lixiviat

1.6.3 Potentiel redox

Les conditions de réduction, correspondant aux deuxième et troisième phases de dégradation anaérobie, influenceront la solubilité des nutriments et des métaux dans le lixiviat

1.6.4 L'Âge

De la décharge La variation de la composition du lixiviat et de la quantité de polluants éliminés des déchets est souvent attribuée à l'âge de la décharge, définissez le temps de stockage mesuré à partir du dépôt des déchets ou le temps mesuré à partir de la première apparition du lixiviat (Christensen, 1992).

Chapitre 2.
Phytoremédiation et
Réhabilitation Des sols
Pollués

2 Phytoremédiation et Réhabilitation des sols pollués

La dépollution mise en œuvre à travers quatre grands types de méthodes, associant éventuellement la combinaison de Plusieurs techniques (Técher, 2011).

2.1 Moyens de décontamination

2.1.1 Méthodes physiques

Consistent à transporter et polariser les polluants, excepté les modifier ou les détruire, en se confrère de fluides (eau ou gaz) à cause le transport (Técher, 2011).

Actuellement, elles constituent la majorité des techniques mises en œuvre. On distingue deux types de méthodes : celles par piégeage et par évacuation (Mortet, 2019).

2.1.2 Méthodes chimiques

Font appel à un principe réactionnel (action d'un solvant, oxydation, etc.) Pour transformer le polluant en un composé moins toxique et inerte vis-à-vis de L'environnement.

2.1.3 Méthodes thermiques

Utilisent la chaleur afin de détruire les polluants, de les isoler ou de les rendre inertes. Généralement, les traitements thermiques offrent une décontamination rapide, toutefois à un allègre outrageusement cher en comparaison aux distinctes traitements (Mortet, 2019).

2.1.4 Méthodes biologiques

Les procédés biologiques consistent à utiliser des organismes supérieurs et des microorganismes pour dégrader les polluants organiques.

Leur principe de base est d'exploiter le pouvoir auto épurateur du sol. La voie biologique est actuellement en plein essor et suscite de nombreux travaux de par le monde (Ahmed et Samira, 2011).

2.1.5 Bioremédiation

La Bioremédiation est basée sur l'manutention de souches microbiennes (bactéries et/ou champignons) et consiste à user ces dernières quant à de dévoyer des contaminants. Cette adresse a de plurales applications, incluant le dégraissage des flots du sol, de boues industrielles.

- ✓ Ces techniques peuvent être subdivisées en sept catégories selon le principe biologique ou le mode de dépollution mis en œuvre: (Nouri et Haddioui, 2016).
- ✓ **biodégradation:** Utilisation de la capacité de certains micro-organismes à transformer le polluant en substrat (Nouri et Haddioui, 2016).
- ✓ **bioimmobilisation:** Utilisation du talent de certains micro-organismes à lier un ou maints composants présents à l'état soluble.
- ✓ **biolixiviation:** Solubilisation et plaijanterie entre la phase aqueuse par les micro-organismes de polluants fixés ou piégés entre le sol.
- ✓ **Bioslurry :** Création d'une boue épaisse en mettant la partie fine du sol dans l'eau. En fin de traitement, les phases solides et liquides sont séparées et le sol est retardé en place (Nouri et Haddioui, 2016).
- ✓ **biorestauration:** Ajout de nutriments (azote/phosphore) à cause inspirer le alourdissement des micro-organismes indigènes et présenter la ignominie des polluants (Nouri et Haddioui, 2016).
- ✓ **bioaugmentation:** Introduction dans le sol de micro-organismes exogènes adaptés aux polluants à traiter (Nouri et Haddioui, 2016).
- ✓ **biostimulation:** Réensemencement de populations prélevées sur le lieu lesquelles l'enrichissement a été stimulé en atelier ou en bioréacteurs installés sur lieu.

2.2 Phytoremédiation

Regroupe toutes les techniques qui utilisent les végétaux épurateurs du milieu. Les familles de polluants concernées sont d'asile les métaux lourds (ML) et les hydrocarbures. Elle permet l'accélération des phénomènes naturels de biodégradation. Les racines interviennent directement ou indirectement en stimulant la croissance et l'activité des microorganismes (Ahmed et Samira, 2011).

Phytoremédiation est une biotechnologie végétale basée sur la capacité des plantes à éliminer ou bloquer les contaminants dans les environnements poreux, liquides et gazeux. Contrairement aux États-Unis et au Canada, la Phytoremédiation se développe moins rapidement en France et en Europe. En Afrique et surtout au Gabon, les cas de sélection végétale pour traiter les zones contaminées sont très marginaux (Origo, 2012).

2.2.1 Mécanismes de la Phytoremédiation

Plusieurs mécanismes permettent l'élimination des polluants par Phytoremédiation :

2.2.1.1 Rhizofiltration

Consiste en l'adsorption ou la précipitation sur les racines de la plante des contaminants présents dans l'eau souterraine, l'eau de surface ainsi que les eaux usées. Les plantes utilisées afin de décontaminer les eaux peuvent être de type terrestre ou aquatique. Or, lorsque les racines des plantes sont saturées en contaminants, les plantes sont récoltées et de nouvelles plantes vont être plantées afin de continuer le travail de décontamination (Mortet, 2019).

2.2.1.2 Phytoextraction

La Phytoextraction est la méthode la plus utilisée compte tenu du fait qu'il y a isolation des polluants, sans altérer la structure et l'activité biologique des sols. Il réfère à l'absorption des contaminants présents dans le sol par les racines de la plante (Mortet, 2019).

Élimination des polluants accumulés avec les parties aériennes de la plante après absorption et translocation de la zone racinaire (Wijekoon, 2020).

2.2.1.3 Phytostabilisation

Stabiliser les contaminants dans le sol en réduisant leur mobilité et leur biodisponibilité en empêchant les fuites et la migration dans les eaux souterraines, ce qui réduit leur accumulation le long des chaînes alimentaires (Wijekoon, 2020).

2.2.1.4 Phytovolatilisation

Les polluants sont absorbés par les plantes et libérés dans l'atmosphère par transpiration après les avoir transformés en formes volatiles au sein des plantes (Wijekoon, 2020).

2.2.1.5 Phytodégradation

Les contaminants organiques dans le sol peuvent être décomposés par des activités microbiennes tandis que le processus peut être amélioré et assisté par la zone racinaire de la plante (Wijekoon, 2020).

2.2.2 Avantages

- ✓ Actuellement, seules la Phytostabilisation et la Rhizofiltration ont été testées et validées à grande échelle.
- ✓ technique présente divers avantages financiers et sociaux ou l'aménagement du territoire. Les coûts seront de 100 à 10 000 fois inférieurs. par tonne de terre cultivée, certains dépassant même 1 000 (Origo, 2012).

- ✓ En plus de l'aspect paysager, la Phytoremédiation est une technique dite passive du fait qu'elle ne demande pas d'apport énergétique si ce n'est celui du soleil (Origo, 2012).
- ✓ Permet de réduire le déplacement des polluants dans l'air, l'eau, ou le sol, puisqu'ils sont maintenus près ou dans les plantes (Mortet, 2019).

2.2.3 Inconvénients

- ✓ La Phytoremédiation est encore une technologie naissante et non éprouvée.
- ✓ Longue période nécessaires pour la remédiation des sols (Nouri et Haddioui, 2016).
- ✓ La capacité d'accumulation de certaines plantes peut être inefficace à cause de l'attaque des maladies dans les climats touchés des régions tropicales et subtropicales (Nouri et Haddioui, 2016).
- ✓ Difficulté de mobiliser la fraction des ions métalliques étroitement liée au sol (Nouri et Haddioui, 2016).
- ✓ une approche applicable pour les sites avec des niveaux de pollution par les métaux faible à modéré, en raison que la croissance des plantes est non durable
- ✓ Dans les sols fortement contaminés (Nouri et Haddioui, 2016).

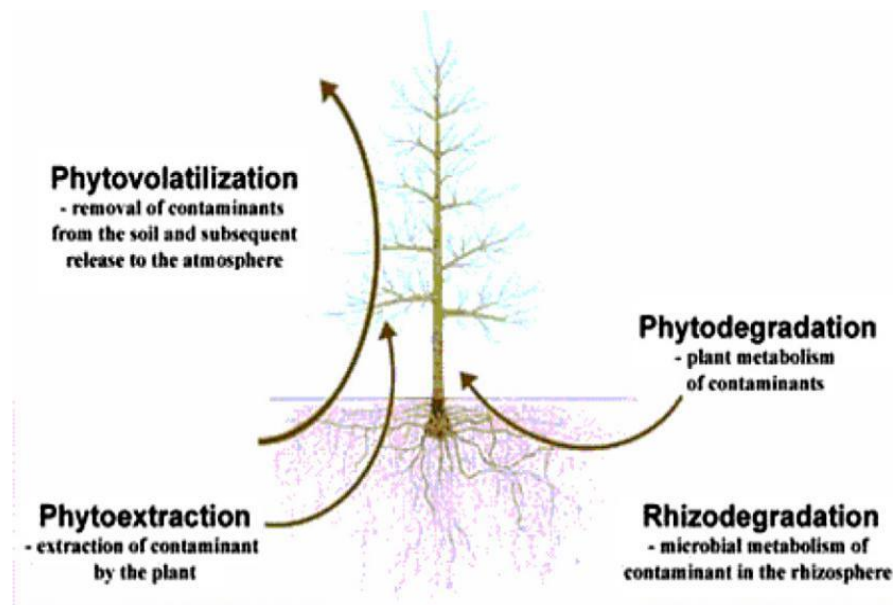


Figure 1: processus impliqués dans la phytoremédiation (Nagendran *et al.*, 2006)

Partie Expérimentale

Chapitre 3

Matériel et méthodes

Les études sur l'irrigation des terres des lixiviats de décharge (LD) que cette pratique de gestion peut offrir une forme de traitement écologiquement acceptable, économique et efficace. la durabilité à terme des sols et la survie des plantes, Par conséquent, des essais expérimentaux sur le terrain à plus long terme ou une modélisation environnementale sont nécessaires pour évaluer pleinement le potentiel à long terme en tant option, et La composition des lixiviats de décharge varie considérablement dans l'espace et le temps, Il ne peut y avoir une seule prescription pour un plan de traitement terrestre en raison de l'individualité de chaque site , ces pour ca Nous avons réalisé plusieurs des expérimentations sur un métaux lourds (ML) des lixiviats de décharge contaminé, pour connaître la capacité de cette lixiviat dans le traitement, et processus de la Phytoremédiation.

3 Matériel et méthode

3.1 Matériel et Méthode Premier expérience

3.1.1 Description de la décharge

Décharge de Zdounky-Kuchyňky a fonctionné en tant qu'installation d'élimination, recevoir commercial et déchets solide municipaux (DSM). Le site est basé sur un sol cultivé, naturel argile et couche d'argile semi-imperméable, Tubes de dragage ont été installés pour recueillir la lixiviation liquide, qui a été déchargé dans le collecteur de lixiviat (Kalousek *et al.*, 2020).

3.1.2 Matériel végétal

Les graines de chanvre ont d'abord germé dans de la perlite, une semaine plus tard, les plants ont été transplantés dans des pots de 10× 10 × 12 cm avec de la perlite. Les plantes ont été cultivées à 14 jours en culture hydroponique, dans des conditions contrôlées de la salle de culture. La T 25° C le jour / 22° C la nuit, l'humidité relative était de 55 à 65%. L'éclairage a été fourni en utilisant des lampes à vapeur de sodium, la PPFD était de 195 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, la photopériode était de 20 h jour / 4 h nuit. La nutrition minérale des plantes a été assurée avec une solution nutritive modifiée de Knop contenant ces composés (per L): $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ -1 g; KNO_3 -0.25 g, KCl -0.12 g, KH_2PO_4 -0.25 g, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ -0.25 g, Fe Cl 3-0.0135 g, $\text{EDTA} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ -0.0185 g, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ -0.0007 g, $\text{MnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ -0.003 g, H_3BO_3 -0.002 g, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ -0.0005g, $(\text{NH}_4)_2\text{MoO}_4$ -0.0001 g (Kalousek *et al.*, 2020).

3.1.3 Méthode

La tolérance aux métaux lourds (ML) a été testée en utilisant un lixiviat de décharge (LD) de Zdounky-Kuchyňky. Le contenu des ML et autre les polluants dans LD évoluent tout

au long de l'année. Les concentrations de métaux lourds sélectionnés et d'autres caractéristiques ont été détecté dans l'analyse effectuée sur l'échantillon prélevé en Mai 2018. Variantes expérimentales de '*Monoica*' ou '*Bialo-brzeskie*', influencés par LD ont été irrigués avec mélange de solution de Knop nutritive modifiée avec 10, 15, ou 40% des lixiviats de décharge, les variantes témoins (C) ont été irriguées avec La solution de Knop uniquement. L'irrigation a été faite 2 fois par semaine, une fois avec le mélange de la solution de Knop et lixiviat, 2ème avec de l'eau distillée, pour éviter la salinisation du substrat. Ont été utilisées 5 plantes, L'expérience a été répétée deux fois (Kalousek *et al.*, 2020).

3.1.3.1 Détermination des paramètres de croissance

Pour la détermination du poids sec (PS) des parties aériennes et des racines les échantillons de matière végétale (MV) ont été séchés à 4 h à 80° C. La superficie totale des feuilles était déterminée ultérieurement à l'aide du Quick PHOTO MICRO 3.0 utilisant l'analyse de la fonction des phases de couleur. La longueur totale, la surface et le volume du Système racinaire (SR) étaient déterminé à l'aide du scanner EPSON perfection V700 et Logiciel Win RHIZO (Kalousek *et al.*, 2020).

3.1.3.2 Analyse des pigments photosynthétiques

Les feuilles ont été homogénéisées et extraites avec de l'acétone. Le la teneur en chlorophylle (Chl a, Chl b) et en Caroténoïdes dans l'extrait était déterminé ultérieurement par spectrophotométrie en mesurant absorbance des extraits aux longueurs d'onde 663, 645 et 440 nm (Kalousek *et al.*, 2020).

3.2 Matériel et Méthode Deuxième expérience

- Les échantillons de lixiviat DSM ont été collectés dans l'un des décharges ouvertes (région de Jabalpur) et transféré au laboratoire pour conserver à 4 ° C.
- Le blé les graines ont été fournies par le Jawaharlal Nehru Krishi Vishwavidyalaya Jabalpur, Madhya Pradesh (MP) Inde (Awasthi *et al.*, 2017).

3.2.1 Échantillon de lixiviat, collecte de matériel végétal et analyse

Le blé les graines ont été fournies sèches ont été trempées dans différentes concentrations de lixiviat (comme 10%, 20%, 30%, 40%, 50%, 60%, 70%, 80%, 90%, 100%) et de l'eau distillée (qui a servi de témoin) pour 24 à 144 heures et laissé germer sur une

chambre humide. Après incubation à $28 \pm 1^\circ \text{C}$ pendant de 10 jours, les semis ont été récoltés pour le déterminé la croissance des plantes (Awasthi *et al.*,2017).

3.2.2 Croissance des semis et détermination de la chlorophylle

La taille des racines des semis de blé dans chaque assiette était mesurée. Trois répétitions ont été menées pour chaque expérimentale unité. Pour la détermination de la chlorophylle (Chl), la feuille fraîchement récoltée les échantillons (0,1 g) ont été broyés avec de l'eau distillée puis 80% de l'acétone a été ajoutée pour l'extraction de l'homogénat. Le surnageant a été estimé par un spectrophotomètre. Toutes les expériences ont été réalisées en triple et les valeurs ont été présentées comme la moyenne \pm SE (Awasthi *et al.*,2017).

3.3 3ème expérience

3.3.1 Matériel

3.3.1.1 Zone d'étude

La zone d'étude concerne un site d'enfouissement insalubre de déchets solide municipaux (DSM) dans le village d'Uruli Devachi (UD), a été estimé que reçoit environ 1050 tonnes par jour de solide mélangé non traité les déchets (**voir Fig 2, Fig 3 d'annexes**) (Bhagwat *et al.*,2018).

3.3.1.2 Collection de lixiviat

L'échantillon a été recueilli dans du polyéthylène pré-nettoyé conteneurs d'une capacité de 20 L. Le pH et la CE ont été enregistrés sur place au moment de l'échantillonnage. Pour l'analyse de la Demande Biochimique en Oxygène (DBO), un Une bouteille de DBO d'une capacité de 300 ml a été utilisée et oxygène dissous (DO) a été fixé sur place, et Pour les analyses de métaux lourds (ML), l'échantillon a été collecté séparément dans du polyuréthane prélavé contenant d'éthylène d'une capacité de 100 ml (Bhagwat *et al.*,2018).

3.3.1.3 Sélection d'espèces végétales

T. angustifolia et *A. calamus* sont tous deux originaires d'Inde.

T. angustifolia est une plante marécageuse trouvée sur les marges des systèmes l'otiques peu profondes, Alors que *A. calamus* pousse sur les marges de la station debout.

3.3.2 Méthode

3.3.2.1 Traitement des lixiviats

Afin de déduire le meilleur niveau de concentration pour traitement des lixiviats, les échantillons non traités ont été traités avec la *T. angustifolia* et *A. calamus* en trois différents modes à savoir. Contrôle (lixiviat brut), dilution : (Bhagwat *et al.*,2018)

- ❖ 1 du lixiviat dans l'eau du robinet et dilution.
- ❖ 2 du lixiviat dans l'eau du robinet avec le contrôle utilisant d'eau du robinet.

Statistique l'analyse a été réalisée à l'aide du test *t* de Student pour vérifier l'importance du traitement pendant 48 h et 96 h de temps de rétention hydraulique (HRT) respectivement.

3.3.2.2 Mésocosme des zones humides (ZH)

La configuration expérimentale était des conteneurs en polyéthylène avec dimensions de 49,5 cm × 32,5 cm × 22 cm (L × B × H), Ces conteneurs étaient remplis de sable de rivière (5cm de profondeur) à la couche inférieure et supérieure de terre de jardin (12 cm de profondeur), L'échantillon a été introduit par le haut du conteneur, et les conditions de l'eau ont été maintenues pendant la période du temps de rétention hydraulique. L'expérience a été réalisée en triple en utilisant *T. angustifolia* et *A. calamus* dans un laboratoire en plein air ressemblant au site d'enfouissement. Chaque conteneur contenait des plantes pré-cultivées et acclimatées (six nos.), Où *T. angustifolia* avait une hauteur moyenne de pousse et une longueur de racine de $45,5 \pm 6$ cm et $20,1 \pm 2,5$ cm respectivement (Bhagwat *et al.*,2018).

A. calamus avait une hauteur de pousse moyenne et longueur de la racine de $21,1 \pm 2,5$ cm et $7,5 \pm 1,2$ cm respectivement avant d'être soumis à l'expérience (Bhagwat *et al.*,2018).

3.4 Matériel et Méthode de 4ème expérience

Le lixiviat a été obtenu à partir d'un drain d'interception sous-marin adjacent avec un approvisionnement de deux semaines stocké sur place (Bowman *et al.*,2001).

Des conduites d'eau de ville ont été utilisées pour irriguer la parcelle témoin, Les 2ème et 3ème parcelles de traitement ont reçu du lixiviat dilué à une concentration de 20 et 50% par application de légumineuses d'eau de ville à travers le système d'irrigation. Le traitement à 20% a été appliqué en pulsant 2 volumes de lixiviat suivi de 3 volumes d'eau de ville et le traitement à 50% a été appliqué en pulsant 1 volumes de lixiviat à suivi d'un volume d'eau de ville. Le lixiviat concentré a été appliqué à une 4ème parcelle de traitement, Les traitements

ont été appliqués par des latéraux d'irrigation goutte à goutte souterrains (Geoflow Rootguard TM 16 mm, 2 L h⁻¹) placés à des intervalles de 1 m et à une profondeur de 150 mm Une pompe électrique submersible solaire alimentait le lixiviat du réservoir aux 20 et 50% et parcelles de lixiviat non dilué via 2 filtres à lit de sable L'irrigation a été appliquée en équivalents de pluie, programmée par ordinateur et corrigée pour l'humidité du sol et l'évapotranspiration pour fournir un V précis de solution à chaque parcelle de traitement . Le lixiviat était caractérisé par une teneur élevée en Cl⁻ (6700–8000 mg Cl⁻ L⁻¹) et de Na (3000–4000 mg Na⁺ L⁻¹). En revanche, l'eau de ville disponible contenait de faibles niveaux de sels dissous, une faible salinité. Eau de ville, la dilution du lixiviat a été considérée comme une technique de gestion appropriée Les traitements d'irrigation ont été dérivés à l'aide de l'équation :

$$ECIW (\text{mix}) = (ECI \times XI) + (ECtw \times Xtw)$$

Où **ECIW** (mélange) est la CE du traitement d'irrigation appliqué, **ECI** et **ECtw** sont la CE des eaux d'irrigation et **XI** et **Xtw** sont les fractions de lixiviat et d'eau de ville utilisées.

Les traitements d'irrigation avaient des valeurs de salinité de 0,2, 3,6, 9,1 et 17,6 dS m⁻¹ pour le contrôle, 20 et 50% et l'ajouts de lixiviat non dilué. Et le nitrite (NO₂) par analyse colorimétrique du flux. La chimie de la solution du sol a été surveillée à l'aide d'échantillonneurs à godets en céramique poreuse ,Où ECIW (mélange) est la CE du traitement d'irrigation appliqué, ECI et ECtw sont la CE des eaux d'irrigation et XI et Xtw sont les fractions de lixiviat et d'eau de ville utilisées. La chimie de la solution du sol a été surveillée à l'aide d'échantillonneurs à godets en céramique poreuse, installés à environ 230 mm de l'émetteur, à deux profondeurs (300 et 600mm), Des échantillons de solution ont été collectés et dosés directement pour NH₄⁺, NO₃⁻, Cl⁻, pH, CE. Les résultats ont été calculés en fonction du flux et concentration de la solution passant le sampler chaque mois, et ont été utilisés pour déterminer les budgets N et Cl⁻ pour chaque parcelle de traitement. Échantillonneur a été placé directement sous l'émetteur à une distance de 300 mm. L'irrigation a été programmée par l'ordinateur principal du site pour obtenir le même lixiviat de 20 % dilution utilisée pour irriguer les principales parcelles irriguées par lixiviat (Bowman *et al.*,2001).

- ❖ La solution a été appliquée via des goutteurs compensateurs de pression (4Lh⁻¹).
- ❖ La solution minérale d'azote a été surveillée sur une base hebdomadaire.

3.5 Matériels et Méthodes de 5^{ème} expérience

3.5.1 Description du site

La présente étude a été menée dans la décharge de Kuchyňky, Il s'agit d'une décharge sanitaire constituée d'un revêtement de fond composite multicouche, d'un système de collecte de lixiviat et de gaz de décharge et d'un système de couverture finale. La décharge dispose d'un système de recirculation des lixiviats (Vaverková *et al.*,2019).

3.5.2 Échantillonnage de lixiviat

Le lixiviat brut collecté dans l'étang de lixiviat non traité a été utilisé dans l'étude. Deux échantillons (échantillon de 0,5 L) de lixiviat de décharge (LD) ont été collectés en des flacons stériles et apportés au laboratoire directement après prélèvement. Les flacons de prélèvement avaient été préalablement traités à 24h dans 5 mol/L HNO₃ puis rincés à l'eau ultrapure. Les échantillons ont été conservés à une T : 4°C jusqu'à l'analyse (**fig.8 d'annexes**)

3.5.3 Test de matériel végétal et de phytotoxicité

Les expériences de culture du chanvre ont été organisées en 2017 dans des conditions de laboratoire en utilisant trois variétés de chanvre approuvées pour un usage commercial par l'Union européenne: *Tiborszállási* (Hongrie), *Bialobrzaska* (Pologne) et *Monoica* (Hongrie). Les graines ont été utilisées pour un test de germination de moutarde standard modifié. Les graines ont été lavées dix fois dans de l'eau désionisée stérile. Chaque échantillon de lixiviat a été dilué pour donner des concentrations finales de lixiviat de 25, 50, 75, 90 et 100 %. Les organismes d'essai ont été exposés aux solutions de LD pendant un total de 72 h (Vaverková *et al.*,2019).

3.5.4 Calculs et analyse des données

Les analyses et les mesures de longueur ont été effectuées à l'aide de l'outil Image Tool 3.0 pour Windows (UTHSCSA, San Antonio, USA). Le pourcentage d'inhibition de la croissance des racines a été calculé avec la formule : **RI = A – B/A × 100**

A signifie la longueur des racines dans le contrôle, **B** signifie racine (Vaverková *et al.*,2019).

3.6 Matériels et méthodes de 6ème expérience

3.6.1 Échantillonnage

3 types de déchets : 2 scories de Zn et de Cu fonderie et un MOC à base d'eaux usées les boues et mâchefers ont été utilisés pour les tests de phytotoxicité utilisant *L. sativum*.

