

Étude de la contamination des sols par les éléments traces métalliques : influence de la profondeur de la contamination sur la croissance de plantes indigènes et évaluation de la mobilité du zinc

Auteur : Naert, Nathan

Promoteur(s) : Colinet, Gilles; Debbaut, Vincent

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en sciences et gestion de l'environnement, à finalité spécialisée en surveillance de l'environnement

Année académique : 2016-2017

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/3205>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Faculté des Sciences

Département des Sciences et Gestion de l'Environnement

Année académique 2016 - 2017

Étude de la contamination des sols par les éléments traces métalliques :
influence de la profondeur de la contamination sur la croissance de plantes
indigènes et évaluation de la mobilité du zinc



Mémoire présenté par Nathan NAERT

en vue de l'obtention du grade de Master en Sciences et Gestion de l'Environnement, à finalité
spécialisée en monitoring environnemental

CO-PROMOTEURS : G. Colinet, A. Liénard



Echanges Eau-Sol-Plante
Gembloux Agro-Bio Tech
Université de Liège

Faculté des Sciences

Département des Sciences et Gestion de l'Environnement

Année académique 2016 - 2017

Étude de la contamination des sols par les éléments traces métalliques :
influence de la profondeur de la contamination sur la croissance de plantes
indigènes et évaluation de la mobilité du zinc

Mémoire présenté par Nathan NAERT

en vue de l'obtention du grade de Master en Sciences et Gestion de l'Environnement, à finalité
spécialisée en monitoring environnemental

CO-PROMOTEURS : G. Colinet, A. Liénard

Résumé

La répartition et la concentration des métaux retrouvés suite à leur utilisation intensive dans le développement de la société constituent aujourd’hui un problème environnemental majeur. Sous forme d’éléments traces métalliques, ils sont facilement adsorbés par les constituants organiques et minéraux des sols de sorte qu’ils s’accumulent dans les horizons de surface. Mais quel comportement observe-t-on lorsque cette couche se retrouve plus en profondeur ?

Le travail réalisé se base sur un dispositif expérimental composé de différentes modalités de profondeur d’une couche définie de sol contaminé disposée dans des lysimètres (absente, de surface, profonde de 25 cm ou de 50 cm). Les finalités sont d’étudier d’une part, la capacité de trois plantes indigènes (*Sinapis alba*, *Echium vulgare*, *Tanacetum vulgare*) à se développer au sein de ces modalités et d’autre part, d’observer l’évolution de la teneur en Zn dans la solution du sol mesurée à différentes hauteurs du lysimètre.

À l’issue des résultats obtenus et malgré qu’aucune différence significative entre les modalités pour le développement des diverses plantes ne se dégage, on observe une tendance à une germination plus importante lorsque le sol pollué se situe en surface et également une hauteur finale réduite pour cette même modalité. Concernant les teneurs en Zn, on constate que les couches de sol pollué relarguent très peu de Zn dans la solution du sol quelle que soit la profondeur considérée. Les teneurs les plus importantes dans les eaux de percolation sont retrouvées pour les lysimètres témoins constitués uniquement de sable et de terreau industriel.

Mots-clefs : sol pollué, éléments traces métalliques, zinc, *Sinapis alba*, *Echium vulgare*, *Tanacetum vulgare*, lysimètre, bougies poreuses

Abstract

Distribution and concentration of metals became a major environmental issue because of their massive utilization to support the development of the society. Trace metals elements are easily adsorbed by organic matter and soil’s minerals in such a way that they accrue in the first soil layers. But what happens when this layer is buried deeper?

This work is based on experimental lysimeters where polluted soil layer is placed at various depths (none, on the surface, 25-cm and 50-cm deep). The aim is to study the capacity development of three local plants (*Sinapis alba*, *Echium vulgare*, *Tanacetum vulgare*) in these conditions. In a second time, the evolution of the zinc concentration is derived from the soil’s solution at various heights.

The results show no significative difference in the development plants between the practical details. However, one can see a trend of higher percentages of plants germination when the polluted soil is on the surface and also a smaller final height for the same disposition compared to the three other configurations. As regards the zinc levels, the observations show that polluted soil layers release few amounts of zinc whatever the depth. The highest concentrations in percolation water were found for lysimeters without polluted soil, where only sand and industrial compost were used.

Keywords : polluted soil, trace metals elements, zinc, *Sinapis alba*, *Echium vulgare*, *Tanacetum vulgare*, lysimeter, suction cups

Remerciements

J'aimerais remercier le Professeur Gilles Colinet d'avoir eu la gentillesse de m'accueillir au sein de son équipe et d'avoir accepté d'être mon promoteur.

Un immense MERCI au Docteur Amandine Liénard pour sa disponibilité, sa patience et ses nombreux conseils aussi bien au cours des expériences réalisées qu'à la rédaction de ce travail.

Merci à l'ensemble de l'équipe de l'axe Échanges Eau-Sol-Plante pour leur chaleureux accueil et spécialement à Raphaël, Jean-Charles, Madame Béatrice et Madame Françoise pour toute leur aide inestimable durant les diverses analyses de laboratoire. Sans oublier Serge et ses talents de menuisier ! Merci ! Merci à tous !

Et un dernier petit mot pour remercier les « TFistes » gembloutois de m'avoir intégré si naturellement dans leur groupe et remercier tous les sympathisants du CEECA et d'Arlon Ville Etudiante sans qui de nombreux projets remplis de merveilleux souvenirs et de rencontres n'auraient jamais pu avoir lieu au cours de ces deux dernières années.

Table des matières

LISTE DES ABRÉVIATIONS	3
LISTE DES TABLEAUX	4
LISTE DES FIGURES	4
INTRODUCTION	6
PARTIE INTRODUCTIVE	8
1 POLLUTION DES SOLS	8
1.1 <i>Éléments traces métalliques.....</i>	8
1.1.1 Le cadmium	9
1.1.2 Le zinc.....	9
1.1.3 Le plomb.....	10
1.1.4 Le nickel.....	11
1.1.5 Le cuivre	11
2 GÉNÉRALITÉS SUR LA PHYTOREMÉDIATION.....	12
2.1 <i>La phytostabilisation</i>	13
2.2 <i>La phytoextraction</i>	13
3 CONCEPT DE MOBILITÉ DES ÉLÉMENTS AU SEIN DE LA MATRICE SOL.....	16
3.1 <i>Processus physicochimiques et chimiques intervenant dans la mobilité des éléments dans le sol.</i>	16
3.1.1 Le pH	17
3.1.2 Le potentiel d'oxydoréduction	17
3.1.3 Capacité d'échange cationique	18
3.2 <i>Processus liés à l'activité biologique des microorganismes intervenant dans la mobilité des éléments dans le sol</i>	18
4 OBJECTIFS DU TRAVAIL	19
MATÉRIELS ET MÉTHODES	20
1 DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL.....	20
1.1 <i>Montage du dispositif expérimental</i>	21
1.1.1 Collecte et homogénéisation du sol pollué	21
1.1.2 Réalisation des profils de sol dans les lysimètres	22
1.2 <i>Matériel biologique</i>	26
1.2.1 Moutarde	26
1.2.2 Vipérine	27
1.2.3 Tanaïsie	28
2 ANALYSES DE CARACTÉRISATION DES MATRICES	29
2.1 <i>Humidité résiduelle.....</i>	29
2.2 <i>Mesure du pH_{eau} et du pH_{KCl}</i>	29
2.3 <i>Dosage du carbone organique total.....</i>	30
2.4 <i>Dosage de l'azote total.....</i>	30
2.5 <i>Eléments disponibles</i>	31
2.6 <i>Eléments solubles</i>	31
2.7 <i>Eléments pseudo-totaux.....</i>	31
3 SUIVIS RÉALISÉS	32
4 ANALYSE STATISTIQUE DES DONNÉES	34

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS	35
1 CARACTÉRISATION DES DIFFÉRENTES MATRICES	35
1.1 <i>Comparaison des teneurs totales en ETM du sol pollué utilisé avec la norme wallonne</i>	36
1.2 <i>Comparaisons des ETM entre les différentes matrices.....</i>	37
2 DÉVELOPPEMENT DES PLANTES INDIGÈNES	37
2.1 <i>Taux de germination</i>	37
2.2 <i>Comparaisons des hauteurs des plantes</i>	40
2.2.1 Évolution générale	40
2.2.2 Comparaisons statistiques	45
2.2.3 Conclusions des comparaisons des hauteurs des plantes	47
3 SUIVIS DES ETM DANS LA SOLUTION DU SOL.....	48
3.1 <i>Tendances générales.....</i>	48
3.1.1 Volumes récoltés.....	48
3.1.2 Concentrations en Zn	52
3.1.3 pH mesurés	56
3.2 <i>Comparaisons statistiques</i>	59
3.2.1 Concentration en Zn dans les eaux de percolation	59
3.2.2 Concentration en Zn dans les horizons	61
3.2.3 pH des horizons.....	62
3.2.4 pH des eaux de percolation.....	63
3.2.5 Conclusions des comparaisons des teneurs en Zn et pH observés.....	63
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	64
BIBLIOGRAPHIE	66
ANNEXES.....	71

Liste des abréviations

°C : degré Celsius
µg/kg : microgramme par kilogramme
µm : micromètre
ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (France)
ASBL
ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BTEX : Benzène Toluène Éthylbenzène Xylène
CEC : capacité d'échange cationique
CIRC : Centre international de recherche sur le cancer
cm : centimètre
ECHA : European CHemicals Agency
EDDS : Acide éthylène diamine disuccinique
EDTA : Acide éthylène diamine tétraacétique
ETM : Eléments traces métalliques
g : gramme
h : heure
HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
kg : kilogramme
m : mètre
M : molaire [mol par litre]
mg/100 g : milligramme par cent gramme
mg/jour : milligramme par jour
mg/kg : milligramme par kilogramme
mm: millimètre
mV : millivolt
N : Normalité [équivalent par litre]
n.d. : non défini
ng/m³ : nanogramme par mètre cube
OMS : Organisation mondiale de la santé
PCB : polychlorobiphényles
pH : potentiel hydrogène
ppm : partie par million
PVC : polychlorure de vinyle
SPW : Service public de Wallonie
tours/min : tours par minutes
ULg : Université de Liège
v/v : volume par volume
VI : Valeurs d'intervention
VR : Valeurs de référence
VS : Valeurs seuil

Liste des tableaux

Tableau 1 – Exemples de plantes hyperaccumulatrices. (Deneux-Mustin et al., 2003)	14
Tableau 2 – Listing de l'ensemble des lysimètres suivant leur numéro assigné et leurs modalités.....	25
Tableau 3 – Caractéristiques physico-chimiques et teneurs en ETM des matrices	35
Tableau 4 – Comparaison entre les teneurs en ETM du sol pollué utilisé et les normes du décret wallon relatif à la gestion des sols. (Parlement wallon, 2014).....	36

Liste des figures

Figure 1 – schéma du principe de la phytostabilisation	13
Figure 2 – Schéma du principe de la phytoextraction.....	14
Figure 3 – Différentes formes et localisations des éléments traces dans les sols.	16
Figure 4 – Schéma de la structure des lysimètres suivant les différentes modalités	20
Figure 5 – Photos représentant le matériel utilisé pour l'homogénéisation du sol pollué de départ..	22
Figure 6 – Représentation de l'agencement spatial du dispositif expérimental.....	23
Figure 7 – Photo du modèle de suction cup utilisé.	23
Figure 8 – Montage photos de la construction du dispositif expérimental	24
Figure 9 – Répartition des lysimètres en fonction de leur numéro associé.....	25
Figure 10 – Schéma du calque de plantage pour les semences de moutarde et de vipérine.....	26
Figure 11 – Photos de l'évolution du développement des plants de moutarde dans le dispositif expérimental (a) 18 jours, (b) 27 jours , (c) et (d) 45 jours après le semis.....	27
Figure 12 – Photo de (a) la rosette d'un plant de vipérine du dispositif expérimental 45 jours après le semis et (b) image de vipérine en fleur.....	28
Figure 13 – Photos de l'évolution des pousses de tanaisie dans le dispositif expérimental à (a) 27 jours, (b) 45 jours et (c) 109 jours après le semis	29
Figure 14 – Photo de l'attaque chimique lors du dosage de carbone organique total.....	30
Figure 15 – Photos des dispositifs de a) minéralisation et b) distillation dans le dosage de l'azote total.	31
Figure 16 – Photo du dispositif de chauffe lors de l'extraction des éléments pseudo-totaux.	32
Figure 17 – Montage photos du dispositif expérimental durant la période de suivi.....	33
Figure 18 – Graphique des pourcentages moyens de germination de la moutarde pour les différentes modalités « sol ».....	38
Figure 19 – Graphique des pourcentages moyens de germination de la vipérine pour les différentes modalités « sol ».....	39
Figure 20 – Graphique des taux moyens de recouvrement de surface pour la tanaisie suivant les différentes modalités « sol » à la date du 29/06/2017 (jour 69)	39
Figure 21 – Graphique de l'évolution de la hauteur moyenne des plants de moutarde suivant les différentes modalités « sol »	41
Figure 22 – Graphique de l'évolution de la hauteur moyenne des feuilles de vipérine suivant les différentes modalités « sol »	42
Figure 23 – Graphique de l'évolution de la hauteur moyenne de la tanaisie suivant les différentes modalités « sol »	43

Figure 24 – Représentation des quartiles des hauteurs en cm des plants de moutarde pour les différentes modalités à la date du 29/06/2017	45
Figure 25 – Représentation des quartiles des hauteurs en cm des feuilles de vipérine pour les différentes modalités à la date du 29/06/2017	46
Figure 26 – Représentation des quartiles des hauteurs en cm des pousses de tanaisie pour les différentes modalités à la date du 29/06/2017	47
Figure 27 – Évolution du volume moyen récolté de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité Témoin	50
Figure 28 – Évolution du volume moyen récolté de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité P1	50
Figure 29 – Évolution du volume moyen récolté de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité P2	51
Figure 30 – Évolution du volume moyen récolté de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité P3	51
Figure 31 – Évolution de la concentration moyenne en Zn dans la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et dans les eaux de percolation pour la modalité Témoin.....	54
Figure 32 – Évolution de la concentration moyenne en Zn dans la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et dans les eaux de percolation pour la modalité P1.....	54
Figure 33 – Évolution de la concentration moyenne en Zn dans la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et dans les eaux de percolation pour la modalité P2.....	55
Figure 34 – Évolution de la concentration moyenne en Zn dans la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et dans les eaux de percolation pour la modalité P3.....	55
Figure 35 – Influence du pH sur la proportion extractible en Zn dans un sol enrichi	56
Figure 36 – Évolution du pH moyen de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité Témoin	57
Figure 37 – Évolution du pH moyen de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité P1	57
Figure 38 – Évolution du pH moyen de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité P2	58
Figure 39 – Évolution du pH moyen de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité P3	58
Figure 40 – Représentation des quartiles des concentrations en Zn en ppm dans les eaux de percolation pour les différentes modalités « sol »	60
Figure 41 – Représentation des quartiles du logarithme des concentrations en Zn dans les eaux de percolation pour les différentes modalités « sol »	60
Figure 42 – Représentation des quartiles de la concentration en ppm de Zn dans les horizons de chaque modalité (P1 = 10 cm ; P2 = 35 cm ; P3 = 55 cm ; Temoin = 10 cm).....	61
Figure 43 – Représentation des quartiles des pH pour les horizons d'intérêt de chaque modalité (P1 = 10 cm ; P2 = 35 cm ; P3 = 55 cm ; Temoin = 10 cm)	62
Figure 44 – Représentation des quartiles des pH dans les eaux de percolation pour les différentes modalités « sol ».....	63

Introduction

Les éléments traces métalliques ou ETM sont des polluants fréquemment rencontrés dans les sols wallons. Nous les retrouvons aujourd’hui dans les secteurs de la métallurgique, de l’imprimerie, du textile, du bois (agents antibactériens), d’intrants agricoles ou encore chimique (catalyseurs) (Cellule Etat de l’Environnement Wallon, 2007). Leur origine est également historique, liée aux résidus du lourd passé de la Wallonie dans les activités industrielles métallurgiques lourdes, d’exploitations minières, cokeries où les filtres pour les rejets atmosphériques n’étaient pas aussi performants qu’ils le sont aujourd’hui. Sans oublier les émissions plus diffuses suite à l’utilisation de charbon pour le chauffage domestique, d’essence au plomb, etc. (Cellule Etat de l’Environnement Wallon, 2007).

À l’échelle du territoire wallon, la dynamique observée montre que les sols se comportent comme accumulateurs en ETM (les flux rentrants sont supérieurs aux flux sortants). De plus, contrairement à d’autres polluants, les ETM ne peuvent être dégradés ou éliminés par décomposition/minéralisation ce qui leur confère une grande persistance (Cellule Etat de l’Environnement Wallon, 2007; Tremel-Schaub & Feix, 2005). Les principaux risques liés à ce type de contamination sont la diminution voire la perte de services écosystémiques liés au sol (production de biomasse, dégradation matière organique, filtration de l’eau) mais ils constituent également un danger potentiel important pour la santé publique car certains d’entre eux comme le Cd ou le Pb sont toxiques à de très faibles concentrations (Bliefert & Perraud, 2011). La disponibilité de ces éléments traces métalliques est fortement liée à leur mobilité, elle-même très variable selon les conditions du milieu (pH, potentiel d’oxydo-réduction, abondance matière organique, CEC, activité microbienne) (Baize, 1997; Duchaufour, 2001).

Cette non-dégradation et cette faible mobilité rendent les techniques conventionnelles d’assainissement non efficaces. Les sites concernés par des fortes concentrations sont généralement très étendus, présentant des volumes trop conséquents pour une excavation (Deneux-Mustin et al., 2003). Pour pallier cette situation, la phytoremédiation c'est-à-dire la remédiation par les végétaux est largement étudiée aux cours de ces dernières années permettant soit d’extraire les ETM du sol et de les stocker dans les parties récoltables (phytoextraction) ou bien de réduire la mobilité des ETM (phytostabilisation) afin de limiter leur disponibilité et leur diffusion (Bert, Hadj-Sahroui, Leyval, Fontaine, & Ouvrard, 2012).

Parmi l’ensemble des ETM, le Zn et le Pb sont les éléments recensant les plus fortes teneurs dans les sols wallons (Cellule Etat de l’Environnement Wallon, 2007). Au niveau du profil, nous les retrouvons davantage dans les horizons de surface où ils se trouvent piégés dans la matière organique (complexation/chélation) que dans les horizons profonds (entre 80 et 120 cm) où la matière organique est moins abondante (Cellule Etat de l’Environnement Wallon, 2007).

Lors de la réalisation du présent travail, nous avons construit un dispositif expérimental constitué d’une série de lysimètres remplis de différentes couches (mélange terreau-sable, sable et sol contaminé aux ETM). Ils se différencient entre eux par la profondeur à laquelle se situe la couche de sol pollué (en surface, à 25 cm de profondeur, 50 cm de profondeur ou absente pour représenter une modalité témoin). Ce dispositif nous permettra de comparer d’une part la capacité de plantes indigènes (la moutarde blanche *Sinapis alba*, la vipérine commune *Echium vulgare* et la tanaisie

commune *Tanacetum vulgare*) à se développer au sein de ces modalités et d'autre part, d'évaluer la migration des éléments traces métalliques au sein de la solution du sol et des eaux gravitaires selon ces modalités « sol ».

Dans la suite de ce travail, les grandes parties présentées seront :

- La partie bibliographique décrivant les principaux ETM, les principes de la phytostabilisation et phytoextraction et également les concepts de la mobilité des ETM au sein du sol ;
- La description des matériels et méthodes employés que ce soit pour la réalisation du dispositif expérimental, en laboratoire ou lors des analyses statistiques ;
- La présentation des résultats obtenus et les discussions s'y afférant.

Partie introductive

1 Pollution des sols

La contamination des sols par des métaux toxiques est l'un des plus grands problèmes environnementaux à l'échelle mondiale (Janssen et al., 2015) et la Belgique n'est pas épargnée en raison de son passé métallurgique et d'industries lourdes. Une pollution du sol est considérée lorsque les composés introduits altèrent son fonctionnement ou constituent une menace pour la santé humaine (Masciandaro, Macci, Peruzzi, Ceccanti, & Doni, 2013). Le problème sanitaire peut apparaître suite à l'ingestion de nourriture se développant sur le site contaminé ou via inhalation de poussières.

En 2013, l'European Soil Data Center estimait le nombre de sites contaminés parmi les 38 pays d'Europe à 342.000 et à 2,5 millions la quantité de sites potentiellement contaminés (SPW, 2014). Au niveau du territoire wallon, le service public de Wallonie dans son rapport de 2010 évalue le nombre de friches potentiellement polluées entre 1.342 et 3.592 dont 248 polluées (SPW, 2014).

Les techniques de remédiation fonctionnent suivant deux modes opératoires, soit elles ont pour but de retirer les contaminants du substrat, soit elles diminuent les risques d'exposition en stabilisant les contaminants présents sur site (Vangronsveld et al., 2009).

1.1 Éléments traces métalliques

Les éléments traces se définissent comme « *les constituants de la croûte terrestre, dont la concentration est pour chacun d'entre eux est inférieure à 0,1 %* » (Baize, 1997).

La notion d'éléments traces métalliques (ETM) s'affirme de plus en plus pour remplacer le concept de métaux lourds considéré comme trop flou (reflexions ULg, 2011). On retrouve deux grandes classes parmi les ETM : les éléments traces essentiels et les éléments traces non-essentiels. Nous retrouvons dans les premiers des éléments chimiques tels que le fer, le zinc, le cuivre et le sélénium. Ces derniers sont des oligo-éléments essentiels pour le bon fonctionnement du métabolisme mais peuvent devenir problématiques à trop forte concentration (reflexions ULg, 2011). Les seconds, les éléments non-essentiels, ne possèdent pas de rôle positif dans l'activité biologique et provoquent pour la plupart des effets toxiques graves (cadmium, mercure, plomb, étain) (Evlard, 2013; reflexions ULg, 2011).

Les origines de la présence des ETM dans l'environnement sont multiples. Les ETM sont présents naturellement en très faible quantité dans le sol, l'eau et l'air mais la problématique les concernant provient essentiellement des rejets d'origines anthropiques (Bourrelier, Berthelin, & Pédro, 1998). En effet, de nombreux ETM sont utilisés dans des processus industriels ou pour la fabrication d'objets communs. Les rejets peuvent dès lors être localisés lors de dépôts de sites miniers ou industriels mais également lors de rejets plus diffus à travers les intrants agricoles, les rejets liés au trafic routier, aux retombées atmosphériques, etc. (Bourrelier et al., 1998; Masciandaro et al., 2013). Ce sont des rejets dans lesquels la teneur retrouvée peut être faible mais ces derniers étant peu mobiles, une accumulation peut se former comme au sein de bassins d'orage, points de chute des eaux de ruissellement d'autoroute (Heck, 1977).

1.1.1 Le cadmium

Le cadmium est un élément chimique assez rare dont la distribution dans la croûte terrestre est considérée comme uniforme avec une concentration moyenne de 0,15 à 0,2 mg/kg (Canada, 2016). Avant son utilisation en tant que tel datant de quelques dizaines d'années, on le retrouvait déjà dans des minéraux de zinc, cuivre, plomb ou nickel qui eux sont exploités depuis des siècles (Friberg, Piscator, Nordberg, & Kjellstrom, 1974). De plus, le cadmium ayant une pression de vapeur supérieure aux métaux auxquels il est généralement associé, les rejets atmosphériques s'y rapportant se déroulent plus rapidement au cours des traitements industriels.

Le cadmium est utilisé dans la métallurgie pour la fabrication d'alliages, dans l'industrie pétrochimique comme stabilisant de certains plastiques (Canada, 2016). On le retrouve également dans les baguettes de soudure, gaz d'échappement, dans certains accumulateurs électriques, dans la production de certains pigments, le tabac ou certains intrants agricoles phosphatés (cancer environnement, 2016a).