3.6.2 Scories de cuivre en morceaux

Le premier échantillon de déchets était du laitier provenant de la cuivre polonais fonderie. Le laitier s'est formé dans le four vertical après le cuivre procédé de fusion de concentré. Le laitier liquide à la T : 1200 °C est transportés et mis en décharge sur un tas de déchets, où est lentement se refroidit et se solidifie (Bożym *et al.*,2020).

3.6.3 Scories de zinc (SZ)

Le deuxième type de déchets a été collecté à partir de celui de Fonderie de zinc polonaise. C'était des scories du four rotatif après le processus de raffinage du plomb. En raison du pourcentage élevé de métaux lourds (ML), le laitier est déposé dans un déchet dangereux décharge située dans le secteur de la fonderie (Bożym *et al.*,2020).

3.6.4 Composite minéral-organique (MOC)

Le 3ème type de déchet était un MOC sur la base d'un mélange de deux types de déchets, à savoir les eaux usées boues et mâchefers des ménages (Bożym *et al.*,2020).

3.6.5 Tests de phytotoxicité

Deux types de tests ont été utilisés pour évaluer la phytotoxicité des déchets : IG et l'accumulation test à l'aide d'un lixiviats de décharge (LD) (variante 1) et directement sur déchets comme test de contact (variante 2) Graines de cresson *L. sativum* ont été utilisés dans des tests de phytotoxicité (Bożym *et al.*,2020).

3.6.6 Indice de germination (IG)

Ont été effectués Les tests de germination et Chaque test en triple pour chaque déchet. Comme échantillon témoin, déionisé de l'eau (test de lixiviat) et du sable (test de contact) ont été utilisés. Le sable a été prétraité et mélangé à 12 h à température ambiante. Ture avec de l'acide (10 % HNO), puis lavé avec dé ionisé l'eau pour nettoyer de l'acide et d'autres contaminants. Le sable et les déchets testés ont été tamisés <1 mm, tests ont été réalisées dans des boîtes de Pétri de 90 mm

Variante 1 : ont utilisés des filtres en papier Whatman, Les filtres ont été humidifiés avec des déchets chat (5 ml) (Bożym *et al.*,2020).

Variante 2 : dans les boîtes de Pétri, 10 g de déchets secs ont été ajoutés et hydraté avec l'eau déminéralisée. Après 24h, les déchets humides (DH) ont été recouverts d'un papier filtre Whatman, Dans chaque boîte, on placé 20 graines non endommagées (Bożym *et al.*,2020).

Après 72h, le nombre de graines germées a été compté et la racine longueur a été mesurée. Pour évaluer la IG, 2 composants ont été évalués: Germination (RSG et RRG %) comme le rapport des graines germées à leur nombre total ou longueur des racines des graines des boîtes de Pétri testées à contrôler, respectivement (Bożym *et al.*,2020).

3.6.7 Test d'accumulation

Le test a été prolongé par l'analyse de l'accumulation de métaux lourds(ML), de métalloïdes et de nutriments. Le test a été réalisé en deux variantes: (Bożym *et al.*,2020)

1) en utilisant les lixiviats de déchets et **2)** directement sur les déchets.

***Variante 1)** : chaque boîte de Pétri était remplie de coton et arrosé avec 10 ml de lixiviat. Le coton était prétraité par lavage à l'eau déminéralisée pendant 24 h et séchage à T 105 °C. A chaque boîte de Pétri 1,0 ± 0,1 g des graines de cresson ont été ajoutées.

***Variante 2)** : les boîtes de Pétri ont été remplies de déchets testés et humidifié avec de l'eau déminéralisée (10 ml) dans les 24 h. Ensuite, 1,0 ± 0,1 g de graines de *L. sativum* ont été ajoutés, les plats ont été conservés à la lumière blanche (16 h) et à l'obscurité (8 h) à Ta.

La croissance et l'état des plantes ont été évalués, La longueur de la tige a été mesurée après 7Jour de test, et les plantes ont été séparées du substrat. La matière végétale (MV) était lavée à l'eau déminéralisée, séché à 105 °C et broyé dans un mortier (Bożym *et al.*,2020).

3.6.8 Analyse physico-chimique

La minéralisation des déchets et des échantillons végétaux a été réalisée à l'aide d'un four à micro-ondes (Start D, Milestone) dans des récipients en teflon avec de l'eau régale (déchets) ou mélange HNO₃ et H₂O₂ (les plantes). Les métaux lourds (ML), métalloïdes et nutriments dans le lixiviat et le minéralisé ont été déterminés par le FAAS méthode utilisant un spectromètre Solaar 6 (Thermo). Les compositions chimiques des déchets ont été déterminées par la méthode XRF (Axios Cement, Panalytical) (Bożym *et al.*,2020).

3.7 Matérielles et méthode de 7ème expérience

L'expérience a été conduite à l'extérieur et l'application de lixiviat a été effectuée sur les plantes pendant la saison sèche d'Adana entre avril et octobre. Les graines *Pennisetum clandestinum*, *Paspalum notatum* ont été semées dans de petits pots (7,5 cm x 7,5 cm) en avril et repiquées dans des pots de 2 l en mai. D'autres espèces ont été plantées en pots de 2 litres en avril. L'application de lixiviat sur les plantes a commencé en juillet 2002, lorsque le climat local devient la saison sèche, Les lixiviats de décharge ont été prélevés dans le bassin de collecte de la décharge d'Adana Sofulu. Les réactions au lixiviat de 9 espèces végétales (*Cynodon dactylon*, *Pennisetum clandestinum*, *Paspalum notatum*, *Stenotaphrum secundatum*, *Kochia scoparia* *Mentha piperita*, *Rosmarinus officinalis* et *Nerium oleander*) ont été testées par irriguer avec du lixiviat dans trois dilutions différentes comme lixiviat pur (PLW), 1/2 lixiviat (1/2 LW), 1/4 lixiviat (1/4 LW) et eau distillée (CW) (Erdogan *et al.*, 2008

Le sol, collecté à une profondeur de 0-10 cm et 0-30 cm, Un échantillon de sol (2 g) a été digéré dans 12,5 ml de HNO₃ (4M) à 12 h à 80°C, après refroidissement à Ta, le condensé a été porté à 25 ml avec de l'eau distillée déminéralisée, Les types et les quantités de ML dans le sol ont été analysés pour la concentration de métaux lourds (ML) à l'aide d'un spectrophotomètre et de ses kits d'analyse de métaux respectifs (Erdogan *et al.*, 2008).

Neuf espèces végétales ont été testées dans l'expérience, 4 d'entre elles sont des espèces de graminées appartenant à la famille des *Poacées* qui se sont adaptées à une large gamme de sols et ont une bonne tolérance à la sécheresse et elles sont réputées bonnes pour le contrôle de l'érosion, Il s'agit de *Cynodon dactylon* (herbe des Bermudes), *Pennisetum clandestinum* (kikuyu) *Paspalum notatum* (herbe de Bahia) et *Stenotaphrum secundatum* (herbe de bison).

Les échelles d'évaluation étaient décrites comme *1: Impression insuffisante *3: Impression suffisante *5: Impression satisfaisante * 7: Impression bonne *9: Impression très bonne. La récolte s'est terminée 10 mars, Les plantes ont été nettoyées et séparées, parties inférieures et aériennes, Le matière végétale séché à 300°C à 2h, et analyser en poudre (Erdogan *et al.*, 2008).

3.8 Matériels et méthodes de 8ème expérience

3.8.1 Site et usines

un sol argileux lourd avec une teneur en argile de 34 à 42 %, une teneur en humus de 14 à 25 % dans la couche arable et un pH de 6,7, les 18-19 mai 2005, des boutures de deux

variétés de saule, *Tora* et *Gudrun*, ont été plantées manuellement dans un système à double rang avec une distance de 1,5 m entre les doubles rangs, 0,75 m entre les rangs du double rang et avec un espacement de 0,6 m entre les plants dans les rangs. *Tora* est un hybride entre *Salix schwerinii* et *Salix viminalis*, et *Gudrun* est une pure variété *Salix dasyclados* avec une origine en partie russe, ce qui la rend plus résistante au gel que *Tora* (Aronsson *et al.*, 2010).

3.8.2 Traitements

Trois taux différents d'irrigation par lixiviats de décharge (LD) et un traitement de contrôle ont été appliqués. L'eau de LD utilisée pour l'irrigation a été prétraitée dans une installation de nitrification/dénitrification sur le site d'enfouissement, et les trois niveaux d'irrigation des lixiviats correspondait à (Traitement 1), (Traitement 2), (Traitement 3) fois le déficit moyen de précipitations précédemment calculé, c'est-à-dire la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration estimée en période estivale (Aronsson *et al.*, 2010).

3.8.3 Échantillonnage et analyses

3.8.3.1 Mesure des eaux souterraines

Des canalisations d'eau souterraine ont été installées au centre de chaque parcelle entre le 8 à 17 juin 2005, Deux trous ont été forés, à une profondeur de 0,8 et 1,3 m, en bras vertical du raccord (PVC) de 50 mm et avec des fentes du bas jusqu'à 0,5m, et enfin, un tuyau en bras vertical du raccord de 110 mm avec un capuchon a été installé autour de chaque tuyau pour éviter la contamination (Aronsson *et al.*, 2010).

3.8.3.2 Bilan hydrique

Le bilan hydrique de chaque traitement a été calculé à l'aide d'un modèle développé pour la le taillis de saule à courte rotation (SRWC). Ce modèle applique une relation connue entre l'évapotranspiration réelle des plantations irriguées et l'évapotranspiration de Penman (appelé coefficient de culture) (Aronsson *et al.*, 2010).

❖ Les valeurs quotidiennes du coefficient de culture (cc) peuvent être calculées comme :

$$CC : 0.5 + 1.4 * (dnum - dnum_{start}) / (dnum_{end} - dnum_{start})$$

dnum désigne le numéro du jour (1 janvier ¼ 1)

dnum_{start} désigne le numéro du jour au début de la saison de croissance e

dnum_{end} désigne le numéro du jour à la fin de la saison de croissance.

- ❖ L'évapotranspiration a été calculée comme : **Evapo = Penman*(0.34*cc + 0.66* G_{rel})**

Penman est l'évaporation de Penman calculée et rapportée par SMHI

G_{rel} est la croissance relative dans chaque traitement, **cc** coefficient de culture calculé

- ❖ Le bilan hydrique journalier a été calculé selon : **(Precipitation + irrigation) - Evapo**

3.8.3.3 Analyses chimiques

En 2005, l'échantillon fréquents de l'eau d'irrigation ont été prélevés manuelle, tandis qu'en 2006 et 2007, des échantillons proportionnels au débit ont été prélevés. Des analyses chimiques ont été réalisées sur tous ces échantillons selon les protocoles standards suédois.

3.8.3.4 Indicateurs de croissance et de stress

La longueur de trois feuilles entièrement développées et non endommagées approximativement 0,4 m du sommet de la pousse la plus haute sur chaque plante échantillonnée a été mesurée. La longueur relative moyenne des feuilles de chaque plante échantillonnée a ensuite été calculée en divisant la longueur des feuilles mesurée par la longueur moyenne des feuilles pour toutes les plantes par variété de saule à chaque occasion d'échantillonnage. La longueur moyenne des feuilles et la hauteur maximale des pousses et le PS de la plante, ont été analysés à l'aide d'une régression linéaire avec le logiciel MINITAB. Les diamètres des pousses à une hauteur fixe (0,8 ou 1,0 m) de toutes les pousses des 5 plantes d'échantillonnage permanentes et de 5 autres plantes choisies au hasard dans Pour chaque variété de saule, un ensemble de 25 pousses a ensuite été récolté afin de déterminer la relation allométrique entre le diamètre et le PS des pousses : **Tirer au poids Sec (PS) = a*diameter^b**

a, b sont des paramètres obtenus par régression non linéaire à l'aide du logiciel SIGMA Plot.

Le PS des pousses de chaque plante échantillonnée a été calculé à l'aide de cette équation, le PS total des pousses de chaque parcelle a été calculé (Aronsson *et al.*, 2010).

3.9 Matériels et méthodes de 9ème expérience

3.9.1 Matériel végétal

Le vétiver (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty) écotype Monto, a été sélectionné pour être appliqué en monoculture pour la phytoremédiation du LD, Pendant l'acclimatation, le vétiver a été irrigué avec de l'eau du robinet. Dix jours avant le début de l'expérience, les

plantes ont été arrosés avec un mélange de rhizobactéries favorisant la croissance des plantes et des champignons mycorhiziens, la concentration de chlorophylle de plantes individuelles, Les pousses ont été taillées à environ 20cm avant le début de l'expérience (Fasani *et al.*,2019).

3.9.2 Lixiviats de décharge (LD)

Les lixiviats provenaient de deux décharges municipales différentes dans la province de Trente (Italie du Nord), Ischia-Podetti (IP) et Rovereto (R). IP est la principale décharge municipale de la province de Trente. Le lixiviat a été échantillonné en octobre 2016, et stocké à -20 °C. Les caractéristiques du lixiviat, telles que le pH, la CE à 20 °C, les matières en suspension, la DCO et la Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours (DBO5), ont été quantifiées par les systèmes de surveillance de la décharge (SSD) (Fasani *et al.*,2019).

3.9.3 Conception expérimentale

Dix-huit pots en plastique ont été utilisés pour cette expérience: trois pots pour les traitements témoins, IP et R plantés de vétiver, et trois pots des mêmes traitements mais non plantés de vétiver, avec trois répétitions pour chaque ensemble. La moitié des navires ont été plantés, Six plants de vétiver sains, ont été transférés dans chacun des 9 conteneurs plantés, atteignant une densité de 9 plants/m². Les contenants plantés et non plantés ont été arrosés avec 1 L de lixiviat IP ou R non dilué au début de l'expérience. L'expérience a été menée à 4 mois, photopériode de 16 h à 23 °C (Fasani *et al.*,2019).

3.9.4 Quantification N et C

Les teneurs totales en N et C ont été mesurées par analyse du SNC, selon la méthode AACCI 46-30.01 pour les tissus végétaux et la méthode VII du DM italien pour les lixiviats et la zéolite. Azote organique et ammoniacal, azote total Kjeldahl (TKN) a été mesuré par la méthode Kjeldahl, La quantification des nitrates et nitrites a été réalisés par chromatographie ionique, selon la méthode EPA 300.0 pour les tissus végétaux et la méthode XIV.9.

3.9.5 Détermination de la teneur en minéraux

La spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (ICP-AES) a été utilisée pour la détermination de la teneur des éléments suivants : Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Zn. 150 à 200mg de matière séchée (MS) ont été préparés, Chaque échantillon a été placé dans un récipient en Téflon avec 6 ml d'acide chlorhydrique (A.Chl) concentré de qualité Suprapur (30 %) et 3 ml de Suprapur d'acide

nitrique concentré de qualité (65%) Les échantillons ainsi préparés ont été soumis à une digestion par micro-ondes, après refroidissement à Ta, les échantillons dissous ont été dilués avec de l'eau ultra pure jusqu'à un volume final de 50 ml, atteindre une concentration finale de 12% A. Chl et 6% d'acide nitrique (Fasani *et al.*,2019).

3.9.6 Facteurs de bioconcentration et de translocation

Le facteur de bioconcentration (FBC, L/kg) a été calculé comme C_P/C_L où C_P est la concentration de métal dans le tissu végétal entier (mg/kg de poids sec (PS) et C_L est la concentration de métal dans le lixiviat (mg /L), Le facteur de translocation (TF) a été calculé comme C_s/C_r où C_s est la concentration en métal dans la pousse (mg/kg PS) et C_r est la concentration en métal dans les racines (Fasani *et al.*,2019).

3.10 Matériels et méthodes de 10ème expérience

3.10.1 Description du site

Cette étude a été réalisée au laboratoire d'études supérieures du Département des sciences de l'environnement, Alors que la température quotidienne moyenne pendant l'étude était de 25 ° C, l'humidité quotidienne moyenne dans la zone d'étude était de 72% et 15%.

3.10.2 Collecte et caractérisation des lixiviat

LD est collecté et stocké dans trois récipients en plastique propres et correctement étiquetés d'une capacité de 1000 ml. La T et le pH ont été enregistrés sur place au moment de l'échantillonnage. Pour l'analyse de la DCO et de la DBO, des bouteilles en plastique d'une capacité de 300 ml ont été utilisées pour la collecte de l'échantillon de lixiviat. Ajoutées des gouttes de HNO₃ concentré dans le récipient pour éviter la précipitation de ML in situ, les échantillons ont été transportés et conservés au laboratoire à 4°C (**voir fig.6 d'annexes**).

3.10.3 Collection d'échantillons de plantes

Deux espèces végétales, la jacinthe d'eau et la laitue d'eau, peuvent être récoltées. Avant d'être utilisées dans l'expérience, elles ont été cultivées dans un pot d'eau du robinet à 2 semaines et les jeunes plantes nouvellement développées à partir des nouveaux bourgeons ont été placées dans les récipients de test (Abbas *et al.*, 2019).

3.10.4 Montage expérimental

Des récipients en plastique (bacs) d'une capacité de 30 L chacun ont été utilisés pour La Phytoremédiation du: lixiviats de décharge (LD) avec différentes dilutions dans diverses concentrations initiales ont été préparés avec un V : 20 L. Le montage expérimental est divisé en 5 traitements avec 3 répétitions de chacun : 0% de contrôle (plantes avec 20 L d'eau du robinet)/ 25% (5 L de LD +15 L d'eau du robinet)/ 50% (10 L de LD + 10 L d'eau du robinet)/ 75% (15 L de LD + 5 L d'eau du robinet)/ 100% (LD absolu de 20 L) (Abbas *et al.*, 2019).

Le LD de chaque traitement a été caractérisé pour l'estimation et l'élimination de la charge de pollution au à la fin de la période d'étude de 15 jours, efficacité d'élimination des deux les plantes aquatiques cultivées dans les LD ont été calculées par l'équation donnée :

$$R = (C_i - C_f) / C_i \times 100$$

Où **R** est le taux d'élimination du contaminant (%), **C_i** est la concentration initiale du contaminant, et **C_f** est le contaminant final concentration (Abbas *et al.*, 2019).

3.10.5 Mesures de croissance des plantes

Les plantes récoltées après le traitement ont été séparées en racines et pousses avant de subir le séchage et le broyage pour la préparation de la solution finale des échantillons. La surface foliaire, le nombre de feuilles, la longueur des feuilles et Longueur de la racine.

3.10.6 Détermination des métaux

Les pousses et les racines des deux plantes, après séchage, ont été soigneusement broyées à 1 mm et placées dans un digesteur. La fraction en poids sec (PS) a été digérée avec un mélange de 10 ml d'HClO₄ et de HNO₃ à 80°C à 4 h dans un ballon de digestion. Après digestion complète, les échantillons digérés ont été filtrés et le volume requis de 50 ml a été préparé en ajoutant de l'eau déminéralisée (Abbas *et al.*, 2019).

3.11 Matériels et méthodes de 11ème expérience

Des espèces de plantes ont été sélectionnées trouvées près du système de collecte du lixiviat : sycomore (*Platanus sp.*), frêne vert (*Fraxinus pennsylvanica*), saule (*Salix nigra*). De plus, le peuplier jaune (*Liriodendron tulipifera*) et le cyprès chauve (*Taxodium distichum*) ont été inclus. Semis à racines nues de cyprès chauves (*Taxodium distichum*), peuplier jaune (*Liriodendron tulipifera*), frêne vert (*Fraxinus pennsylvanica*), sycomore (*Platanus sp*) et

saule hybride (*Salix willow hybrid*) ont été achetés à la pépinière Greenwood (*McMinnville, TN*) et des saules noirs (*Salix nigra*) (Kang *et al.*,2008).

3.11.1 Étude sur les serres

Environ 30 à 45 cm de semis à racines nues ont été plantés dans un sol contaminé enveloppé dans des colonnes de bras vertical du raccord (PVC) transparent. Après 2 semaines, une solution d'irrigation a été ajoutée aux colonnes. Les solutions ont été préparées en diluant le lixiviat d'origine avec de l'eau distillée pour obtenir une solution contenant 0 %, 50 % et 100 % de lixiviat. L'expérience a été mise en place dans un plan factoriel avec six espèces végétales et trois pour cent de lixiviat dans la solution d'irrigation, et chaque traitement résultant a été mis en place en triple (Kang *et al.*,2008).

3.11.2 Analyses des contaminants pour la biomasse des sols et des plantes

Les échantillons de sol ont été séchés à l'étuve à 80 °C au moins 48 h, puis broyés pour passer au tamis de 2 mm. Tous les échantillons ont été entreposés dans des bouteilles en plastique et testés pour le pH avec une électrode de verre en utilisant un rapport de 1/4 sol:0,01 M CaCl₂. et placés dans des flacons. Des échantillons de tissus végétaux ont été préparés par broyage sous azote liquide avant extraction dans 2,5 M de NaOH. Pour les échantillons de sol, 5 g d'échantillon ont été mélangés avec une solution de 1 M de NaOH et agités pendant 16 h (Kang *et al.*,2008).

3.12 Matériels et méthodes de 12ème expérience

Deux alcaligrases d'halophytes indigènes (*Puccinellia nuttalliana*) et des quenouilles (*Typha latifolia*) ont été sélectionnées. L'alcaligrase est une plante cespiteuse, mince, vivace, tolérante au sel de 20 à 80 cm de hauteur. La quenouille s'est avérée efficace dans bioaccumulation de polluants, Utilisé Le sol est un mélange tourbe/sable/argile, et Les traitements comprennent le contrôle (C) irrigué avec de l'eau du robinet, des engrais (F) et du lixiviats de décharge (LD).2 dilutions de lixiviat ont été appliquées à l'aide d'eau du robinet en volume, à savoir 20% et 30% de lixiviat. Tous les semis ont été semés dans des pots et ont poussé 12 semaines en serre. Une quantité équivalente d'engrais (F) a été utilisée pour les tests des deux étapes par le calcul de la concentration en azote, qui était basé sur la valeur des dilutions à 20 % et 30 % LD. Les 20 % LD et F ont été utilisés au début de l'étape 1 et des dilutions à 30 % ont été utilisées pour l'étape 2 (Xu *et al.*,2019).

Tableau 2:Caractérisation du lixiviat d enfouissement (Xu *et al.*,2019).

Parameters	NH ₄ -N (mg/L)	Ortho-P (mg/L)	pH	EC (ms/m)	Na ⁺ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)
	890–1100	3.68	7.8–8.3	371	1474	183

3.12.1 Préparation des échantillons

Après chaque prélèvement, les plantes ont été lavées, congelées et lyophilisées pour mesurer le PS de la biomasse. Des échantillons de sol ont été prélevés après chaque récolte. Après séchage à l'air, les échantillons de sol ont été broyés pour passer à travers un tamis de 10 mesh. Les plantes séchées et les échantillons de sol ont été digérés par oxydation humide.

3.12.2 Analyse d'échantillons

Na⁺ a été déterminé quantitativement en utilisant Atomique Spectromètre d'absorption. Cl⁻ a été détecté à l'aide d'un kit de test de Cl⁻. Les échantillons de plantes digérées ont été neutralisés pour l'analyse NH₄-N, PO₄-P par injection de flux analyseur (Xu *et al.*,2019).

3.13 Matériels et méthodes de 13ème expérience

3.13.1 Espèces végétales

De jeunes plants d'apparence saine de trois espèces tropicales *Gynerium sagittatum*(Gs), *Colocasia esculenta*(Ce) et *Heliconia psittacorum*(He) ont été collectés dans une pépinière locale voisine. Certaines études ont montré que ces souches donnent de bons résultats dans les études de croissance et d'élimination de l'Hg(II) et des nutriments des eaux usées.

3.13.2 Lixiviat d'enfouissement synthétique

Le lixiviats de décharge(LD) synthétique a été utilisé dans cette étude afin d'éviter les interférences potentielles dans le processus de Bioremédiation en métaux organiques toxiques présents dans les LD. Les principaux polluants DCO, DBO, N, PO₄⁻³, Cd (II), Hg (II), Pb (II) et Cr (VI). Les concentrations expérimentales de métaux lourds(ML) étaient : T1 : 60,37; 283,8; 86,33; 1183,64 et T2 : 71,56; 593,87; 253,6; 2016,45, µg L⁻¹ pour Hg (II), Pb (II), Cd (II) et Cr (VI) respectivement. Chaque solution a été préparée en solution avec l'eau distillée. Le lixiviat préparés pour l'alimentation du réacteur afin d'éviter la décomposition organique ou la précipitation de certains sels. Les principales caractéristiques Les flux entrants et sortants ont été mesurées quotidiennement, en utilisant des méthodes volumétriques.

3.13.3 Échantillonnage et analyses chimiques

L'effluent ont été analysés chaque semaine pour la COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_4^{3-}\text{-N}$, TKN et tous les 15 jours pour les MLs, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, and BOD_5 (Madera Parra *et al.*,2014).

3.13.4 Dosage des métaux lourds dans les tissus végétaux

À la fin de l'expérience, toutes les plantes ont été récoltées, lavées à l'eau du robinet et rincées à l'eau désionisée. Les plantes ont été divisées en tissus hors sol et sous terre et pondérées de nouveau, Par la suite, les échantillons ont été séchés à et broyés à l'aide d'une machine à écraser. Environ 0,5 g de matériel d'échantillonnage a été digéré dans 10 ml de HNO_3 (65 %) et a subi une digestion par micro-ondes. Concentrations de Cd (II), de Pb (II) et de Cr (totales) présentes dans les échantillons ont été déterminées par un ICP-MS (plasma à couplage inductif- spectromètre de masse , thermo-scientifique). L'hg (II) a été mesuré par spectrométrie d'absorption atomique à vapeur froide avec génération d'hydrures. Le Cr (VI) a été déterminé colorimétriquement (Madera Parra *et al.*,2014).

3.14 Matériels et méthodes de 14ème expérience

3.14.1 Préparation du sol

Des échantillons de sol ont été collectés dans un champ agricole désaffecté de la région de Yuen Long à Hong Kong. Les échantillons ont été passés à travers un tamis de 2 mm et séchés à l'air pendant 1 semaine. Après l'ajout de métaux lourds(ML), subissant sept cycles de saturation avec de l'eau d'ionisée et des procédés de séchage à l'air. La CE du sol a été mesurée sur l'extrait de sol, obtenu en secouant le sol avec de l'eau distillée à un rapport eau/sol de 1:2. Le pH du sol a été mesuré par 0,01 M de CaCl_2 . Les concentrations totales de métaux ont été déterminées après une forte digestion acide. Environ 20 ml 1 mm de solutions Acide, S-éthylène diamine disuccinique (EDDS) ont été ajoutés aux échantillons de sol, ce qui correspond à la quantité totale de chélate ajoutée à un taux de 5 mmol kg^{-1} de terre. Après centrifugation, le surnageant a été filtré, acidifié avec HNO_3 , et analysé pour les concentrations de métaux (Luo *et al.*,2013).

3.14.2 Traitement EDDS sur la croissance des plantes et l'absorption des métaux

Les sols séchés à l'air ont été placés dans des conteneurs en plastique. Un filtre en fibre de verre GC-50 a été placé au fond du pot pour retenir la terre. Le 14ème jour après la plantation des plantes, l'EDDS a été appliqué à la surface du sol sous forme de 100 ml de solution de Na_3EDDS à des taux de sol de 0, 1,0 et 5,0 mmol kg^{-1} . Pour compléter les

différents traitements de chélation, l'EDDS a été dilué à partir de solutions salines Na_3EDDS 50 mm. Toutes les plantes ont été récoltées 7 jours après l'application des chélates en coupant les pousses à 0,5 cm au-dessus de la surface du sol (Luo *et al.*,2013).

3.14.3 Étude sur la lixiviation du pot avec de l'eau de pluie artificielle

Une étude de fuite a été réalisée avec de l'eau de pluie artificielle aux jours 0, 7, 14, 21, 28 et 35 après application de l'EDDS. Dans l'expérience de lavage, 800 ml d'eau de pluie artificielle ont d'abord été ajoutés aux deux pots de chaque traitement EDDS. La même eau de pluie artificielle a ensuite été ajoutée à 2 pots supplémentaires de chaque traitement EDDS.

3.14.4 Analyse chimique

Les solutions de lixiviat ont été filtrées, Le volume et le pH du lixiviat ont été mesurés immédiatement après leur collecte au fond des pots. Le Demande Chimique en Oxygène (DCO) a été mesuré avec un analyseur Shimadzu TOC-5000 A. Des sous d'échantillons de pousses broyées ont été digérés dans un mélange concentré de HNO_3 et HClO_4 , et les éléments majeurs et traces dans les solutions ont été déterminés (Luo *et al.*,2013).

3.15 Matériels et méthodes de 15ème expérience

3.15.1 Caractéristiques du lixiviat de décharge

Dans cette étude, le lixiviat collecté à la décharge de Mamak, L'extrait utilisé a été dilué au 1/15 avec de l'eau du robinet pour maintenir la concentration d'entrée de $\text{NH}_4\text{-N}$ inférieure à 200 mg/L avant d'alimenter le système. Cette dilution a été jugée nécessaire pour empêcher l'inhibition de la croissance des plantes à des concentrations élevées d'ammoniac.

3.15.2 Les systèmes de zones humides (ZH) construites

Pour étudier les effets des plantes sur le traitement du lixiviat, deux espèces végétales différentes ont été sélectionnées pour être utilisées dans les systèmes de zones humides artificielles (ZHA) et leur efficacité par rapport aux autres. Dans les systèmes contenant des plantes, les plantes de *T. latifolia* (R1) et *C. indica* (R2) ont été placées à une densité de 20 racines/m² et un réacteur non planté, a été utilisé comme réacteur de contrôle (R3). Les deux espèces végétales sont principalement utilisées dans les systèmes de ZHA.

3.15.3 Méthodes

Des échantillons ont été prélevés à la sortie des systèmes R1-R2 et R3 et du réservoir d'alimentation deux fois par semaine pendant 201 jours de traitement. Les paramètres physiques et chimiques, y compris la DCO, l' NH_4^+ , l'orthophosphate, NO_3^- , la CE, le pH et le potentiel redox ont été surveillés. Les analyses EC, pH et ORP ont été effectuées par du multi-analyseur Thermo Scientifique. Le L'élimination totale des solides en suspension(TSS) est mesuré par la méthode gravimétrique selon la méthode standard (Yalçuk et Ugurlu,2019).

3.15.3.1 Analyses statistiques

Pour évaluer l'efficacité du traitement des eaux usées de *T. latifolia*, *C. indica* et des réacteurs témoins, une analyse fonctionnelle différentielle a été réalisée, et L'analyse statistique par du logiciel IBM SPSS Statistiques (Yalçuk et Ugurlu,2019).

3.15.3.2 Modélisation de la croissance

Dans cette étude, une modélisation statistique a été utilisée pour examiner la croissance des plantes (Yalçuk et Ugurlu,2019).

Chapitre 4

Résultats et Discussion

Toutes les analyses de paramètres globaux ont été réalisées dès réception des lixiviats et ont permis un suivi au cours de la durée d'exploitation des casiers expérimentaux. Les valeurs mesurées ont été comparées entre elles dans le but d'obtenir des informations sur l'état de dégradation des déchets en tentant de déterminer les indicateurs les plus pertinents, et des effets positifs et négatifs similaires sur le développement des plantes ont été détectés dans notre étude, les systèmes d'irrigation par des LD terrestres semblent économiquement viables. Cependant, d'autres analyses coûts avantages sont nécessaires pour le confirmer et des comparaisons doivent être faites avec d'autres options de traitement pour une gamme de types, de tailles et d'âges de décharges et les effets sur plant et phytoremediation.

4 Résultats et Discussion

4.1 Résultats et Discussion de première expérience

4.1.1 Paramètres de croissance des parties aériennes

Avec l'augmentation de la concentration de lixiviats de décharge (LD), la moyenne hauteur et le nombre total d'entre-nœuds dans les deux variétés testées diminuent. En cas de hauteur totale de la tige, les valeurs les plus élevées ont été détectées dans '*Bialobrzесьkie*' contrôlée atteignant 42,2 cm en moyenne contre 32,1 cm dans la variante de contrôle «*Monoica*». Dans les usines traitées avec 15% de LD la hauteur était encore de 33,3 cm dans la variété '*Bialobrzесьkie*' ou 27,7 cm dans la variété '*Monoica*'. En variante à 40% la hauteur des plants n'était que de 9,8 cm chez la variété '*Bialobrzесьkie*' et 9,9 cm dans la variété «*Monoica*». L'effet inhibiteur de lixiviats de décharge était statistiquement significative dans la variété '*Bialobrzесьkie*' lorsque appliquer 15, 20 et 40% de la LD à la solution nutritive, en la variété '*Monoica*' à des concentrations de 20% et 40% (Kalousek *et al.*, 2020).

Effet a été observé pour les deux variétés lors de l'application de 20 et 40% de la lixiviats de décharge à la solution nutritive. L'application de lixiviat a considérablement réduit la sécheresse poids de la feuille et de la tige dans Les deux variétés. Cet effet était dose dépendante, la plus faible à une concentration de 15%, le plus élevé à 40% du lixiviat. Alors que dans le '*Monoica*' variante de contrôle, ce paramètre a atteint la valeur de 1,54 g, en 10% de variante la moitié de la valeur a été trouvée et dans 40% de variante Poids sec (PS) n'était que de 0,1 g. De même, dans la variété '*Bialobrzесьkie*', une forte diminution par rapport au PS total de 1,24 g dans la variante de commande à 0,03 g dans 40% variante, La surface foliaire totale de la variété '*Bialobrzесьkie*' progressivement diminué de 338,1 cm² dans la variante témoin à 7,9 cm² en variante 40% (Kalousek *et al.*, 2020).

4.1.2 Contenu des pigments photosynthétiques dans les feuilles

Plantes cultivées sous l'influence de LD exposées visuellement chlorose foliaire distincte dans toutes les variantes testées. Dans la variété '*Monoica*', la teneur en chlorophylle a été plus faible dans toutes les variantes expérimentales par rapport à la variété de '*Bialobrzeskie*'. Alors que 3,29 mg g⁻¹ de chlorophylle (Chl) a été mesuré dans les feuilles de la variante témoin '*Bialobrzeskie*', Dans les 2 variétés, l'évolution de la teneur en Chl a et Chl b diminuait avec l'augmentation de la concentration de lixiviat (Kalousek *et al.*, 2020).

4.1.3 Paramètres de croissance du système racinaire (SR)

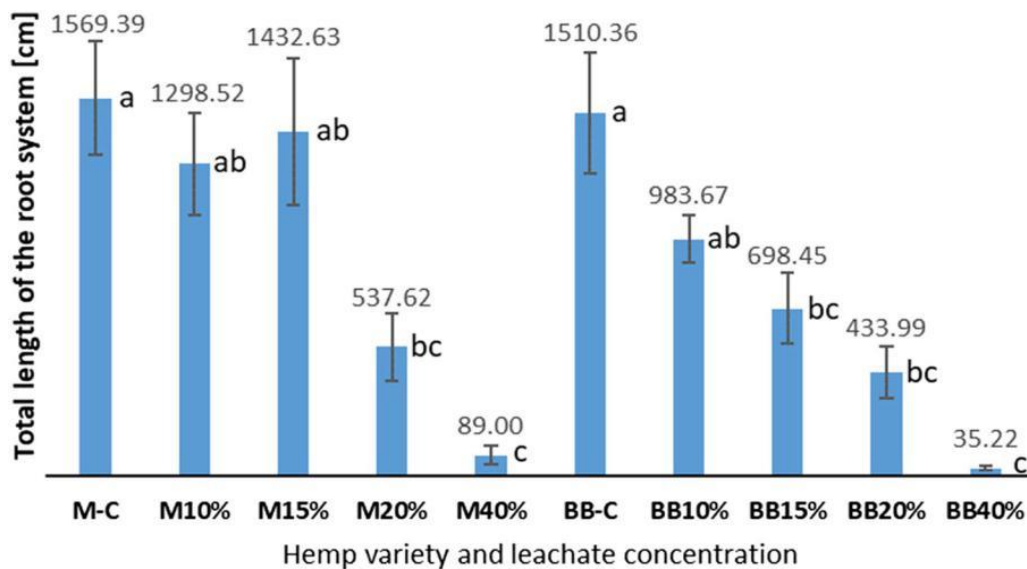


Figure 2: influence de différente concentration de lixiviat sur la longueur totale du système racinaire (Kalousek *et al.*, 2020).

La croissance du système racinaire (SR) a été fortement influencée par l'application de lixiviat, et les résultats présentés dans la (fig.2), La longueur totale de la SR dans la variété '*Bialobrzeskie*' a diminué avec l'augmentation de la proportion de lixiviat dans la solution nutritive avec une forte baisse entre 20 et 40% de variantes. Le contrôle variant a une longueur moyenne de 1510,4 cm tandis qu'en variante à 40%, il ne faisait que 35,2 cm. La variété '*Monoica*' présentait une tolérance plus élevée, mais une diminution significative de ce paramètre survenu avec l'application de 20 et surtout 40% de lixiviat. Dans la variante de commande, la longueur totale du le SR mesurait en moyenne 1569,4 cm. En variante à 15%, la longueur n'a pratiquement pas été affectée avec une V de 1432,6cm, mais en variante à 40%, les racines ont atteint une longueur moyenne 89cm. Dans les 2 variétés, l'effet lixiviat de décharge était significatif dans le cas de variantes à 20% et 40% (Kalousek *et al.*, 2020).

Shi et Cai (2009) testé huit cultures énergétiques à des fins de phytoremédiation et le chanvre était parmi les quatre plus tolérants et les trois cultures avec la plus grande capacité d'accumulation de Cd. La qualité de fibre n'est pas affectée par métaux lourds (ML) et donc en cas de chanvre de plus en plus, l'effet de phytoremédiation peut être combiné avec culture à usage industriel. En raison de son relativement faible potentiel de phytoextraction, le chanvre est plus adapté à la phyremédiation des sols à faible teneur en ML (Kalousek *et al.*, 2020).

Le but de l'étude était de comparer la tolérance de deux variétés sélectionnées de chanvre technique contre les substances toxiques contenues dans le lixiviat de décharge (LD). L'application de LD à la solution nutritive a entraîné une réduction de tous les paramètres; dans la plupart des cas, l'effet était dose dépendant. En raison de la teneur élevée en NO_3^- et NH_4^+ N et certains oligo-éléments, certains auteurs décrivent l'effet stimulant et fertilisant de la feuille diluée échantillon sur la croissance des plantes. L'analyse LD montrait la présence d'un certain ML, en particulier le Cr, Ni et l'As (Kalousek *et al.*, 2020).

Les Symptômes observés dans les plantes traitées au LD ainsi sont susceptibles de représenter l'effet toxique combiné de divers métaux lourds et polluants organiques. La diminution du Poids sec (PS) des parties aériennes et le SR peut être lié à l'influence de la pollution fournie sur les processus de photosynthèse. On observe une diminution marquée du contenu de photosynthétique les pigments peuvent être causés par les ML, l' NH_3 , Mais aussi par des polluants organiques. De même, inhibition de la croissance (RI) du système racinaire (SR) (longueur totale, surface et volume) dans les installations expérimentales peut être liée à ML, l' NH_3 et toxiques organiques, à l'exception de la teneur en pigments photosynthétiques, la tolérance la plus élevée contre les polluants de lixiviat chez '*Monoica*' variété. Lors du test de l'effet des lixiviats de décharge sur la capacité de germination en trois variétés sélectionnées de chanvre technique. La plus forte absorption de Zn, Pb et de cadmium par unité de surface ont été détectés dans Variété «*Bialobrzescie*» (Kalousek *et al.*, 2020).

Un autre objectif de nos expériences était de déterminer la concentration de lixiviat, qui inhibe les Paramètres importants pour la phytoremédiation. Le facteur crucial sera la concentration de polluants individuels dans la LD, qui change en conditions réelles de la décharge au cours de l'année. Le problème potentiel de l'utilisation du chanvre pour la phytoextraction peut être le fait que la plupart des métaux lourds (ML) : (Cd, Ni et Cr) prélevés dans le sol s'accumulent dans les racines, seule une petite proportion est transférée en pousses (Kalousek *et al.*, 2020).

4.2 Résultats et discision de deuxième expérience

Le lixiviat déchets solide municipaux (DSM) contient une concentration plus élevée de métaux et substances carboniques organiques dissoutes qui sont défavorable à la croissance des plantes. Pendant ce temps, le lixiviat DSM est riche en nutriments végétaux, qui sont essentiels à la croissance et au développement des plantes (Awasthi *et al.*,2017).

4.2.1 Caractérisation du lixiviat des déchets solide municipaux (DSM)

La concentration de la DCO dans cette étude était de 2460 mg/L, et la concentration de DBO₅ enregistrée dans l'échantillon était de 1130 mg/ L, les valeurs de pH suggéraient que les échantillons de lixiviat étaient légèrement alcaline, tandis que pour les décharges anciennes et d'âge moyen, le pH du lixiviat est alcalin et $> 7,5$. La composition chimique était présente dans les quantités suivantes: $\text{NH}_3\text{-N}$ 664.3 mg/L* $\text{NO}_2\text{-N}$ 203.8 mg/L* $\text{NO}_3\text{-N}$ 7.3 mg/L* TOC 634.72 mg/L* TN , 1184 mg/L* et TC , 1367 mg/L (Awasthi *et al.*,2017).

4.2.2 Croissance des semis et niveaux de chlorophylle (Chl)

La synthèse de la chlorophylle est liée à de nombreux matériaux et stimulé par des éléments nutritifs comme le P, Mn, N et K. Lorsque la salinité du lixiviat en plis, le pigment de la plante est endommagé, ce qui entraîne une faible Synthèse (Awasthi *et al.*,2017).

La germination des graines et la croissance des racines n'ont pas eu d'impact significatif à des concentrations de lixiviat (10% à 100% par rapport au témoin). Alors que le niveau de concentration était plus faible, la croissance et le développement des graines ont été considérablement stimulants. Lorsque le niveau de concentration de lixiviat était $> 30\%$, la croissance des racines était plus susceptible d'être inhibée, et par la suite, l'échelle d'inhibition a augmenté avec un période d'exposition prolongée la croissance des racines était inhibée.

La découverte a montré que les polluants contenus dans la lixiviation des DSM est substances chimiques peuvent agir comme une substance inhibitrice sur les graines de blé. Le lixiviat DSM simples a affecté la croissance des plantes et réduit la chlorophylle contenu des semis de blé. Les variations substantielles ont été notées dans le semis germination et croissance et inhibition de la Chl lorsque exposés à des niveaux de concentration plus élevés de lixiviat de DSM, qui contient une quantité excessive de contaminants. La découverte d'avis qu'un test de germination des graines de blé pourrait être pris en compte dans une enquête de phytotoxicité pour les DSM lixiviat et pour surveiller la pollution environnementale des systèmes de surveillance de la décharge (SDD). Ils ont trouvé une inhibition de la croissance

des racines chez *L. sativa* de jusqu'à 80%. L'impact du lixiviat de DSM sur les tissus foliaires en termes de teneurs en Chl, Lorsque différent dans tervaux d'exposition, les teneurs en Chl a et Chl b ont augmenté avec concentrations diluées. L'examen de la composition physico-chimique du DSM testé lixiviat montre que l'échantillon avait l'accord commun de lixiviat. Ainsi, la réponse physiologique des semis de blé au test sample pourrait révéler la capacité des systèmes végétaux à tolérer la pression environnementale du lixiviat DSM.

Wong et Leung (2016) a évalué les effets du lixiviat de déchets organique municipaux (DSM) sur la croissance de cultures maraîchères en serre et obtenu un meilleur rendement de chou blanc chinois lorsqu'ils sont traités avec des concentrations différentes (5%, 10%, 20% et 40%) de lixiviat par rapport au témoin. Cependant, la croissance des racines a été inhibée par une concentration excessive de lixiviat. Récemment, **Phoungthong et al. (2016)** A suggéré que l'étude de phytotoxicité pourrait être envisagée comme meilleur moyen de surveiller la contamination de l'environnement causée par le lixiviat DSM.

Le lixiviat de déchets organique municipaux (DSM) contient suffisamment de métaux organiques (MO), Mg, N, K et P, qui sont éléments nutritifs essentiels à la plante, et donc, ces éléments pourraient jouer un rôle important pour la croissance et développement lorsque les plantes ont été exposées au lixiviat de DSM à des concentrations plus faibles. Nos résultats ont montré que le lixiviat DSM à des niveaux de concentration inférieurs soutient la synthèse de Chl, qui est due au résultat des éléments nutritifs du lixiviat. Mais, lorsque le lixiviat contient des niveaux plus élevés de contaminants, il a réduit la biosynthèse de Chl, ce qui a montré que le lixiviat affectait la voie de synthèse de la Chl et a transformé l'apparence de la relation de l'enzyme ainsi que son activité et sa synthèse (Awasthi *et al.*,2017).

Ribeiro et al, (2014) Il a été rapporté que les graines de plantes sont très sensibles à la pression ambiante, ce qui peut endommager les graines et réduire la viabilité des graines. Ces travaux ont montré que le trempage des graines avec un lixiviat local de déchets solides conduit à un meilleur risque potentiel de toxicité environnementale pour le blé en ligne avec le test de germination (Awasthi *et al.*,2017).

4.3 Résultats et discussion de 3ème expérience

4.3.1 Caractérisation des lixiviats

Divers paramètres de lixiviat, à savoir pH, La concentrations de Cl, TDS, Cu, Pb et Cr dépassent les normes d'eau potable IS 10500: 2012 et des paramètres tels que DBO, TDS, Ni, Pb, Cr par rapport aux normes d'élimination des lixiviats traités (Bhagwat *et al.*,2018).

4.3.2 Traitement des LD en utilisant *T.angustifolia* et *A. Calamus*

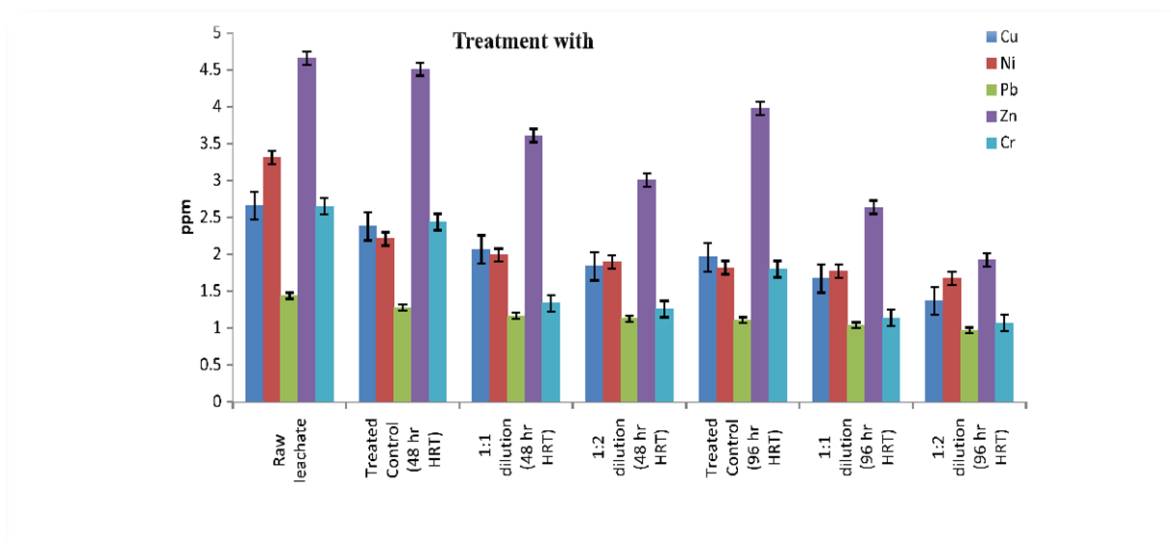


Figure 3: Réduction des oligo éléments après traitement par *T.angustifolia* (Bhagwat et al.,2018).

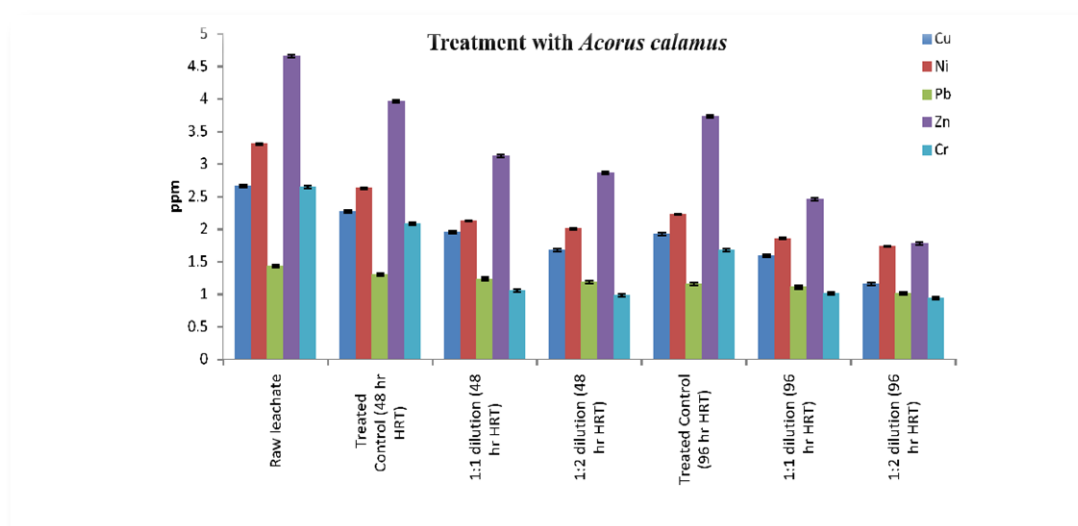


Figure 4: Réduction des oligo éléments après traitement par *A. Calamus* (Bhagwat et al.,2018).