Biologiquement, le cadmium n'est pas un élément essentiel et s'avère toxique dès une très faible quantité (Kacálková, Tlustoš, & Száková, 2015). Sa concentration atmosphérique recommandée par l'organisation mondiale de la santé est de 5 ng/m³ afin d'éviter toute redéposition importante (WHO, 2000). Le cadmium est considéré comme assez mobile et assez facilement biodisponible ; le risque de passage dans la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des végétaux est dès lors non négligeable (Baize, 1997). Chez l'homme, le cadmium s'accumule essentiellement au niveau du foie et des reins mais on le retrouve également dans le pancréas, la thyroïde, la vésicule biliaire et les testicules (Canada, 2016). C'est au Japon que la mise en évidence de la toxicité chronique du cadmium a été démontrée pour la première fois ; dans une région proche d'un site d'extraction où certains produits alimentaires de base (riz, blé) atteignaient une concentration en cadmium de 1 mg/kg soit 10 fois plus que dans la plupart des régions du monde (Canada, 2016). Le principal effet observé de cette maladie nommée « itaï-itaï » est un ramollissement généralisé des os provoquant douleurs lombaires, fractures spontanées et déformation du squelette (Canada, 2016). Il a aussi été établi par le centre international de recherche sur le cancer (CIRC) que le cadmium est un cancérogène chez l'homme pour le poumon, le pancréas et la prostate (ECHA, 2012).

Depuis 2011, l'Union Européenne interdit la présence de cadmium dans les bijoux, les baguettes de brasage (soudures) et la totalité des matières plastiques (Tajani, 2011).

1.1.2 Le zinc

Le zinc est un élément chimique relativement abondant. Il représente 0,004 % de la croûte terrestre (Canada, 2016). Sa teneur moyenne dans la croûte terrestre varie entre 70 et 132 mg/kg (Baize, 1997). C'est un oligo-élément essentiel intervenant notamment dans le développement cellulaire et présent dans près de 200 enzymes (Canada, 2016).

Le zinc est utilisé dans de nombreux domaines. En métallurgie, il est utilisé pour la galvanisation du fer et de l'acier, technique servant à les protéger de la corrosion. On le retrouve également dans des pièces de quincaillerie pour la construction (plomberie-chauffage), des accessoires automobiles. L'oxyde de zinc est utilisé dans l'imprimerie, la teinture, les allumettes, etc. (Canada, 2016). On l'utilise également sous forme de sulfure de zinc dans des agents de conservation du bois et il est présent dans certains pesticides et la nourriture animale (Canada, 2016). Outre les rejets dus aux utilisations citées, des

émissions de zinc se produisent également lors de la combustion de charbon et d'huiles lourdes pétrochimiques ainsi que lors d'incinération de déchets (Canada, 2016). Les émissions de zinc dans l'environnement sont donc aussi bien industrielles que domestiques.

Le zinc sous forme de carbonate, d'oxyde ou de sulfure est très peu soluble dans l'eau contrairement au carbonate et sulfate de zinc qui eux sont très solubles dans l'eau (Canada, 2016). Néanmoins, au sein de la matrice du sol, ces composés peuvent réagir avec le milieu et ses conditions et ainsi modifier certaines de leurs propriétés. Comparé aux autres éléments traces dans les sols, le zinc est considéré comme facilement soluble et peut s'avérer très mobile et disponible dans les sols légèrement acides mais sa migration en profondeur serait néanmoins limitée (Baize, 1997).

Les besoins nutritionnels en zinc sont estimés entre 4 et 10 mg/jour suivant l'âge et le sexe de la personne. L'OMS préconise même, dans certains pays d'Afrique et d'Asie, le recours aux compléments riches en zinc afin de lutter contre certaines diarrhées ou encore certaines carences provoquant des retards de croissance chez les enfants de moins de 5 ans (OMS, 2015). Le zinc et ses composés sont essentiellement absorbés via les voies respiratoires et digestives. On le retrouve ensuite dans toutes les cellules mais majoritairement dans le foie, la prostate, les muscles et les os (Pichard et al., 2005). Des intoxications au zinc surviennent notamment lors d'expositions à de fortes vapeurs de zinc. Dans ce cas, on peut contracter « la fièvre des métaux » qui est caractérisée par des irritations des voies respiratoires, un état grippal, des lésions cutanées et un dérèglement du système immunitaire (Pichard et al., 2005). Le potentiel de bioaccumulation du zinc est assez faible et aucune donnée sur la toxicité chronique, le potentiel cancérogène ou les effets éventuels sur la reproduction chez l'homme n'a été collectée (Pichard et al., 2005).

1.1.3 Le plomb

Le plomb est un élément chimique qui se retrouve dans la majorité des couches de sol superficielles à travers le monde (ATSDR, 2007). Cette constatation vient du fait que le plomb a été utilisé depuis longtemps et dans de nombreux domaines : peintures, réseaux de distribution d'eau, vitraux, soudures, carburants automobiles, batteries pour véhicules motorisés, etc. (Canada, 2016). Du fait que les composés du plomb sont très peu solubles et non-volatiles, le puits environnemental pour ces derniers sont les sédiments et le sol (ATSDR, 2007).

Le plomb est très peu mobile dans les sols et ce, pour une gamme de pH étendue (de 5 à 9) (Baize, 1997). Sa mobilité augmente brusquement lorsque le pH descend à 4 (Duchaufour, 2001). Sa grande affinité à la matière organique expliquerait son accumulation dans les horizons de surface des sols et sa non-migration dans les horizons inférieurs (Baize, 1997).

Le plomb est un métal toxique et toute exposition comporte un risque sanitaire spécialement pour les enfants qui l'absorbent 4 à 5 fois plus facilement que les adultes. Son utilisation importante a provoqué des problèmes environnementaux et de santé publique dans de nombreuses régions du monde (OMS, 2016). Ainsi le plomb est responsable de nombreuses intoxications et du décès de jeunes enfants notamment au Sénégal et au Nigéria, dans des régions situées à proximité de sites miniers et de recyclage de batteries (OMS, 2016).

Le plomb est absorbé dans le corps par les 3 voies d'expositions (ingestion, inhalation et cutanée) et est faiblement excrétré (OMS, 2016). De ce fait, les intoxications peuvent survenir lors d'une exposition

d'aliments, de poussières ou encore de produits cosmétiques. Le plomb se stocke dans le corps au niveau des os et des dents et se diffuse lentement dans l'organisme (OMS, 2016). Il produit des perturbations au niveau du système nerveux central, de l'appareil gastro-intestinal, du système cardiovasculaire, du système immunitaire, de l'appareil reproducteur. Il crée également des déficiences rénales, des troubles du comportement et peut même traverser la barrière placentaire et ainsi affecter le fœtus (OMS, 2016).

1.1.4 Le nickel

Le nickel est un élément chimique omniprésent dans notre environnement. Il intervient dans la fabrication d'acier inoxydable, d'alliages non-ferreux (pièces de monnaie, ustensiles de cuisine, cordes de guitare, etc.), les batteries Ni-Cd. Il est également utilisé comme catalyseur en chimie organique (Pichard, Bisson, & Houeix, 2006). On retrouve enfin des rejets de nickel lors de l'incinération de déchets ménagers, la combustion du charbon et du fuel (Pichard et al., 2006).

Dans la nature, le nickel peut se trouver sous différents états d'oxydation (+II, +III et +IV) mais se trouve majoritairement sous son état +II (WHO, 2005). Sa solubilité dans l'eau varie fortement suivant sa forme chimique. Ainsi les composés de nickel de type acétate, chlorure, nitrate et sulfate sont fortement solubles ; viennent ensuite les carbonates et hydroxydes, les sulfures, disulfures, tandis que les oxydes, eux, sont pratiquement insolubles (WHO, 2005).

La concentration moyenne en nickel est estimée à 20 mg/kg. Au sein de celui-ci, les principales formes de nickel sont adsorbées à la surface d'oxydes amorphes de fer, aluminium ou manganèse et dans une moindre mesure à la surface des minéraux argileux (Pichard et al., 2006). Ce constat est nuancé par certains auteurs qui affirment que la localisation du nickel dans le sol serait liée à son origine. Ainsi, le nickel géogène serait effectivement adsorbé de préférence au niveau des oxydes de fer et de manganèse tandis que le nickel d'origine anthropique aurait tendance à rester échangeable et se lier aux matières organiques et aux carbonates (Baize, 1997).

Comme les autres métaux, sa mobilité augmente avec le caractère acide du milieu ; on voit également que lorsque la concentration en sulfate du milieu augmente, cela entraîne une diminution de l'adsorption par complexation et dès lors, une croissance de la mobilité (Pichard et al., 2006).

Les composés du nickel sont essentiellement absorbés par l'homme via la voie respiratoire et peuvent provoquer des bronchites chroniques et de l'asthme (Pichard et al., 2006). L'intoxication via une absorption cutanée n'est pas à négliger. En effet, certains bijoux de fantaisie contiennent des traces de nickel et provoquent de nombreuses réactions cutanées, phénomène visible régulièrement auprès des jeunes filles (Pichard et al., 2006). Le nickel possède également une toxicité chronique puisque le centre international de recherche sur le cancer (CIRC) classe les composés du nickel cancérogène pour l'homme et le nickel métallique comme cancérogène possible pour l'homme (cancer environnement, 2016b).

1.1.5 Le cuivre

Le cuivre est fort présent dans les couches de surface du sol pour plusieurs raisons. Premièrement, suite à sa très grande utilisation : fabrication d'alliages tels que le laiton et le bronze, fils électriques, toiture, plomberie, catalyseur industriel pour le secteur chimique, intrant agricole comme fongicide

(bouillie bordelaise), etc. (Canada, 2016). Le cuivre est peu mobile sauf en condition oxydante et d'extrême acidité (Baize, 1997). Les formes les plus solubles sont les chlorures, sulfates et hydroxydes (Bisson et al., 2005).

Comme le zinc, le cuivre est un oligo-élément essentiel intervenant dans de nombreuses réactions enzymatiques ; une carence en ce dernier peut mener à une anémie (Bisson et al., 2005). Les besoins en cuivre pour un homme sont estimés à 30 µg/kg de poids corporel (Bisson et al., 2005).

Au niveau toxicologie, le cuivre étant un puissant vomitif, les intoxications aigües sont rares ; néanmoins, certains cas ont montré que des irritations gastro-intestinales apparaissent dès l'ingestion de 5,3 mg/jour (Canada, 2016). En ce qui concerne la toxicité chronique, peu de données sont disponibles ; on voit cependant que lors de certaines expositions professionnelles prolongées, des effets pulmonaires se sont manifestés ainsi que des atteintes hépatiques et des effets sur le système nerveux périphérique (douleurs dans les membres et pertes de sensibilité) (ANSES, 2006).

En comparaison aux autres éléments métalliques divalents positifs, le cuivre semble former des liaisons plus fortes avec les composants du sol et au-delà de pH 7, le cuivre ne serait pratiquement plus mobile (Adriano, 2001; Bisson et al., 2005).

2 Généralités sur la phytoremédiation

Les éléments traces sont relativement immobiles et peu réactifs ; dès lors la plupart des techniques de remédiation ne fonctionne pas (volatilisation thermique, biodégradation, etc.) (Vangronsveld et al., 2009). La phytoremédiation est une option qui est largement étudiée au cours de ces dernières années pour remédier à ce type de contamination dans des lieux étendus où l'excavation est impossible au vu des volumes considérés (Janssen et al., 2015).

La phytoremédiation est une technique biologique d'assainissement utilisant des plantes et des microorganismes qui leur sont associées (Mench et al., 2010). La phytoremédiation est subdivisée suivant le mécanisme de remédiation appliqué auprès des polluants : on retrouve la phytostabilisation, la phytoextraction, la phytodégradation, la phytovolatilisation et la rhizofiltration. Ces trois dernières notions concernent exclusivement les sols contaminés avec des éléments organiques. Leurs principes se basent sur une dégradation des polluants en composés plus simples et moins toxiques qui pourront ensuite être utilisés par la plante elle-même ou par des microorganismes qui leur sont associés (Bert et al., 2012). Parmi les composés organiques rencontrés, nous retrouvons : HAP, hydrocarbures totaux, BTEX, PCB, etc. (Masciandaro et al., 2013).

La phytoremédiation est une technique à faible coût comparée aux techniques conventionnelles. Elle permet de plus de conserver le potentiel écologique du site et possède une très bonne image auprès du public (Macchi, Peruzzi, Doni, Poggio, & Masciandaro, 2016; Masciandaro et al., 2013). Son principal défaut est sa lenteur de remédiation qui s'estime à plusieurs dizaines d'années (Evlard, 2013).

Ce travail s'intéressant à la problématique des contaminations par les ETM, nous développerons uniquement la phytostabilisation et la phytoextraction.

2.1 La phytostabilisation

Schématisé à la figure 1, la phytostabilisation se déroule lorsque les plantes réduisent la mobilité et la biodisponibilité des contaminants dans le sol (Société québécoise de phytotechnologie, 2016a). En premier lieu, le couvert végétal permet de lutter contre l'érosion aussi bien hydrique qu'éolienne qui sont deux vecteurs de diffusion de la pollution (Vangronsveld et al., 2009). Viennent ensuite différents mécanismes afin de stabiliser les contaminants. On retrouve une immobilisation par précipitation ou par séquestration au niveau de la rhizosphère¹ ou au niveau des racines mais également des mécanismes d'adsorption sur les racines. Il existe également des procédés de libération de substances afin de modifier l'environnement du sol (pH, potentiel redox) ayant pour but de changer la forme chimique des polluants (Evlard, 2013; Vangronsveld et al., 2009). On voit que la phytostabilisation est davantage une méthode de gestion des sites et sols pollués plutôt que réellement une technique de dépollution (Bert et al., 2012).

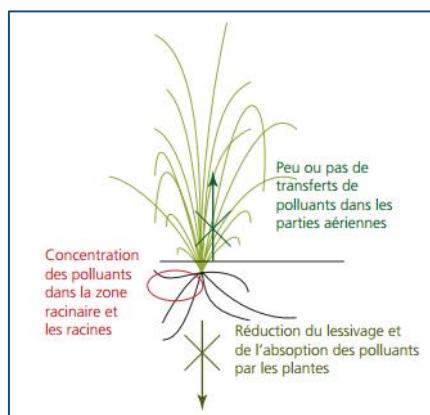


Figure 1 – schéma du principe de la phytostabilisation (Bert et al., 2012)

Il est possible de réduire la biodisponibilité des polluants lourds grâce à l'utilisation d'association d'amendements ou de microorganismes (Vangronsveld et al., 2009). On retrouve ces procédés sous la notion de « phytostabilisation aidée » ou « phytostabilisation assistée ».

2.2 La phytoextraction

Lors de la phytoextraction (appelée également phytoaccumulation), la plante absorbe par ses racines les contaminants et les concentre dans ses parties aériennes (tiges et feuilles). Ces dernières peuvent ensuite être récoltées. Cette technique ne permet que de réaliser une extraction partielle puisqu'elle se limite à la fraction biodisponible des contaminants et n'interagit qu'avec une partie du sol, la rhizosphère (Bert et al., 2012). Au début de la recherche en phytoremédiation, les scientifiques ont tout d'abord étudié les plantes dites hyperaccumulatrices afin d'extraire des sols les métaux lourds et les radionucléides (Ballerini, Gatellier, & Vogel, 1998). Ces plantes ont une capacité de stocker des ETM jusqu'à 100 fois plus élevée que les plantes non accumulatrices (Evlard, 2013) et d'accumuler dans leurs parties aériennes des concentrations 10 fois plus élevées que celles habituellement rencontrées dans des plantes se développant sur un sol non contaminé (Bert et al., 2012). Néanmoins, il s'agit essentiellement de plantes très spécifiques avec une faible production de biomasse (Bert et al., 2012).

¹ Rhizosphère : volume de sol soumis à l'influence de l'activité racinaire (Deneux-Mustin et al., 2003).

Dans le tableau 1, on retrouve quelques exemples de plantes hyperaccumulatrices et les éléments chimiques concernés.

Tableau 1 – Exemples de plantes hyperaccumulatrices. (Deneux-Mustin et al., 2003)

Eléments chimiques	Espèces
Ni, Cd, Pb, Zn	<i>Noccaea caerulescens</i> ²
Ni	<i>Alyssum bertoloni</i>
Ni	<i>Serbetia acuminata</i>
Cs	<i>Calluna vulgaris</i>
As	<i>Pteris vittata</i>
Se	<i>Brassica napus</i>

Toutefois, plusieurs études ont mis en évidence que les plantes à forte croissance comme le peuplier et le saule sont plus efficientes en matière de remédiation des sols que les plantes hyperaccumulatrices (Kacálková et al., 2015). Il est même préférable d'associer un mélange d'espèces plutôt que d'effectuer une remédiation uniquement basée sur une monoculture (Mcintosh, Kuzovkina, Schulthess, & Guillard, 2016). Mcintosh et al. (2016) ont mis en évidence qu'une combinaison d'herbacées (luzerne, ray-grass, colza et fétueuse élevée) est plus efficace que la somme de leurs différentes remédiations effectuées indépendamment. Cette synergie proviendrait des associations des microorganismes liés aux différentes plantes (Mcintosh et al., 2016). Ce type de complémentarité a également été observé entre le saule (*Salix dasyclados*) et des graminées (*Festuca arundinacea*, *Lolium perenne*, *Festuca ovina*, *Panicum virgatum*) aussi bien pour les substrats pollués par des composés organiques qu'inorganiques (Masciandaro et al., 2013; Mcintosh et al., 2016; Wenzel, 2009).

Il faut toutefois rester prudent et opérer un suivi régulier du site puisqu'une bonne accumulation perçue lors des premières années n'est pas synonyme d'un gage de qualité pour le futur. En effet, paradoxalement, certaines plantes accumulatrices peuvent, au final, être peu tolérantes à la pollution et, au cours du temps, s'affaiblir et mourir (Lamotte & Evlard, 2013).

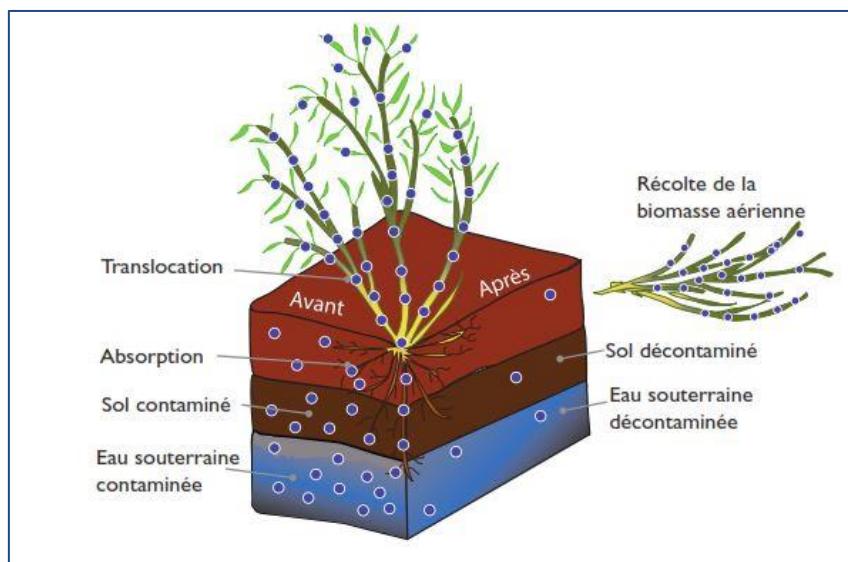


Figure 2 – Schéma du principe de la phytoextraction. (Société québécoise de phytotechnologie, 2016b)

² Anciennement « *Thlaspi caerulescens* » fréquemment rencontrée sous ce nom dans la littérature.

La phytoextraction est une technique de remédiation à long terme. Si l'on considère uniquement la mise en place de cette technique, la durée d'assainissement d'un terrain varierait de 30 à 600 ans (Lamotte & Evlard, 2013). Lors d'une étude sur un terrain actuellement en remédiation depuis 2006 à Lommel (Belgique) pour une pollution au cadmium, Ruttens et al. (2011) ont estimé que suivant l'espèce (saule ou peuplier) et le clone considéré, il faudrait entre 55 et 807 ans pour atteindre la valeur limite prévue par la législation flamande. On voit dès lors qu'une sélection des individus sur base de leur potentiel à accumuler et à produire de la biomasse est importante dans ce type de remédiation (Janssen et al., 2015).

En plus du fait que cette méthode de remédiation est longue et ne concerne que la fraction biodisponible des polluants, on retrouve d'autres limites comme la profondeur du sol influencé qui dépend des espèces mais on considère généralement 50 cm de profondeur (Vangronsveld et al., 2009). Les plantes supérieures ont développé différentes stratégies afin d'acquérir des éléments essentiels présents dans la matrice du sol sous forme peu disponible comme le sont les éléments traces essentiels (et les non essentiels). Parmi ces stratégies, nous retrouvons la libération d'excusdats racinaires acidifiant le milieu afin d'améliorer la solubilité des métaux et faciliter leur absorption (Macci et al., 2016). Outre ces excusdats acidifiants, certaines plantes libèrent des ligands capables de complexer les ions métalliques présents afin d'augmenter leur phytodisponibilité (Deneux-Mustin et al., 2003; Société québécoise de phytotechnologie, 2016a). À partir de ce constat, plusieurs études se sont penchées sur l'utilisation d'agents chélatant comme EDTA pour accroître la biodisponibilité des ETM dans le but d'améliorer la phytoremédiation (Lamotte & Evlard, 2013; Masciandaro et al., 2013). Toutefois, certains de ces produits dont l'EDTA sont toxiques et présentent un risque pour l'environnement ; leur utilisation doit dès lors être remplacée par des produits plus respectueux de l'environnement comme par exemple l'EDDS (Acide éthylène diamine disuccinique) ou l'acide citrique (Bert et al., 2012; Lamotte & Evlard, 2013; Masciandaro et al., 2013).

De nombreuses plantes présentent des mécanismes de tolérance afin de limiter les effets toxiques des éléments présents. Les trois principaux mécanismes sont (Deneux-Mustin et al., 2003) :

- ✓ **L'exclusion** : des polysaccharides extracellulaires immobilisent les ions au niveau des racines les empêchant de rentrer dans la racine ;
- ✓ **La détoxicification** : la plante élimine l'élément toxique absorbé par sécrétion ou volatilisation (pour sélénium) afin d'éviter l'altération des cellules. Par exemple, le Cd est excrété par le lupin blanc (*Lupinus albus*) aussi bien par les racines que par les feuilles ;
- ✓ **L'accumulation** : différents agents chélateurs emprisonnent l'élément afin d'éviter qu'il interagisse avec le métabolisme.

3 Concept de mobilité des éléments au sein de la matrice sol.

La mobilité des éléments dans le sol et leur répartition entre les phases solide et liquide reposent sur des mécanismes complexes de différentes natures. Les ETM ne possèdent pas tous la même mobilité ; le cuivre et le plomb, par exemple, peuvent facilement se lier avec des acides fulviques qui les rendent bien moins mobiles que des composés tels que le cadmium ou le zinc (Tremel-Schaub & Feix, 2005). De plus, le sol est un système dynamique où les composés se déplacent continuellement par des mécanismes de dissolution/précipitation, complexation, absorption/adsorption, etc. (Tremel-Schaub & Feix, 2005).

Les éléments traces du sol se répartissent et se déplacent dans les six compartiments schématisés à la figure 3. Ils peuvent être présents dans (1) la phase liquide du sol sous formes soluble, colloïdale ou particulaire ; (2) sous forme échangeable aux surfaces des feuillets d'argiles et des matières organiques ; (3) dans les réseaux cristallins des minéraux ; (4) adsorbés sur des oxydes métalliques ; (5) présents au niveau de la biomasse et (6) complexés dans des macromolécules organiques (Baize, 1997).