Les deux espèces ont montré un potentiel de réduction de divers lixiviats constituants après 48 h et 96 h de temps de séjour respectivement, et les résultats présentés dans la (fig.3 et fig.4). L'analyse Statistique (test t, p = 0,049–0,01) montre que les résultats des expériences sont significativement corrélés suggérant traitement efficace des lixiviats à l'aide de deux espèces végétales. *T. aungstifolia* a montré un potentiel plus élevé pour la DBO (jusqu'à 56%), DCO (jusqu'à 59%), dureté (jusqu'à 28%), TDS (à 9%), Na (à 22%), Mg (jusqu'à 28%), Ca (jusqu'à 28%) et des oligo-éléments tels que Ni (jusqu'à 18%) et Pb (jusqu'à 6%)

tandis que *A. calamus* a montré un potentiel de réduction plus élevé pour l'alcalinité (jusqu'à 17%), Cl⁻ (jusqu'à 3%) et les oligo-éléments à savoir: Cu (jusqu'à 15%), Zn (jusqu'à 8%) et Cr (jusqu'à 11 %). En outre, sur les deux plantes, *T. angustifolia* a été trouvé plus robuste et a montré plus résilience aux composants nocifs du lixiviat (Bhagwat *et al.*,2018).

La caractérisation du lixiviat sous pris ici démontre son potentiel d'impact sur le la qualité du sol et les eaux souterraines dans les zones environnantes Par conséquent, il est nécessaire de concevoir scientifiquement le site d'enfouissement pour éliminer les DSM et la collecte des dangers ous lixiviat, qui peut être traité et éliminé sans nuire à l'environnement. Remédiation peut être limitée en cas d'application végétale en raison de rétention de produits chimiques sur les particules du sol (Bhagwat *et al.*,2018).

4.3.3 Potentiel de remédiation de *T. angustifolia* et *A. calamus*

L'application à l'échelle pilote de *T. angustifolia* et *A. Calamus* pour traiter le : lixiviats de décharge (LD) démontre que les deux espèces étaient capables de réduire divers polluants de la lixiviat. La méthode fournit une solution naturelle et rentable, méthode à faible entretien pour traiter le lixiviat. Avec prétraitement préalable du lixiviat, les deux espèces fournir une alternative efficace au lixiviat coûteux procédés de traitement tels que l'osmose inverse.

Pendant la expérimentation, il a été observé que *T. angustifolia* est plus robuste et capable de supporter des charges lourdes charges de contaminants même après 96 h de temps de séjour par rapport à *A. calamus*. Ici, nous montrons que les plantes ont un potentiel et offrent une alternative écologique pour le traitement des lixiviats, L'application de *T. angustifolia* et *A. calamus* a montré des résultats positifs dans la réduction de la dureté, de l'alcalinité et du Cl ainsi que des oligo-éléments tels que Cu, Pb, Ni et Cr dans les échantillons testés (Bhagwat *et al.*,2018).

4.4 Résultats et discussions de 4ème expérience

Les données du traceur Cl⁻ ont fourni une indication utile de la performance relative et de la capacité descriptive de chaque technique d'échantillonnage de solution de sol. a été appliqué par irrigation (102,8, 101,7 et 102,3 % pour les parcelles traitées à 20 %, 50 % et lixiviat non dilué), suggérant qu'un certain lessivage du Cl⁻ du sol préexistant s'est produit, et Le taux de récupération de Cl⁻ par l'échantillonneur conventionnel dans la parcelle traitée par le lixiviat à 20 % (79,9 %) était particulièrement faible par rapport aux échantillonneurs modifiés (95,3%) et aux microlysimètres (102,8 %). Ces résultats suggèrent que la conception modifiée de l'échantillonneur décrivait de manière adéquate la chimie de la solution du sol et

pouvait être utilisée en toute confiance pour surveiller les pertes d'azote par lixiviat. Les taux de lixiviation de l'azote dans les colonnes confinées étaient également inférieurs à la limite recommandée de 10 mg NO₃ L⁻¹ et 0,01 mg NH₃ L⁻¹, et n'étaient pas significativement (P 0,05) différents de la parcelle non confinée traitée au lixiviat à 20 %, avec la plus forte proportion de pertes attribuables à la dénitrification (3713 kg ha⁻¹ an⁻¹). De même, une grande proportion d'azote appliqué a été perdue par dénitrification dans les 20% et 50% parcelles traitées, le principal puits de NH₄⁺ appliqué représentant environ 54 % dans les parcelles traitées à 20 %, 50 % et lixiviat non dilué, L'accumulation de sel dans la parcelle à 50 %, En association avec l'augmentation de la salinité du sol, l'irrigation par lixiviat a également eu un effet sur les propriétés physiques du sol, et la classe de stabilité des agrégats est passée de 5 à 3, Les taux de production mensuels moyens de biomasse dans le traitement à 20 % ont augmenté de 291 à 430 kg ha⁻¹ mois, et dans les traitements à 50 % et non dilués ont diminué de 205 et 140 kg ha⁻¹ mois en 1998 à 168 et 67 kg ha⁻¹ mois en 1999, respectivement, Les taux élevés d'azote appliqué dirigé vers la dénitrification dans tous les traitements suggèrent que les régimes de gestion de l'eau du sol adoptés ont été efficaces

Le déclin mesuré de la capacité du sol à immobiliser d'azote semblerait suggérer que le gazon -le système de sol approche de la saturation, Tous les traitements, en moyenne autour de 5,8 % par an pendant l'expérimentation, La salinité du sol était efficacement contrôlée dans la parcelle traitée au lixiviat à 20 %, ce qui était cohérent avec une augmentation de la production de biomasse des pousses de gazon et la prévention de la dégradation physique du sol, les augmentations de la salinité du sol dans les 50 % et les traitements non dilués ont dégradé la structure du sol , La dégradation observée des propriétés physiques du sol sous une irrigation de lixiviat dilué et non dilué à 50 % était probablement associée à l'accumulation d'ions Na⁺ par rapport au Ca⁺ dans le sol (Bowman *et al.*,2001).

La programmation de l'irrigation du lixiviat en réponse à l'humidité du sol, aux pertes par évapotranspiration et à l'analyse rapide de l'azote de la solution du sol, a permis un contrôle en temps réel et à faible coût des pertes par lessivage d'azote (Bowman *et al.*,2001).

La plus grande limitation de l'irrigation avec le lixiviat de Newington était sa salinité élevée qui affectait négativement la croissance du gazon et la structure du sol lorsqu'il était appliqué à l'état non dilué. Les applications d'azote dépassant ce niveau ne seront viables que si la salinité est correctement contrôlée (Bowman *et al.*,2001).

4.5 Résultats et discussions de 5ème expérience

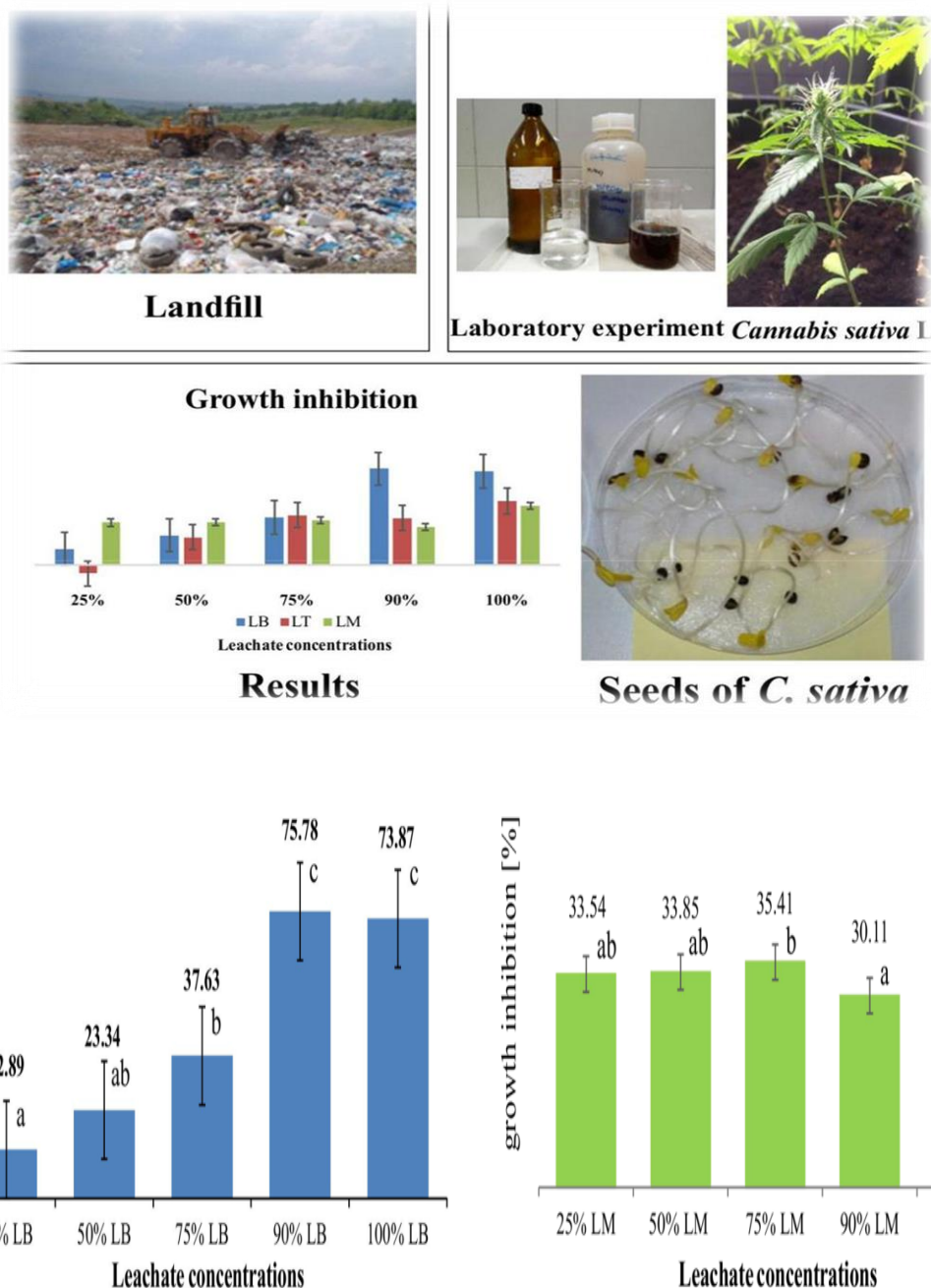


Figure 5 : inhibition de la croissance de *C. sativa* L-Bialobzeska et *C. sativa* L-Monoica. Différents indique une signification statistique à $p < 0.05$ (Vaverková et al., 2019).

L'inhibition de la croissance racinaire des plantes cultivées a été testée en utilisant le milieu hydroponique additionné de LD à 25, 50, 75, 90 et 100 %. La longueur des racines des graines germées a été comparée au témoin. Les résultats sont exprimés en moyenne \pm écart type. Les résultats dans la (Fig 5) présentés l'effet du lixiviat de décharge (LD) (concentration 100 % échantillon 100 % LB, 90 % échantillon 90 % lixiviat Bialobzeska (LB), 75 %

échantillons 75 % LB, 50 % échantillons 50 % LB et 25% LB) sur l'inhibition de la germination des graines et de la croissance des racines par rapport au test *C. sativa L.- Bialobrzaska*. L' inhibition de la croissance (RI%) pour l'échantillon 25% LB était de 212,89%, l'échantillon 50% LB était de 23,34%, l'échantillon 75 % LB était de 37,63 %, l'échantillon 90 % LB était de 75,78 % et l'échantillon 100 % LB était de 73,87 %. était de 33,54 %, l'échantillon 50 % lixiviat Monoica (LM) était de 33,85 %, l'échantillon 75 % LM était de 35,41 %, l'échantillon 90 % LM était de 30,11 % et l'échantillon 100 % LM était de 46,49 %. Les concentrations 25, 50, 75 et 90 % pour les échantillons LM représentent des effets inhibiteurs presque identiques (30 %), à une concentration de 100 %, l'inhibition était la plus élevée (46,49 %). L'échantillon 25% LM / 50% LM / 75% LM / 90% LM et 100% LM étaient toxiques, mais plus que les échantillons : 25% LT et LB, 50% LT et LB.

4.5.1 Discussion

Le lixiviat de décharge (LD) utilisé dans l'expérience a montré des effets toxiques sur les cultivars de chanvre (*C. sativa L.*). Nos résultats indiquent que le lixiviat à des concentrations plus élevées (90 % LB) peut gravement inhiber la croissance, tandis que le lixiviat à des niveaux inférieurs (25 % LT) stimule la croissance. L'évaluation toxicologique des lixiviats de décharge est essentielle pour examiner l'impact des lixiviats rejetés sur le milieu naturel. Des tests de toxicité basés sur la germination des graines et la croissance des racines ont été proposés par l'USEPA dans le cadre de l'évaluation du potentiel de contamination des déchets et effluents rejetés dans l'environnement. Cette méthode est généralement menée dans le cadre d'un programme plus large de contrôle de la toxicité des effluents. Plusieurs études mettent en évidence que le lixiviat peut induire des réponses à la fois positives et négatives chez les plantes. L'effet toxique du lixiviat sur la germination des graines dépend de plusieurs facteurs, dont l'espèce végétale elle-même et les différences interspécifiques dans la structure des graines, en particulier le tégument avec sa large gamme de formes anatomiques. Nos données montrent que les cultivars testés diffèrent significativement dans leur réponse aux traitements de lixiviat, Le lixiviat brut s'est avéré toxique uniquement pour tous les échantillons, à l'exception de l'échantillon 25 % LT. En ce qui concerne l'évaluation de la phytotoxicité du lixiviat, plusieurs plantes tests ont été utilisées, telles que *Hordeum vulgare L.*, *Vicia faba L.*, *Zea mays L.*, *Lactuca sativa L.*, *Lepidium sativum L.* De plus, **Olivero-Verbel et al. (2008)** Et **Pablos et al. (2011)** Ont étudié les relations potentielles entre les propriétés physico-chimiques des lixiviats et leur toxicité. Un certain nombre d'études menées sur le chanvre (*C. sativa L.*) ont révélé qu'il peut

accumuler une quantité considérable de métaux lourds à partir de sols contaminés en raison de sa biomasse élevée et de ses racines profondes, ce qui en fait un bon candidat pour la remédiation. Un certain nombre d'études différentes ont montré que l'accumulation de métaux lourds dans les plantes de chanvre augmente avec la concentration croissante de métaux dans la solution/le sol de croissance (Vaverková *et al.*,2019).

Davison *et al.* (2006) Ont testé le chanvre à des fins de dépollution des eaux usées. Dans les systèmes de marais artificiels, une absorption allant jusqu'à 239 kg N/ha

Nivala *et al.* (2007) Ont décrit le traitement efficace des lixiviats de décharge(LD) grâce à l'élimination des éléments nutritifs (Vaverková *et al.*,2019).

Sinha *et al.* (2006) Précisé la capacité de cette culture à éliminer les métaux lourds des eaux usées des tanneries (présentant 3,2 mg/dm³ de Cr parmi d'autres ML) (Vaverková *et al.*,2019)

En conclusion, nos résultats indiquent que la plante de chanvre (*C. sativa L.*) a un potentiel élevé de phytoremédiation pour la phytoremédiation du LD (Vaverková *et al.*,2019).

4.6 Résultats et discussions de 6ème expérience

4.6.1 Caractéristiques des déchets et des lixiviats

L'échantillon Composite minéral-organique (MOC) caractérisé Valeur Perte d'allumage (LOI) (19% en poids), qui indique un pourcentage élevé de métaux organiques (MO) dans ces déchets. La valeur LOI était inférieure à la limite de quantification en LCS, qui indique le caractère minéral de ces déchets. L'échantillon Scories de zinc (ZS) a été caractérisé par une faible valeur LOI (3% en poids), car de la même manière que Scories de cuivre en morceaux (LCS), ces déchets sont de caractère minéral (Bożym *et al.*,2020).

Le composant principal de Le LCS et le MOC étaient de la silice (SiO₂). Dans l'échantillon MOC, à part à partir de silice, un pourcentage élevé de Fe₂O₃ et de MgO a été trouvé (Bożym *et al.*,2020).

- Dans l'actuelle étude de rente, Fe₂O₃ était le composant dominant de ZS.
- Le pourcentage élevé de Fe₂O₃ dans les scories du cuivre et du zinc fonderies.
- Dans les deux échantillons de scories (ZS et LCS), et un pourcentage élevé d'Al₂O₃
- Le pourcentage de Na₂O et de K₂O dans le laitier échantillons (LCS, ZS) a été varié. La teneur en autres oxydes était faible (Bożym *et al.*,2020).

4.6.2 Évaluation de la phytotoxicité

Pour évaluer la phytotoxicité des déchets, le test IG et d'accumulation a été utilisé, qui utilise *L. sativum* poussant sur le lixiviat et directement sur le substrat (test de contact).

4.6.3 Indice de germination (IG)

Pour un IG < 50 % signifie une phytotoxicité élevée, un IG compris entre 50 et 80 % signifie une phytotoxicité modérée, et pour un IG > 80 % indique que le matériau présent n'est pas phytotoxique. Une valeur IG > 100 % indique un effet stimulant pour les plantes.

La recherche montre que la valeur GI a été affectée par la longueur des racines (RRG), et non par la valeur de germination (RSG). Par conséquent, on peut affirmer que la valeur de la longueur des racines est meilleure pour l'évaluation de la phytotoxicité, pas le nombre de graines en germination. La longueur moyenne des racines de l'échantillon témoin de *L. sativum* était de 19 ± 4 mm. , respectivement. Les racines les plus longues caractérisaient *L. sativum* poussant sur le lixiviat MOC (moyenne 34 ± 5 mm) (Bożym *et al.*,2020).

Les valeurs IG pour *L. sativum* du lixiviat étaient : LCS 88%, ZS 60% et MOC 182%, respectivement. Que le lixiviat du LCS n'était pas phytotoxique pour *L. sativum*.

Le lixiviat du Scories de zinc (ZS) était modérément phytotoxique pour *L. sativum*. Le lixiviat avec MOC a stimulé la croissance des graines de *L. sativum*. Des niveaux élevés de ML pourraient influencer la phytotoxicité modérée du lixiviat de ZS (Bożym *et al.*,2020).

4.6.4 Test d'accumulation

Dans l'évaluation visuelle de l'état des plantes, la coloration des cotylédons et la hauteur de la tige sont importantes pour indiquer l'état de la plante. Les cotylédons peuvent indiquer des pénuries de nutriments dans la plante ou une pollution par les métaux lourds (ML). Dans les tissus végétaux, les ML peuvent être destructeurs pour la photosynthèse car ils participent à la déstabilisation des enzymes, et l'état de *L. sativum* poussant sur les lixiviats de décharge (LD) étaient bons, le cotylédon était correctement coloré, sans aucun signe de chlorose, Cela signifie que les polluants contenus dans les lixiviats n'ont pas affecté négativement le processus de photosynthèse. La longueur moyenne des tiges de *L. sativum* par rapport au témoin était d'environ 90 mm. Les tiges les plus longues (150 mm) ont été déterminées pour *L. sativum* poussant sur MOC. Les feuilles des plantes du témoin et du MOC étaient bien colorées, sans aucun signe de chlorose. La longueur inférieure des racines

pourrait avoir été affectée par la forte teneur en ML de ces déchets. Les racines de *L. sativum* du lixiviat LCS et ZS étaient plus courtes de 14 % et 41 % (Bożym *et al.*,2020).

Parmi les nutriments, la teneur en Ca la plus élevée a été trouvée dans *L. sativum* à partir du lixiviat et du test de contact. *L. sativum* du lixiviat LCS était caractérisé par une faible teneur en nutriments, légèrement plus élevée que dans le témoin, En revanche, *L. sativum* du test de contact (LCS2) était caractérisé par une teneur en Ca plus élevée que celle du test de lixiviat (LCS1). La teneur en éléments nutritifs, en particulier Ca et Na, dans *L. sativum* du lixiviat ZS était plus élevée que le témoin. Le lixiviat de ces déchets était caractérisé par une concentration en Na plus élevée (Bożym *et al.*,2020).

Que l'accumulation de sodium par *L. sativum* était due à sa concentration plus élevée dans le lixiviat. La teneur en nutriments la plus élevée a été trouvée chez *L. sativum* poussant sur MOC dans le lixiviat et le test de contact. Les plantes ont caractérisé une teneur élevée en Ca et une teneur élevée en Na du test de contact. Il a été constaté que des accumulations plus élevées de Ca et de Na dans *L. sativum* des tests de contact par rapport aux tests de lixiviat.

Dans étude en cours, la teneur en autres métaux des deux scories (ZS, LCS) était à un niveau inférieur. La teneur en nutriments (Na, K, Ca, Mg) était également élevée en LCS et légèrement inférieur en ZS. Le pourcentage élevé de ces éléments dans les SM est le résultat de l'ajout de matériaux alcalins lors de la fusion du métal (Bożym *et al.*,2020).

Selon la classification polonaise, le LCS a été classé comme dangereux en raison de la valeur limite légèrement dépassée de Pb dans le lixiviat. La teneur en autres polluants du lixiviat de ces déchets n'a pas dépassé les limites fixées la germination des plantes. Déchets non dangereux (Cr, Cu, Sb, Se).Les déchets ZS ont été classé comme dangereux en raison de la très haute lixivibilité de Cd, Pb, Cu et Zn. Les valeurs obtenues dépassent les ments pour les déchets dangereux destinés à la mise en décharge (Bożym *et al.*,2020).

Les concentrations d'autres polluants dans le lixiviat de ZS n'ont pas dépassé les valeurs limites pour les déchets inertes (As, Ba, Sb, Cl-, F-) ou déchets non dangereux (Cr, Mo, Ni, Se, SO₄²⁻), et plusieurs les polluants, dont les Cl- et les SO₄²⁻, sont classés comme déchets non dangereux. On sait que l'ajout de chaulage des matières aux boues d'épuration peut augmenter la salinité de le lixiviat. Pour cette raison, plus de paramètres plus loin que ne l'exige la loi polonaise dans la classification des déchets ont été analysés. L'analyse supplémentaire paramètres inclus Co, Fe, Mn, nutriments, composés azotés, cyanures, formaldéhyde, pH et EC .De même les cyanures et d'autres composés azotés peuvent avoir un effet négatif sur la

germination des plantes. Dans l'actuelle étude, la concentration de métalloïdes dans le lixiviat des nutriments sont des éléments essentiels à la croissance des plantes, mais leur excès dans le milieu peut être phytotoxique. Sodium joue un rôle important dans la pression de turgescence à l'intérieur des cellules végétales. Ses concentrations excessives produisent des effets toxiques sur les plantes, ont retardé un stress hydrique. L'augmentation de l'absorption de sodium affecte la carence en potassium dans la plante (Bożym *et al.*,2020).

Le sodium est responsable pour la salinité du sol. En revanche, l'effet stimulant du lixiviat de MOC aurait pu être le résultat d'une faible teneur en ML et de la présence de composés azotés. Certains auteurs ont déclaré que le lixiviat des eaux usées traitées les boues peuvent être phytotoxiques, en raison de la concentration élevée d'acides gras (AG), d' NH_3 et de ML. Dans les études actuelles, les valeurs IG de *L. sativum* poussant directement sur le substrat (test de contact) étaient plus faibles que sur le lixiviat. Les graines de *L. sativum* n'ont pas germé sur ZS, probablement en raison de la forte salinité de ces déchets. Après 72 h, des cristaux de sel sur le bord de la boîte de Pétri ont été observés. Cet effet n'a pas été trouvé pour le lixiviat ZS et cela était probablement lié à la dilution du sel dans le lixiviat.

La longueur moyenne des racines du LCS était de 38 ± 6 mm et du MOC de 19 ± 5 mm. Il a été constaté que la longueur des racines de *L. sativum* poussant sur le substrat dans le test de contact était élevée que sur LD, et La longueur des racines plus élevée de *L. sativum* pour le sable (56 mm) par rapport à l'eau déminéralisée (19 mm) comme échantillons témoins, la valeur IG pour le test de contact était inférieure à celle du lixiviat, La longueur des racines de *L. sativum* poussant sur le substrat dans le test de contact était plus élevée que celle du LD. Eau déminéralisée la valeur IG pour le test de contact était inférieure à celle du lixiviat et La valeur IG pour le test de contact était respectivement de LCS 66%, ZS 0% et MOC 31%.

L'inhibition de la croissance des plantes, mais aussi la coloration des cotylédons peuvent être affectées par l'excès de certains ML, tels que Cr, Cu et Pb dans le substrat. Pour ces déchets, une teneur élevée en Pb qui s'est également avérée élevée dans le lixiviat, aurait pu avoir un effet négatif sur la croissance des plantes. La germination des graines ne s'est pas produite sur le substrat Scories de zinc (ZS). Les déchets testés étaient caractérisés par une large gamme de teneurs en métaux lourds (ML), métalloïdes et métaux alcalins. Les plus contaminés par les ML étaient les échantillons de ZS. Le LCS a été classé comme déchet dangereux, et MOC classés comme déchets non dangereux. La forte salinité de ces lixiviats a eu un effet négatif sur la germination et le développement des plantes *L. sativum* dans les tests

de phytotoxicité. La forte teneur en métaux lourds pourrait affecter la phytotoxicité des scories et de leurs lixiviats (Bożym *et al.*,2020).

L'étude a confirmé l'utilité du cresson (*L. sativum*) pour l'évaluation de la phytotoxicité de divers types de déchets. De plus, il a été constaté que *L. sativum* est résistant à de fortes concentrations de ML dans le lixiviat, sans provoquer d'effets physiologiques négatifs.

4.7 Résultats et discussions de 7ème expérience

L'application de LD sur les plantes a augmenté le taux de survie des plantes, à l'exception de *Stenotaphrum secundatum*, *Mentha piperita*, *Nerium oleander*, qui ont réussi à obtenir un taux de survie de 100% dans toutes les applications, a diminué de manière visible.

En particulier *Cynodon dactylon*, *Paspalum notatum* et *Pelargonium peltatum* a montré une diminution spectaculaire du taux de survie à environ 5% avec l'augmentation de la concentration de lixiviat dans l'eau d'irrigation (Erdogan *et al.*,2008).

L'eau, il n'affichait qu'un taux de survie de 1% à la fin de l'essai. Dans l'essai, mené dans la zone d'enfouissement des déchets solides de Sofulu, dans des conditions d'irrigation avec de l'eau de fuite pure, *C. dactylon* couvrait 98% du terrain dans un période de deux ans. C'est une preuve importante que l'herbe les espèces utilisées dans les essais peut afficher des taux de survie plus élevés dans des conditions de terrain (Erdogan *et al.*,2008).

Généralement, avec l'augmentation des pourcentages d'azote, les plantes poussent et présentent une couleur vert foncé et une structure cellulaire plus succulente. De même, toutes les espèces de graminées irriguées avec de l'eau de fuite présentaient une structure cellulaire plus grossière et une couleur verte plus foncée par rapport aux plantes témoins dans ces conditions, la quantité d'azote dans l'eau de fuite jouait un rôle important, Et ces plantes ont développé une hauteur beaucoup plus grande que les plantes témoins. Alors que la hauteur restante des plantes témoins de toutes les espèces était d'environ 10 cm, ces plantes atteint jusqu'à 30-40 cm, *Stenotaphrum secundatum*, Elle atteignait une hauteur allant jusqu'à 30 cm et formait de plus en plus de plantes et a un meilleur taux de survie et une sensibilité plus faible aux fuites d'eau lorsqu'il est cultivé sur des plates formes dans des eaux de fuite.

Parmi toutes ces espèces, les pires résultats ont été obtenus à partir de *Mentha piperita*. Les applications de lixiviat, par rapport au témoin, ont provoqué l'affichage d'une couleur verte plus foncée chez toutes les espèces à l'exception des espèces *Pelargonium peltatum*

Alors que la couleur des individus de l'espèce *Nerium olander* était irriguée avec de l'eau claire étaient vert clair et jaune, des taches brunes ont été observées sur les feuilles qui ont été irriguées avec de l'eau de fuite pure ou diluée à 1/2 (Erdogan *et al.*,2008).

Comme il était prévu, toutes les espèces ont été observées pour contenir des concentrations plus élevées d'azote que les ensembles de contrôle par l'application de LD. De plus, les plantes qui ont été irriguées avec des concentrations croissantes de lixiviat ont accumulé des quantités plus élevées d'azote. Les espèces de graminées utilisées lors de l'essai étaient les plantes utilisées pour certaines activités de phytoremédiation. Pour cette raison, on pense que la réaction positive des espèces pour différentes contaminations a été révélée lors des applications de son essai. Bien que l'azote ne s'accumule pas le plus, *N. oleander* parmi toutes les plantes est très résistant à l'irrigation avec du lixiviat, avec un taux de survie de 100%. On peut dire que *N. olander* semble être une espèce appropriée pour une utilisation sur ce type de terre lorsque les taux de survie et l'accumulation d'azote sont considérés ensemble, et que cette espèce peut être utilisée dans les zones contaminées comme un bio-moniteur utile.

La teneur en azote dans les corps de 3 espèces présentant des réponses similaires au lixiviat *R. officinalis*, *M. piperita* et *P. peltatum* sont montrés. Bien que ces plantes accumulent des quantités élevées d'azote que l'ensemble de contrôle, et les 3 plantes montrent une diminution de l'accumulation d'azote dans l'irrigation avec lixiviat pur. Ce groupe de plantes semble atteindre sa limite de tolérance, en termes d'azote (Erdogan *et al.*,2008).

À l'exception de *Cynodon dactylon*, *Paspalum notatum* et *Pelargonium peltatum*, les plantes ont pu survivre à des taux acceptables, bien qu'elles aient considérablement modifié l'équilibre de l'azote de leur corps. Parmi d'autres espèces, *Nerium oleander* et *Kochia scoparia* sont les espèces les plus appropriées à utiliser dans cette zone (Erdogan *et al.*,2008).

Ces plantes peuvent être utilisées comme agents auxiliaires de projets plus larges d'élimination de l'azote et des métaux lourds du sol pollué (Erdogan *et al.*,2008).

4.8 Résultats et discussions de 8ème expérience

4.8.1 Croissance

Au cours de la première saison de croissance (2005), la croissance des plantes correspondait à 1.2–1.8 t matière sèche (MS) par hectare (**Fig. 6**) (Aronsson *et al.*, 2010).

En 2006, la croissance des plantes a été rapide mais très variable (2.4–17.1 t MS/ha an) dans les différents blocs, La croissance de la variété Gudrun (10.2 t MS/ha an) était légèrement supérieure à celle de Tora (9.4 t MS/ha an) (Aronsson *et al.*, 2010).

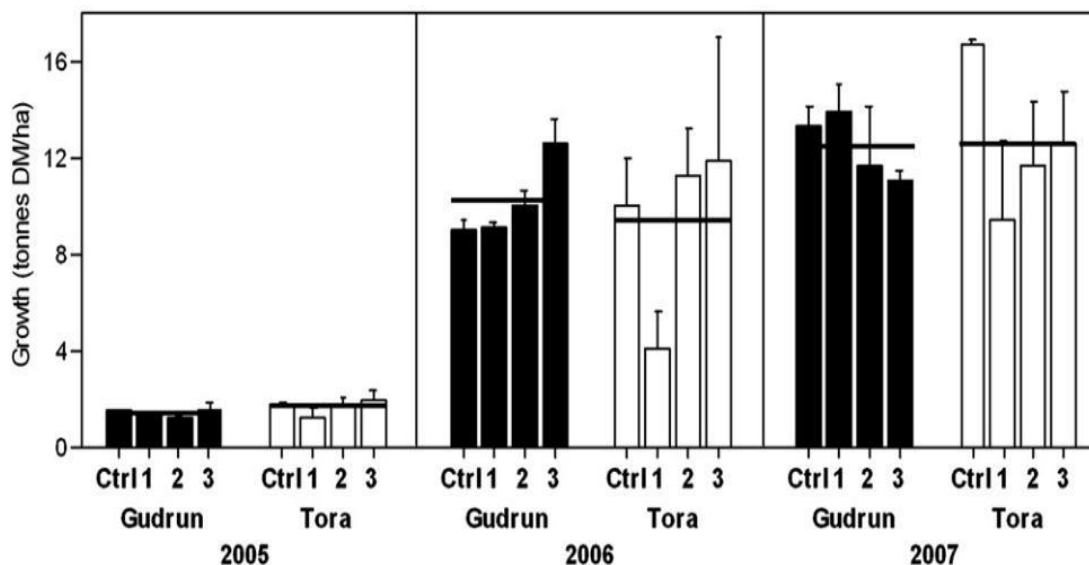


Figure 6: croissance annuelle des pousses 2005-2007 de 2 variétés de saules dans une expérience de trois ans (Aronsson *et al.*, 2010).

Le degré de dommages aux feuilles causés par les chrysomèles était significativement ($p = 0,011$; adj. $R^2 = 0,33$) et négativement corrélé à la croissance en 2006, avec significativement ($p = 0,006$) plus de dommages à *Tora* (moyenne score de dégâts 27%) par rapport à *Gudrun* (score de dégâts moyen 8%) (Aronsson *et al.*, 2010).

Au cours de 2006, la croissance dans cette parcelle a été estimée à 2.4 t MS/ha et la parcelle avait un score de dégâts de chrysomèle élevé de 38 %. Cependant, d'autres parcelles avaient des scores de dégâts de chrysomèles encore plus élevés mais une croissance plus élevée. En 2007, la croissance a été plus élevée que l'année précédente (**Fig. 6**), avec 12,5 et 12,6 t MS/ha an pour *Gudrun* et *Tora*. La croissance la plus élevée a été enregistrée pour le traitement de contrôle à *Tora*, qui avait une croissance plus de 16 t MS/ha. La survie des plantes était très bonne, 98 % pour *Gudrun* et 95 % pour *Tora* en octobre 2006. Aucune corrélation n'a été trouvée entre la survie des plantes et la croissance des parcelles.

4.8.2 Indices de contrainte

L'analyse de régression a montré une corrélation hautement significative ($p < 0,000$) pour la variété *Tora* entre la longueur relative des feuilles, et la croissance individuelle des

plantes échantillonnées (les deux hauteurs maximales des pousses et croissance de la plante), Pour la variété *Gudrun*, aucune corrélation significative (Aronsson *et al.*, 2010).

4.8.3 Eaux souterraines

4.8.3.1 Niveau des eaux souterraines et recharge estimée des eaux souterraines

Les niveaux ont considérablement varié au cours de la période d'essai, avec des pics clairs après des pluies intenses, En juillet-août 2006 et 2007, les différences de niveau d'eau souterraine entre le témoin et le traitement 3 étaient maximales. Le bilan hydrique cumulatif du traitement 1 était plus élevé que celui du traitement témoin pendant les 3 années.

4.8.3.2 Concentration et transport des éléments dans les eaux souterraines

Sont présentés sur la (**fig.4 d'annexe**), Dans les eaux souterraines, l'azote total était dominé par les nitrates, avec des concentrations augmentant nettement au cours de chaque saison d'irrigation au maximum des concentrations d'environ 100 mg NO₃⁻ N/L durant l'été 2007. Lors de la fonte intensive des neiges au printemps 2006, des concentrations élevées d'azote ont été trouvées dans les eaux souterraines. L'azote ammoniacal était présent à des concentrations élevées dans les eaux souterraines pendant les saisons d'irrigation, les concentrations les plus élevées étant trouvées dans le traitement 3, avec des pics à environ 30 mg NH₄⁺ N/L à l'été 2006. Les concentrations de phosphore (P) total dans les eaux souterraines étaient inférieures à 1mg/L pour tous les traitements en 2005 et avant le début de l'irrigation en 2006. Une augmentation rapide du P total s'est produite dans les traitements 1 à 3, avec des pics de plus de 5 mg Tot-P/L en traitement 3. Les concentrations de P total ont diminué après la fin de l'irrigation en 2006. Les concentrations de Cl⁻ ont augmenté au cours de l'étude et ont montré une variation saisonnière claire, avec des concentrations plus élevées pendant les saisons d'irrigation, Les différences entre les traitements étaient faibles, mais cohérentes avec des concentrations en corrélation avec les LD. La rétention d'azote total au cours de la 1ère année était plutôt faible (30 à 53 %), mais a augmenté en 2006 pour atteindre 78 à 85 %. En 2007, la rétention d'azote total était à nouveau plus faible, de 54 à 67 %. Pour le P total, la rétention relative était faible ou même négative en 2005, mais en 2006 et 2007, la rétention était plutôt élevée, 77-87 % (Aronsson *et al.*, 2010).

Sont présentés sur la (**fig.5 d'annexe**) Lors du premier échantillonnage, c'est-à-dire avant le début de l'irrigation, des concentrations élevées de métaux ont été trouvées dans tous les traitements. Au cours de l'été 2005, les concentrations ont diminué, mais ont augmenté à

nouveau en 2006 et 2007. Pour la plupart des métaux, à l'exception du Cd, un pic de concentration a été enregistré lors du dernier échantillonnage en mai 2008. Les concentrations de métaux étaient variables et apparemment sans lien avec le traitement. Pour tous les métaux à l'exception du Cd, la concentration dans les parcelles de contrôle a également montré une variation claire au cours de l'étude (Aronsson *et al.*, 2010).

*L'exploitant de la décharge d'introduire une installation efficace de traitement de l'azote. Ce traitement n'a pas été couronné de succès au cours de l'étude et en effet au cours de la dernière année, les doses d'azote ont été extrêmement élevées, plus de 2000 kg N/ha an en traitement 3. La vitalité et la survie des plantes recevant de telles charges d'azote et d'autres éléments restent à déterminer. Cependant, aucune toxicité aiguë et sévère n'a résulté des charges élevées dans cette étude. La croissance au cours de la première année était relativement élevée (1.3–1.5 t MS/ha) pour tous les traitements par rapport à d'autres champs de SRWC nouvellement plantés en Suède avec une croissance de la première année.

Dans les PCSS La croissance était élevée dans les parcelles témoins irriguées à l'eau du robinet, les fortes doses de nutriments végétaux ajoutées par l'irrigation par lixiviat ne l'emportaient pas sur les effets négatifs potentiels du sel, des ML et d'autres éléments inconnus présents dans le LD. nous attendions à ce que la variété Tora réponde plus rapidement à l'irrigation et pousse beaucoup mieux que le clone Gudrun, qui est connu pour être plus tolérant au gel et qui, selon nous, serait capable d'initier la dormance hivernale suffisamment tôt pour éviter les dommages dus au gel, malgré la réception de charges massives de nutriments végétaux dans des proportions déséquilibrées, Nous n'avons pu détecter aucun dommage substantiel du gel aux plantes de Tora ou de Gudrun au cours de l'étude de trois ans. Une partie du Cl⁻ est absorbée par les plantes, et au départ il y a probablement une accumulation de salinité du sol, retardant et réduisant le lessivage du Cl⁻. Bien que la croissance n'ait pas été gravement affectée par l'irrigation par lixiviat, la qualité des eaux souterraines a été affectée par le lessivage de l'azote et d'autres éléments, y compris les métaux. Les pertes élevées d'azote en Suède sont un problème en raison des risques d'eutrophisation de la mer Baltique et d'autres eaux, mais dans une perspective à court terme, les pertes par lessivage de NH₄-N sont un problème plus important car elles peuvent provoquer une toxicité aiguë dans les cours d'eau environnants recevant les eaux de drainage du site. Cela nécessite soit des charges réduites, soit une nitrification améliorée du LD avant utilisation pour l'irrigation. Les charges d'azote par irrigation au cours de la 3^{ème} année de cette étude étaient étonnamment élevées et ont affecté négativement l'utilité des résultats

obtenus. La régression linéaire utilisant les charges annuelles d'azote au cours des années 2 et 3 comme prédicteur a donné l'équation : **N-lessivage : 0:446 * N-charge - 46.4**

Une meilleure qualité de lixiviat que celle de 2006 semble être un élément essentiel pour une application durable du lixiviat, non seulement en termes de P mais aussi en termes de la plupart des métaux lourds (ML) présents dans le lixiviat (Aronsson *et al.*, 2010).

La rétention relative de l'azote total s'est avérée plus ou moins linéaire, même à des charges supérieures à 2000 kg Tot-N/ha. Un prétraitement amélioré du lixiviat avant utilisation dans l'irrigation est nécessaire pour assurer un système de traitement plus durable.

4.9 Résultats et discussion 9^{ème} expérience

4.9.1 Caractérisation des lixiviats

Les effluents des décharges sont des combinaisons de composants inorganiques, naturels et xénobiotiques, et leur mélange détermine le potentiel de pollution du lixiviat. Bien que la composition du lixiviat soit fortement influencée par le type et l'âge de la décharge, il existe des caractéristiques communes à tous les lixiviats tels que les niveaux élevés de composés organiques de carbone dissous, d'azote et de métaux, qui font des lixiviats un milieu nutritif déséquilibré pour la croissance des plantes (Fasani *et al.*, 2019).

4.9.2 Élimination de l'eau pendant la période expérimentale

Des plants de vétiver ont été cultivés dans des pots remplis de zéolite, complétés avant l'expérience avec des micro-organismes formulés commercialement et périodiquement humidifiés avec du lixiviat non dilué. Les plants de vétiver non traités et traités IP étaient plus gros et en meilleure santé que les plants traités au R ; ce dernier a affiché une croissance plus lente et une sénescence plus précoce. D'autre part, les réplicas non plantés ont montré un taux d'évapotranspiration plus faible et des temps deux fois plus longs pour l'élimination complète de l'eau/le lixiviat. En effet, le vétiver a démontré une excellente efficacité de réduction de volume (Fasani *et al.*, 2019).

4.9.3 Biomasse végétale et croissance

Les principaux effets de l'irrigation par lixiviat sur le vétiver sont illustrés à la (**Fig. 7**), rapportant les résultats après 4 mois de traitement. Les plants non traités et traités avec du lixiviat de décharge de IP (Ischia-Podetti) avaient une croissance normale et étaient plus gros et en meilleure santé que les plants traités au R (Rovereto), bien que les plants

traitées par IP étaient légèrement plus grosses que celles non traitées, et les plantes traitées au R étaient significativement plus petites, avec un développement réduit des racines et des pousses, et présentaient des symptômes évidents de chlorose (**Fig.7**) (Fasani *et al.*,2019).

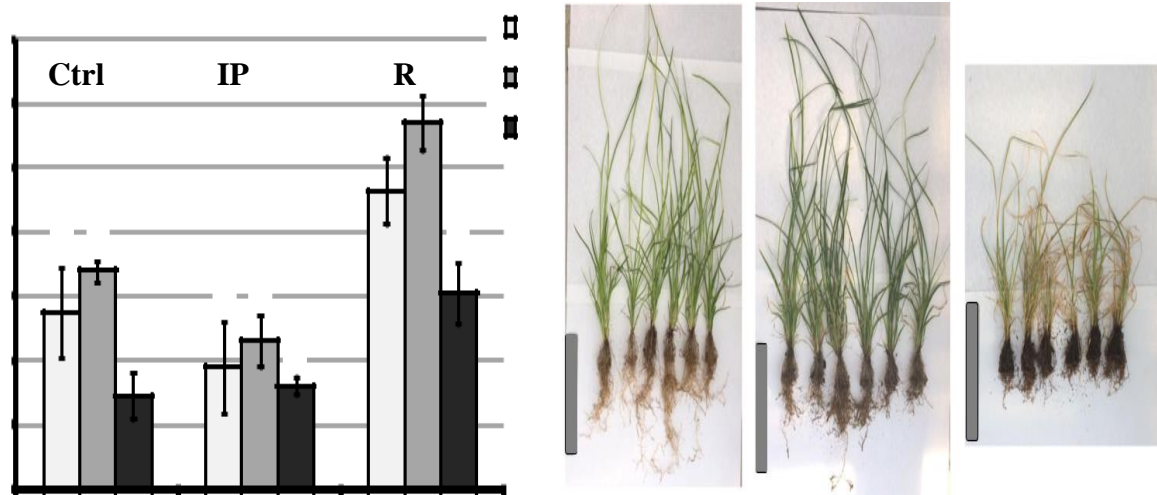


Figure 7: phénotype de vétiver cultivé pendant 4 mois dans un lit de zéolithe et irrigué avec de l'eau (**ctrl**) ou avec du lixiviat de décharge de Ischia-Podetti (**IP**) ou de Rovereto (**R**) (Fasani *et al.*,2019).

4.9.4 Efficacité de l'enlèvement de métal

Dans le vétiver les niveaux de certains éléments (B, Ca, Mg, Mn, Na, Ni et Zn) dans les racines et les pousses étaient significativement plus élevés, les concentrations dans les plantes étaient corrélées à la quantité d'élément présente dans le lixiviat, les plantes traitées au R atteignant dans la plupart des cas les concentrations les plus élevées. Fait intéressant, Le facteur de translocation (TF) pour B, Ca, Mg, Na et Zn dépassait 1 dans toutes les conditions, avec $Zn < Na < Mg < Ca < B$ dans la plupart des conditions. Ces preuves indiquent que le *vétiver* a la capacité de transporter et d'accumuler efficacement ces éléments dans les pousses. Les valeurs élevées de Le facteur de bioconcentration (FBC) et de facteur de translocation ont été observées pour B, un micronutriment dont l'excès peut produire des symptômes de toxicité importants. d'azote total Kjeldahl (TKN) et de nitrate sont significativement plus élevés lors du traitement du lixiviat que dans des conditions de contrôle dans les expériences non plantées et plantées, Ceci est cohérent avec la nature de la zéolite qui, possède d'excellentes propriétés de rétention d'ammoniac et de nitrate la concentration de nitrite dans le lit de zéolite a été réduite par la présence de plantes de vétiver (Fasani *et al.*,2019).

4.10 Résultats et discussion 10^{ème} expérience

Divers facteurs affectent la qualité du lixiviat de décharge (LD), tels que la température, la composition des déchets solide municipaux (DSM), le temps écoulé, la teneur en oxygène et l'humidité disponible. Les pratiques actuelles d'exploitation des décharges et un impact sur la qualité du lixiviat (Abbas *et al.*, 2019).

La qualité du lixiviat de décharge peut différer de celle de déchets similaires dans des décharges situées dans divers climats. À la fin de l'expérience, il a été constaté que les deux les plantes (*P. Stratiotes* et *E. crassipes*) poussent très bien au robinet eau (expérience de contrôle). Les plantes se sont développées lamina, bulbeux et les racines dans le traitement de contrôle. Dans la LD la croissance des eaux usées de ces deux plantes aquatiques diverses, du traitement à faible, à haute concentration traitement (Abbas *et al.*, 2019).

La hauteur de la plante et la longueur des racines diminuent avec l'augmentation de la dilution de La hauteur de la plante et la longueur des racines étaient par rapport au traitement de contrôle. *P. stratiotes* et *E. crassipes* ont connu un nombre de feuilles en fonction de la dilution et de la concentration en métaux lourds (ML) au cours de l'expérience. La présente étude examine le potentiel de deux plantes aquatiques, *E. crassipes* et *P. stratiotes*, à éliminer ces contaminants La diminution la plus importante du pH, du TDS, de la DCO et de la DBO du lixiviat de décharge (LD) a été observée au cours des 15 jours d'expérience de Phytoremédiation, cependant, le pourcentage d'élimination de ces paramètres a progressivement augmenté de 25 % à 75 % de traitement de LD, tandis qu'une diminution discrète dans la suppression de ces paramètres a été constatée à l'issue de l'étude de Phytoremédiation avec un traitement à 100 % des LD. La réduction de ces paramètres confirme l'absorbance de ces nutriments par *E. crassipes* et *P. stratiotes*. Dans cette étude, les plantes *E. crassipes* et *P. stratiotes* stockaient des concentrations maximales de métaux lourds (ML) dans les racines tandis qu'une petite fraction de ces métaux migrerait vers les organes aériens tels que les pousses. Les résultats de la présente étude sont similaires aux études précédentes sur les macrophages, selon ces études, l'absorption des métaux lourds dans les racines des plantes est meilleure que celle des pousses (Abbas *et al.*, 2019).

4.11 Résultats et discussion 11^{ème} expérience

Les résultats que nous avons obtenus (**Tab.3**) montre que Le peuplier jaune avait un taux de consommation de lixiviat similaire (environ 66 à 71 ml/jour) par rapport aux pots témoins non plantés (74 ml/jour). Le peuplier jaune exposé à 100 % de lixiviat a montré des

symptômes de phytotoxicité, chlorose et nécrose, après 2 semaines. Après 7 semaines, la croissance moyenne du peuplier jaune était de 6,8 cm, la plus faible augmentation par rapport aux autres espèces végétales (Kang *et al.*,2008).