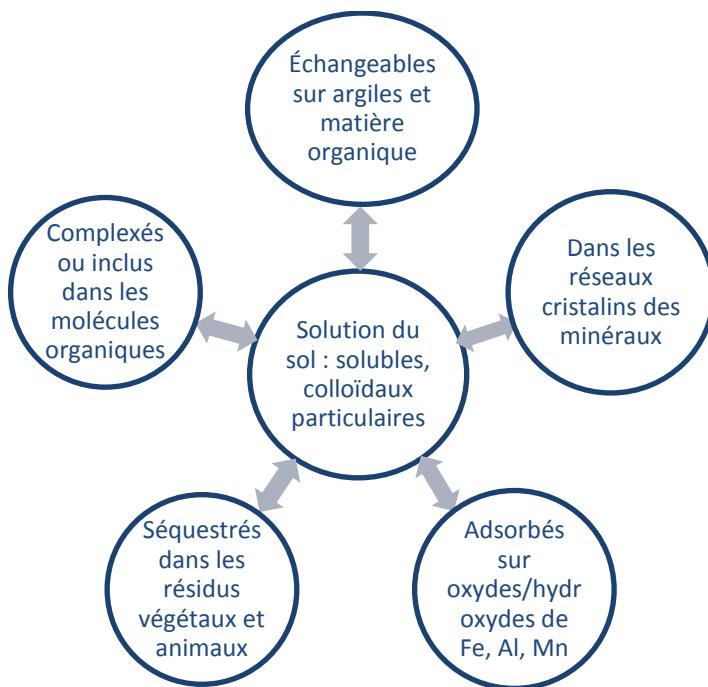


Figure 3 – Différentes formes et localisations des éléments traces dans les sols. (Baize, 1997)

3.1 Processus physicochimiques et chimiques intervenant dans la mobilité des éléments dans le sol.

Outre la localisation et la répartition physique dans le sol en tant que telle qui influence bien évidemment la mobilité suivant que l'élément soit protégé ou non des eaux de percolation, un même élément peut avoir différents comportements. L'évolution de la spéciation de l'élément est l'un des facteurs directs pour caractériser sa mobilité, sa disponibilité, sa toxicité et sa réactivité avec les autres espèces présentes. La spéciation peut être définie comme la forme chimique dans laquelle se trouve un élément dans un milieu donné (Deneux-Mustin et al., 2003). Elle varie dès lors suivant l'état

d'oxydation, la forme ionique, la structure moléculaire, l'association physique et le compartiment du sol considéré (Bourrelier et al., 1998).

La spéciation est influencée par les conditions du milieu. Les paragraphes suivants vont s'attarder sur l'influence de certains paramètres physicochimiques du milieu tels que le pH, le potentiel redox et la capacité d'échange cationique.

3.1.1 Le pH

Le pH des horizons superficiels des sols est lié à la dynamique de différents processus et varie entre 4 et 8 (Deneux-Mustin et al., 2003). Parmi les mécanismes l'influencant, on retrouve (Bourrelier et al., 1998; Deneux-Mustin et al., 2003; M Mench, Morel, & Guekert, 1987) :

- ✓ Les échanges au niveau racinaire dont ceux liés à la respiration, l'absorption et l'exsudation de composés. Le pH au sein de la rhizosphère est dès lors différent du pH non rhizosphérique. Ce phénomène est expliqué en grande partie par le relargage ionique compensatoire suivant la forme d'azote absorbée par la plante. Si l'azote absorbé est sous forme ammoniacale, la plante relargue un cation H^+ compensateur. Si c'est un nitrate qui est absorbé, on verra un afflux d'anion HCO_3^- ;
- ✓ La nature de la roche mère, les roches carbonatées et basaltiques ont un caractère tampon légèrement basique ;
- ✓ Les activités microbiennes notamment celles liées à la transformation de matière (nitrification, ammonification, minéralisation du carbone, etc.) ;
- ✓ Les activités anthropiques (pluies acides, apports amendements).

En fonction du pH, on constatera une influence plus ou moins importante des ligands minéraux (carbonates, phosphates, sulfates) et organiques qui ont pour effet de limiter la solubilité des éléments cationiques (Deneux-Mustin et al., 2003).

De manière générale, la solubilité des éléments chimiquement stables sous forme de cations (Cd, Cs, Pb, Ni, Cr (III), Zn, Hg, Cu) augmente lorsque le pH diminue. Et inversement avec les éléments chimiquement stables sous formes d'anions (As, Cr (VI), Se, Sb, I) dont la solubilité augmente avec une croissance du niveau de pH (Deneux-Mustin et al., 2003).

3.1.2 Le potentiel d'oxydoréduction

Le potentiel d'oxydoréduction caractérise les conditions oxydoréductrices du milieu et permet de déterminer les espèces chimiques les plus probables. Lors de conditions où le potentiel est élevé, ce sont les espèces oxydées qui seront favorisées tandis que dans les conditions où le potentiel est faible, les espèces réduites seront davantage présentes (Deneux-Mustin et al., 2003). Le potentiel redox varie selon le type de sol et peut également fluctuer au sein d'un même sol suivant les conditions locales : pH, microflore, concentration en O_2 , concentration en élément actif (Baize & Jabiol, 1995; Deneux-Mustin et al., 2003). Les potentiels retrouvés varient entre des conditions très oxydantes à +600 mV à des conditions très réductrices à -300 mV.

La mobilité et la réactivité des ETM sont influencées par le degré d'oxydation de l'élément considéré mais pas uniquement puisque que par exemple, dans des conditions fortement réductrices (< -200 mV), les sulfates présents dans le sol se réduisent en sulfures et réagissent avec les métaux pour

former des sulfures métalliques provoquant ainsi leur immobilisation (Deneux-Mustin et al., 2003; Tremel-Schaub & Feix, 2005).

3.1.3 Capacité d'échange cationique

On retrouve dans le sol des composés possédant des charges positives ou négatives de surface qui permettent l'échange et l'adsorption d'ions et de molécules organiques. Parmi ces composés, on retrouve les feuillets des argiles, les oxydes de métaux ainsi que la matière organique. La capacité d'échange cationique (CEC) représente la quantité maximale de cations qu'un poids déterminé de sol est capable de retenir ou, autrement dit, le total des charges négatives du sol disponibles pour la fixation de cations métalliques ou d'ions H⁺ (Tremel-Schaub & Feix, 2005).

Parmi ces sites, on distingue d'une part les sites caractérisés par des charges négatives permanentes qu'on retrouve par exemple chez les argiles et chez certains oxydes dont le manganèse (Deneux-Mustin et al., 2003). Ces dernières, localisées à la surface des minéraux, ont une origine structurale et ne dépendent donc pas de la solution du sol (Deneux-Mustin et al., 2003). D'autre part, on retrouve des sites à charges variables possédant des propriétés de surface d'acide faible pour lesquelles les variations de pH de la solution de sol ont une grande influence (Deneux-Mustin et al., 2003). Dans cette catégorie, on retrouve la matrice organique du sol comme les acides humiques, certains groupements fonctionnels acides (PO₄³⁻; groupes carboxyliques COOH) (Deneux-Mustin et al., 2003).

3.2 Processus liés à l'activité biologique des microorganismes intervenant dans la mobilité des éléments dans le sol

Les microorganismes constituent un composant important du sol, on en retrouve 10⁶ à 10⁹ par gramme de sol dans les horizons superficiels et au niveau de la rhizosphère (Deneux-Mustin et al., 2003). Ils ont développé différents mécanismes et voies métaboliques afin de s'adapter dans des milieux très variés. Certains de ces mécanismes affectent directement ou indirectement la mobilité des métaux au sein du sol (Deneux-Mustin et al., 2003).

Parmi les mécanismes indirects favorisant la solubilisation, nous retrouvons d'une part l'altération des minéraux et des phases porteuses (dissolution des silicates, oxydes, sulfures, carbonates, etc.) (Deneux-Mustin et al., 2003). D'autre part, les changements de conditions du milieu par la production de protons et la consommation d'oxygène modifient les conditions de pH plus acides et d'oxydoréduction plus réductrices (Deneux-Mustin et al., 2003). En effet, la dégradation par les microorganismes de la matière organique telle que la cellulose ou la lignine produit des substances de type acides organiques simples, acides humiques, acides fulviques, groupements carboxyles (acide citrique, acide oxalique) (Deneux-Mustin et al., 2003).

La solubilisation des métaux par des mécanismes directs s'effectue essentiellement à travers la formation de complexes organométalliques solubles. Ces derniers se forment à partir de substances issues du métabolisme des microorganismes ou d'excrétions racinaires comme des protéines (méthallothionéine et glutathion) (Deneux-Mustin et al., 2003). La solubilisation de substances préalablement fixées dans la matrice du sol grâce à l'action de microorganismes se regroupe sous le terme de biolixivation (Ballerini et al., 1998).

L'activité microbienne ne va pas que dans le sens d'une augmentation de la solubilité de métaux. En effet, différents mécanismes vont limiter la mobilité des métaux présents. Nous en retrouvons essentiellement trois (Ballerini et al., 1998):

- Dans des conditions d'anaérobiose et en présence de matières organiques et de sulfates, des bactéries sulfato-réductrices produisent du sulfure d'hydrogène. Ce dernier réagit avec les métaux environnants et **précipitent sous forme de sulfure métallique**.
- Les parois cellulaires sont chargées négativement du fait de leur composition (sites carbonyles, phosphoryles, hydroxyles). **Les métaux qui ont un état d'oxydation positif viennent s'adsorber sur ces structures membranaires.** La particularité de ce mécanisme est qu'il se produit aussi bien sur la biomasse vivante que morte. On observe évidemment différentes affinités suivant les microorganismes et certains adsorbent plusieurs fois leur poids.
- On observe également une **bioaccumulation à l'intérieur même de l'organisme**. Ce mécanisme concerne uniquement les cellules vivantes. Les ETM pénètrent à travers la membrane via analogie à d'autres oligoéléments essentiels (Deneux-Mustin et al., 2003). Par exemple : le Pb pour le Zn, le Cd pour le Ca, le Cr pour le P, l'As pour le S. Ces mécanismes d'accumulation sont lents, irréversibles et demandent une dépense d'énergie.

Dans des conditions anaérobies, des bactéries de type méthanogène ou sulfato-réductrices peuvent interagir avec certains ETM (Pb, As, Sn, Hg, Sb, Se) et leur ajouter un groupement méthyl (Deneux-Mustin et al., 2003), c'est la biométhylation. Ce mécanisme conduit à la formation de molécules organiques et augmente leur volatilité (Deneux-Mustin et al., 2003). Ce phénomène est considéré comme un mécanisme de défense de la bactérie : en augmentant la mobilité de l'élément toxique, elle réduit sa concentration environnante (Deneux-Mustin et al., 2003).

4 Objectifs du travail

L'objectif de ce travail vise d'une part l'étude de la capacité de plantes indigènes (moutarde blanche (*Sinapis alba*), tanaisie commune (*Tanacetum vulgare*) et vipérine commune (*Echium vulgare*)) à se développer au sein d'un sol pollué et d'autre part, l'évaluation de la migration des éléments traces métalliques au sein du sol et dans les lixivias suivant différentes modalités.

Pour répondre à ces objectifs, nous avons commencé par construire une série de lysimètres remplis par une alternance de couches de sable, terre polluée et/ou mélange sable-terreau. Ils se différencient entre eux par la profondeur à laquelle se situe la couche de terre polluée : en surface, à 25 cm de profondeur, à 50 cm de profondeur et enfin sans couche polluée. Pour caractériser la capacité de développement des plantes, le taux de germination et l'évolution de la taille des différents individus ont été étudiés.

La dynamique des éléments traces métalliques au sein de la solution du sol a été évaluée par le prélèvement à intervalles réguliers de la phase liquide du dispositif sur différentes hauteurs via des bougies poreuses ainsi que des eaux de percolations afin d'y quantifier les ETM présents.

Matériels et méthodes

La partie matériels et méthodes détaillera le montage du dispositif expérimental, la caractérisation des matrices de départ, les prélèvements et observations effectués, les analyses chimiques et enfin le traitement et interprétations des données récoltées.

L'ensemble des analyses a été effectué au laboratoire de l'unité de recherche de l'axe Échanges Eau-Sol-Plante du département BIOSystem Engineering de l'Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech. Le dispositif expérimental s'est également déroulé sur le site de l'unité et a été réalisé sous serre.

1 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est un ensemble de lysimètres agencés suivant différentes modalités. Ces derniers sont remplis d'une succession de couches de sable, de sol pollué et d'un mélange sable-terreau (1:1 volume/volume). Une des modalités de cette expérience est la profondeur de la couche de sol pollué. Quatre cas de figure ont été considérés comme le schématisé la figure 4, la couche de sol pollué en surface [P1], la couche de sol à 25 cm de profondeur [P2], la couche de sol à 50 cm de profondeur [P3] et une disposition témoin sans sol pollué [Témoin].

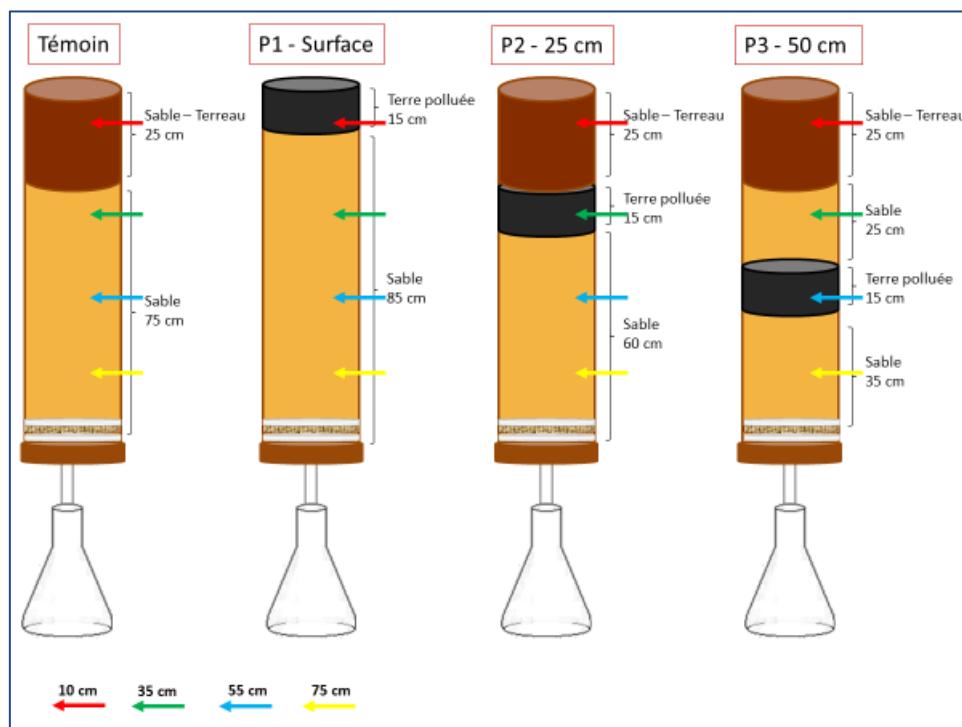


Figure 4 – Schéma de la structure des lysimètres suivant les différentes modalités. Source : (Liénard, 2017)

La seconde modalité correspond aux différentes plantes semées. Là aussi, quatre conformations ont été réalisées : (1) sol laissé à nu sans semis de fleur, (2) semis de moutarde (*Sinapis alba*) de la société Staphyt, (3) semis de tanaisie (*Tanacetum vulgare*) et (4) semis de vipérine (*Echium vulgare*) tous deux de la société Ecosem.

Chaque modalité a été opérée en triplique ce qui nous amène à un total de 4 modalités « sol » x 4 modalités « plantes » x 3 répétitions, soit 48 lysimètres.

Sur chacun d'entre eux, quatre suction-cups (petite bougie poreuse) ont été placées horizontalement à quatre hauteurs différentes par rapport à la surface : 10, 35, 55 et 75 cm. Ces suction-cups sont schématisées par les flèches de différentes couleurs à la figure 4. La base des lysimètres a également été percée afin de pouvoir récolter les eaux gravitaires. Le chapitre suivant explique en détail les diverses étapes du montage.

1.1 Montage du dispositif expérimental

1.1.1 Collecte et homogénéisation du sol pollué

La première étape fut de constituer un sol (schématisé en noir à la figure 4) bien homogène avant sa répartition dans les différents tubes en PVC utilisés pour former les lysimètres. Le sol utilisé provient d'anciens travaux de recherche menés au sein de l'axe Échanges Eau-Sol-Plante sur la qualité de jardins potagers pollués en éléments traces.

L'homogénéisation s'est déroulée en plusieurs étapes. Premièrement, une homogénéisation a été obtenue à l'aide d'une bétonnière suivant une adaptation de la méthode mise au point par l'ASBL REQUASUD (Renneson, Tarantino, & Colinet, 2015). Pour ce faire, approximativement 50 kg de sol ont été placés dans la bétonnière, ensuite le couvercle a été ajusté de manière à limiter les pertes de poussières durant la phase de mélange. La bétonnière est ensuite actionnée pour une durée de 10 minutes. Le sol considéré étant fort sec et fin, il a tendance à se tasser dans le fond de la bétonnière sous son propre poids ce qui conduit à une homogénéisation insuffisante. Pour y remédier et parvenir à une homogénéisation satisfaisante, le protocole a été répété à deux reprises en faisant en sorte de prendre, à chaque fois, un peu de sol de chaque contenant, de ne pas vider en une fois la bétonnière mais bien petit à petit, de laisser une bonne quantité de sol à l'intérieur et d'en remettre par-dessus.

Outre ces mélanges à l'aide de la bétonnière, une homogénéisation manuelle au moyen d'une pelle a également été requise. Pour réaliser cette dernière, l'ensemble des contenants a été déversé sur le tarmac en cinq tas (sol stocké à la base dans cinq poubelles en plastique). Chacun des tas a été mélangé individuellement à la pelle puis subdivisé en cinq. On a ensuite prélevé un cinquième de chaque tas et replacé dans les contenants tout en essayant de remélanger à l'intérieur des récipients. Les photos de la figure 5 représentent le matériel utilisé pour ces homogénéisations, la photo a) pour la méthode de REQUASUD et la photo b) pour l'homogénéisation manuelle.



Figure 5 – Photos représentant le matériel utilisé pour l'homogénéisation du sol pollué de départ. (Source personnelle)

La détermination de l'homogénéité s'est réalisée sur base d'échantillons prélevés après chaque période de 10 minutes d'utilisation de la bétonnière pour lesquels les résultats ont montré un défaut d'uniformité. Ensuite, les échantillons ont été prélevés dans chacun des cinq contenants après l'homogénéisation manuelle. C'est l'analyse des éléments totaux et des éléments disponibles dont les détails opératoires sont repris ultérieurement dans ce travail qui fut opérée afin de déterminer l'homogénéité du sol pollué.

1.1.2 Réalisation des profils de sol dans les lysimètres

Les lysimètres ont été réalisés à partir de tubes en PVC (type tuyau d'égout) de 20 cm de diamètre et de 1 m de hauteur fermés par des couvercles s'y rapportant et dressés sur des structures en bois fabriquées spécialement pour l'expérimentation. Les supports en bois ont été confectionnés pour former huit rangées supportant ainsi six lysimètres. La base du socle a été surélevée de 35 cm et percée d'un trou pour le passage d'un tuyau qui permettra l'écoulement des eaux gravitaires dans les bouteilles de récupération placées sous chaque lysimètre. Les détails des dimensions et agencements sont repris sur la figure 6.

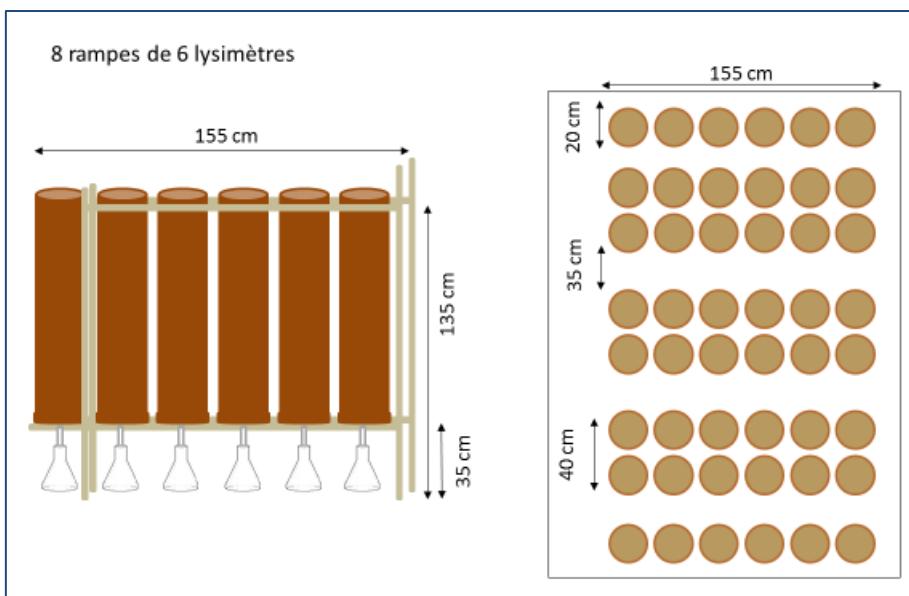


Figure 6 – Représentation de l’agencement spatial du dispositif expérimental. Source : (Liénard, 2017)

La confection des lysimètres commence par la base et plus précisément par le placement du bouchon percé auquel un tuyau en plastique d'une dizaine de centimètres est collé à l'aide d'une colle forte et ceci au ras du couvercle. Le bouchon est rempli successivement d'un carré de géotextile sur toute la surface, d'une couche drainante composée de billes d'Argex sur une hauteur de 3 cm et d'un second carré de géotextile. On ajoute ensuite une couche de sable humidifié pour l'ester et maintenir ces couches de base lors de la pose du tube. Une fois la colonne assemblée, on peut débuter le remplissage des différentes modalités schématisées à la figure 4. Le sable utilisé est du sable du Rhin de granulométrie 0/5 et le terreau est du terreau universel enrichi en engrais organique « Guano » de la société Osmo. Avant leur placement, le sable ainsi que le sol contaminé furent humidifiés afin de faciliter leur mise en place.

Une fois l'ensemble des colonnes remplies correctement, des trous ($\varnothing \sim 2,5$ mm) sont forés aux différentes hauteurs (10, 35, 55 et 75 cm). Une suction cup est introduite doucement dans chaque trou avec des gants en latex pour éviter l'obturation des pores. L'enfoncement s'effectue horizontalement et vers le centre du tube. Ces suction cups sont des bougies poreuses (modèle 10 Rhizon SMS no 19.21.01) et sont caractérisées par une longueur de 10 cm, un diamètre de 2,5 mm et une gamme de porosité de 0,12 – 0,18 μm . La figure 7 illustre le modèle de suction cup employé.



Figure 7 – Photo du modèle de suction cup utilisé. (Rhizosphere research products, 2017)

Les photos de la figure 8 résument l'évolution du montage du dispositif expérimental. On y retrouve :

- ✓ le montage et le positionnement des supports en bois (Figure 8a) ;
- ✓ le positionnement du tuyau dans le capuchon pour le passage des eaux de percolation (Figure 8b) ;
- ✓ la première feuille de géotextile (Figure 8c) ;
- ✓ la couche de billes d'Argex au premier plan et au second plan, le deuxième carré de géotextile et la première couche de sable (Figure 8d) ;
- ✓ le marquage des repères sur les lysimètres pour le remplissage des différentes couches, le placement des étiquettes d'identification (figure 8e) ;
- ✓ enfin en figure 8f, le placement des suction cups.



Figure 8 – Montage photos de la construction du dispositif expérimental. (Source personnelle)

Un numéro a été attribué à chaque lysimètre (tableau 2) selon la modalité « sol » et la modalité « plante ».