Tableau 3:Hauteur des plants affectée par les lixiviats de décharge (n= 3) (Kang *et al.*,2008)

Plant	Irrigated leachate concentration			Average height (cm)
	100%	50%	0%	
Green ash	16.5 (\pm 9.0) [†]	4.5 (\pm 0.9)	14.0 (\pm 5.8)	12.0 (\pm 7.3)
Yellow poplar	5.7 (\pm 0.9)	7.6 (\pm 2.5)	6.4 (\pm 0.0)	6.8 (\pm 1.9)
Bald cypress	12.3 (\pm 5.1)	13.5 (\pm 9.2)	19.9 (\pm 8.5)	15.2 (\pm 7.6)
Hybrid willow	38.1 (\pm 6.7)	59.3 (\pm 3.9)	40.6 (\pm 2.5)	46.0 (\pm 10.8)
Sycamore	10.8 (\pm 0.9)	10.2 (\pm 0.0)	15.7 (\pm 5.3)	12.7 (\pm 4.2)
Black willow	30.9 (\pm 13.2)	31.8 (\pm 6.6)	18.6 (\pm 0.7)	27.1 (\pm 9.76)

[†]Hauteur de la plante en cm (\pm écart type).

Les concentrations de fluorure dans les lixiviats étaient de 194 mg/L et les concentrations de cyanure étaient de 1,2 mg/L. La forme prédominante de cyanure dans les lixiviats était des complexes de fer (Fe (CN) 6), et ces complexes présentent une faible toxicité pour les plantes. À des concentrations plus élevées de cyanure, les plantes ligneuses ne présentaient pas de symptômes de toxicité. Toutefois, des symptômes de toxicité ont été observés chez le cyprès chauve après 2 semaines de traitement au lixiviat à 100 %.Après 4 semaines de croissance des plantes, le cyprès chauve est mort avec un traitement à 100 % de lixiviat et des symptômes nécrotiques ont été observés avec un traitement à 50 % de lixiviat. Après 47 jours de traitement des lixiviats, le taux de consommation de lixiviat a diminué de 60 %. Cependant, les cyprès chauves des pots témoins étaient sains et consommaient 188 ml/jour d'eau après 47 jours de croissance. La plupart des feuilles matures sont mortes lorsqu'elles sont exposées à une concentration de lixiviat de 100 %, et un changement de couleur des feuilles avec un traitement de lixiviat à 50 % après 6 semaines de croissance. La croissance du frêne vert, du peuplier jaune et du cyprès chauve a été gravement affectée par la toxicité du lixiviat (Kang *et al.*,2008).

4.12 Résultats et discussion 12^{ème} expérience

4.12.1 Rendement en biomasse d'alcaligrases et de quenouilles

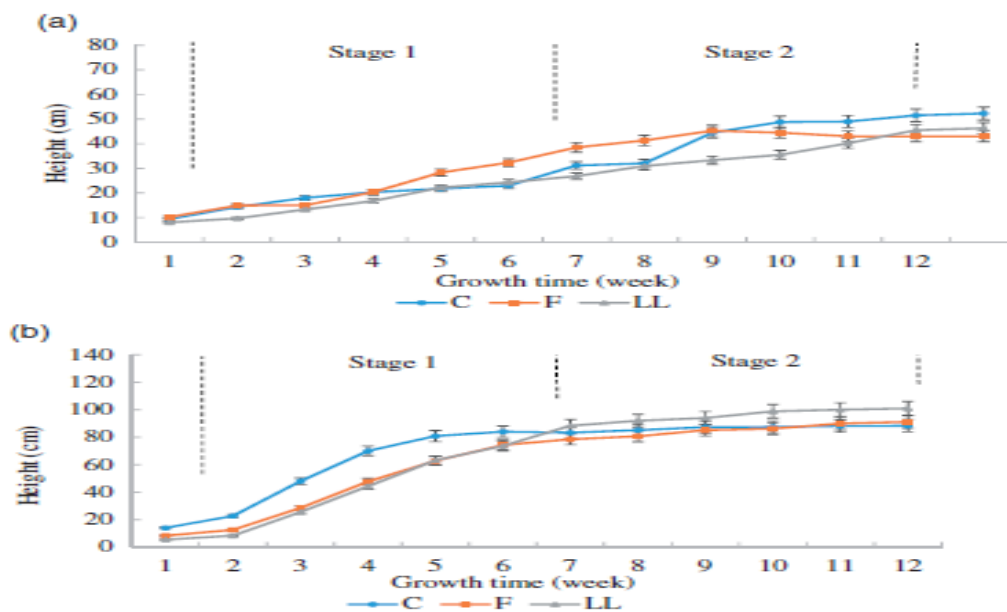


Figure 8: Croissance moyenne des végétaux C, F, LD au stade 1 et 2 (Xu *et al.*, 2019).

Basé sur la courbe montrée dans la (Fig.8), il illustre la croissance des alcaligrasses et des quenouilles sous tous les traitements sur la durée expérimentale. Au cours de la première étape, les alcaligrasses avec ajout d'engrais ont été observés comme étant les plus hauts, commençant à $14,9 \pm 0,4$ cm et se terminant à $38,5 \pm 1,9$ cm, par rapport à C (l'eau du robinet) et LD (lixiviât de décharge). L'alcaligrasse irriguée uniquement avec de C maintenu intensément a poussé jusqu'à la dixième semaine, ce qui était similaire à F, mais il était $8,5 \pm 1,7$ cm de plus que celui de F à la fin. Différentes tendances de croissance des alcaligrasses ont été observées pour le traitement lixiviât de décharge car les plantes poussaient relativement lentement par rapport à C et F (Xu *et al.*, 2019).

Leurs résultats suggèrent que la fraction active des déchets dans des conditions d'acide anaérobie peut être dangereuse pour les plantes, tandis que les polluants végétaux toxiques sont dégradés pendant la stabilisation et, par conséquent, le traitement des plantes semble être une méthode de traitement appropriée. Ces études ont démontré que le LD peut être utilisé pour l'irrigation car il ne provoque pas d'inhibition photosynthétique (Xu *et al.*, 2019).

4.12.2 L'absorption des nutriments

La quenouille irriguée avec de l'engrais avait la teneur en azote la plus élevée par rapport à C et LD (lixiviât de décharge). La même tendance a été observée pour

l'accumulation de Phosphore. La teneur en azote a augmenté dans la partie aérienne (Xu *et al.*,2019).

4.12.3 **Phytoaccumulation Na⁺ et Cl⁻**

L'accumulation la plus élevée de Cl⁻ a été obtenue par quenouille irriguée avec LD, mais la différence entre F et LD n'était pas significative. En termes de traitement par quenouilles, le Na⁺ sous LD était le plus élevé, ce qui était similaire à l'alcaligrass. Cependant, la quenouille a accumulé une teneur en Cl⁻ plus élevée pour tous les traitements.

4.13 **Résultats et discussion 13^{ème} expérience**

4.13.1 **Facteurs de bioconcentration et de translocation dans les plantes indigènes**

À mesure que les concentrations de ML dans les bras augmentaient, les espèces végétales déposaient plus de métaux dans leurs tissus. Ceci est cohérent avec des effets similaires rapportés dans d'autres publications sur les plantes en croissance. Le Cr total était l'élément avec la plus forte accumulation pour les trois espèces émergentes, avec des valeurs comprises entre 63,4 et 164,6 mg/kg PS. Le Cr a été trouvé dans les espèces qui ont émergé comme l'espèce végétale qui a accumulé le plus ce métal pour les deux traitements avec des valeurs de poids sec (PS) de 7 et 60,5 mg kg⁻¹, mais pas dans tous les tissus. L'élément le moins accumulé dans les espèces végétales examinées était l'Hg. Bien que l'absorption de chaque métal par les espèces végétales puisse être différente, une petite tendance a été trouvée le métal avec des concentrations élevées dans le lixiviat de décharge a montré des concentrations élevées dans les tissus végétaux, à l'exception du Cr dans les espèces Gs et He.

4.13.2 **Accumulation de végétaux**

Les plantes en croissance utilisées ont montré des différences significatives dans leur capacité à absorber et à déplacer métaux lourds (ML) par phytoextraction. Dans cette étude, les espèces indigènes émergentes étaient capables de tolérer et d'accumuler des métaux lourds tels que le Cd, le Hg, le Cr et le Pb, tout en montrant une croissance saine dans les eaux contenant plusieurs métaux lourds. Cette caractéristique est similaire aux rapports précédents de plantes émergentes utilisées dans zones humides artificielles (ZHA) telles que *Phragmites australis*, *Arabis paniculata*, *Brasica juncea*, *Limnocharis flava*, *Thalium geniculata*, *Typha latifolia* et *Colocasia esculenta* (Madera Parra *et al.*,2014).

4.14 Résultats et discussion 14^{ème} expérience

4.14.1 Croissance des plantes

Avant l'application de Acide, S-éthylène diamine disuccinique (EDDS), toutes les plantes poussaient très bien et aucun signe visuel de toxicité. L'application d'EDDS a eu un effet significatif sur la croissance des plantes et les rendements en biomasse des pousses. Les rendements en biomasse de maïs et de germes de soja ont diminué de 18 % et 24 %, lorsque l'EDDS était ajouté aux solutions chaudes par rapport au même rapport d'EDDS ajouté à la solution normale (Luo *et al.*,2013).

4.14.2 Concentrations et Phytoextraction des métaux

Au même dosage, l'application de solutions EDDS chaudes a produit des concentrations beaucoup plus élevées de Cu, Pb, Zn et Cd dans les pousses des deux espèces végétales que l'application de solutions EDDS sans chauffage (Figures 2 et 3). Application d'EDDS, lorsque l'EDDS a été appliqué au sol dans des solutions chaudes ($P = 0,05$), les concentrations de Cu, Pb, Zn et Cd dans les pousses ont augmenté à environ 6,6, 12,3, 2,1 et 3,8 fois pour le maïs et 8,1, 11, 3,2 et 12,2 fois pour les haricots, respectivement. La phytoextraction maximale de Cu (8940 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de sol) a été trouvée dans les haricots avec l'application EDDS chauffée à raison de 1 mmol kg^{-1} de sol. Ici, l'augmentation était de 9 et 100 fois par rapport aux haricots qui avaient reçu une dose égale d'EDDS (Acide, S-éthylène diamine disuccinique) normal et le groupe témoin (en ajoutant de l'eau normale), respectivement. Les niveaux les plus élevés de phytoextraction de Pb, Zn et Cd étaient de 4 000, 2 880 et 166 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de sol, respectivement, observés dans les haricots lors de l'application à chaud de 5 mmol kg^{-1} d'Acide, S-éthylène diamine disuccinique (Luo *et al.*,2013).

4.14.3 Discussion

Les principales préoccupations concernant la Phytoextraction l'efficacité de l'enlèvement des métaux du sol, le coût de l'exploitation et les effets potentiellement négatifs des métaux mobilisés sur l'environnement. Par rapport au chélate EDTA traditionnellement utilisé, le chélate biodégradable EDDS (Acide, S-éthylène diamine disuccinique) est plus prometteur pour la Phytoextraction chimiquement améliorée des ML (métaux lourds) dans les sols contaminés, en raison de la biodégradabilité plus élevée de ce dernier et de sa faible lixiviation. Pour tous les métaux lourds (ML) étudiés lors de l'application des EDDS comme solution chaude au taux de 1 mmol kg^{-1} , les concentrations et la Phytoextraction totale des

métaux par les pousses de plantes ont dépassé ou approché ceux des pousses de plantes traitées avec des EDDS normaux à un taux de 5 mmol kg⁻¹ (Luo *et al.*,2013).

Dans l'étude de lixiviation actuelle, au même taux, l'application à chaud d'EDDS n'a entraîné que des quantités légèrement plus élevées de métal dans les solutions de lixiviat. Cela peut être dû à différentes propriétés du sol telles que différentes textures de sol, concentrations de métaux et formes chimiques. Le métal dans les solutions de lixiviat provenant de pots traités à l'EDDS plus chauds que ceux avec un EDDS normal indique un degré plus élevé de solubilité des métaux dans les sols, contribuant à des concentrations de métaux plus élevées dans les pousses de maïs et les haricots (Luo *et al.*,2013).

4.15 Résultats et discussion 15^{ème} expérience

Tableau 4: Concentration moyennes des affluents et des effluent paramètres pendant l'examen (Yalçuk et Ugurlu,2019).

Parameter	Influent	Effluent (Average)		
		<i>Typha latifolia</i>	<i>Cannacea</i>	Control
COD (mg/l)	720.0 ± 15	136.0 ± 47	118.0 ± 56	151.0 ± 64
PO ₄ -P (mg/l)	6.70 ± 1.49	3.47 ± 0.75	3.44 ± 0.66	4.40 ± 0.96
NH ₄ -N (mg/l)	166.07 ± 22.09	66.27 ± 18.88	61.72 ± 16.55	88.76 ± 25.88
NO ₃ -N (mg/l)	3.80 ± 1.24	6.60 ± 4.05	5.82 ± 2.52	5.11 ± 2.32
TSS (mg/l)	703.11 ± 662.53	180.0 ± 145.27	357.86 ± 235.48	361.94 ± 257.29
EC (µs/cm)	583.78 ± 68.27	1320.88 ± 576.03	1198.42 ± 37.88	745.65 ± 74.95
ORP (mv)	98.93 ± 34.51	93.69 ± 33.43	102.17 ± 32.89	83.85 ± 30.85

Le lixiviat contient de grandes quantités de contaminants organiques et inorganiques, cependant, l'élimination de la matière organique et de l'ammonium du lixiviat est la condition préalable avant le rejet dans les eaux naturelles. Le lixiviat utilisé dans l'étude a été fourni à partir du site d'enfouissement périodiquement (Yalçuk et Ugurlu,2019).

Après les résultats dans la (**Tab.4**) montre les changements d'influent dans la demande chimique en oxygène (DCO), NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N et PO₄-P dans le lixiviat. On peut voir que les caractéristiques du lixiviat étaient variables. La DCO moyenne a été trouvée à 10 800 mg/l, NH₄-N à 2519,5 mg/l, PO₄-P à 75,4 mg/l et les écarts types de tous les paramètres étaient assez élevés. Ceci est attribuable aux propriétés changeantes de la lixiviats de décharge (LD) au cours des 201 jours période expérimentale au cours de laquelle la lixiviats de décharge a été collectée à différents moments. (**Le tableau 4**) montre les valeurs moyennes

des affluents et des effluents de DCO, PO₄-P, NH₄-N, TSS, NO₃-N, EC et ORP (Potentiel de réduction de l'oxydation) des systèmes au cours de cette période (Yalçuk et Ugurlu,2019).

4.15.1 L'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO)

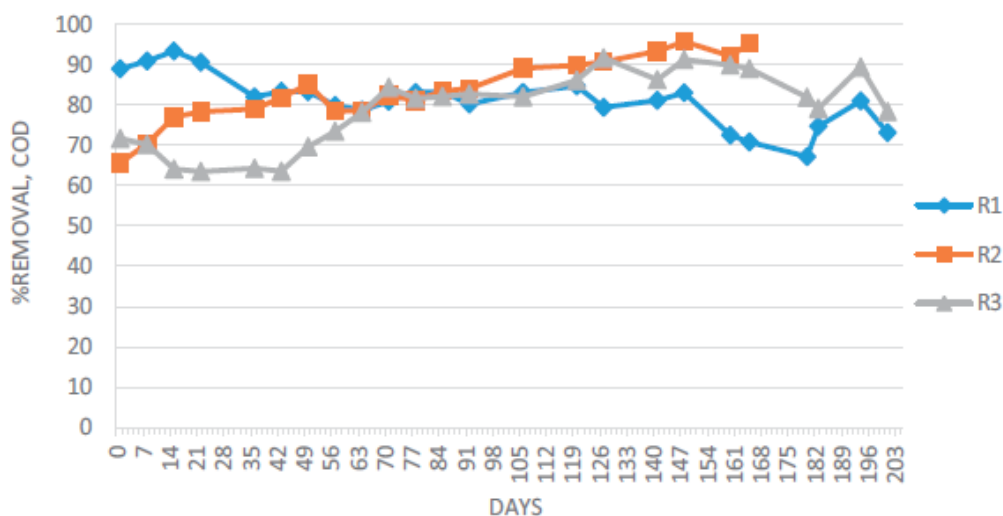


Figure 9: % d'élimination de la DGO dans les réacteurs (Yalçuk et Ugurlu,2019).

Dans l'étude, et après le résultat de courbe dans le (Fig.9) la concentration d'entrée de DCO dans les réacteurs était de 720 mg/l et les concentrations de sortie dans les réacteurs de *T. latifolia*, *C. indica* et de contrôle étaient de 136 mg/l, 118 mg/l et 151 mg/l, respectivement. Pour la DCO, la concentration de l'effluent n'était pas significativement différente ($p > 0,05$). Dans l'étude de 201 jours, l'élimination moyenne de la DCO dans les réacteurs *T. latifolia*, *C. indica* et témoin a été de 81 %, 84 %, et 79%, respectivement (Yalçuk et Ugurlu,2019).

4.15.2 L'élimination totale des solides en suspension (TSS)

Les concentrations d'entrée de DCO dans les réacteurs étaient de 720 mg/l et les concentrations de sortie dans les réacteurs de *T. latifolia*, *C. indica*. Au cours de l'étude de 201 jours, les éliminations moyennes de DCO dans les réacteurs de *T. latifolia*, *C. indica* et témoins étaient respectivement de 81 %, 84 % et 79 %. La différence d'élimination de la DCO entre les réacteurs cultivés et de contrôle était plus élevée au début de l'exploitation, puis a diminué (Yalçuk et Ugurlu,2019).

4.15.3 Le retrait de PO₄-P

L'activité bactérienne, l'absorption par les plantes, l'aération des milieux humides, l'adsorption par les milieux poreux et les précipitations dans la colonne d'eau sont responsables de l'élimination du phosphore (P) des eaux usées. L'élimination du phosphate se fait par l'activité bactérienne et l'absorption par les plantes. L'étude n'a pas réussi à éliminer efficacement le P. Tout au long de l'exploitation dans les trois réacteurs, l'élimination des orthophosphate a été réalisée à 45 % dans le système planté avec *T. latifolia*, 46 % dans le système planté avec *C. indica* et 32 % dans le réacteur témoin (Yalçuk et Ugurlu, 2019).

4.15.4 Croissance des plantes

La longueur de la centrale a été mesurée chaque semaine pendant 201 jours lorsque les réacteurs étaient à l'arrêt. La période de croissance la plus rapide était les 4 premiers mois lorsque les plantes ont été plantées dans le système. Entre septembre et Octobre, la croissance des plantes s'est arrêtée et la hauteur des plantes est restée la même (Yalçuk et Ugurlu, 2019).

5 Synthèse générale des toutes l'expérience des articles

Kalousek et al. (2020) en utiliser Deux variétés techniques sélectionnées de chanvre « *Bialobrzeskie* » et « *Monoica* » avec un potentiel d'accumulation de métaux lourds (ML) ont été testées en culture hydroponique en tant que cultures potentiellement utilisables pour le traitement du LD et La dilution optimale du lixiviats de décharge (LD) tolérée par les plantes de chanvre a été testée sur la base de la mesure de paramètres de croissance et physiologiques sélectionnés, La tolérance des deux variétés contre le lixiviats de décharge a été comparée, le degré de tolérance plus élevé a été prouvé dans la variété '*Monoica*', presque jusqu'à 15 % des lixiviats de décharge ont été réalisés à des fins de phytoremédiation. Cependant, les différences possibles dans le potentiel d'accumulation de métaux lourds des variétés doivent également être prises en compte dans ce cas.

Vaverková et al. (2019) en utiliser les mêmes techniques de **Kalousek et al. (2020)** en utilisant trois cultivars de chanvre: *Bialobrzeska* (Pologne) et *Monoica* (Hongrie), mais en plus de ca *Tiborszálási* (Hongrie), et pour L'inhibition de la croissance racinaire des plantes cultivées a été testée en utilisant le milieu hydroponique additionné de lixiviat de décharge à 25, 50, 75, 90 et 100 %. La présente recherche a été menée pour évaluer la phytotoxicité du lixiviat de décharge et pour évaluer le potentiel de phytoremédiation de la plante de chanvre (*Cannabis sativa L.*), et après les résultats, on peut supposer que le cultivar de chanvre *Monoica* (Hongrie) montre la réaction la plus adaptable à la décharge lixiviat à toutes les concentrations, on peut conclure que le chanvre a un grand potentiel pour éliminer les métaux lourds et pourrait être utilisé dans la technologie de phytoremédiation.

Awasthi et al. (2017) en utiliser les techniques différentes sur la technique de **Vaverková et al. (2019)** Et **Kalousek et al. (2020)** Parce que en utiliser un essai biologique sur des plantules de blé, et Les activités d'écotoxicité du lixiviat à plusieurs intervalles de temps ont été explorées et la toxicité de ces lixiviats sur la germination des graines de blé (*Triticum aestivum L.*) et les niveaux de chlorophylle ont été déterminés. Alors il a trempé les graines sèches dans différentes concentrations de lixiviat (telles que 10 %, 20 %, 30 %, 40 %, 50 %, 60 %, 70 %, 80 %, 90 % et 100) pendant 24 à 144 heures. de sorte qu'il a été constaté que Le lixiviat de déchets solide municipaux (DSM) contient beaucoup de métiers organiques, de magnésium, d'azote, de potassium et de phosphore, qui sont des éléments nutritifs essentiels à la plante, et ainsi, ces éléments pourraient jouer un rôle important pour la croissance et le développement lorsque les plantes ont été exposées au lixiviat de DSM à des

concentrations plus faibles, et Les échantillons de lixiviat de déchets solide municipaux (DSM) ont affecté la croissance des plantes et ont réduit la teneur en chlorophylle des semis de blé, De plus, ces réponses physiologiques peuvent varier avec les niveaux de concentration de lixiviat de déchets solide municipaux, qui contient une quantité excessive de contaminants.

Pour ce qui est de **Bhagwat et al.(2018)** en utiliser le techniques sur *Typha angustifolia* et *d'Acorus calamus*, Alors il a fait, les échantillons non traités ont été traités avec *T. angustifolia* et *A. calamus* selon trois modes différents, à savoir contrôle (lixiviat brut), dilution 1/1 du lixiviat dans l'eau du robinet et 1/2 dilution du lixiviat à l'eau du robinet avec le contrôle en utilisant uniquement de l'eau du robinet, De sorte que déchets solide municipaux de Uruli Devachi (UD) Divers paramètres de lixiviat, à savoir pH, Cl, TDS, dureté, les concentrations de Cu, Pb et Cr dépassent les normes pour l'eau potable, Alors prouve que L'application de *T. angustifolia* et *A. calamus* a montré des résultats positifs dans la réduction de la dureté, de l'alcalinité et du Cl ainsi que des oligo-éléments tels que Cu, Pb, Ni et Cr dans les échantillons testés. *T. angustifolia* était plus robuste des deux espèces et pouvait supporter un temps de rétention hydraulique (HRT) plus longue. Vous montrez que les plantes ont un potentiel et offrent une alternative écologique pour le traitement du lixiviat.

Quant à **Bożym et al. (2020)** La technique et la méthode étaient complètement différentes des auteurs précédents car elles utilisaient Deux types de tests pour évaluer la phytotoxicité des déchets l'indice de germination et le test d'accumulation. Les deux tests ont été effectués pour le lixiviat (test de lixiviat) et les déchets (test de contact), et Trois types de déchets - deux scories d'une fonderie de zinc et de cuivre et un Composite minéral-organique (MOC) à base de boues d'épuration et de mâchefer Scories de cuivre en morceaux (LCS) (du laitier provenant de la fonderie de cuivre polonaise), Scories de zinc (ZS) (collecté dans celui de la fonderie de zinc polonaise), MOC (un mélange de deux types de déchets, à savoir les boues d'épuration et les mâchefers provenant des ménages, et le LCS a été classé comme dangereux en raison de la valeur limite légèrement dépassée de Plomb dans le lixiviat. La teneur en autres polluants dans le lixiviat de ces déchets n'a pas dépassé les limites fixées pour les déchets inertes Co, Ni, Zn, Cl⁻, F⁻, SO₄²⁻), ou déchets non dangereux (Cr, Cu, Sb, Se), par contre Les déchets ZS ont été classés comme dangereux en raison de la très haute lixivibilité du Cd, Pb, Cu et Zn, et MOC était caractérisé par une faible teneur en métaux lourds, et les a classés comme déchets non dangereux. Il a été déclaré qu'à travers les concentrations accrues de sulfates dans le lixiviat de ZS à MOC, La salinité élevée de ces lixiviats avait un effet négatif sur la germination et le développement de *L. sativumpnts* tests de phytotoxicité. La

forte teneur en métaux lourds pourrait affecter la phytotoxicité des scories et de leurs lixiviats. L'étude a confirmé l'utilité du cresson (*L. sativum*) pour l'évaluation de la phytotoxicité de divers types de déchets. De plus, il a été constaté que *L. sativum* est résistant à des concentrations élevées de métaux lourds dans le lixiviat, sans provoquer d'effets physiologiques négatifs, on peut en conclure que des tests de phytotoxicité doivent être effectués à la fois sur le lixiviat et directement sur le substrat. Ceci est important pour les déchets mis en décharge ou utilisés à diverses fins.

Bowman et al. (2001) Expérimenter avec l'irrigation du gazon souterraine par lixiviat riche en N, pour empêcher la pollution des eaux de surface et souterraines environnantes, et un programme de surveillance rigoureux a été adopté qui visait à développer un protocole d'irrigation et de surveillance du lixiviat à base agronomique adapté à l'utilisation par les gestionnaires de gazon sur d'autres sites d'enfouissement, De plus, la pollution due au lessivage de l'azote peut être minimisée en gérant le sol pour améliorer la dénitrification in situ de l'azote appliqué. Cependant, la capacité du système à améliorer le lixiviat semble limitée par la salinité et la sodicité du sol plutôt que par le contrôle du lessivage de l'azote par dénitrification, suggérant que des taux allant jusqu'à 3500 kg NH₄ peuvent être viables si le risque de salinité peut être géré efficacement, et trouvé que La programmation de l'irrigation du lixiviat en réponse à l'humidité du sol, aux pertes par évapotranspiration et à l'analyse rapide de l'azote de la solution du sol, a permis un contrôle en temps réel et à faible coût des pertes par lessivage d'azote, et La plus grande limitation de l'irrigation avec le lixiviat de Newington était sa salinité élevée qui affectait négativement la croissance du gazon et la structure du sol lorsqu'il était appliqué à l'état non dilué, et Un contrôle adéquat de la salinité du sol n'a été obtenu que lorsque le lixiviat a été mélangé.

Erdogan et al. (2008) le même objectif que **Bowman et al. (2001)** à déterminer les taux d'accumulation d'azote, mais en utiliser le techniques sur les effets du lixiviats de décharge dans des proportions diluées sur la croissance et le développement de *Cynodon dactylon*, *Stenotaphrum secundatum*, *Paspalum notatum*, *Pennisetum clandestinum*, *Mentha piperita*, *Rosmarinus officinalis*, *Nerium oleander*, *Pelargonium peltatum* et *Kochia scoparia* espèces. Ont été testés en irriguant avec du lixiviat dans trois dilutions différentes sous forme de lixiviat pur (PLW), 1/2 lixiviat (1/2 LW), 1/4 lixiviat (1/4 LW) et eau distillée (CW). L'étude a montré que les espèces *S. secundatum*, *K. scoparia* et *azote. Oleander* avaient un taux de survie impressionnant de 100%, étant irriguées avec du lixiviat pur, tandis que les taux de survie des autres se situaient entre 0 et 35% dans les mêmes conditions. Comme

prévu, l'application de lixiviat sur les plantes a provoqué une augmentation de l'accumulation de N, dans les parties supérieures de toutes les plantes à l'exception de *P. peltatum*. L'augmentation la plus élevée de la teneur en azote a été observée dans le *S. Secundatum*, accumulant 3,70 fois plus que son de contrôle, tandis que la valeur de *P. clandestinum* était de 3,41 fois sa valeur. Cette étude a été menée afin de rechercher des espèces végétales à utiliser dans la réhabilitation et l'aménagement récréatif des sites d'enfouissement, dans le but d'observer l'applicabilité des espèces végétales testées pour les applications paysagères des zones d'enfouissement des déchets solides en tant que groupes d'échantillons de plantes herbacées et arbustives vivaces. À l'exception de *Cynodon dactylon*, *Paspalum notatum* et *Pelargonium peltatum*, les plantes ont pu survivre à des taux acceptables, bien qu'elles aient considérablement modifié l'équilibre de l'azote de leur corps. Parmi d'autres espèces, *Nerium oleander* et *Kochia scoparia* sont les espèces les plus appropriées à utiliser dans cette zone.

Aronsson et al. (2010) en utilisant les techniques sur deux types de saule court rotation (*Salix*), pour Déterminer les effets négatifs possibles sur la croissance des plantes Effets sur les plantes de l'application du lixiviat et Évaluation de l'utilité dans des conditions de terrain Indicateurs facilement mesurables du stress des plantes causé par l'irrigation des plantes succulentes, et Évaluation des effets de l'irrigation par lixiviat sur la qualité des eaux souterraines. Deux variétés de saules ont été testées et quatre régimes d'irrigation dans seize 400 m² Emplacements. Les plants de saule n'ont pas réagi négativement, malgré des charges annuelles très élevées d'azote (≤ 2160 kg N/ha), de chlorure (≤ 8600 kg Cl/ha) et d'autres éléments. La croissance des plantes au-dessus du sol n'a pas été affectée de manière significative par l'irrigation avec lixiviats de décharge (LD) par rapport à l'absence d'irrigation (année 1) ou à l'irrigation avec de l'eau du robinet (années 2 à 3). Les concentrations de différents éléments dans les eaux souterraines un résultat de l'irrigation avec le lixiviats de décharge, reflétant clairement les concentrations et les charges variables de l'eau d'irrigation au fil du temps. La rétention absolue d'azote, de phosphore et de métaux lourds n'était pas satisfaisante, mais dans le cas de l'azote et des métaux lourds (ML) compréhensible, étant donné les charges massives. Le phosphore s'est comporté de manière inattendue, avec une faible rétention malgré des charges modérées. Un prétraitement amélioré du lixiviat avant utilisation dans l'irrigation est nécessaire pour assurer un système de traitement plus durable.

Fasani et al. (2019) en utilisant la technique différentes des auteurs précédents sur Le vétiver (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty), dans lequel Les plantules ont été multipliées par clonage en divisant les plantes matures en boutures qui ont été cultivées pendant 3 mois

en serre (photopériode de 16 h à 23 °C) avant l'expérience (Truong et al. 2008). Pendant l'acclimatation, le vétiver a été irrigué avec de l'eau du robinet. Dix jours avant le début de l'expérience, les plantes ont été arrosées avec un mélange de rhizobactéries favorisant la croissance des plantes et de champignons mycorhiziens, et Les lixiviats provenaient de deux décharges municipales différentes dans la province de Trente (Italie du Nord), Ischia-Podetti (IP) et Rovereto (R). Dix-huit pots en plastique ont été utilisés pour cette expérience: trois pots pour les traitements témoins, IP et R plantés de vétiver, et trois pots des mêmes traitements mais non plantés de vétiver, avec trois répétitions pour chaque série, Des pots (22 × 30 × 30 cm) ont été remplis de 7,5 kg de zéolite sèche avec une granulométrie de 7 à 12 mm, Les conteneurs plantés et non plantés ont été arrosés avec 1 L de lixiviat IP ou R non dilué au début de l'expérience , L'expérience a été menée pendant 4 mois en serre dans des conditions de croissance contrôlées (photopériode de 16 h à 23 °C), l'efficacité du vétiver dans l'élimination de l'eau par évapotranspiration a été confirmée, ainsi que sa tolérance aux métaux et sa capacité à les accumuler. Particulièrement efficace pour éliminer le B de la solution et le déplacer vers les pousses ; en outre, il présente une bonne accumulation de différentes formes d'azote, ainsi que de Na, Zn et Mn, ce qui rend cette espèce appropriée pour son emploi dans les stratégies de phytoremédiation, et Le *vétiver* est une plante extrêmement prometteuse pour le traitement des lixiviats de décharge municipales.

Pour ce qui est **Abbas et al. (2019)** il a utilisé le techniques différente à autre auteur, sur *E. crassipes* et *P. stratiotes*, l'efficacité de la jacinthe d'eau et de la laitue d'eau a été testée pour la phytoremédiation du lixiviats de décharge, et la méthode de travail était différente des méthodes précédentes de sorte que Quinze conteneurs en plastique dans une configuration expérimentale où des plantes aquatiques ont été installées en lit flottant à l'aide d'une feuille thermo polaire. Il a été observé que les 2 usines réduisent significativement ($p < 0,05/p < 0,01/p < 0,001$) les paramètres physico-chimiques pH, TDS, DBO, DCO et les : métaux lourds comme Zn, Pb, Fe, Cu et Ni du lixiviats de décharge (LD). Maximum la réduction de ces paramètres a été obtenue à 50 % et 75 % de traitement des LD et leur taux d'élimination a progressivement augmenté du jour 3 au jour 15 de l'expérience, La laitue d'eau a le potentiel d'éliminer les métaux lourds comme l'As, le Zn, le Cd, le Cr, le Cu, le Mn, le Pb, le Fe et le Ni. Les racines et les pousses de phosphore. Stratiotes ont montré un potentiel élevé pour l'élimination des métaux lourds tels que Mn, Zn, Pb, Cr, Fe, Co et Ni pour l'assainissement de la pollution de l'eau dans les zones humides. Par conséquent, la présente étude visait à évaluer l'efficacité d'*E. Crassipes* et de *P. stratiotes* pour la phytoremédiation du LD.

Yalçuk & Ugurlu (2019) utilisé les techniques différentes à l'autre sur différents types de plantes *Typha latifolia* et *Canna indica* avec un objectif d'élimination de l'ammoniac, de l'orthophosphate et de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) présents dans les lixiviats de décharge à l'aide de Système de marais artificiels à écoulement souterrain vertical (VFCW). L'effet de différents types de plantes (*Typha latifolia* et *Canna indica*) dans l'élimination de polluants a également été étudiée. Les systèmes ont fonctionné de manière identique à un débit de 5 l/jour et un temps de rétention hydraulique (HRT) de 22 jours dans le réacteur *T. latifolia* (R1), le réacteur *C. indica* (R2), et Réacteur de contrôle (R3). Les efficacités d'élimination moyennes basées sur la concentration pour R1, R2 et R3 étaient NH₄-N ; 60,0 %, 56,0 % et 46,0 % / DCO ; 81,0 %, 84,0 % et 79,0 % / PO₄-P ; 45,0 %, 46,0 % et 32,0 %, respectivement. Ces résultats montrent que le modèle est un bon outil prédictif pour déterminer la longueur des plantes à l'aide des équations de croissance, Et que l'absorption par les plantes et les micro-organismes est efficace dans l'élimination de l'orthophosphate. Et Il est révélé que les modèles Logistique et Cubique conviennent aux réacteurs R1 et R2.

Kang et al. (2008) à la fin de l'expérience après 7 semaines de croissance des plantes. La croissance du frêne utilisé les techniques sur Les espèces végétales sycomore (*Platanus sp.*), frêne vert (*Fraxinus pennsylvanica*), saule (*Salix nigra*), le peuplier jaune (*Liriodendron tulipifera*) et le cyprès chauve (*Taxodium distichum*), de cyprès chauve (*Taxodium distichum*), de peuplier jaune (*Liriodendron tulipifera*), de frêne vert (*Fraxinus pennsylvanica*), de sycomore (*Platanus sp.*), et de saule hybride (*Salix willow hybrid*) et saule noir (*Salix nigra*), et L'objectif principal de ce projet était d'évaluer le potentiel pour les plantes, en particulier les jeunes arbres, de minimiser le volume de lixiviat et de réduire les concentrations de cyanure et de fluorure dans les eaux souterraines à proximité d'une décharge, Le sol a été prélevé sur le site d'enfouissement et analysé pour les sels solubles, Le lixiviat a également été collecté sur le site et stocké dans des conteneurs opaques réfrigérés pour empêcher la photolyse et la dégradation et analysé, et faire trois pourcentages de lixiviat dans la solution d'irrigation, et chaque traitement résultant a été établi en triple. Alors que les arbres dans le champ recevront également de l'eau des précipitations, les arbres de serre ont été irrigués avec du lixiviat uniquement pour déterminer le pire scénario pour les arbres dans le champ, y compris la toxicité potentielle ou la capacité de survie ou l'absorption après la plantation. Des analyses de sol et de tissus ont été recueillies vert, du peuplier jaune et du cyprès chauve a été sérieusement affectée par la toxicité du lixiviat. Les marges et les extrémités des feuilles des plantes endommagées sont devenues jaunes ou brunes en raison de l'excès de fluorure. Taux

de consommation et de croissance des racines que le frêne vert et le peuplier jaune. Même si le cyprès chauve avait un taux de consommation de lixiviat plus élevé, la croissance des plantes était inhibée par la toxicité du lixiviat. D'après ces résultats, le saule hybride, le sycomore et le saule noir sont les arbres avec le plus ce site. De plus, le cyanure était dégradé dans la rhizosphère des plantes (en particulier le cyprès chauve et le saule hybride), tandis que le fluorure s'accumulait dans le sol et les tissus végétaux.

Luo et al. (2013) utilisé le techniques sur graines de maïs et de haricots, Alors il a mis les SS à l'air (500 g) ont été placés dans des pots en plastique, L'humidité Des graines de maïs (*Zea mays L. cv. Nongda No. 108*) et de haricots (*P vulgaris L. haricot blanc*) ont été semées directement dans les sols. Après la germination, les semis ont été éclaircis à 4 plantes par pot. Le 14ème jour après le semis des plantes, Acide , S-éthylène diamine disuccinique (EDDS) a été appliqué à la surface des sols de deux manières différentes (chauffé et non chauffé) à des taux de 0 (contrôle), 1,0 et 5,0 mmol kg⁻¹ de sol sous forme de 100 ml de solutions Na₃EDDS, et Pour compléter les différents traitements chélates, l'EDDS a été dilué à partir de 50 mM de solutions salines de Na₃EDDS (pH 10,1). Avant l'application de l'EDDS, toutes les plantes poussaient très bien et aucun symptôme visuel de toxicité n'a été observé. L'application d'EDDS a eu un effet significatif sur la croissance des plantes et sur les rendements en biomasse des pousses. Les poids sec des pousses de maïs et de haricots diminuaient à mesure que le niveau des chélates appliqués au sol augmentait, en appliquant le même dosage d'EDDS, la diminution des rendements en biomasse sèche des plantes était plus prononcée lorsque l'EDDS était appliqué sous forme de solutions chaudes à la surface du sol que lorsqu'une solution normale d'EDDS était appliquée. Les rendements en biomasse des pousses de maïs et de haricots ont diminué de 18 % et 24 %, lorsque l'EDDS était ajouté dans des solutions chaudes par rapport à lorsque l'EDDS était ajouté dans une solution normale à la même dose. Dans la présente étude, les métaux lessivés du traitement EDDS à 1 mmol kg⁻¹ ont diminué aux niveaux du groupe témoin 14 jours après l'application d'EDDS. Par conséquent, s'il n'y a pas de précipitations dans les 14 premiers jours après l'application d'EDDS, la quantité de métaux lessivés dans le milieu environnant serait minime. De plus, si certaines plantes à système racinaire (SR) profond, telles que le vétiver, peuvent être introduites en culture intercalaire avec les plantes cibles, les métaux lourds peuvent être efficacement éliminés en récoltant les pousses de haute -les plantes à biomasse. Dans le même temps, la lixiviation des métaux peut être empêchée par leur rétention et leur réadsorption dans le sol en raison du système racinaire profond des espèces végétales introduites.

Madera Parra et al. (2014) a utilisé les techniques sur *Gynerium sagittatum* (Gs), *Colocasia esculenta* (Ce) et *Heliconia psittacorum* (He) plantés dans des zones humides artificielles traitant le lixiviat de décharge (LD) synthétique, Afin d'évaluer l'aptitude de ces espèces pour la phytoremédiation des LD contaminés par des métaux Cd (II), Hg (II), Cr (VI) et Pb (II) utilisant un flux horizontal souterrain construit des zones humides à l'échelle d'un microcosme dans des conditions tropicales, et le lixiviat de décharge synthétique a été utilisé afin d'éviter les interférences potentielles dans le processus de Bioremédiation par les métaux organiques toxiques présents dans le lixiviat de décharge. Seize bioréacteurs ont été exploités dans deux blocs expérimentaux. Concentrations en métaux dans l'effluent racine, tige, branche et feuilles de plantes ont été analysées, ainsi que DCO, N-NH₄⁺, TKN, T, pH, ORP, DO, et EC. Les efficacités d'élimination moyennes de la Demande Chimique en Oxygène (DCO), d'azote total Kjeldahl (TKN) et du NH₄⁺N étaient de 66, 67 et 72 %, respectivement, et l'élimination des métaux lourds variait de 92 à 98 % dans toutes les unités. Le Cr (VI) n'a été détecté dans aucun échantillon d'effluent. Les facteurs de bioconcentration (FBC) étaient de 100 -102. Le FBC du Cr (VI) était le plus faible : 0,59 et 2,5 (L kg⁻¹) pour Gs et He respectivement ; tandis que Cd (II) avait le plus haut (130-135 L kg⁻¹) pour Gs. Les racines ont montré une teneur en métal plus élevée que les pousses. Les TF étaient plus faibles, He était la plante présentant des TF (facteur de translocation) > 1 pour Pb (II), Cr (VI) et Hg (II) et 0,4- 0,9 pour le Cd (II) et le Cr (VI). Les plantes évaluées démontrent leur aptitude à la phytoremédiation des lixiviats de décharge et toutes peuvent être classées comme des accumulateurs de métaux. Ce travail indique que les systèmes biologiques tels que les zones humides artificielles étudiées, plantés avec les espèces tropicales Ce, Gs et He, peuvent accomplir la qualité de l'eau requière une concentration en métaux et atteindre des niveaux de réduction similaires à ceux obtenus avec des systèmes hautement mécanisés.

Xu et al. (2019) a utilisé les presque mêmes techniques avec **Yalçuk & Ugurlu. (2019)** sur *Typha latifolia* (quenouilles) et en plus *Puccinellia nuttalliana* (alcaligrass), Mais dans le but de vérifier bioaccumulation de sodium (Na⁺) et de chlorure, et Le sol utilisé dans cette étude est un mélange tourbe/sable/argile, et du lixiviat de décharge (LD) (Brady Landfill, Winnipeg, MB, CA), Deux dilutions de lixiviat ont été appliquées en utilisant de l'eau du robinet en V : 20 % et 30 % de lixiviat. Tous les semis ont été semés dans des pots et ont poussé à 12 semaines en serre, Une quantité équivalente d'engrais (F) a été utilisée pour les tests des deux étapes en calculant la concentration d'azote, qui était basée sur la valeur de 20 % (200 mg/L NH₄⁺-N) et 30 % (300 mg/L NH₄⁺-N) Dilutions LD, respectivement. Les 20%

LD et F ont été utilisés au début de l'étape 1 et des dilutions à 30% ont été utilisées pour l'étape 2. De l'eau du robinet (100 ml) a été utilisée pour arroser quotidiennement toutes les plantes dans l'environnement de la serre, Les résultats de cette étude ont révélé que le LD, qui contient une grande quantité de nutriments, pourrait améliorer le rendement de la biomasse végétale et peut être considéré comme une alternative d'irrigation, en particulier pour la quenouille qui a produit une biomasse similaire, Les résultats de cette étude ont révélé que le LD, qui contient une grande quantité de nutriments, pourrait améliorer le rendement de la biomasse végétale et peut être considéré comme une alternative d'irrigation, en particulier pour la quenouille qui a donné une condition de biomasse similaire, et la capacité des deux plantes à éliminer de manière significative les sels du sol et à phytoaccumuler le sodium et le chlorure dans leur biomasse. Dans l'ensemble, l'étude a révélé la possibilité d'utiliser l'Amérique du Nord des halophytes indigènes pour la phytoremédiation du lixivats de décharge. Et Les études axées sur l'assainissement du lixivats de décharge à haute salinité et concentration en ammonium nécessitent une exploration plus approfondie

*En conclusion, nous pouvons dire que les chercheurs précédents ont fait de nombreuses expériences et recherches dans ce domaine pour atteindre la possibilité et la méthode d'utilisation et exploiter des lixivats dans l'irrigation, la germination et le traitement des plantes, et Chaque chercheur a utilisé sa propre méthode différente et la plante qui l'aide dans l'expérience, avec quelques similitudes entre elles dans la méthode de travail ou le type de plante choisie, et La différence réside également dans la localisation des déchets, car chaque localisation se caractérise par ses caractéristiques et ses composants, les objectifs et les résultats étaient différents pour chaque chercheur en raison de la différence de méthode, Pour qu'ils trouvent que Les caractéristiques du site déterminent la capacité générale à stocker et à absorber les composants du lixiviat. Ils ont également constaté que les avantages de l'utilisation de lixiviat des déchets dans l'agriculture, et la croissance des plantes sont liés à la quantité d'eau et de nutriments disponibles. Ils ont également prouvé et ont constaté que lixiviat des déchets contient des éléments nécessaires à la croissance des plantes, chacun en fonction de sa concentration et de ses besoins, et ils ont prouvé que l'augmentation de l'azote Il a des effets négatifs sur la plante, et L'excès de salinité du sol ou lixiviat des déchets à certains niveaux entraîne une diminution de croissance et production végétale, et le composant et la concentration des lixivats à un grand rôle et des effets négatifs et positifs sur la croissance des plantes et pythoremédiation.

Conclusion générale

Conclusion

La technologie de phytoremédiation est l'application des plantes à l'extraction et à la translocation de contaminants vers la biomasse aérienne. La technologie peut être limitée par plusieurs facteurs tels que la spécificité des contaminants, la consommation de temps, etc. Néanmoins, la phytoremédiation intégrée à d'autres technologies a été décrite être des alternatives efficaces et praticables aux techniques d'ingénierie conventionnelles coûteuses pour remédier à la contamination. La nécessité d'une solution intégrée a été soulignée dans le scénario, qui peut réduire efficacement l'accumulation de déchets solide municipaux et les polluants associés.

Élaborent la justification de l'utilisation des arbres avec irrigation pour gérer l'eau contaminée, identifient les principales limitations et fournissent des conseils de conception généraux. Ils soutiennent que la phytoirrigation fournit un moyen relativement peu coûteux de déplacer l'eau altérée vers une zone ou forêt à traiter. Selon eux, les systèmes d'irrigation peuvent être utilisés pour appliquer de l'eau à la surface du sol ou en dessous pour répondre aux exigences de traitement et pour l'acceptation réglementaire et publique. Les conceptions de systèmes d'irrigation basés sur les arbres sont particulièrement avantageuses en raison de la forte utilisation d'eau, de l'enracinement profond et des faibles coûts d'exploitation et d'entretien des systèmes d'arbres. La compréhension de la dynamique de la phytoremédiation nécessite une approche multidisciplinaire impliquant la biologie, la biochimie et l'ingénierie des systèmes d'assainissement. Même les avancées dans les processus de phytoremédiation doivent être modifiées pour s'adapter aux conditions d'enfouissement. D'autres études peuvent inspecter l'efficacité avec laquelle ces espèces peuvent être utilisées dans les techniques de phytoremédiation, les zones humides artificielles et l'application de projets de réhabilitation de sites d'enfouissement.

Malgré les inconvénients possibles, les formes de dépollution des lixiviats de décharge à base de plantes et de sols offrent de nombreux avantages ; en général, elles peuvent être considérées comme une option rentable, en particulier lors de la pulvérisation sur de grandes superficies adjacentes à un terrain, Remblais ou sur des zones couvertes, et la Recherche en phytoremédiation a démontré son utilité dans la gestion des déchets, et La phytoremédiation offre des solutions viables à de nombreux problèmes environnementaux liés à la réhabilitation des décharges et a plusieurs applications.

Les principales conclusions sont résumées comme suit :

- Les principaux risques environnementaux associés au lixiviats de décharge (LD) sont les niveaux élevés de NH_4 , DBO, DCO, Na et Cl. Tout système terrestre efficace de traitement des lixiviats doit être capable de les traiter simultanément.
- Les systèmes de traitement des forêts et des prairies sont efficace pour éliminer le NH_4 , la DBO et la DCO du LD, mais moins efficace pour éliminer le Na et le Cl. Avec une gestion correcte, les SRC et les cultures de biomasse peuvent être utilisés pour assainir efficacement le lixiviat et offrir un avantage par la fourniture de biocarburants.
- La composition du LD varie considérablement dans l'espace et dans le temps, même sur un seul site d'enfouissement, et par conséquent les systèmes de traitement doivent être capables de répondre aux changements de qualité et de quantité du lixiviat.
- Pendant les périodes hivernales où il y a peu de potentiel d'assainissement à base de plantes et une probabilité accrue de dommages environnementaux, le lixiviat devra être stocké ou éliminé par une autre voie.
- l'échec des programmes de phytoremédiation du LD peut être attribué à une charge excessive et à une accumulation de sels en excès dans le sol en raison d'une mauvaise gestion et compréhension du système de bioréacteur sol plante, Une approche de gestion fondée sur les connaissances est la clé du succès d un programme.
- Il ya à nombreuses études sur l'assainissement terrestre des, la plupart d'entre elles se sont concentrées sur des questions spécifiques (élimination du NH_4 , ML (métaux lourds), qualité de l'eau, production de biomasse, biodiversité..).Il n'existe pas d'études environnementales holistiques qui prennent en compte tous les aspects nécessaires pour évaluer de cycle de vie complet et l'impact environnemental complet.
- Les systèmes d'irrigation par lixiviat terrestres sont susceptibles de présenter peu de menace pour la santé humaine.
- les systèmes d'irrigation par lixiviats de décharge terrestres semblent économiquement viables. Cependant, d'autres analyses coûts-avantages sont nécessaires pour le confirmer. Des comparaisons doivent être faites avec d'autres options de traitement pour une gamme de types, de tailles et d'âges de décharges.
- les systèmes d'irrigation par LD terrestres ont utilisé du lixiviat brut. Il existe donc un grand potentiel d'utilisation du prétraitement pour réduire les charges de polluants

Références Bibliographiques

Bibliographie

Abbas Z. Arooj F., Ali S., Zaheer I.E., Rizwan M. et Riaz M.A. (2019).Phytoremediation of landfill leachate waste contaminants through floating bed technique using water hyacinth and water lettuce [Journal] // International Journal of Phytoremediation. - Pakistan : [s.n.], 31 Jul 2019.