Tableau 2 – Listing de l'ensemble des lysimètres suivant leur numéro assigné et leurs modalités

1	Témoin	Moutarde	13	P1	Moutarde	25	P2	Moutarde	37	P3	Moutarde
2	Témoin	Moutarde	14	P1	Moutarde	26	P2	Moutarde	38	P3	Moutarde
3	Témoin	Moutarde	15	P1	Moutarde	27	P2	Moutarde	39	P3	Moutarde
4	Témoin	Vipérine	16	P1	Vipérine	28	P2	Vipérine	40	P3	Vipérine
5	Témoin	Vipérine	17	P1	Vipérine	29	P2	Vipérine	41	P3	Vipérine
6	Témoin	Vipérine	18	P1	Vipérine	30	P2	Vipérine	42	P3	Vipérine
7	Témoin	Tanaisie	19	P1	Tanaisie	31	P2	Tanaisie	43	P3	Tanaisie
8	Témoin	Tanaisie	20	P1	Tanaisie	32	P2	Tanaisie	44	P3	Tanaisie
9	Témoin	Tanaisie	21	P1	Tanaisie	33	P2	Tanaisie	45	P3	Tanaisie
10	Témoin	Sans plante	22	P1	Sans plante	34	P2	Sans plante	46	P3	Sans plante
11	Témoin	Sans plante	23	P1	Sans plante	35	P2	Sans plante	47	P3	Sans plante
12	Témoin	Sans plante	24	P1	Sans plante	36	P2	Sans plante	48	P3	Sans plante

La distribution des 48 lysimètres sur les supports s'est faite de façon aléatoire via une combinaison des fonctions ALEA et RANG du logiciel Excel (Microsoft, 2015). La figure 9 présente la disposition opérée.

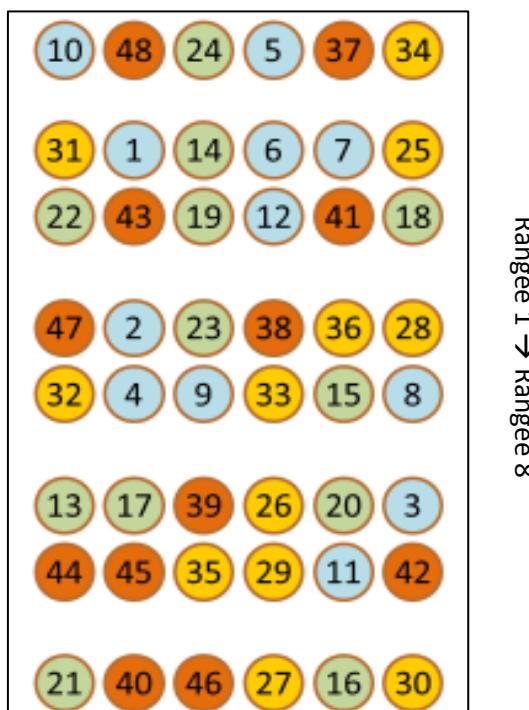


Figure 9 – Répartition des lysimètres en fonction de leur numéro associé

Une fois les lysimètres positionnés et identifiés, l'étape suivante est le semis. Dix graines de moutarde (*Sinapis alba*) provenant de la société Staphyt, dix graines de vipérine (*Echium vulgare*) de la société Ecossem ont été semées dans chacun des lysimètres assignés suivant le schéma de la figure 10. Pour la tanaisie (*Tanacetum vulgare*) provenant également d'Ecossem, les graines étant plus petites et moins homogènes, une quantité équivalente à 0,3 g a été répartie à la surface des lysimètres. Le semis a eu lieu le 21 avril 2017 sur une profondeur de 1 à 2 cm.

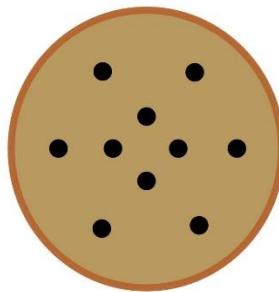


Figure 10 – Schéma du calque de plantage pour les semences de moutarde et de vipérine

1.2 Matériel biologique

1.2.1 Moutarde

La moutarde blanche est une plante herbacée annuelle aux fleurs jaune vif faisant partie de la famille des *Brassicaceae* (Lievin, n.d.). Cette plante dont certaines variétés peuvent atteindre 2 m de hauteur se multiplie très rapidement et les graines semées en avril-mai peuvent être récoltées deux mois seulement après leur semis (Lievin, n.d.). Celles-ci sont prisées notamment pour la confection du condiment du même nom mais également dans la culture fourragère. La moutarde blanche ou *Sinapis alba* est la variété utilisée dans ce travail. Elle est connue pour être la plus utilisée dans l'industrie (Lievin, n.d.). Elle est originaire d'Asie et la référence de la couleur blanche est en rapport avec la couleur de ses graines (ooreka, 2017a). C'est une plante qui peut pousser toute l'année ; l'hiver lui convient bien puisqu'elle n'aime pas beaucoup le soleil (ooreka, 2017a).

Beaucoup d'espèces de la famille des *Brassicaceae* sont connues pour être des espèces accumulatrices en ETM (Malagoli, Rossignolo, Salvalaggio, & Schiavon, 2014). *S. alba* possède une très forte tolérance pour des milieux à forte teneur en cadmium, plomb et zinc (Evangelou, Kutschinski-Klöss, Ebel, & Schaeffer, 2007; Zalewska & Nogalska, 2014). En effet, les premiers signes de chlorose/nécrose apparaissent lorsque la concentration en plomb du sol dépasse 2.400 mg/kg et pour une concentration de cadmium de 180 mg/kg (Evangelou et al., 2007). En plus du cadmium et du plomb, *S. alba* possède également une bonne tolérance au cuivre (Malagoli et al., 2014). Lors d'essais de phytoextraction avec la moutarde blanche pour des pollutions au cadmium et au plomb, il a été observé que son pouvoir absorbant augmente avec la concentration de l'élément dans le milieu jusqu'à ce qu'elle soit considérée comme hyperaccumulatrice (concentration de l'élément retrouvée dans la plante supérieure à 0,01 % de son poids sec) pour une concentration en cadmium de 123 mg/kg_{sol} (Evangelou et al., 2007). Sa grande résistance aux métaux et sa forte production de biomasse en fait une candidate sérieuse dans les recherches sur la phytoextraction des sols contaminés par des ETM (Zalewska & Nogalska, 2014).

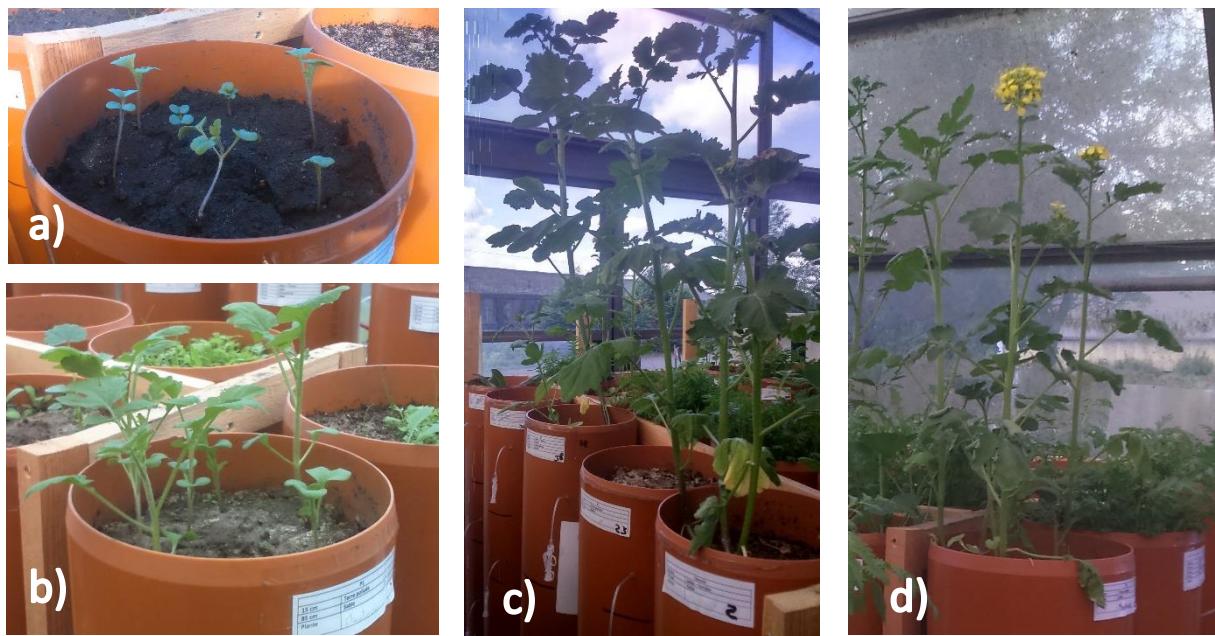


Figure 11 – Photos de l'évolution du développement des plants de moutarde dans le dispositif expérimental (a) 18 jours, (b) 27 jours , (c) et (d) 45 jours après le semis (*Source personnelle*)

1.2.2 Vipérine

La vipérine (*Echium vulgare* de la famille des *Boraginaceae*) est une plante bisannuelle aux fleurs bleues ou violacées qui se développe naturellement dans des milieux secs et pierreux (Tela Botanica, n.d.). Au cours de la première année, ses feuilles recouvertes de poils raides forment une rosette au ras du sol et c'est seulement à partir du printemps de la seconde année que la tige s'élève d'une hauteur variant de 0,2 à 4 m et se recouvre de long épis de fleurs (ooreka, 2017c). Pour certains individus, la floraison ne se déroule qu'à la troisième année (ooreka, 2017c). Après la floraison et la production de graines, la plante meurt (ooreka, 2017c).

Echium vulgare est connue pour pousser spontanément sur des sites contaminés par des métaux lourds où le sol est caractérisé par un pH bas, une faible structure, une grande salinité et peu de nutriments disponibles (Wójcik, Sugier, & Siebielec, 2014). Certaines études s'intéressent à *E. vulgare* pour comprendre sa grande résistance à la pollution et comprendre ses mécanismes physiologiques par exemple la séquestration du Pb dans ses racines ou la translocation du Zn dans ses pousses aériennes (Dresler et al., 2017). Outre sa résistance à des sols contaminés en Pb ou en Zn, elle possède également une bonne résistance à des fortes teneurs en Cd (Dresler, Bednarek, & Wójcik, 2014).



Figure 12 – Photo de (a) la rosette d'un plant de vipérine du dispositif expérimental 45 jours après le semis et (b) image de vipérine en fleur. (Source personnelle ; ooreka, 2017b)

1.2.3 Tanaisie

La tanaisie (*Tanacetum vulgare* de la famille des *Asteraceae*) est une plante vivace d'une hauteur de maturité variant de 0,6 à 1,5 m dont la floraison en petites fleurs jaunes regroupées en larges corymbes s'étale de juillet jusqu'à septembre (ooreka, 2017b). Elle est bien connue des jardiniers aguerris puisque son odeur permet d'écartier de nombreux insectes tels que les fourmis, mites, puces, tiques, punaises ou encore moustiques. On peut l'utiliser dans certaines préparations (infusions, purins, décoction) qui seront utilisées comme traitement insecticide et fongique biologique efficace contre des nuisances tels que la rouille ou le mildiou de la tomate et de la pomme de terre (ooreka, 2017b).

Elle possède également la particularité de s'étendre grâce à ses rhizomes qui lui permettent de se déployer rapidement sur une surface importante et de redévelopper facilement ses parties aériennes si ces dernières venaient à être coupées (ooreka, 2017b) comme lors d'une gestion de phytoextraction.

De façon similaire à la vipérine, *Tanacetum vulgare* est connue pour pousser spontanément et abondamment sur les anciennes décharges de déchets de lignite (Jasion, Samecka-Cyberman, Kolon, & Kempers, 2013). Son haut degré d'adaptabilité lui confère une résistance à de nombreux éléments traces métalliques dont : Hg, Pb, Cd, Ni, Cr, Zn ou Mn (Jasion et al., 2013; Stevovi, Surcinski Mikovilovic, & Calic-Dragosavac, 2010).

T. vulgare a la particularité de fortement concentrer le Cd principalement dans ses racines (Jasion et al., 2013) mais également dans ses feuilles (Stevovi et al., 2010) ce qui lui confère un statut de candidat à la phytoextraction. De plus, *T. vulgare* est considérée comme bioindicateur suite à sa présence naturelle sur des sites contaminés dont d'anciens sites miniers où le sol est pauvre et très acide sans compter sa capacité de translocation des éléments Cd, Zn et Mn dans ses feuilles (Jasion et al., 2013). On retrouve également une accumulation de Pb, Cr, Cd et Fe dans ses racines (Jasion et al., 2013; Stevovi et al., 2010).

La figure 13 illustre un exemple d'évolution d'un semis de tanaisie dans le dispositif expérimental.



Figure 13 – Photos de l'évolution des pousses de tanaisie dans le dispositif expérimental à (a) 27 jours, (b) 45 jours et (c) 109 jours après le semis. (*Source personnelle*)

2 Analyses de caractérisation des matrices

Avant d'effectuer différentes analyses sur le sable, le terreau et le sol pollué, ces trois matrices ont été séchées dans une étuve à 40°C durant une période de 72 h puis tamisées à 2 mm et un aliquote a été broyé à 200 µm.

Les chapitres suivants reprennent les informations importantes des manipulations effectuées.

2.1 Humidité résiduelle

La détermination de l'humidité résiduelle des matrices (sol pollué, sable et terreau) est importante puisque qu'elle permet de rapporter l'ensemble des résultats à venir à un poids sec et ainsi faciliter leur comparaison. La détermination s'effectue sur des échantillons conditionnés à 2 mm.

Le principe consiste à mesurer précisément (4 décimales) la différence de poids d'un échantillon représentatif (~ 5 g) avant et après passage à 105°C durant 24 h. On exprime ensuite le résultat en pourcentage d'humidité présente dans la matrice.

2.2 Mesure du pH_{eau} et du pH_{KCl}

Cette mesure évalue l'acidité du sol. Le pH_{eau} renseigne l'acidité actuelle et le pH_{KCl} l'acidité potentielle ou acidité d'échange puisque ce dernier prend en compte les cations H⁺ échangeables fixés sur les colloïdes (Hanotiaux, 1985). Le ratio sol/solution utilisé pour la mesure du pH_{eau} et pH_{KCl} est de 2/5 (20 g de sol pour 50 mL de H₂O distillée ou de KCl 1 M) excepté pour le terreau puisque son fort pouvoir absorbant rend la mesure impossible dans ces conditions. La proportion prise fut dès lors de 5 g pour 50 mL de solution. Nous avons ensuite placé le tube à centrifuger dans l'agitateur rotatif pour une durée de 2 h puis centrifugé durant 10 min à 3000 tours/min. Les résultats des pH pour le terreau seront dès lors à prendre uniquement comme des indications plutôt que comme de valeurs précises.

2.3 Dosage du carbone organique total

Le dosage du carbone par voie humide s'effectue en plusieurs étapes. Premièrement, dans un milieu fortement acide (grâce à l'ajout de 40 ml de H_2SO_4 56 %), on oxyde notre échantillon avec un excès de bichromate de potassium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). Dans la méthode utilisée, celle de Springer-Klee, on accélère la réaction en chauffant le mélange durant 10 min à partir de l'apparition d'une ébullition soutenue (Hanotiaux, 1985) (Figure 14). L'équation chimique suivante décrit cette étape :

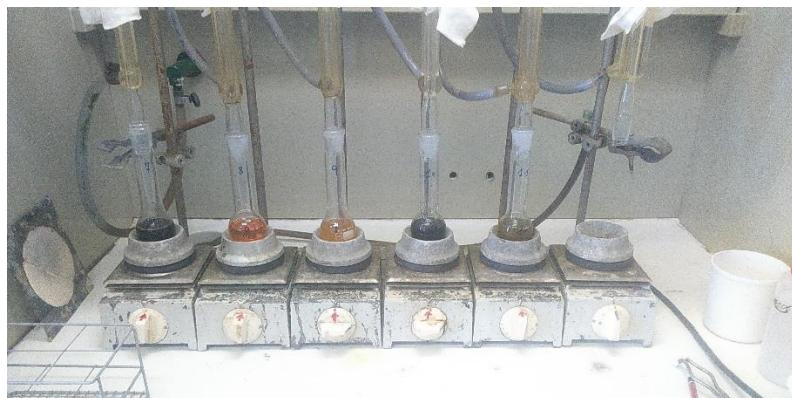


Figure 14 – Photo de l'attaque chimique lors du dosage de carbone organique total. (Source personnelle)

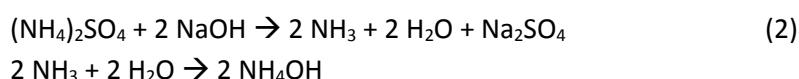
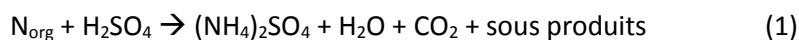
La seconde étape consiste en un titrage à l'aide d'un sel réducteur (sel de Mohr [$\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$]) de l'excès d'oxydant encore présent. En faisant la différence entre la quantité titrée en excès et la quantité de départ, on retrouve celle ayant réagi pour oxyder le carbone présent.

2.4 Dosage de l'azote total

Le dosage de l'azote est basé sur la technique de Kjeldahl. Cette méthode s'organise en trois temps :

- (1) On minéralise en premier lieu l'azote organique à l'aide d'acide sulfurique concentré. On chauffe le tout durant 2 h en présence de catalyseurs (mélange de sélénium et de sulfate de sodium).
- (2) On effectue une distillation. L'ammonium est déplacé par du NaOH 35 % et est recueilli dans de l'acide borique 4 %.
- (3) On titre avec une solution d'acide chlorhydrique de concentration connue (0,1 N) l'ammoniaque récupéré (Hanotiaux, 1985; Pansu, Gautheyrou, & Loyer, 1998).

Les équations ci-contre résument les trois phases énoncées et la figure 15 illustre les appareillages utilisés pour les étapes de minéralisation et de distillation.



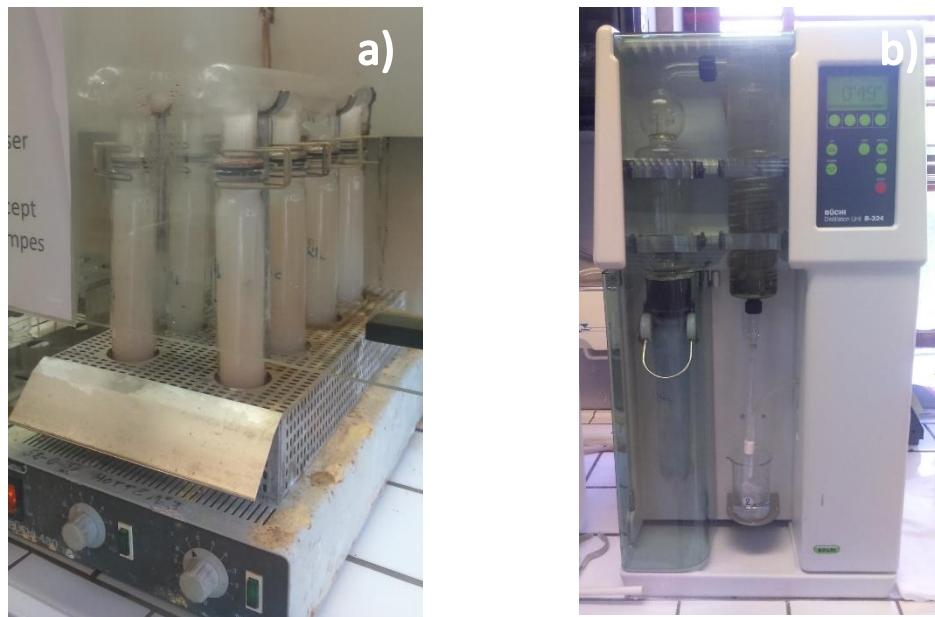


Figure 15 – Photos des dispositifs de a) minéralisation et b) distillation dans le dosage de l'azote total. (Source personnelle)

2.5 Eléments disponibles

Le dosage des éléments disponibles est réalisé via une extraction à l'acétate d'ammonium 0,5 N à pH 4,65 contenant de l'EDTA 0,02 M. Le temps d'agitation pour l'extraction est de 30 minutes. Grâce à cette méthode, il est possible d'évaluer le statut nutritif du sol par la mesure du phosphore disponible, des bases disponibles (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} et K^+) mais également de la plupart des oligo-éléments (Cu, Fe, Mn, Zn) et d'autres cations comme Cd, Cr, Co, Ni et Pb (Davin, 2014).

Une seule extraction a été suffisante pour les différents dosages via spectromètre d'absorption atomique par flamme ou via colorimétrie pour le dosage du phosphore. Les éléments analysés sont Ca, Mg, K, P, Cd, Cu, Pb, Zn et Ni.

2.6 Eléments solubles

Cette expérience permet la mesure des éléments solubles du sol. Pour ce faire, on effectue une extraction de 5 g de sol contaminé à 2 mm après agitation durant 2 h dans 50 mL d'une solution de CaCl_2 à 0,01 M. Une fois l'extraction accomplie, on dose les éléments recherchés au spectromètre d'absorption atomique par flamme. Le dosage doit s'effectuer dans les 24 h après l'extraction car ils se dégradent rapidement. Les éléments analysés sont : Cd, Cu, Pb, Zn et Ni.

2.7 Eléments pseudo-totaux

La détermination de la teneur des éléments pseudo-totaux s'accomplit à l'aide d'une extraction à l'eau régale (2/3 acide chlorhydrique 37 % et 1/3 acide nitrique 65 %). La minéralisation se déroule en deux temps, une première phase à froid durant 16 h et une seconde en chauffant 15 min à 130°C puis 145 min à 160°C. L'origine du terme pseudo vient du fait que la fraction emprisonnée dans les réseaux

silicatés ne sera pas extraite par cette méthode (Baize, Sabi, Deslais, Bispo, & Feix, 2006). La figure 16 illustre le dispositif utilisé au cours de l'étape de chauffage durant l'attaque acide.

Une fois la phase d'extraction terminée, la solution est passée au spectromètre d'absorption atomique afin d'y quantifier les différents éléments souhaités (Cd, Cu, Pb, Zn, Ni, Ca, Mg et K).



Figure 16 – Photo du dispositif de chauffe lors de l'extraction des éléments pseudo-totaux. (Source personnelle)

3 Suivis réalisés

Une fois le dispositif expérimental complètement installé et les semis effectués (21 avril 2017), un arrosage de 250 ml par lysimètre a été effectué tous les lundis et jeudis. Entre cette date et le 30 juin 2017, les suivis réalisés furent :

- ✓ Annotation du nombre de **germination** et mesure de la **taille des différents plants** tous les lundis et jeudis de cette période. Les premières observations ont été réalisées le 02 mai 2017.
- ✓ Récolte des **eaux gravitaires** un vendredi sur deux à partir du 28 avril 2017. Une fois recueilli et homogénéisé, le **volume prélevé** pour chaque lysimètre est mesuré et le **pH** de l'eau est mesuré. Ensuite, un aliquote de 50 ml est filtré avec un filtre de 595^{1/2}, acidifié avec 100 µl de HNO₃ 7 M et stocké au froid avant d'être passé au spectromètre. Au spectromètre AA, trois éléments ont été quantifiés : Cd, Zn et Pb.
- ✓ Prélèvement à partir des **suction cups**. L'échantillonnage avec les suction cups s'effectue à l'aide de seringues que l'on fixe directement à celles-ci. Lorsque l'on tire sur le piston de la seringue, une dépression se forme et l'eau présente au voisinage de la membrane poreuse est aspirée dans la seringue. Tout comme les eaux gravitaires, le **volume récolté** ainsi que le **pH** sont mesurés. Toutefois, le volume étant fréquemment réduit, la mesure du pH n'a pu être effectuée pour chaque prélèvement.

Ces échantillons furent également acidifiés avec le même rapport de solution/acide HNO₃ 7 M c'est-à-dire pour un aliquote de 10 ml, 20 µL d'acide ont été ajoutés. Ils furent entreposés en

chambre froide avant leur passage au spectromètre d'absorption atomique durant lequel les concentrations en cadmium, zinc et plomb sont dosées. Les prélèvements ont été effectués un mardi sur deux à partir de la date du 09 mai 2017.

La figure 17 donne une vue d'ensemble du dispositif expérimental où les plantes se trouvent à différents stades végétatifs à (c) 18, (a) 27 et (d) 45 jours après le semis. Sur la photo b, on distingue également la technique d'échantillonnage à partir des suction cups.



Figure 17 – Montage photos du dispositif expérimental durant la période de suivi. (Source personnelle)

4 Analyse statistique des données

Les analyses statistiques ont été réalisées au moyen du logiciel JMP Pro 12.

Afin de mettre en évidence les différences significatives entre les modalités, nous avons procédé de la façon suivante :

- ✓ 1^{ère} étape : Vérification de la normalité des résultats pour chacune des variables de chaque modalité par le test de Shapiro-Wilk. Dans les cas où la distribution normale n'était pas respectée, nous avons effectué des transformations logarithmiques (base 10) ou racine carrée avant de réeffectuer le même test de Shapiro-Wilk. Si la normalité n'était toujours pas respectée ($p < 0,05$), nous avons effectué le test non-paramétrique de Wilcoxon/Kruskal-Wallis pour évaluer les différences entre les modalités. Les résultats de ce test permettent de déterminer si k échantillons ($k>2$) proviennent de populations ayant des caractéristiques identiques ; si p est inférieur à 0,05 alors au moins un échantillon est différent d'un autre (au sens d'un paramètre position, concept proche de la médiane) (XLSTAT, 2017).
- ✓ 2^e étape : Vérification d'égalité des variances (ou homoscédasticité). Au cas où la normalité a été avérée, c'est le test de Bartlett qui a été utilisé. Dans le cas contraire, c'est le test de Levene car ce dernier est bien moins sensible à la non-normalité (Jacobs & Podolsky, 2010).
- ✓ 3^e étape : Lorsque les données suivent bien une distribution normale et que l'égalité des variances est respectée, nous avons réalisé le test HSD (Honestly Significative Difference) de Tukey-Kramer afin de mettre en évidence d'éventuelles différences significatives entre les modalités étudiées.

Résultats et discussions

1 Caractérisation des différentes matrices

Les valeurs des caractéristiques physico-chimiques et des teneurs en ETM des matrices énoncées au tableau 3 sont exprimées par rapport aux poids secs.

Lors de la réalisation du dispositif expérimental, le mélange terreau-sable s'est réalisé suivant une proportion 1 : 1 volume-volume cependant toutes les caractérisations se font à partir d'une masse. Pour un volume considéré du mélange humide, le sable participe à 79 % de la masse du mélange 1 : 1 (v/v) et le terreau pour 21 %. La colonne « mélange terreau-sable » du tableau 3 prend en compte ce facteur de répartition.

Tableau 3 – Caractéristiques physico-chimiques et teneurs en ETM des matrices

	Sol pollué	Sable	Terreau	Mélange terreau-sable
pH _{eau}	7,35	8,67	5,51	n.d.
pH _{KCl}	7,03	8,96	4,88	n.d.
Carbone organique total [%]	10,53	0	49,29	10,35
Azote total [%]	0,35	0,01	1,32	0,29
Pseudo-totaux (eau régale)				
Ca [mg/100 g]	2535,7	1701,5	1895,0	1742,1
Mg [mg/100 g]	287,5	53,5	103,8	64,1
K [mg/100 g]	341,7	28,6	96,3	42,8
Cd [ppm]	6,1	< 0,7	< 2,0	< 1,0
Zn [ppm]	5592,6	7,0	35,9	13,1
Pb [ppm]	2575,3	< 3,3	49,6	< 13,1
Cu [ppm]	264,4	< 1,0	13,4	< 3,6
Ni [ppm]	34,6	< 3,3	< 10,0	< 4,7
Disponibles (EDTA)				
Ca [mg/100 g]	735,8	1190,9	983,6	1147,4
Mg [mg/100 g]	31,7	15,2	74,4	27,6
K [mg/100 g]	61,3	2,2	104,1	23,6
P [mg/100 g]	35,6	1,6	66,6	15,3
Cd [ppm]	2,8	< 0,1	0,4	< 0,2
Zn [ppm]	808,4	0,4	26,1	5,8
Pb [ppm]	813,0	< 0,5	28,9	< 6,5
Cu [ppm]	47,3	< 0,2	3,7	< 0,9
Ni [ppm]	3,2	< 0,5	< 1	< 0,6
Solubles (CaCl₂ 0,01 M)				
Cd [ppm]	< 0,2	< 0,2	< 0,4	< 0,2
Zn [ppm]	2,3	< 0,1	4,6	< 1,1
Pb [ppm]	< 1,0	< 1,0	6,2	< 2,1
Cu [ppm]	< 0,3	< 0,3	3,4	< 1,0
Ni [ppm]	< 1,0	< 1,0	< 2,0	< 1,2

1.1 Comparaison des teneurs totales en ETM du sol pollué utilisé avec la norme wallonne

L'annexe 1 du décret wallon relatif à la gestion des sols reprend selon le type d'usage du terrain, une série de normes pour les différents polluants. Pour chaque polluant, ces normes reprennent 3 valeurs : VR, VS et VI.

Valeur de référence (VR) : elle représente la valeur de fond naturellement présente dans le milieu et correspond à l'objectif à atteindre en cas d'assainissement.

Valeur seuil (VS) : à partir de cette valeur, les risques pour la santé humaine, les eaux souterraines et les écosystèmes doivent être évalués à l'aide d'une étude de caractérisation et si, suite à cette dernière, une action est justifiée, des mesures spécifiques devront être réalisées (Union Wallonne des Entreprises, 2016).

Valeur d'intervention (VI) : elle constitue la concentration au-delà de laquelle une intervention doit systématiquement être prise (assainissement, mesures de suivi, mesures de sécurité) (Union Wallonne des Entreprises, 2016).

Il convient toutefois de faire la distinction entre une pollution historique (datant d'avant le 30 avril 2007) et une pollution nouvelle. En effet, toute pollution survenue à partir du 30 avril 2007 dépassant la valeur seuil doit être sujet à un assainissement (Union Wallonne des Entreprises, 2016).

Tableau 4 – Comparaison entre les teneurs en ETM du sol pollué utilisé et les normes du décret wallon relatif à la gestion des sols. (*Parlement wallon, 2014*)

		Sol [mg/kg matière sèche]					
Type d'usage		Naturel	Agricole	Résidentiel	Récréatif ou commercial	Industriel	Sol pollué utilisé
Cadmium	VR	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	6,1
	VS	1	1	3	10	15	
	VI	10	10	30	40	50	
Zinc	VR	67	67	67	67	67	5592,6
	VS	120	155	230	230	320	
	VI	215	300	710	710	1300	
Plomb	VR	25	25	25	25	25	2575,3
	VS	120	200	200	280	385	
	VI	170	400	700	700	1360	
Cuivre	VR	14	14	14	14	14	264,4
	VS	40	50	110	110	120	
	VI	80	145	290	290	500	
Nickel	VR	24	24	24	24	24	34,6
	VS	60	65	150	150	210	
	VI	100	200	300	300	500	

Nous pouvons apercevoir dans le tableau 4 que deux éléments, à savoir le zinc et le plomb, dépassent très fortement les valeurs d'intervention prévues par la norme wallonne. La concentration en zinc est plus de 4 fois plus importante que la valeur d'intervention la plus stricte et la concentration en plomb 1,89 fois supérieure. Nous retrouvons ensuite la concentration en cuivre qui dépasse toutes les valeurs seuils pour les différents types d'usages de sol. Avec une concentration de 264,4 ppm, le cuivre excède les valeurs d'intervention pour une utilisation de type sol agricole mais respecte les limites fixées pour le résidentiel, récréatif et industriel. En ce qui concerne la concentration en cadmium, elle ne dépasse aucune des valeurs d'intervention ; cependant les valeurs seuil pour les usages naturel, agricole et résidentiel sont, elles, dépassées. Le nickel ne représente aucun risque à lui seul dans ce cas-ci.

Au vu des concentrations retrouvées en ETM, le sol pollué utilisé représente un risque sanitaire très important et ce, quel que soit le type d'usage. Avec des concentrations aussi élevées en zinc et en plomb, il forme dès lors une matrice de pollution représentative pour ce type de dispositif expérimental.

En ce qui concerne le sable, le terreau et par extension leur mélange, nous voyons que les concentrations mesurées sont en-deçà des niveaux de seuil établis par les autorités wallonnes et que certaines mesures sont même inférieures à la limite de quantification de l'appareil. Ces matrices peuvent dès lors bien être qualifiées de matrices non contaminées.

1.2 Comparaisons des ETM entre les différentes matrices

Lorsque l'on reprend les valeurs du tableau 3, les concentrations retrouvées en ETM pseudo-totaux et disponibles sont largement plus importantes dans le sol pollué que dans les autres matrices comme attendu. Néanmoins, nous remarquons que pour les composés solubles, c'est dans le terreau que l'on retrouve les concentrations d'ETM les plus importantes. Ce constat peut s'expliquer d'une part avec la différence de pH retrouvée. D'un côté, nous avons un pH_{eau} neutre (7,35) pour le sol pollué et de l'autre, nous trouvons pour le terreau dans des conditions acides ($\text{pH}_{\text{eau}} = 5,51$) qui, comme vu dans la première partie du travail sont des conditions favorisant la mobilité des ETM. Une seconde explication à ce constat peut provenir de la proportion du carbone organique total. Le terreau en est composé à hauteur de 49,29 % et les ETM présents sous forme de complexes organiques ou adsorbés sur la matière organique sont facilement solubles.

On constate dans l'absolu que les concentrations retrouvées pour la proportion des ETM solubles sont très faibles quel que soit la matrice considérée. Quant au sol pollué, on voit que toutes les teneurs mesurées sont inférieures à la limite de quantification de la méthode hormis pour le zinc où l'on observe une teneur de 2,3 ppm. Cela représente seulement 0,04 % de la teneur totale.

2 Développement des plantes indigènes

2.1 Taux de germination

Le taux de germination a été calculé à partir des observations du 29/06/2017 soit 69 jours après le semis des graines. Ce taux de germination n'a pu être mesuré qu'uniquement pour la moutarde et la vipérine puisque dans le cas de la tanaisie étant donné leur toute petite taille et leur manque d'homogénéité, nous n'avions pas semé un nombre défini de semences mais bien l'équivalent d'une masse déterminée. Pour comparer le développement de la tanaisie entre les modalités « sol », nous

avons regardé le taux de recouvrement de la surface à la date du 29/06/2017. Les détails des tests statistiques employés se trouvent aux annexes 1a et 1b.

En ce qui concerne la moutarde, la figure 18 montre pour chaque modalité « sol », le pourcentage de germination moyen des trois répétitions réalisées ainsi que l'erreur standard sur la moyenne (erreur type) de chacune de celles-ci. On constate que le pourcentage moyen de germination le plus élevé est retrouvé pour la modalité P1 (60 %) suivie du témoin (36,7 %), de la modalité P2 (30 %) et enfin de la P3 (20 %).

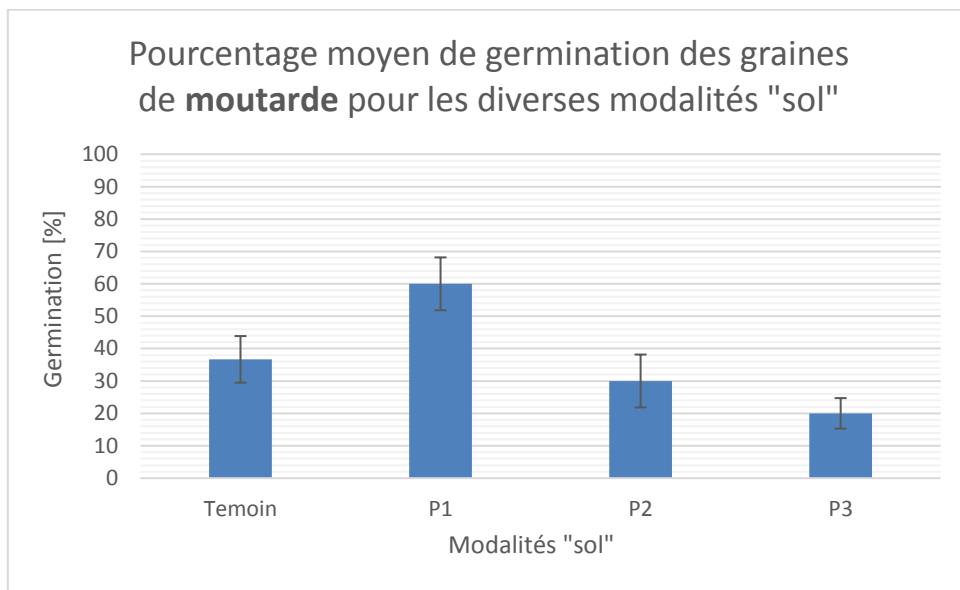


Figure 18 – Graphique des pourcentages moyens de germination de la moutarde pour les différentes modalités « sol »

L'analyse statistique au vu du nombre réduit d'observations (3 par modalité) n'a pu être réalisée de façon acceptable et doit dès lors être considérée avec prudence. Les détails des tests analytiques effectués se trouvent à l'annexe 1a et 1b. Les observations réalisées pour les modalités P1 et P2 ne suivent pas une distribution normale. Le test de Kruskal-Wallis nous indique qu'aucune modalité ne diffère d'une autre et peuvent être considérée comme semblables. Au vu du test de Levene, l'égalité des variances est, elle, bien respectée.

La modalité P1 est la seule des quatre à avoir du sol pollué en surface, les trois autres ont en leur surface un mélange sable-terreau identique. La modalité P1 bien que fortement polluée par les ETM en surface est également un substrat très riche en éléments essentiels tels que l'azote, le phosphore, le potassium, le magnésium, le calcium (voir tableau 3) ce qui explique ce taux supérieur de germination. La non-différence significative entre le témoin, P2 et P3 est facilement explicable puisqu'il s'agit de la même couche de substrat en surface. Par contre, nous ne pouvons pas expliquer les raisons pour lesquelles la différence entre P1 et P3 est à ce point marquée.

En ce qui concerne la vipérine, son taux de germination est très faible quelle que soit la modalité considérée. Aucun lysimètre de l'expérimentation n'a compté plus d'une germination sur les 10 graines plantées au départ. Les résultats sont représentés à la figure 19 où l'on constate que les résultats sont assez semblables entre les modalités. Le témoin et P2 ont vu deux de leur réPLICATION avoir une germination tandis que P1 et P3 ont eu qu'une germination parmi leur trois lysimètres respectifs, ce qui donne un taux moyen de germination de 3,3 % pour P1 et P3 et de 6,7 % pour le

témoin et P2. Ce faible taux d'individus ne permet pas de réaliser une analyse statistique acceptable (ne suit pas une distribution normale et homoscédasticité est non respectée). Le test de Kruskal-Wallis quant à lui, ne soulève aucune différence significative entre les modalités.

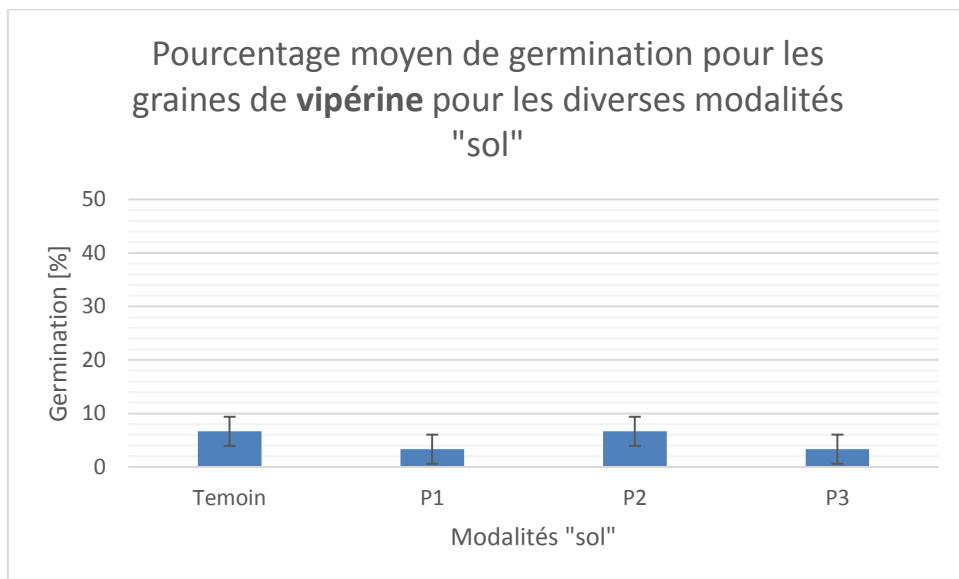


Figure 19 – Graphique des pourcentages moyens de germination de la vipérine pour les différentes modalités « sol »

Pour la tanaïsie, on observe un important taux de recouvrement au 69^{ème} jour pour toutes les modalités comme le montre la figure 20. On n'observe aucune différence notable entre les modalités ; pour chacune, la tanaïsie occupe presque l'entièreté de la surface qui lui est disponible. Les données ne suivent pas une distribution normale, et ne respectent pas l'égalité des variances. Le test de Kruskal-Wallis indique qu'aucune différence significative n'existe entre les modalités.

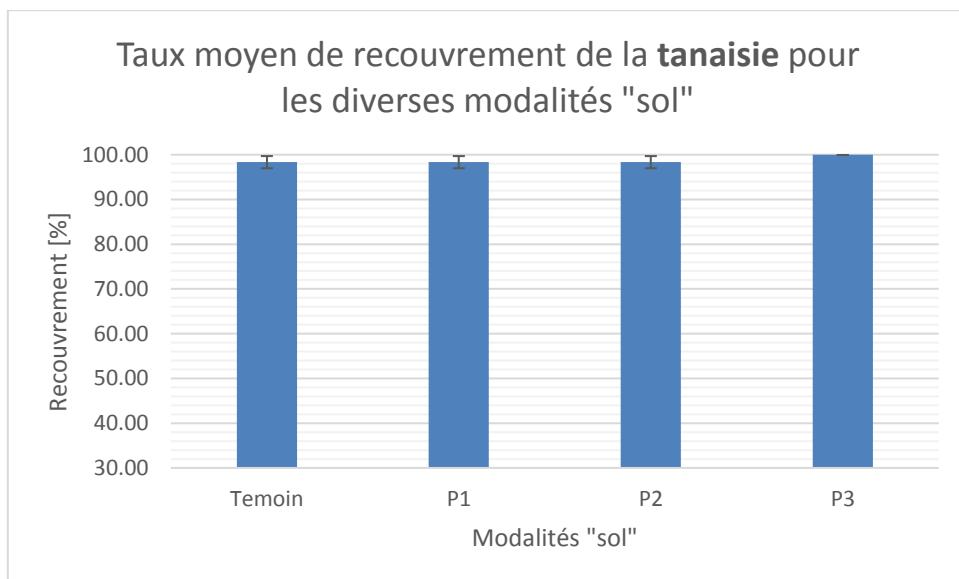


Figure 20 – Graphique des taux moyens de recouvrement de surface pour la tanaïsie suivant les différentes modalités « sol » à la date du 29/06/2017 (jour 69)

Au final, si l'on regarde d'un point de vue global, nous remarquons que malgré un substrat fort riche, les taux de germination observés sont relativement faibles dans toutes les modalités et spécialement pour la vipérine mais également pour la moutarde dont le taux de germination est inférieur à ce que

l'on pourrait attendre de graines âgées de moins d'un an. Une explication pourrait être un souci dans le stockage avant le semis.

Si l'on compare les modalités « sol » entre elles, aucune différence n'est à mettre en avant entre le mélange terreau-sable et le sol pollué pour la vipérine et la tanaïsie. Concernant la moutarde, on observe une légère tendance à un meilleur taux de germination dans le sol pollué (P1), néanmoins non avérée par l'analyse statistique. Le faible pourcentage de germination de la moutarde pour la modalité P3 est difficilement explicable ; en effet, en surface, P3, le témoin ainsi que P2 sont constitués exactement du même substrat. La position à l'intérieur de la serre peut difficilement être remise en cause puisque les lysimètres ont été placés de façon aléatoire et se voient bien répartis dans l'espace.

Pour la tanaïsie, il est difficile de tirer des conclusions. En effet, lors des études sur la tanaïsie, ces dernières vont chercher les plants directement sur les sites pollués (Jasion et al., 2013; Stevovi et al., 2010). Nous ne connaissons donc pas de densité de semis pour comparaison. La densité utilisée de 0,3 g sur la surface de lysimètre (équivalent à ~9,6 g/m²) représente une densité de semis déjà importante. Combiné à la richesse des substrats et à leur capacité de s'étendre par rhizomes, ces éléments peuvent expliquer la bonne colonisation observée.

En conclusion, les taux de concentrations d'ETM retrouvés dans le sol pollué n'altèrent dans ce cas-ci nullement la capacité germinative des plantes étudiées.

2.2 Comparaisons des hauteurs des plantes

2.2.1 Évolution générale

Au cours de la période de l'expérimentation, la mesure de la hauteur des différents individus pour la moutarde et la vipérine s'est effectuée deux fois par semaine tandis que pour la tanaïsie, le nombre d'individus par lysimètre étant trop élevé, c'est la hauteur générale qui fut mesurée. Les figures 21, 22 et 23 représentent l'évolution des tailles moyennes observées ainsi que les erreurs standards y afférant pour les différentes espèces de plantes étudiées et ce, pour toute la période de l'expérimentation.