Ahmed A. et Samira. Essai de rehabilitation d'un sol contamined par les hydrocarbures a laide de tensioactifs obtenus par voie biologique [Report] : Thèse du diplôme de Magistère. - 2011.

P. Dahlin T. et Dimitriou I. (2010).Treatment of landfill leachate by irrigation of willow coppice– Plant response and treatment efficiency [Journal] // Environmental Pollution. - Sweden : [s.n.], 2010. - 158. - pp. 795-804.

Awasthi A.K. Pandey A.K. et Khan J. (2017).Municipal solid waste leachate impact on metabolic activity of wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings [Journal] // Springer-Verlag Berlin Heidelberg. - 26 June 2017. - 24. - pp. 17250–17254.

Bhagwat R.V. Boralka D.B. et Chavhan R.D. (2018).Remediation capabilities of pilot-scale wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Acorus calamus* to treat landfill leachate [Journal] // Journal of Ecology and Environment. - 2018.

Bouchet C. Traitement des lixiviats:des affluents complexes qui nécessitent un traitement poussé [Journal]. - PARIS : [s.n.], 14 AVRIL 2014. - 49 : Vol. 4862.

Bowman M.S. Clune T.S. et Sutton B.G. (2001).Sustainable management of landfill leachate by irrigation [Journal] // Department of Crop Sciences. - Australia : [s.n.], 31 January 2001.

Bożym M. Król A. et Mizerna K. (2020).Leachate and contact test with *Lepidium sativum* L. to assess the phytotoxicity of waste [Journal] // International Journal of Environmental Science and Technology. - 6 October 2020.

Christensen T.H. Cossu R. et Stegmann R. (1992).Landfilling of Waste:Leachate [Journal] // Taylor & Francis. - LONDON AND NEW YORK : [s.n.], 1992. - p. 70.

Erdogan R. Zaimoglu Z., Yavuz Sucu M., Budak F. et Kekec S. (2008).Applicability of leachates originating from solid-waste landfills for irrigation in landfill restoration projects [Journal] // Journal of Environmental Biology. - Yuregir, Adana, Turkey : [s.n.], 10 September 2008. - 29 : Vol. 5. - pp. 779-784.

- Fasani E. Dalcorso G., Zerminiani A., Ferrarese A., Campostrini P. et Furini A. (2019).** Phytoremediatory efficiency of *Chrysopogon zizanioides* in the treatment of landfill leachate: a case study [Journal] // *Environmental Science and Pollution Research*. - 12 February 2019.
- Glandier S.** Risques sanitaires liés aux fuites des lixiviats des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés [Report] : thèse. - 2002.
- Kalousek P. Schreiber P., Vyhnánek T., Trojan V., Adamcová D. et Vaverková M.D. (2020).** Effect of Landfill Leachate on the Growth Parameters in Two Selected Varieties of Fiber Hemp [Journal] // *International Journal of Environmental Research*. - Tehran : [s.n.], 10 March 2020. - 14. - pp. 155–163.
- Kang D.-H. Tsao D., Wang-Cahill F., Rock S., Schwab A.P. et Banks M.K. (2008).** Assessment of Landfill Leachate Volume and Concentrations of Cyanide and Fluoride during Phytoremediation [Journal] // *Bioremediation Journal*. - USA : [s.n.], 2008. - 12 : Vol. 1. - pp. 35–48.
- Kumarathilaka P. Wijesekara H., Bolan N., Kunhikrishnan A. et Vithanage M. (2017).** Phytoremediation of Landfill Leachates [Journal] // Springer International Publishing. - 2017. - p. 1_17.
- Luo C.-L. Shen Z.-G. et Li X.-D. (2013).** Plant Uptake and the Leaching of Metals During the Hot Edds-Enhanced Phytoextraction Process [Journal] // *International Journal of Phytoremediation*. - Hong Kong : [s.n.], 01 May 2013. - Vol. 9. - pp. 181–196.
- Madera Parra C.A. Peña-Salamanca E.J., Peña M.R., Rousseau P.L. et Lens P.N. L. (2014).** Phytoremediation of Landfill Leachate with *Colocasia esculenta*, *Gynerum sagittatum* and *Heliconia psittacorum* in Constructed Wetlands [Journal] // *International Journal of Phytoremediation*. - Colombia : [s.n.], 17 August 2014. - 1 : Vol. 17. - pp. 16–24.
- Mortet A.** Etude Du rôle de quelques plantes graminées et légumineuses dans la phytoremediation des sols pollués par les hydrocarbures [Report] : Thèse de doctorat. - 2019.
- Mukherjee S. Mukhopadhyay S., Hashim M.A. et Sen Gupta B. (2015).** Contemporary Environmental Issues of Landfill Leachate: Assessment and Remedies [Journal] // Taylor & Francis. - Kuala Lumpur, Malaysia : [s.n.], 24 January 2015. - 45 : Vol. 5. - pp. 472–590.
- Nagendran R. Selvam A., Joseph K. et Chiemchaisri C. (2006).** Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dumpsites: A brief review [Journal] // *Waste Management*. - Thailandi, India : [s.n.], 3 May 2006. - 26. - pp. 1357–1369.

Nouri M. et Haddioui A. (2016). Les techniques de dépollution des sols contaminés par les métaux lourds: une revue (The remediation techniques of heavy metals contaminated soils: a review) [Journal] // Maghrebian Journal of Pure and Applied Science. - Maroc : [s.n.], 20 novembre 2016. - 2. - pp. 47- 58.

Origo N. (2012). Réhabilitation des sites pollués par phytoremédiation [Journal] // Vertigo La revue électronique en sciences de l'environnement. - 2012. - 2 : Vol. 12. - p. 05/24.

Técher D. Réhabilitation de sols pollués par des plantes grâce aux bactéries associées à la rhizosphère de *miscanthus giganteus* [Report] : Thèse de Doctorat. - 2011.

Trabelsi S. Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques : application aux lixiviats de la décharge tunisienne "Jebel Chakir" [Report] : thèse doctorat. - Paris : [s.n.], 2012.

Ugya A.Y. et Priatamby A.P. (2016). Phytoremediation of Landfill Leachates Using *Pistia Stratiotes*: A Case Study of Kinkinau U/Ma'azu Kaduna, Nigeria [Journal] // American Journal of Biological and Environmental Statistics. - Nigeria : [s.n.], 12 October 2016. - 2 : Vol. 4. - pp. 60-63.

Vaverková M.D., Zloch J., Adamcová D., Radziemska M., Vyhnánek T., Trojan V., Winkler J., Dorđević B., Elbl J. et Brtnický M. (2019). Landfill Leachate Effects on Germination and Seedling Growth of Hemp Cultivars (*Cannabis Sativa L.*) [Journal] // Waste Biomass Valor. - 2019. - 10. - pp. 369–376.

Wijekoon P., Wickramasinghe C., Athapattu B.C.L., Narayana M., Alwis A. et Vithanage M. (2020). Biomass valorization and phytoremediation as integrated Technology for Municipal Solid Waste Management for developing economic context [Journal] // Biomass Conversion and Biorefinery. - Sri Lanka : [s.n.], 23 June 2020.

Xu Q., Renault S. et Yuan Q. (2019). Phytodesalination of landfill leachate using *Puccinellia nuttalliana* and *Typha latifolia* [Journal] // International Journal of Phytoremediation. - Canada : [s.n.], 2 May 2019. - 9 : Vol. 21. - pp. 831–839.

Yalçuk A. et Ugurlu A. (2019). Treatment of landfill leachate with laboratory scale vertical flow constructed wetlands: plant growth modeling [Journal] // International Journal of Phytoremediation. - Ankara, Turkey : [s.n.], 12 Aug 2019.

Annexes

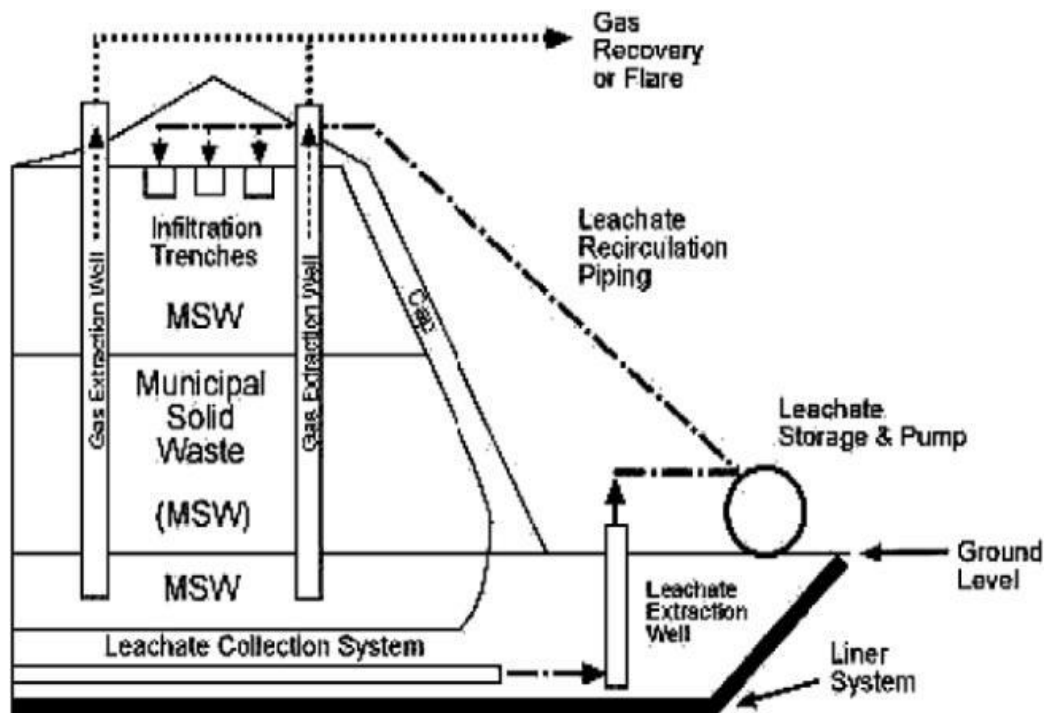


Fig1 : Schéma d'une décharge de bioréacteur utilisant la recirculation de lixiviat (Nagendran *et al.*, 2006).



Fig 2 : Décharge à ciel ouvert de MSW, UD, Pune, Inde (Bhagwat *et al.*, 2018)



Fig 3. Bassin de lixiviat non scientifique à la décharge UD, Pune, Inde (Bhagwat *et al.*, 2018)

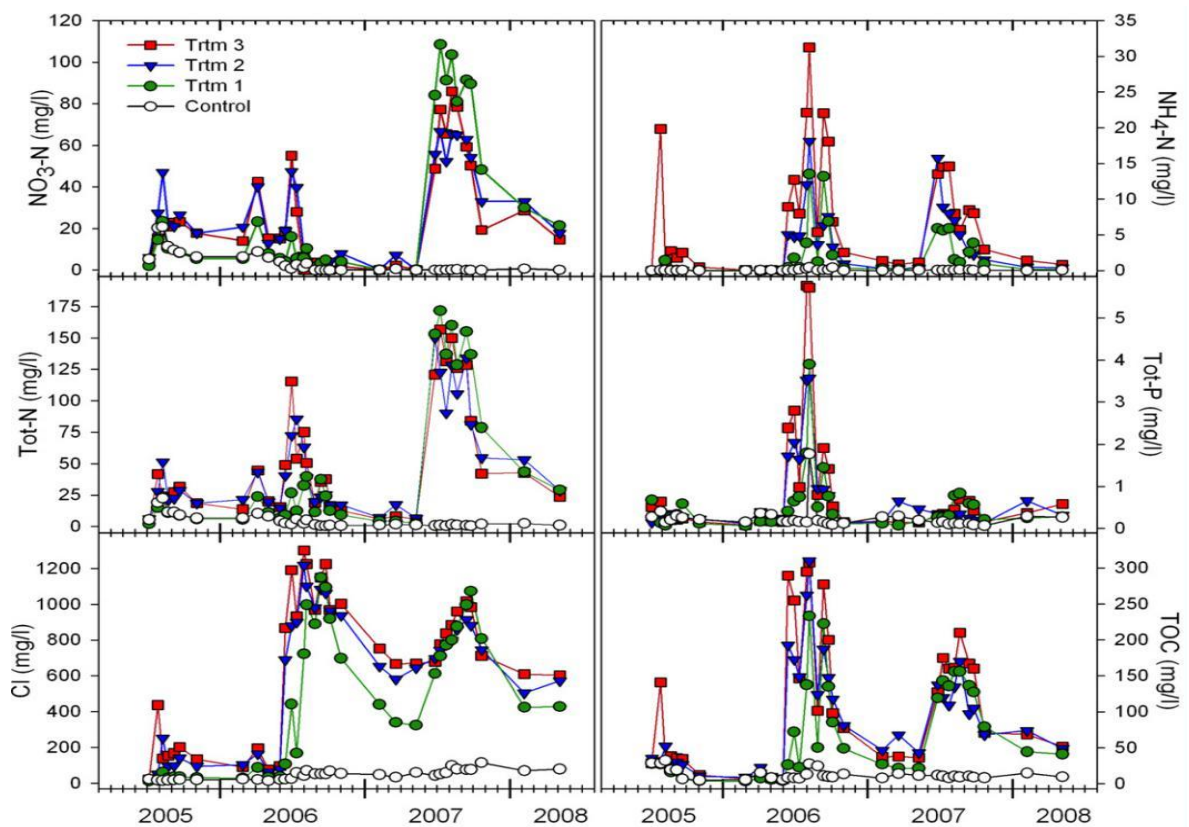


Fig 4 : Concentrations de différents éléments (à l'exception des métaux) dans les eaux souterraines superficielles dans les traitements 1 à 3 et le témoin (valeurs moyennes de quatre observations). La première mesure en 2005 fait référence à l'échantillonnage avant le début de l'irrigation dans une expérience de terrain de 3 ans à Upplands-Bro, dans le centre de la Suède. (Aronsson *et al.*, 2010)

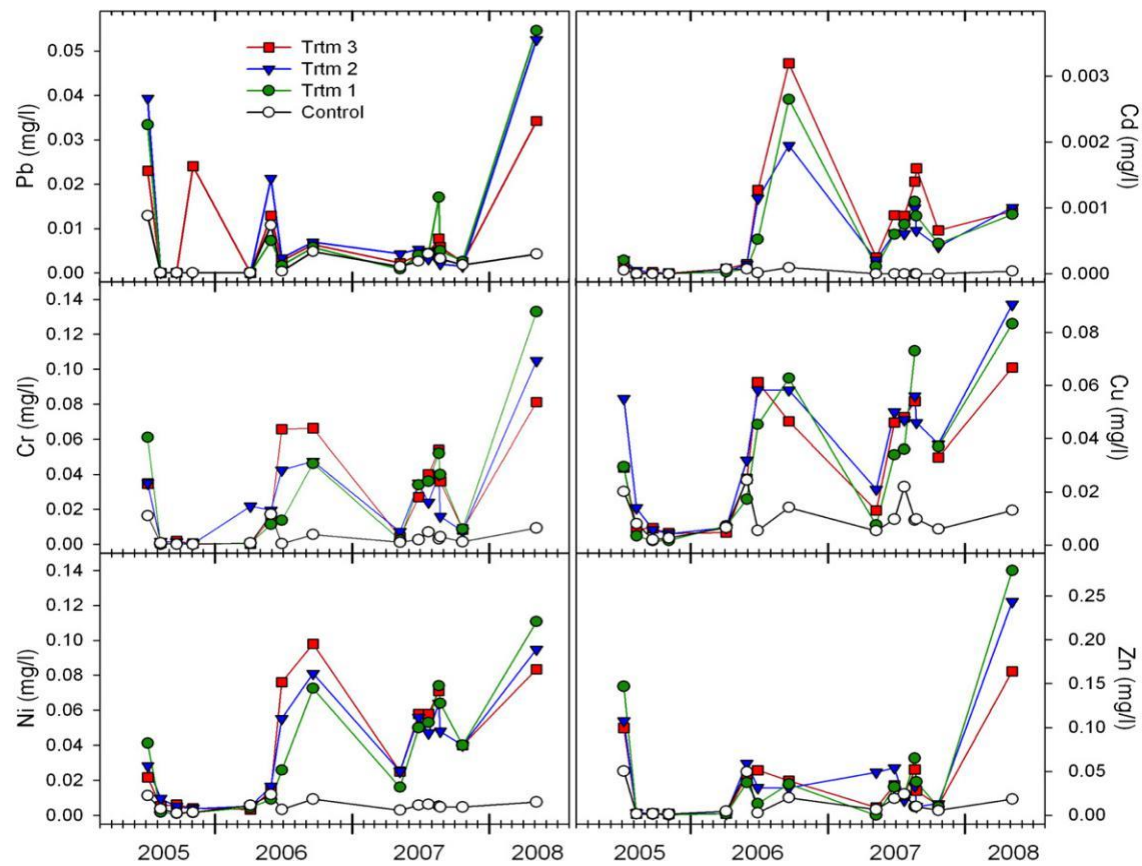


Fig 5 : Concentration de métaux lourds dans les eaux souterraines superficielles dans les traitements 1 à 3 et le témoin (valeurs moyennes de quatre observations). La première mesure en 2005 fait référence à l'échantillonnage avant le début de l'irrigation dans une expérience de terrain de 3 ans à Upplands-Bro, dans le centre de la Suède. (Aronsson *et al.*, 2010).



Fig. 6 : Collecte d'échantillons de lixiviat de décharge du site d'enfouissement de Mehmood Booti, Lahore, Pakistan. (Abbas *et al.* 2019)

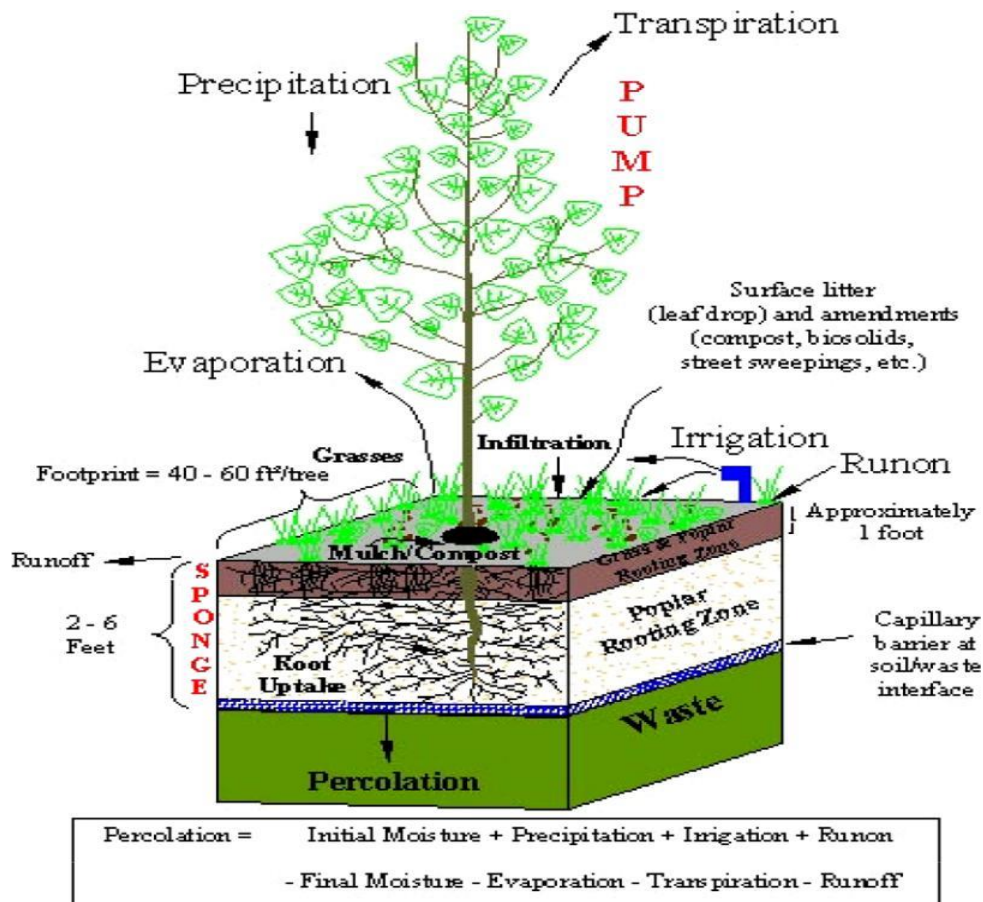


Fig 7. Plant environment interactions. Source: Licht and Isebrands (2005)

(Nagendran *et al.*, 2006)



Fig 8 : Diagramme schématique montrant la décharge et la photographie aérienne (en médaillon) du site d'enfouissement (Vaverková *et al.*, 2019)

ملخص

تعتبر انبعاثات الرشح من مدافن النفايات مصدر قلق ، ويرجع ذلك في المقام الأول إلى تأثيرها السام عند إطلاقها دون رادع في البيئة ، وإمكانية أن تولد مدافن النفايات العصارة لعدة مئات من السنين. بعد الإغلاق. لذلك ، تعتبر خيارات التخلص المستدامة اقتصاديًا وبيئيًا أولوية في إدارة النفايات. أحد الخيارات المحتملة هي استخدام برامج الصرف الصحي القائمة على التربة والنباتات. في كثير من الحالات، باستخدام الأشجار أو الأراضي العشبية، نجحت معالجة العصارة النباتية. ومع ذلك ، هناك عدد كبير من الأمثلة التي فشلت فيها المعالجة النباتية. عادة ، يمكن أن يُعزى هذا الفشل إلى الإفراط في استخدام المادة المرشحة وسوء الإدارة بسبب نقص أساسي في فهم نظام تربة النبات. بشكل عام ، من خلال الإدارة الدقيقة ، يمكن اعتبار المعالجة النباتية خيارًا مستدامًا وفعالاً من حيث التكلفة وصادقًا للبيئة قادرًا على معالجة 250 متر مكعب هكتار في السنة. الاستجابة للتغيرات في جودة وكمية العصارة، وقضايا إنشاء وصيانة النظام، والرصد البيئي المستمر والأنماط الموسمية لنمو النبات

Résumés

Les émissions de lixiviat des sites d'enfouissement sont préoccupantes, principalement en raison de leur impact toxique lorsqu'elles sont rejetées sans contrôle dans l'environnement, et du potentiel pour les sites d'enfouissement de générer du lixiviat pendant plusieurs centaines d'années après la fermeture. Par conséquent, les options d'élimination économiquement et écologiquement durables sont une priorité dans la gestion des déchets. Une option potentielle est l'utilisation de programmes d'assainissement basés sur les sols et les plantes. Dans de nombreux cas, en utilisant soit des arbres soit des prairies, la phytoremédiation du lixiviat a réussi. Cependant, il existe un nombre important d'exemples où la phytoremédiation a échoué. En règle générale, cet échec peut être attribué à une application excessive de lixiviat et à une mauvaise gestion en raison d'un manque fondamental de compréhension du système plante-sol. Dans l'ensemble, avec une gestion prudente, la phytoremédiation peut être considérée comme une option durable, rentable et respectueuse de l'environnement, capable de traiter 250 m³ ha 1 an. De répondre aux changements de qualité et de quantité du lixiviat, aux problèmes d'établissement et d'entretien du système, à la surveillance continue de l'environnement et aux modèles saisonniers de croissance des plantes.

Mot clé : lixiviat, phytoremédiation, gestion des déchets,

Abstract

Leachate emissions from landfills are of concern, primarily because of their toxic impact when released unchecked into the environment, and the potential for landfills to generate leachate for several hundred years. After closing. Therefore, economically and environmentally sustainable disposal options are a priority in waste management. One potential option is the use of soil and plant based sanitation programs. In many cases, using either trees or grasslands, leachate phytoremediation has been successful. However, there are a significant number of examples where phytoremediation has failed. Typically, this failure can be attributed to excessive leachate application and mismanagement due to a fundamental lack of understanding of the plant soil system. Overall, with careful management, phytoremediation can be considered a sustainable, cost-effective and environmentally friendly option capable of treating 250 m³ ha 1 year. Respond to changes in leachate quality and quantity, system establishment and maintenance issues, ongoing environmental monitoring and seasonal patterns of plant growth.

Key words: Landfill leachate, phytoremediation, waste management