Évolution de la taille moyenne des plants de moutarde des différentes modalités "sol"

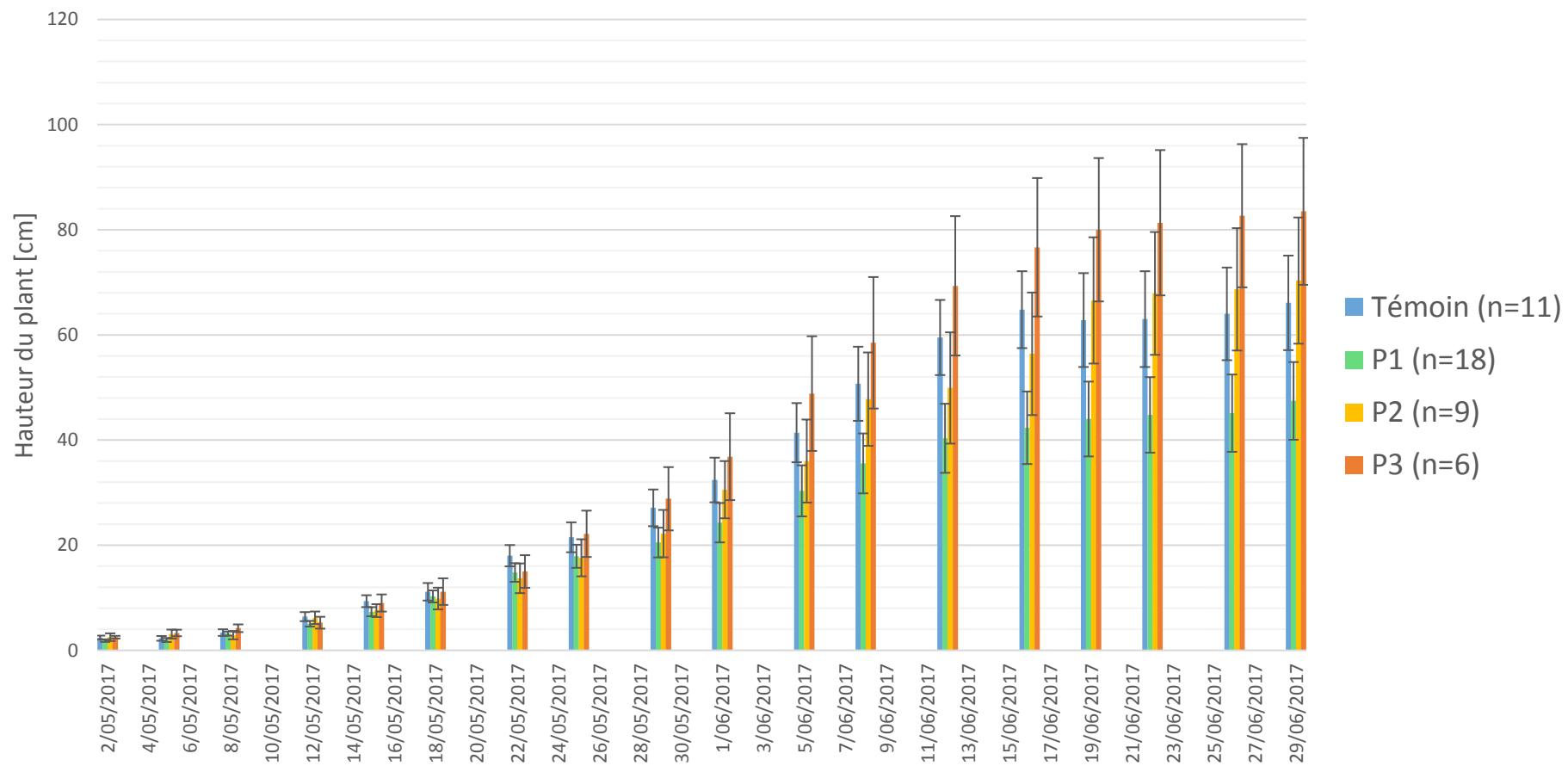


Figure 21 – Graphique de l'évolution de la hauteur moyenne des plants de moutarde suivant les différentes modalités « sol »

Évolution de la taille moyenne des plants de vipérine des différentes modalités "sol"

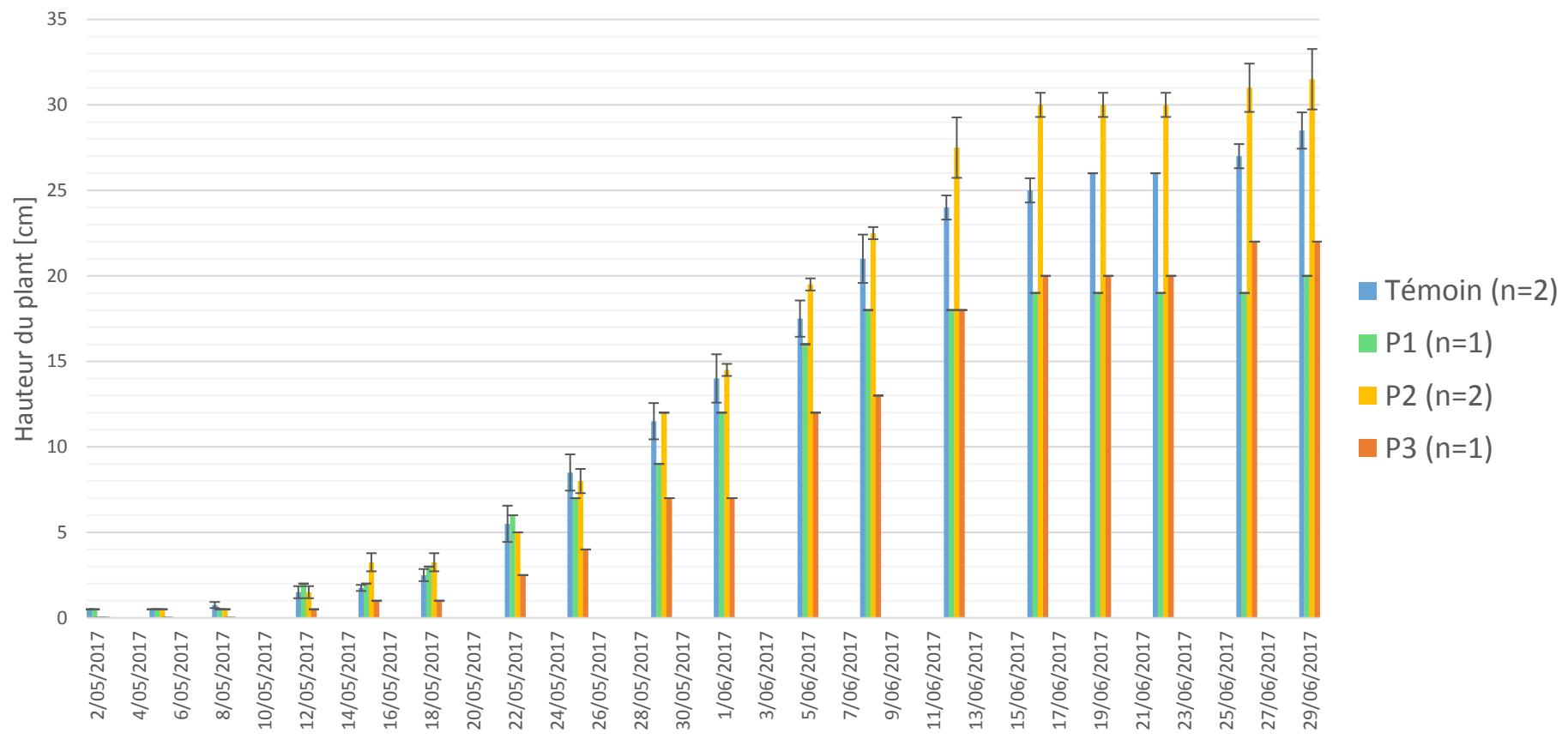


Figure 22 – Graphique de l'évolution de la hauteur moyenne des feuilles de vipérine suivant les différentes modalités « sol »

Évolution de la taille moyenne des plants de la tanaïsie des différentes modalités "sol"

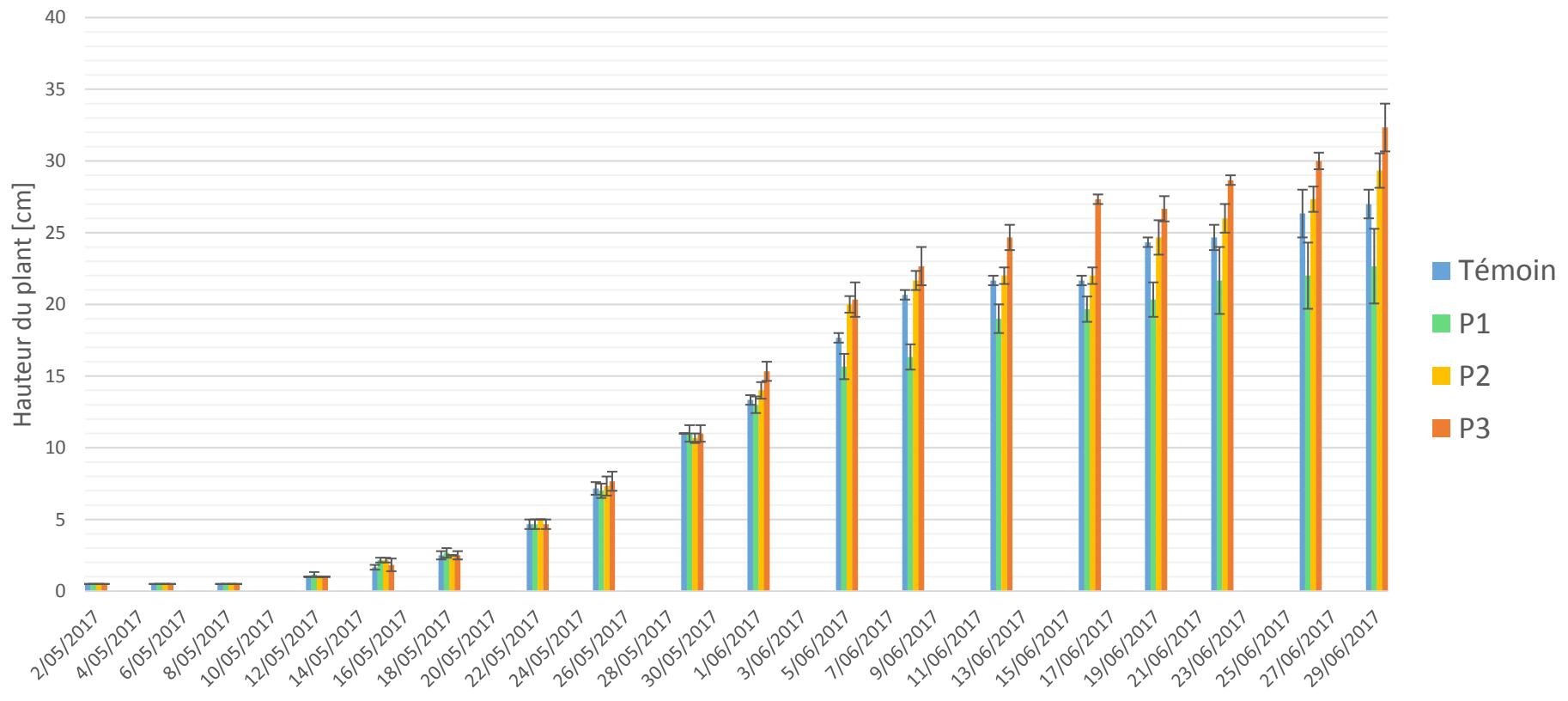


Figure 23 – Graphique de l'évolution de la hauteur moyenne de la tanaïsie suivant les différentes modalités « sol »

Si l'on regarde la tendance générale, la forme de graphique est identique pour les trois espèces. On y observe une première phase où la croissance est lente suivie d'une période où les individus croissent rapidement et enfin une phase où le développement ralentit pour plafonner à une hauteur finale.

Lorsque l'on observe la figure 21 représentant l'évolution de la **moutarde**, on constate que les tailles moyennes observées entre les modalités ont tendance à se différencier plus ou moins 1 mois après le début de la germination. À partir de cette période, on constate que la hauteur moyenne pour la modalité P1 croît de façon moins rapide que les autres modalités. À la fin de la période d'observation, la hauteur moyenne des plants la plus importante est retrouvée au niveau de la modalité P3 avec 84 cm ; elle est suivie par la modalité P2 (70 cm) et le témoin avec 66 cm. La modalité P1 est, elle, nettement en retrait par rapport à ces dernières avec une hauteur moyenne de 47 cm.

Pour la **vipérine**, les résultats présentés doivent être pris avec prudence au vu du nombre réduit d'individus présents par modalité : au maximum deux. Néanmoins, on observe un développement similaire aux deux autres espèces étudiées. Pour la modalité P1, la croissance des plantes est dans un premier temps similaire aux autres modalités ; ensuite la croissance de la plante s'arrête prématièrement par rapport aux autres et se traduit par une taille inférieure par rapport aux individus des autres modalités au jour n°69, fin de l'expérimentation. Pour la modalité P3, on voit que la taille observée à la date du 29/05/2017 est proche de P1 ; cependant, on observe que son développement a commencé une dizaine de jours plus tard que les autres modalités (le 12/05/2017 à la place du 02/05/2017) et, au regard de l'allure de la courbe, laisse à penser que la hauteur de l'individu est encore en progression contrairement à celui de P1 dont la taille a atteint un plateau. Les tailles les plus importantes sont retrouvées chez les individus des modalités P2 et du témoin avec respectivement une grandeur moyenne de 31,5 et 28,5 cm. La taille moyenne mesurée pour les individus de P3 et P1 est respectivement de 22 et 20 cm.

La vipérine est une plante bisannuelle, c'est-à-dire qu'elle effectue son cycle végétatif sur deux années. Il serait intéressant, l'année prochaine, de suivre le développement de la tige florale et ainsi examiner si, au sein des différentes modalités, la même tendance est observée pour les feuilles que pour la tige.

En ce qui concerne la **tanaisie**, les prises de mesures se sont achevées avant que la tige des individus n'ait fini de se développer. Pour aucune des différentes modalités la taille maximale n'a été atteinte, contrairement à la moutarde. Malgré que tous les individus soient encore dans la phase croissante, on distingue que les individus de P1 progressent de façon plus ralenties à partir du 30/05/2017 que pour les trois autres modalités. Au dernier jour mesuré, on obtient alors une hauteur des individus de P1 nettement moindre qu'au niveau des autres modalités.

Au final, on observe que pour toutes les trois espèces de plantes, la modalité P1 est à chaque fois en-deçà par rapport aux autres modalités. Le chapitre suivant s'intéresse à la comparaison statistique et nous renseignera quant à l'observation de différences réellement significatives entre les modalités et ainsi la confirmation des tendances tout juste observées.

2.2.2 Comparaisons statistiques

Les analyses statistiques effectuées ont été réalisées uniquement sur les mesures du 29/06/2017 (jour 69). Les résultats détaillés se trouvent aux annexes 2a et 2b.

➤ Moutarde

L'analyse statistique a montré que les résultats de la modalité P1 ne suivent pas une distribution normale d'après le test W de Shapiro-Wilk contrairement aux trois autres modalités. Les transformations des données par le logarithme ou la racine carrée ont donné le même résultat et le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis a donc été utilisé. Les résultats de ce test montrent qu'aucune des modalités ne se détache d'une autre et qu'elles sont dès lors semblables. Le test d'homogénéité des variances révèle qu'aucune variance ne se détache des autres ; même si en théorie le test de Tukey ne peut être réalisé au vu de la non-normalité de P1, nous avons cependant pris la liberté de le réaliser et les résultats suivent le même sens que celui de Kruskal-Wallis.

La figure 24 nous montre la dispersion des observations pour chaque modalité « sol » ainsi que les quantiles s'y rapportant. Les boîtes à moustaches représentées nous renseignent notamment sur la présence éventuelle de point atypique (absent dans ce cas-ci). Néanmoins, on observe à travers cette figure 24 que la dispersion est importante au niveau des quatre modalités. On constate, pour une même modalité, des différences entre individus qui peuvent atteindre un rapport de 1 à 10. Une explication possible à ce constat serait que certains plants de moutarde, lors de leur développement, n'ont pas supporté le stress dû aux fortes conditions d'ensoleillement et de chaleur particulièrement présentes tout au long des mois de mai et de juin 2017. La moutarde blanche étant sensible à ces conditions (ooreka, 2017a), un arrêt prématûr de développement de certains individus dans l'ensemble des modalités s'est opéré. Cependant, on remarque que ce phénomène est bien plus marqué pour la modalité P1 que pour les autres modalités où seulement quelques individus sont concernés. Cette répartition explique en partie la faible moyenne observée par rapport aux autres modalités. Toutefois, si l'on observe à présent les valeurs maximales (quartile 75 et maximum), les individus de P1 restent en retrait.

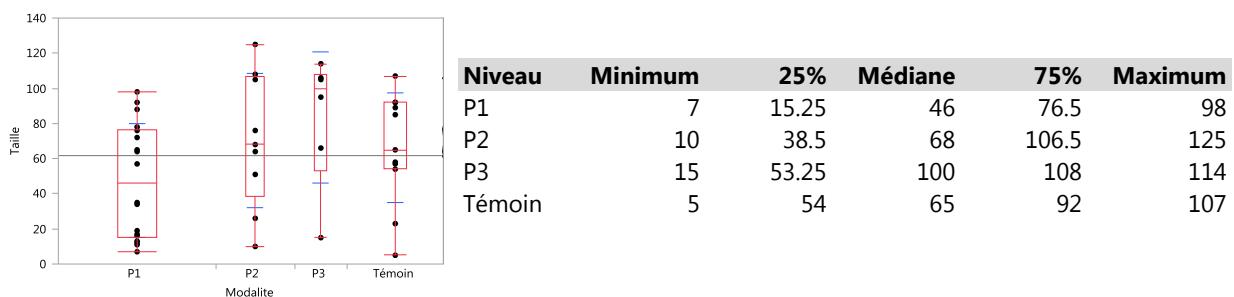


Figure 24 – Représentation des quartiles des hauteurs en cm des plants de moutarde pour les différentes modalités à la date du 29/06/2017.

➤ Vipérine

Le faible nombre d'individus présents rend l'analyse statistique non représentative et n'a dès lors pas été effectuée. Sur la figure 25 nous pouvons observer pour chaque modalité « sol », la taille des individus s'y rapportant ainsi que leur médiane (équivalent à la moyenne dans ce cas-ci vu le n limité). Ce constat ne nous permet pas de tirer davantage de conclusion par rapport aux observations reprises au point précédent traitant de l'évolution générale.

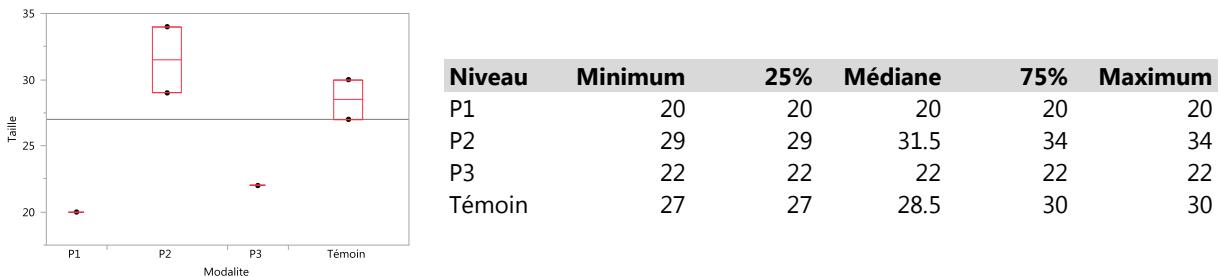


Figure 25 – Représentation des quartiles des hauteurs en cm des feuilles de vipérine pour les différentes modalités à la date du 29/06/2017.

➤ Tanaisie

La prise d'une seule mesure pour la hauteur générale par lysimètre nous amène à posséder seulement trois données par modalité dont la figure 26 montre leur dispersion. Cette faible référence dans la prise de mesure des hauteurs des pousses de tanaisie rend l'analyse statistique moins représentative dû au traitement d'échantillons de petites tailles. Si l'expérience devait être renouvelée, une solution consisterait à mesurer par lysimètre systématiquement 10 pousses marquées choisies aléatoirement en début de processus.

L'analyse statistique, dont l'ensemble des résultats sont à prendre avec prudence vu la taille limitée des échantillons, a démontré que les modalités P3 et Témoin ne suivent pas une distribution normale. Le test de Kruskal-Wallis a conclu qu'une différence existait entre les modalités sans spécifier desquelles il s'agissait. Les résultats du test de Levene sur l'égalité des variances indiquent qu'aucune différence n'existe entre elles. Pour finir, comme pour la moutarde, nous avons pris la liberté d'effectuer le test de Tukey même si la normalité des populations n'est pas respectée. Ce dernier va dans le même sens que le test de Kruskal-Wallis et indique une différence significative entre les modalités P1 et P3.

Lorsque l'on regarde la figure 26, on retrouve, dans la dispersion des observations de P1, la même tendance que celle observée pour la moutarde, c'est-à-dire une dispersion des observations importante et un point bien inférieur au reste de la population.

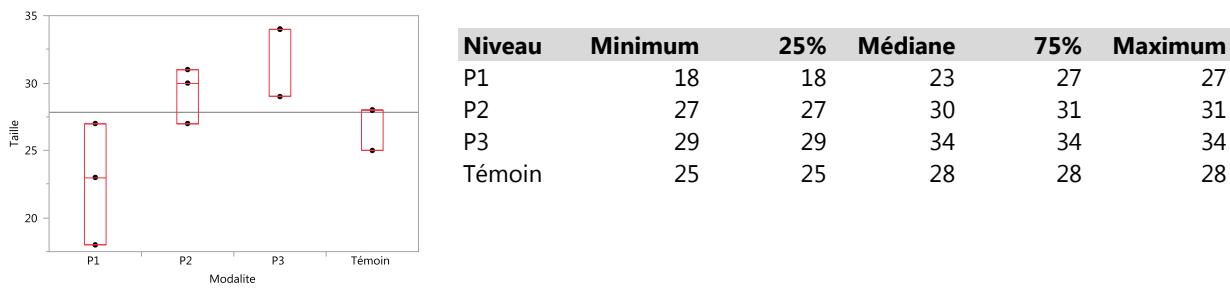


Figure 26 – Représentation des quartiles des hauteurs en cm des pousses de tanaisie pour les différentes modalités à la date du 29/06/2017.

2.2.3 Conclusions des comparaisons des hauteurs des plantes

Les analyses statistiques ne montrent pas les différences significatives pressenties lors du premier point sur les tendances générales ; néanmoins, même si elles ne sont pas significatives, les différences subsistent. Plusieurs origines pourraient expliquer ces différences de tailles moyennes observées entre les individus de la modalité P1 et ceux des autres modalités mais également ce ralentissement du développement 1 mois après la germination. La première de ces raisons provient certainement de la taille de la couche riche en nutriments des différentes modalités. La plante en se développant va étendre son système racinaire qui va s'enfoncer de plus en plus dans le sol et atteindre les couches de sables dépourvues en éléments nutritifs disponibles d'où le ralentissement de croissance et une taille réduite par rapport aux autres modalités. En effet, la modalité P1 est celle ayant la plus petite couche de surface avec seulement 15 cm de terre pollué et ensuite, on ne retrouve que du sable sur le restant de la hauteur du lysimètre. Les autres modalités possèdent au minimum une couche de 25 cm d'un mélange terreau-sable ; elle est ensuite suivie, pour P2 et P3, d'une couche de 15 cm de sol pollué disposée respectivement, toute de suite après pour P2 et 25 cm plus en profondeur pour la modalité P3 (voir figure 4). Il est difficile d'affirmer cette théorie sans connaître le développement racinaire et il est impossible de l'étudier au cours du temps sans arracher la plante en elle-même.

Une seconde raison plausible à cette différence de hauteur constatée est la teneur d'ETM disponibles retrouvés dans les matrices. Une plante puisant l'essentiel de ses nutriments dans la couche de sol pollué sera plus encline à l'absorption d'ETM qu'une plante se développant à la fois dans la couche riche du mélange terreau-sable et dans la couche de sol pollué. Cette dernière couche étant fortement chargée en ETM biodisponibles (Pb, Zn, Cu, Cd), l'absorption de ceux-ci par analogie à des éléments essentiels se fera davantage ressentir que dans une matrice plus saine. Même si les plantes étudiées sont connues pour leur tolérance aux ETM, l'absorption de ces éléments toxiques entraîne divers stress perturbant le développement de la plante et se faisant ressentir sur sa croissance.

3 Suivis des ETM dans la solution du sol

Pour mémoire, nous avons prélevé à intervalle régulier la solution du sol sur différentes hauteurs (10, 35, 55 et 75 cm) et récolté les eaux de percolation en suivant ce même intervalle de temps (2 semaines). Une fois échantillonné, nous avons mesuré le volume récolté, le pH et la concentration en Zn présente. Parmi l'ensemble des ETM, nous avons uniquement déterminé la teneur en Zn présente pour différentes raisons :

- Au vu des très fortes concentrations retrouvées lors de la caractérisation des matrices, le Zn constitue l'élément le plus représentatif de la pollution en ETM des matrices. La teneur en Zn retrouvée dans le sol pollué représente plus de 4 fois la limite supérieure fixée par la norme wallonne pour un site industriel.
- Parmi les sites contaminés en ETM dans les pays industrialisés, c'est la pollution au Zn qui est la plus répandue (Kacálková et al., 2015).
- Lors du passage des eaux de percolation récoltées le 28/04/2017 et le 12/05/2017, l'ensemble des échantillons avaient des teneurs en Cd et Pb inférieures à la limite de quantification du spectromètre d'absorption atomique.
- D'un point de vue pratique, certains prélèvements de suction cups ne présentaient pas un volume suffisant pour plusieurs passages au spectromètre d'absorption atomique.
- Enfin, au regard de l'ensemble des éléments traces métalliques le zinc est considéré comme facilement soluble (Baize, 1997). C'est donc cet élément qui risque de se retrouver plus facilement ; de plus, en cas de concentration très faible, il est probable que les autres ETM le soient également.

3.1 Tendances générales

3.1.1 Volumes récoltés

Les figures 27 à 30 représentent, pour les différentes modalités « sol », l'évolution au cours du temps du volume moyen – et son erreur standard – de solution du sol récolté via les suction cups pour les différentes hauteurs considérées et le volume moyen retrouvé pour les eaux de percolation.

Nous observons que les volumes retirés aux hauteurs où se situe le sol pollué évoluent de la même façon que les volumes des eaux de percolation, ils diminuent au cours du temps. Ce phénomène est sans doute lié à la croissance des plantes et leur demande en eau croissante.

Pour certaines hauteurs, les volumes récoltés sont nuls ; il s'agit des horizons constitués uniquement de sable (avec quelques exceptions pour la profondeur 75 cm composée de sable pour laquelle on retrouve quelques données). La retenue de l'eau dans un sol non saturé est liée à la capillarité et à l'adsorption autour de chaque particule pour constituer ensemble la « succion matricielle » (Hillel, 1974) qui équivaut à la force de rétention du sol. Par conséquent, la texture du sol joue un rôle prépondérant. Le sable, en comparaison au limon ou à l'argile, est composé de grands pores. La force capillaire est alors moins importante et une grande partie de l'eau percolé sous l'effet de la force gravitaire. Il est donc normal de retrouver des volumes plus importants dans les horizons où l'on retrouve du sol pollué (10 cm pour P1, 35 cm pour P2 et 55 cm pour P3) et le mélange terreau sable. Les résultats de l'analyse granulométrique des matrices sable et sol pollué se trouve à l'annexe 7.

Le volume des eaux de percolation récolté le 28/04/2017 varie fortement entre les différentes modalités. Ces différences s'expliquent par le temps nécessaire au système pour s'équilibrer. Tous les lysimètres ne partaient pas avec la même teneur en eau au départ. Même si tous furent humidifiés de la même façon lors du montage, le sable utilisé fut stocké à l'extérieur, soumis aux précipitations ; la teneur en eau du sable entre le dessus du big bag et le fond était très différente. De plus, tous les lysimètres n'ont pas exactement été remplis en même temps étant donné que le montage s'est réalisé sur plusieurs jours, ce qui a pu également apporter des différences.

Évolution du volume moyen récolté de la solution du sol à différentes profondeurs et des eaux de percolation pour la modalité Témoin

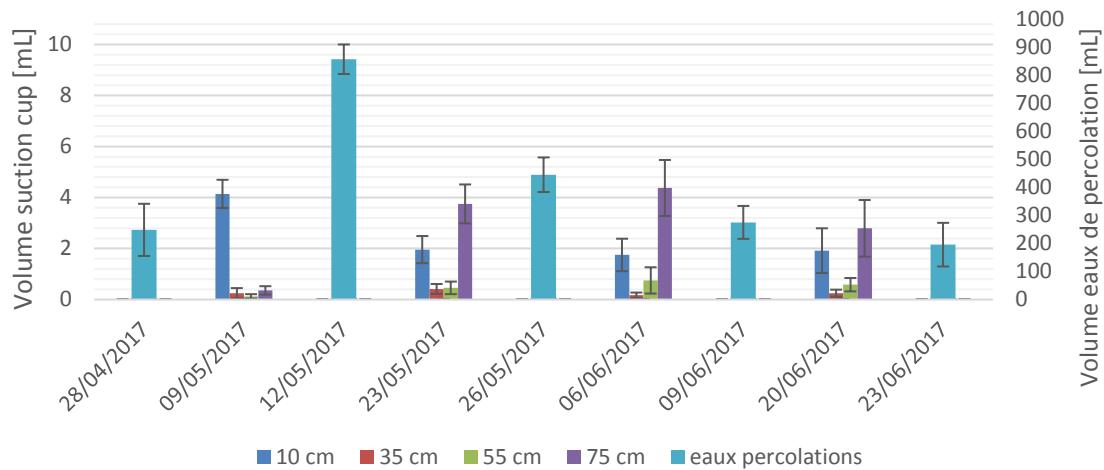


Figure 27 – Évolution du volume moyen récolté de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité Témoin

Évolution du volume moyen récolté de la solution du sol à différentes profondeurs et des eaux de percolation pour la modalité P1

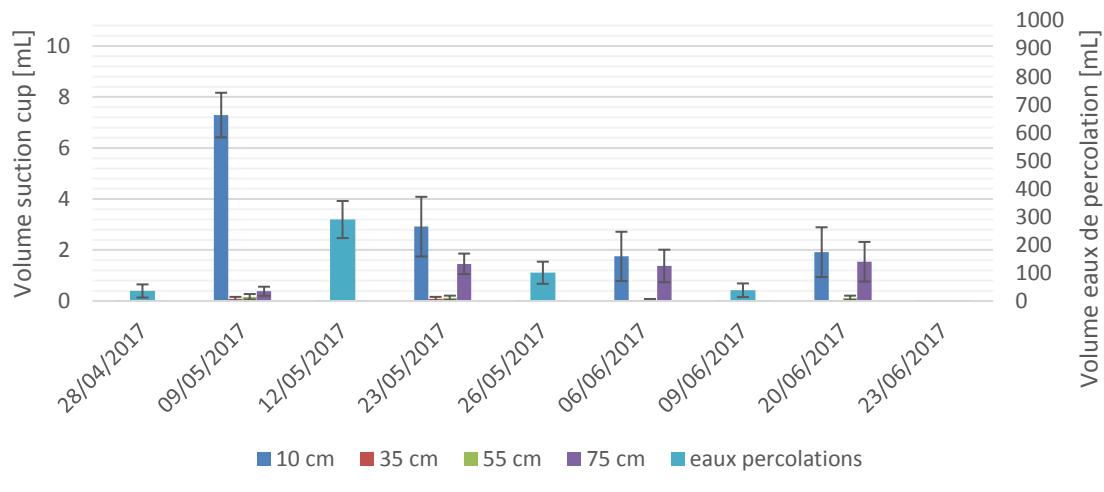


Figure 28 – Évolution du volume moyen récolté de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité P1

Évolution du volume moyen récolté de la solution du sol à différentes profondeurs et des eaux de percolation pour la modalité P2

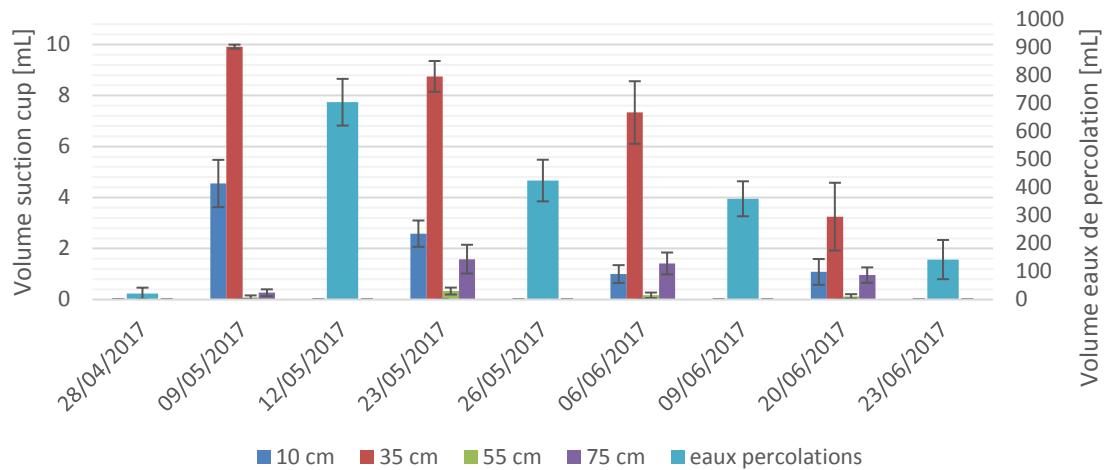


Figure 29 – Évolution du volume moyen récolté de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité P2

Évolution du volume moyen récolté de la solution du sol à différentes profondeurs et des eaux de percolation pour la modalité P3

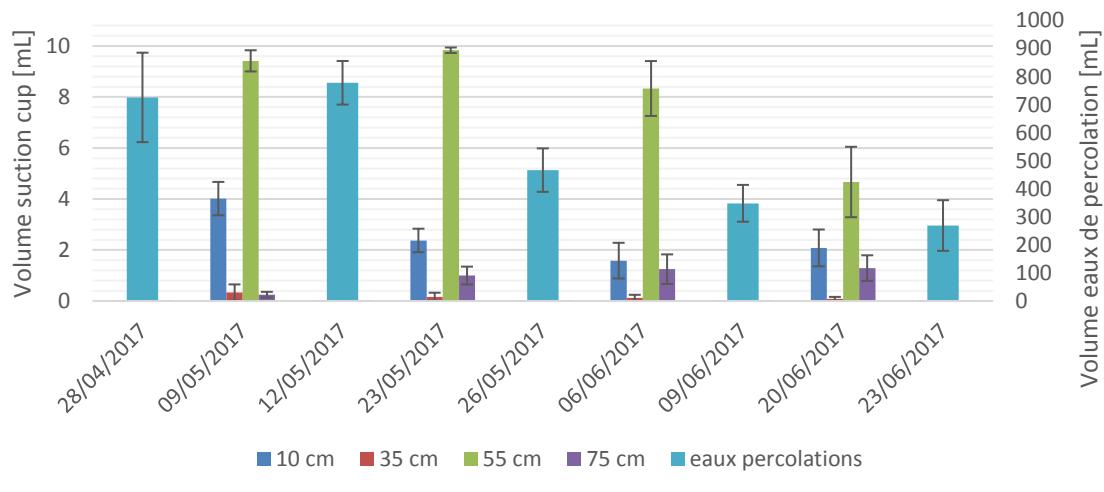


Figure 30 – Évolution du volume moyen récolté de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité P3

3.1.2 Concentrations en Zn

Les figures 31 à 34 représentent pour les différentes modalités « sol », l'évolution au cours du temps de la concentration moyenne en Zn retrouvée dans la solution du sol aux différentes hauteurs considérées ainsi que dans les eaux de percolation.

Les concentrations retrouvées dans les eaux de percolation sont très faibles pour l'ensemble des modalités. Néanmoins, elles sont légèrement supérieures pour le témoin. Aucune des valeurs recensées ne dépasse 0,09 ppm pour les modalités contenant du sol pollué tandis que pour le témoin, la moyenne sur l'ensemble de la campagne de mesure est de 0,16 ppm avec un maximum à 0,79 ppm.

Lorsque l'on compare les résultats des modalités témoin et P1, on observe qu'ils sont fort similaires, le témoin possédant même des concentrations légèrement supérieures à P1. Les concentrations retrouvées de la solution du sol ne représentent donc pas la concentration totale de la matrice où s'effectue le prélèvement. Ce fut déjà le cas lors de la caractérisation des matrices lors de l'extraction au CaCl_2 0,01 M. Si certaines données sont manquantes (par exemple pour les prélèvements du 06/06/2017 et 20/06/2017 chez P1), cela est dû au volume récolté insuffisant.

Si l'on compare ensuite la modalité témoin et la modalité P2, de grandes différences apparaissent pour l'horizon du sol pollué (35 cm), ce qui n'était pas le cas entre le témoin et P1. Les concentrations constatées lors des 3 premières mesures sont 5 à 6 fois plus importantes pour l'horizon pollué (près de 3 ppm par rapport à 0,5 ppm). Les concentrations à 35 cm pour P2 diminuent au fur et à mesure des prélèvements dans le temps pour atteindre le 20/06/2017 une concentration 2 fois plus importante que le témoin. On observe exactement le même schéma lors de la comparaison du témoin et de la modalité P3 où la suction cup correspondant à l'horizon du sol pollué est disposée à une profondeur de 55 cm.

Ces concentrations « élevées » retrouvées à la hauteur des horizons du sol pollué pour P2 et P3 mais absentes pour P1, nous laisse nous interroger sur la provenance du Zn mesuré. Provient-il réellement du sol pollué ou vient-il du terreau situé en surface de lysimètre ? Ce qui nous fait penser que la deuxième hypothèse prévaut, ce sont les concentrations retrouvées (< 4,6 ppm, la concentration mesurée lors de la caractérisation du terreau) et leur diminution au cours du temps pour atteindre, au 20/06/2017 un profil similaire au témoin. Cette diminution dans le temps s'expliquant par le fait que même si le Zn est plus mobile dans le terreau, son stock y est limité et s'épuise rapidement.

L'observation particulière pour la modalité P3 le 20/06/2017 à 35 cm, comporte une seule donnée (sur les 12 possibles) et provient d'un échantillon d'un très faible volume. Ces relevés sont de l'ordre de 1 mL, 2,78 ppm de Zn et provient d'un lysimètre sans plante. Elle est à prendre avec prudence. De plus, elle se situe au-dessus de l'horizon de sol pollué ; une remontée de Zn est difficilement envisageable (surtout sans présence de plante). Le Zn mesuré proviendrait alors bien du terreau.

Que l'on ne retrouve pas des concentrations du même ordre chez la modalité témoin alors qu'elle possède elle-même un horizon de surface composé du terreau-sable, s'expliquerait par le fait qu'il n'y ait pas chez le témoin d'horizon inférieur riche en matière organique retenant le Zn percolant, ce dernier allant directement se diluer dans les eaux de percolation. La lacune dans cette explication nait

du fait qu'on ne retrouve pas une concentration importante en Zn dans l'horizon de surface terreau-sable qui serait justement l'origine du Zn soluble.

La deuxième hypothèse est que les concentrations « élevées » en Zn retrouvées aux horizons du sol pollué pour P2 et P3 proviennent bien du sol pollué et non du terreau. Le fait que ces valeurs plus importantes ne soient pas visibles à l'horizon du sol pollué pour la modalité P1 signifie que la mise en profondeur influence la solubilité du Zn. L'analyse du pH nous apportera d'autres informations.

Évolution de la concentration moyenne en Zn dans la solution du sol à différentes profondeurs et dans les eaux de percolation pour la modalité Témoin

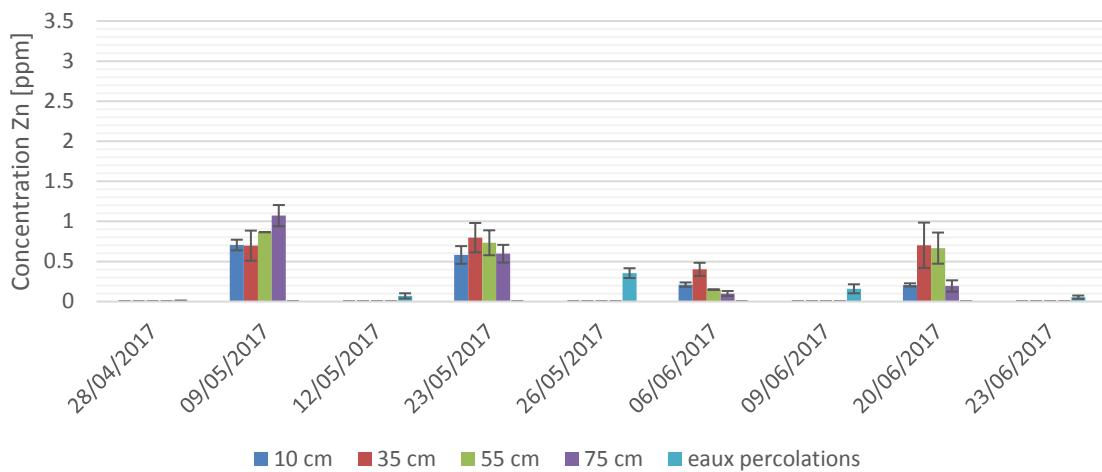


Figure 31 – Évolution de la concentration moyenne en Zn dans la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et dans les eaux de percolation pour la modalité Témoin

Évolution de la concentration moyenne en Zn dans la solution du sol à différentes profondeurs et dans les eaux de percolation pour la modalité P1

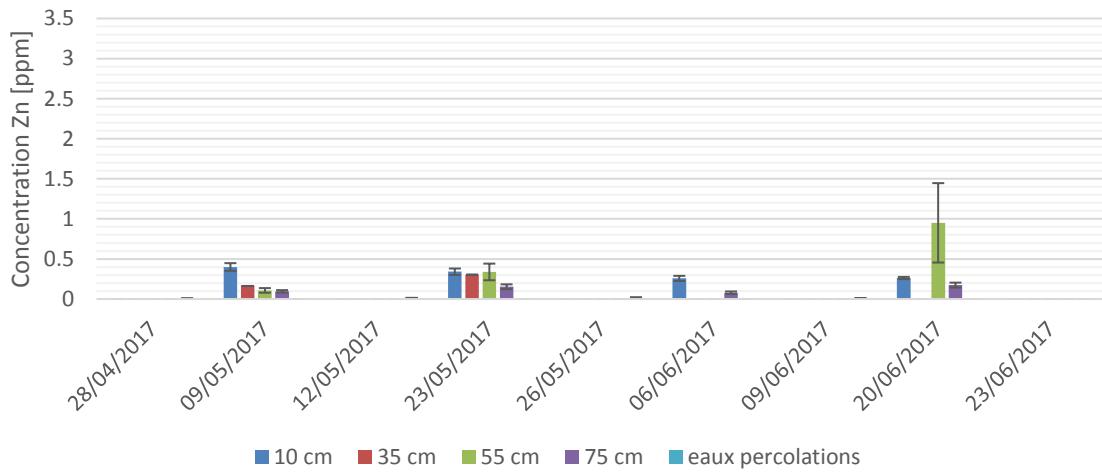


Figure 32 – Évolution de la concentration moyenne en Zn dans la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et dans les eaux de percolation pour la modalité P1

Évolution de la concentration moyenne en Zn dans la solution du sol à différentes profondeurs et dans les eaux de percolation pour la modalité P2

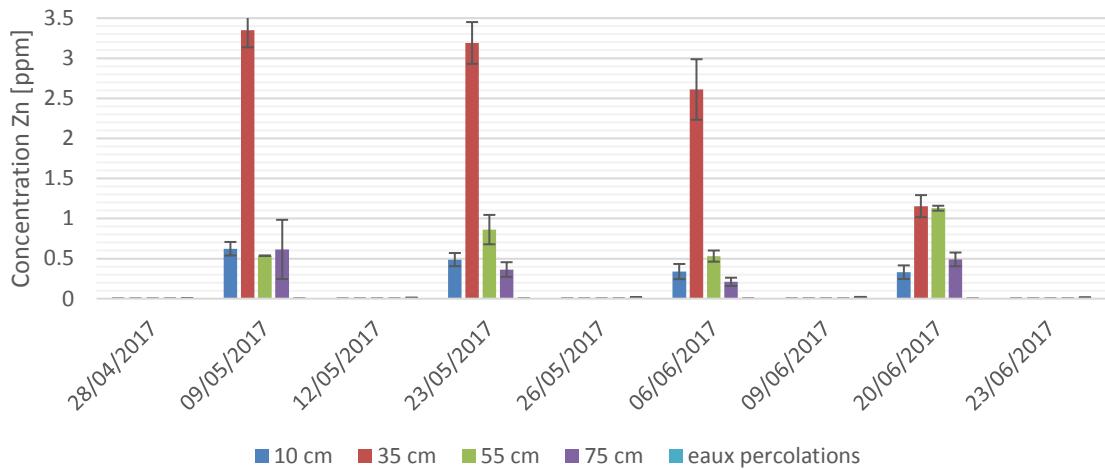


Figure 33 – Évolution de la concentration moyenne en Zn dans la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et dans les eaux de percolation pour la modalité P2

Évolution de la concentration moyenne en Zn dans la solution du sol à différentes profondeurs et dans les eaux de percolation pour la modalité P3

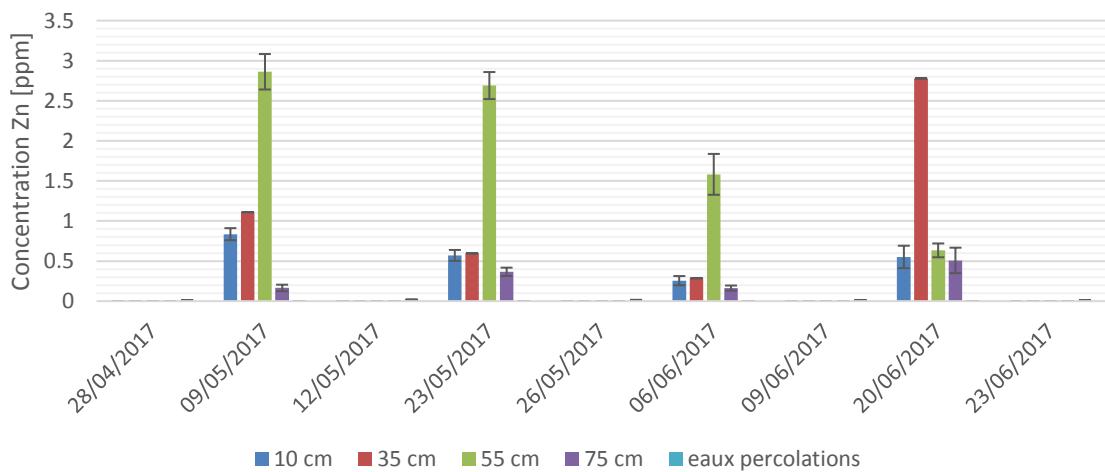


Figure 34 – Évolution de la concentration moyenne en Zn dans la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et dans les eaux de percolation pour la modalité P3

3.1.3 pH mesurés

Comme énoncé dans la partie introductive, le pH influence beaucoup la mobilité (et la solubilité) des ETM au sein du sol. La figure 35 nous montre son influence sur la proportion de la teneur Zn extrait par une solution de CaCl_2 , considéré comme la partie soluble sur la teneur totale en Zn. On observe une augmentation nette de la solubilité lorsque le pH est de l'ordre de 5,5 ou inférieur. Au-delà d'un pH 5,5 la proportion soluble est très faible.

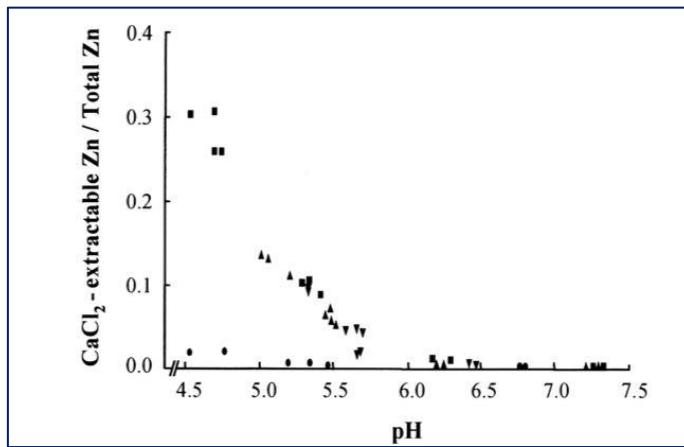


Figure 35 – Influence du pH sur la proportion extractable en Zn dans un sol enrichi (Adriano, 2001)

Les figures 36 à 39 représentent pour les différentes modalités « sol » l'évolution au cours du temps du pH moyen mesuré – et de son erreur standard – dans la solution de sol pour les différentes hauteurs considérées ainsi que pour les eaux de percolation. La mesure du pH n'a pu être menée que lorsque le volume de la solution récupérée était de minimum 9 mL faute de quoi, la sonde pH n'était pas suffisamment immergée. C'est la raison pour laquelle on ne retrouve pas de données pour certains horizons, spécialement ceux composés uniquement de sable.

De manière générale, nous observons que tous les pH des eaux de percolation sont supérieurs aux pH retrouvés pour les prélèvements via les suction cups. Les valeurs retrouvées pour les eaux de percolation avoisinent le pH 8. En ce qui concerne les valeurs retrouvées pour les suction cups, on obtient un pH très proche de la neutralité quelle que soit la hauteur considérée. Ces pH retrouvés favorisent l'immobilisation des ETM comme le montre la figure 35. Aucune différence n'est remarquée entre les pH des solutions issues du sol pollué disposé en surface (P1) ou en profondeur (P2 et P3). Ce constat ne nous permet pas de confirmer la 2^e hypothèse émise au sous-chapitre précédent sur l'origine des concentrations en Zn plus élevées pour les horizons de sol pollué plus en profondeur qu'en surface.

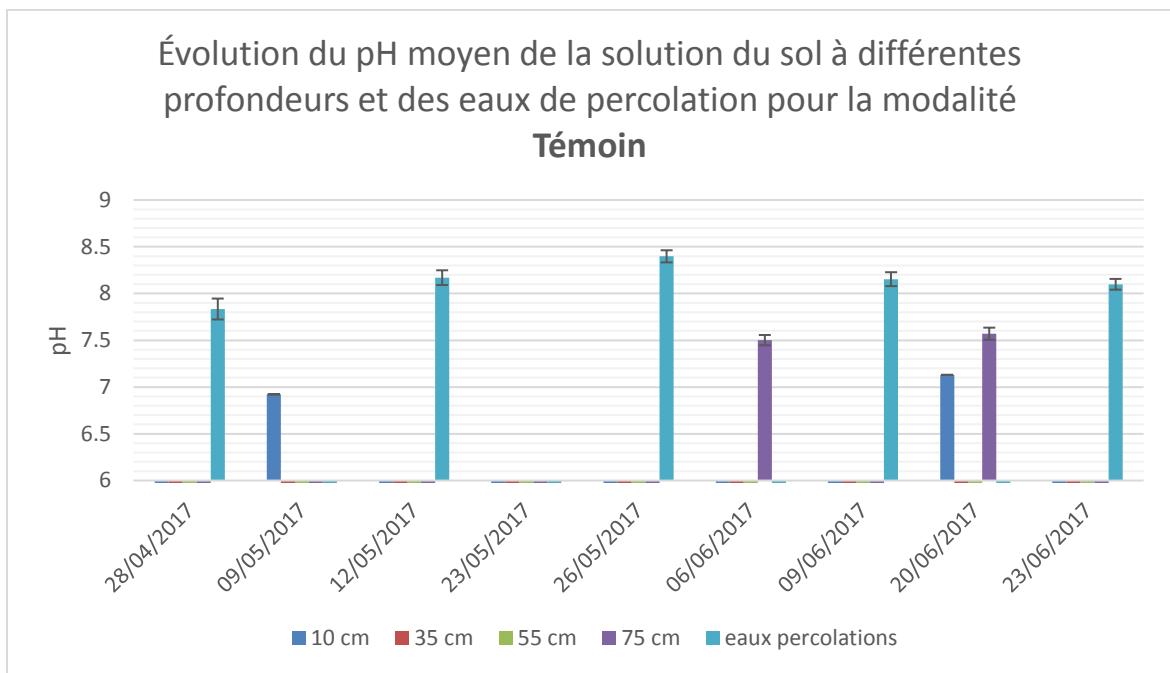


Figure 36 – Évolution du pH moyen de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité Témoin

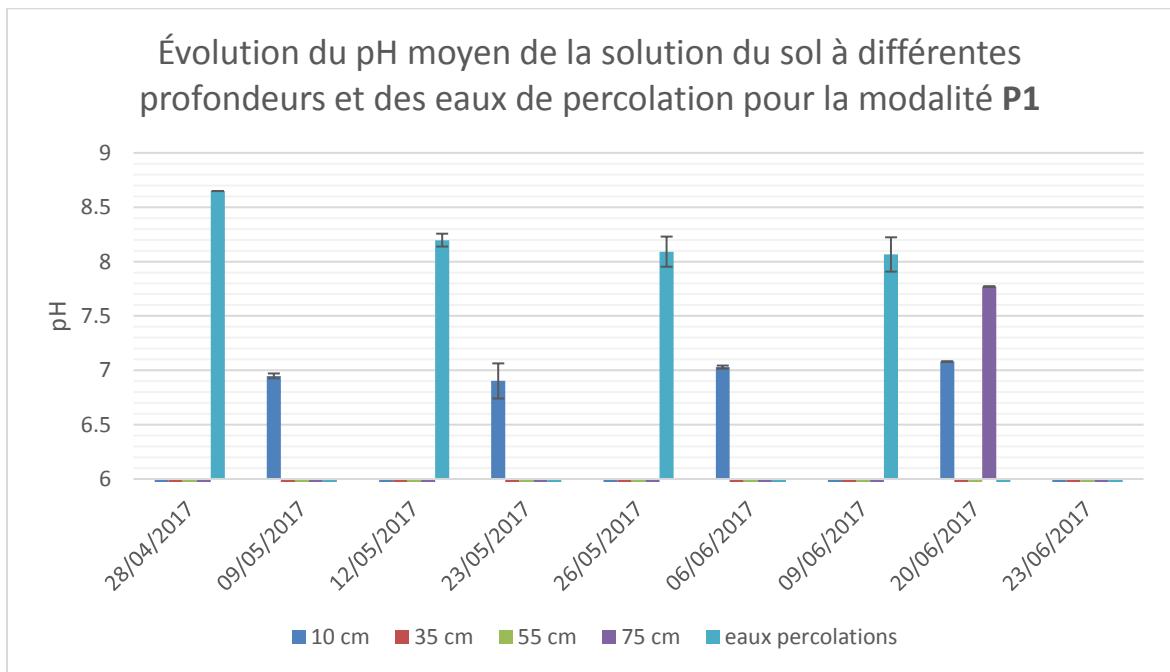


Figure 37 – Évolution du pH moyen de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité P1

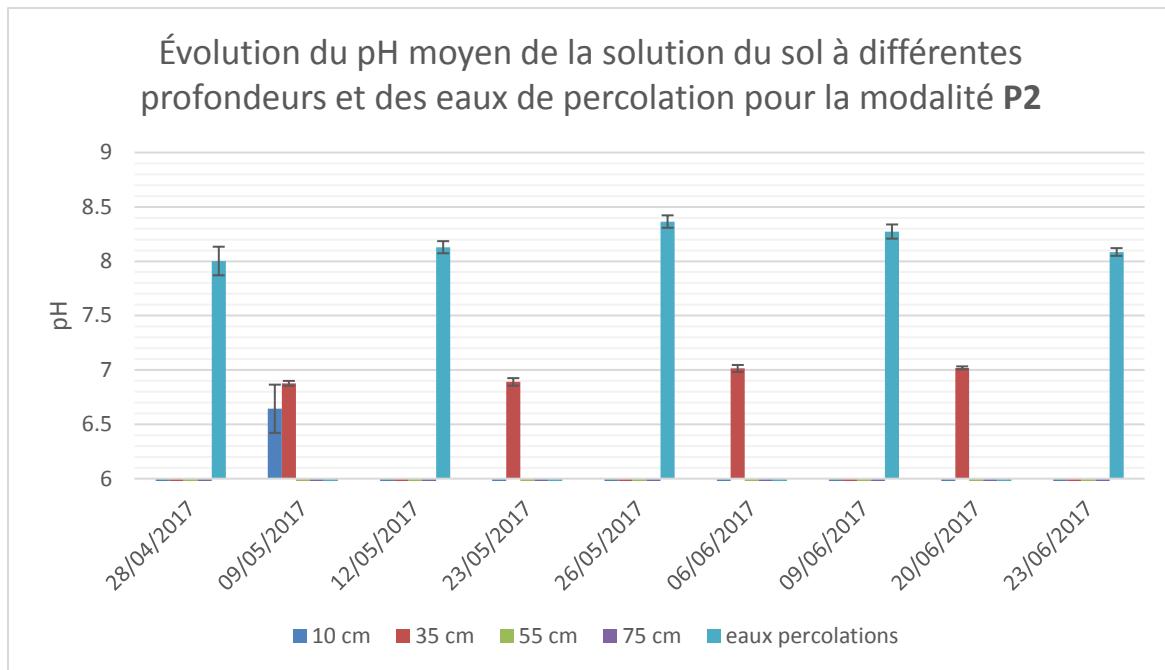


Figure 38 – Évolution du pH moyen de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité P2

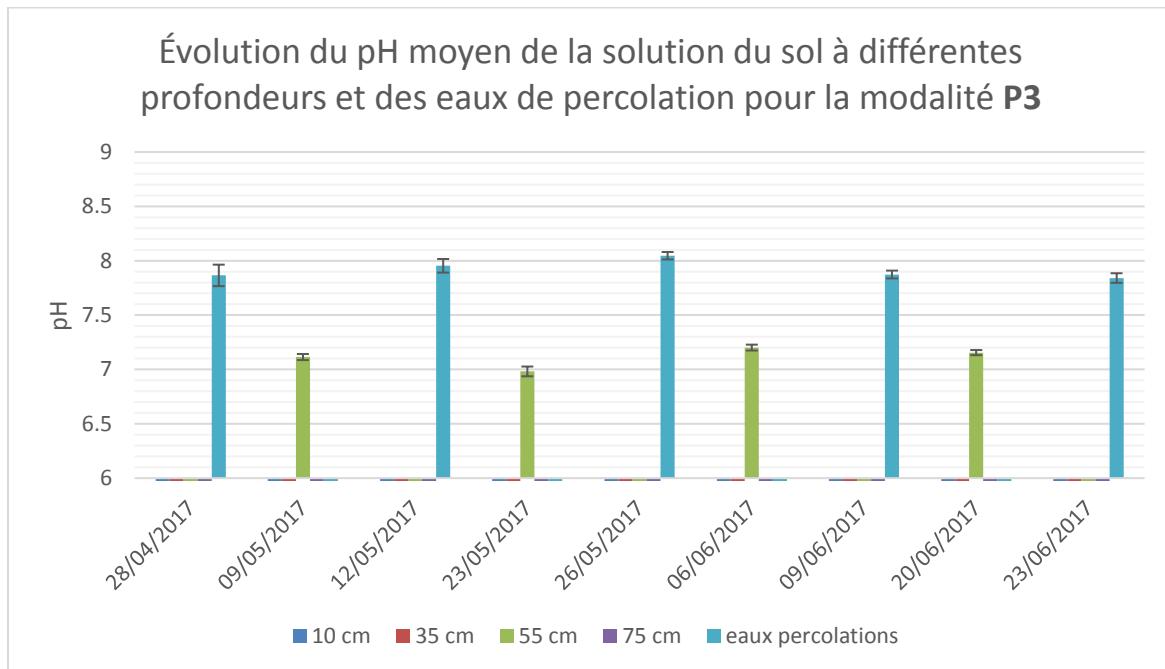


Figure 39 – Évolution du pH moyen de la solution du sol à différentes profondeurs (10, 35, 55 et 75 cm) et des eaux de percolation pour la modalité P3

En conclusion, les pH neutres à basiques expliquent les faibles concentrations en Zn rencontrées. En effet, les résultats suivants s'obtiennent lorsque que l'on considère les pires scénarios (= valeur la plus élevée rencontrée parmi l'ensemble des lysimètres) :

- La concentration la plus élevée rencontrée est de 5,205 ppm. Elle a été mesurée à la profondeur de 35 cm le 23/05/2017 pour les modalités P2 et plants de moutarde.
- La concentration la plus élevée dans les eaux de percolation est de 0,785 ppm. Cette mesure provient d'un échantillonnage du 26/05/2017 d'un lysimètre témoin avec de la moutarde.
- La concentration la plus élevée dans les eaux de percolation pour les modalités avec du sol pollué se chiffre à 0,090 ppm. Elle provient d'un échantillonnage du 23/06/2017 pour un lysimètre P2, sans plante.

On rappelle que le zinc est un élément trace métallique considéré comme facilement soluble (Baize, 1997) et un oligo-élément essentiel pour le bon fonctionnement de l'organisme des plantes et des animaux (Bliefert & Perraud, 2011). Les besoins nutritionnels chez l'homme sont estimés entre 4 et 10 mg/jour suivant l'âge et le sexe (Canada, 2016). Les valeurs wallonnes sur les concentrations en zinc dans les eaux souterraines sont les suivantes (Parlement wallon, 2014) :

- ✓ valeur de référence = 90 µg/L ;
- ✓ valeur seuil = 200 µg/L ;
- ✓ valeur d'intervention = 400 µg/L.

En approximant que 1 ppm correspond à environ 1000 µg/L, on constate que les concentrations retrouvées pour les modalités avec du sol pollué sont bien inférieures à la valeur seuil tandis pour la modalité témoin, la limite d'intervention est franchie mais les concentrations diminuent rapidement au cours du temps.

3.2 Comparaisons statistiques

Durant le traitement statistique, nous n'avons malheureusement pas su prendre en compte l'évolution dans le temps des observations. Les analyses statistiques se basent sur l'ensemble des observations et les comparaisons ont été effectuées entre modalités pour des hauteurs considérées.

3.2.1 Concentration en Zn dans les eaux de percolation

Les détails du traitement statistique pour les concentrations en Zn retrouvées dans les eaux de percolation se trouvent aux annexes 3a et 3b. La distribution des observations pour chaque modalité est représentée à la figure 40. Aucune d'elles ne suivant une distribution normale, une transformation logarithmique des observations a été opérée. La figure 41 montre ces distributions résultantes.

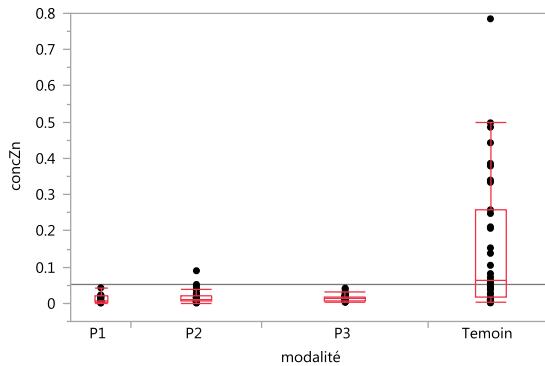


Figure 40 – Représentation des quartiles des concentrations en Zn en ppm dans les eaux de percolation pour les différentes modalités « sol »

Suite à cette transformation logarithmique, toutes les modalités sont distribuées selon la loi normale. Néanmoins, l'égalité des variances n'étant pas respectée, le test de Tukey n'a pas pu être effectué.

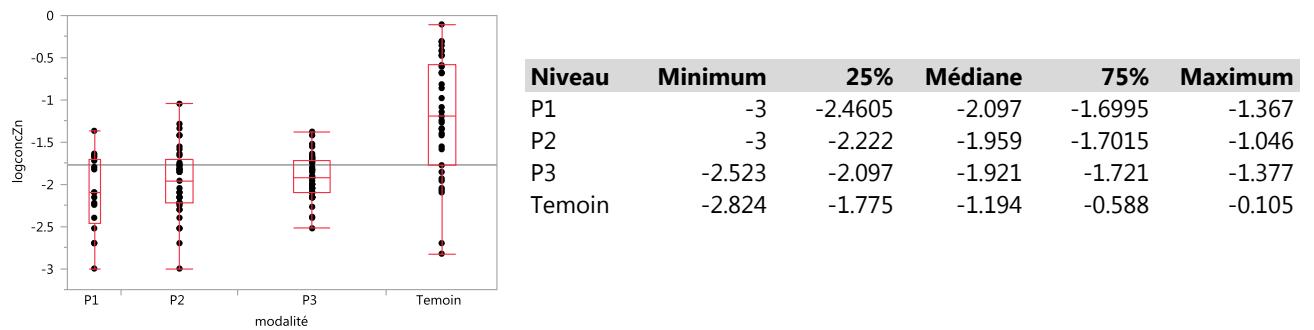


Figure 41 – Représentation des quartiles du logarithme des concentrations en Zn dans les eaux de percolation pour les différentes modalités « sol »

Même si le test de Tukey ne peut être appliqué, il se dégage tout de même une tendance dans les résultats. En effet, les données du Témoin s'étendent sur une bien plus grande gamme de valeurs et si l'on compare les différents quartiles des données brutes (sans transformation logarithmique), on constate que ces dernières sont bien plus élevées que les trois autres modalités : plus de 5 fois plus importantes pour le quartile 50, plus de 13 fois pour le quartile 75 et plus de 21 fois pour le quartile 25. Même si l'on ne peut l'affirmer statistiquement, sur la période étudiée, on retrouve dans les eaux de percolation des concentrations en zinc supérieures pour la modalité Témoin que pour les autres modalités.

Si l'on accepte ce constat, cela signifie que :

- ✓ La couche du mélange sable-terreau de 25 cm de hauteur relâche d'avantage de Zn sur la période considérée qu'une couche de sol pollué de 15 cm de hauteur.
- ✓ L'horizon de sol pollué situé en profondeur des modalités P2 et P3 piège une partie du Zn provenant de la couche du mélange sable-terreau et l'empêche d'atteindre la partie basse du lysimètre pour arriver dans le flacon accumulateur situé à sa base.
- ✓ La couche de sol pollué libère très peu de Zn malgré le stock important qui la caractérise. En effet, sa teneur totale fut estimée à 5592,6 ppm contre 13,1 ppm pour le mélange sable-

terreau (voir tableau 3). Si l'on compare avec la valeur de concentration maximale retrouvée dans les eaux de percolation pour P1 et le Témoin où, si l'on néglige l'apport du sable, le Zn provient uniquement du sol pollué (P1) ou du mélange (Témoin), on obtient un rapport respectivement de $7,69 \times 10^{-6}$ pour P1 et de $5,99 \times 10^{-2}$ pour le Témoin. Même si l'épaisseur de la couche de départ est plus importante pour le mélange sable-terreau, on observe tout de même une différence de rapport de l'ordre de 10 000.

3.2.2 Concentration en Zn dans les horizons

Les horizons considérés sont ceux caractérisés par les prélèvements de la section cup à 10 cm pour P1, 35 cm pour P2, 55 cm pour P3 et 10 cm pour le Témoin, c'est-à-dire l'horizon de la couche de sol pollué pour P1, P2 et P3 et la couche de mélange sable-terreau pour le Témoin. Les détails du traitement statistique pour la comparaison des concentrations en Zn retrouvées dans ces horizons se trouvent aux annexes 4a et 4b.

On rappelle que l'évolution de la concentration dans le temps n'a pas été prise en compte ; pour les profondeurs de 35 cm pour P2 et 55 cm pour P3, on constate très clairement sur les figures 33 et 34 une diminution dans le temps. Ce phénomène a pour effet d'augmenter l'étendue de la gamme de valeurs observées. La dispersion des observations est présentée à la figure 42. On peut observer que les concentrations pour la modalité P1 sont très faibles ($< 0,5$ ppm) et ont très peu de dispersion. Les valeurs du Témoin sont faibles puisqu'elles s'étendent de 0,13 à 1,22 ppm. Les concentrations les plus élevées sont retrouvées en grande partie chez P2 et P3 ce qui était déjà fort visible lors de la description des tendances générales au chapitre précédent. Globalement, on observe également des concentrations supérieures chez P2 que chez P3. Ce phénomène peut provenir d'un environnement possédant un pH plus élevé (voir figure 43) chez P3 que chez P2, réduisant ainsi la mobilité. Néanmoins avec pH minimum de 6,77 observé chez P2, l'acidité n'est pas assez prononcée pour réellement avoir un impact significatif sur la solubilité des ETM.

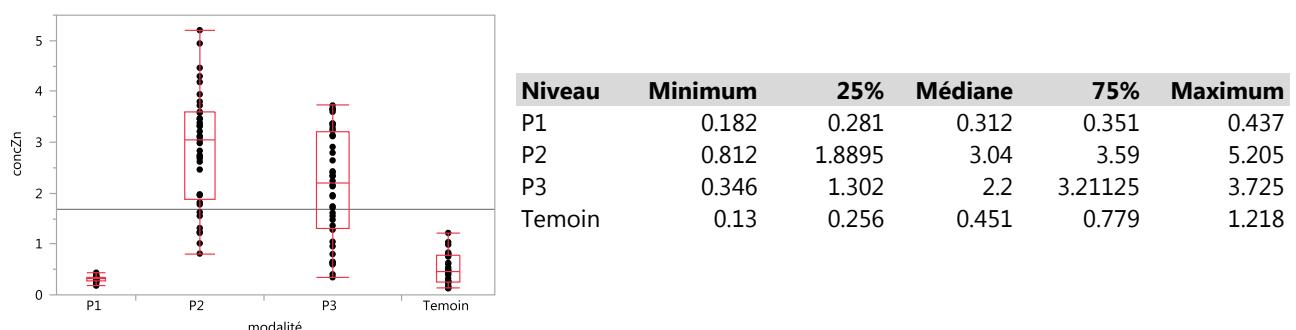


Figure 42 – Représentation des quartiles de la concentration en ppm de Zn dans les horizons de chaque modalité (P1 = 10 cm ; P2 = 35 cm ; P3 = 55 cm ; Témoin = 10 cm)

Les observations suivent une distribution normale pour P1, P2 et le Témoin mais n'est pas respectée pour P3. La transformation en logarithme ou racine carrée ne permet pas d'obtenir une distribution normale. Le test de Kruskal-Wallis indique qu'au moins une modalité s'écarte des autres ce qui est largement visible à travers le test sur l'égalité des variances (qui n'est pas respectée) où P2 et P3 sont largement supérieurs.

3.2.3 pH des horizons

Les horizons sont les mêmes que précédemment c'est-à-dire, ceux de la section cup à 10 cm pour P1, 35 cm pour P2, 55 cm pour P3 et 10 cm pour le Témoin. Pour les autres hauteurs, le manque de données les concernant rend l'analyse statistique impossible. Il en est de même pour la modalité Témoin où uniquement deux observations sont disponibles. Les détails du traitement statistique de ce sous-chapitre se trouvent aux annexes 5a et 5b.

La normalité P2 est la seule à ne pas suivre une distribution normale. Le test de Kruskal-Wallis révèle une différence entre les différents échantillons. L'égalité des variances étant respectée et P2 n'étant que légèrement en-dessous de la normalité, nous avons pris la liberté de réaliser le test de Tukey même s'il sera dès lors non pertinent. Ce dernier va dans le même sens que le test de Kruskal-Wallis et révèle que P3 est significativement différent de P1 et de P2. Ce qui signifie que l'on retrouve un environnement significativement plus basique à la profondeur de 55 cm chez P3 qu'à 10 cm chez P1 et que 35 cm chez P2. La raison de ce constat peut provenir d'une part de la couche de 25 cm de sable situé au-dessus de P3 et absente dans les deux autres modalités. En effet, nous avons vu lors de la caractérisation des matrices que le pH_{eau} du sable est de 8,67. L'eau s'écoulant à travers cette couche se basifie avant d'atteindre la couche de sol pollué de P3. D'autre part, située plus en profondeur et vu la courte période d'étude, elle s'est vue moins influencée par l'activité racinaire des plantes qui a tendance à acidifier son environnement.

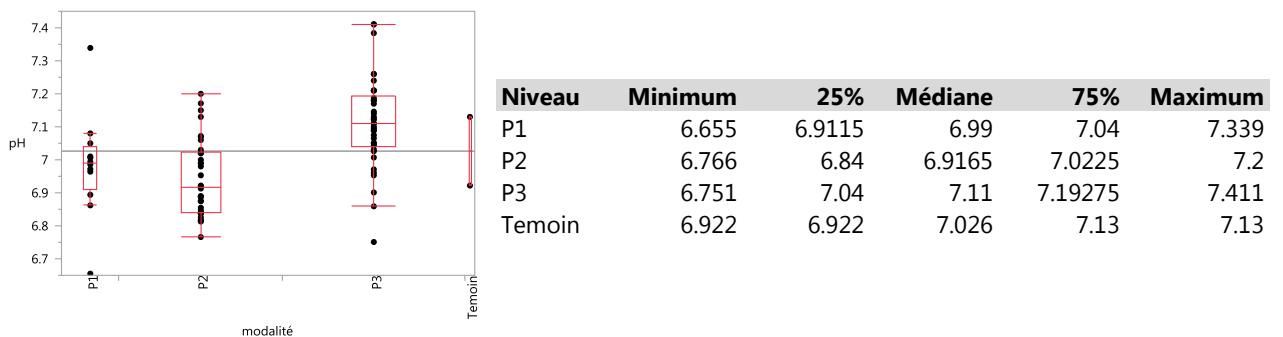


Figure 43 – Représentation des quartiles des pH pour les horizons d'intérêt de chaque modalité (P1 = 10 cm ; P2 = 35 cm ; P3 = 55 cm ; Témoin = 10 cm)

3.2.4 pH des eaux de percolation

Les détails du traitement statistique pour la comparaison des pH mesurés dans les eaux de percolation se trouvent aux annexes 6a et 6b. La figure 44 montre la dispersion des données mesurées. Cette dispersion est non négligeable pour l'ensemble des modalités puisqu'une différence de pH de 1 unité correspond à un facteur 10 en termes d'acidité. Une partie de cette variabilité peut être due au fait que la campagne de mesure a été menée durant une période de très forte chaleur or la pratique a montré que les mesures de pH sont sensibles aux températures.

Toutes les modalités montrent des eaux de percolation au pH basique. La même explication peut être avancée que pour l'horizon à 55 cm de P3 ; les lysimètres sont composés majoritairement de sable caractérisé par un pH_{eau} de 8,67. En s'écoulant à travers ce dernier, les eaux gravitaires voient leur pH croître pour atteindre des pH entre 7,57 à 8,44.

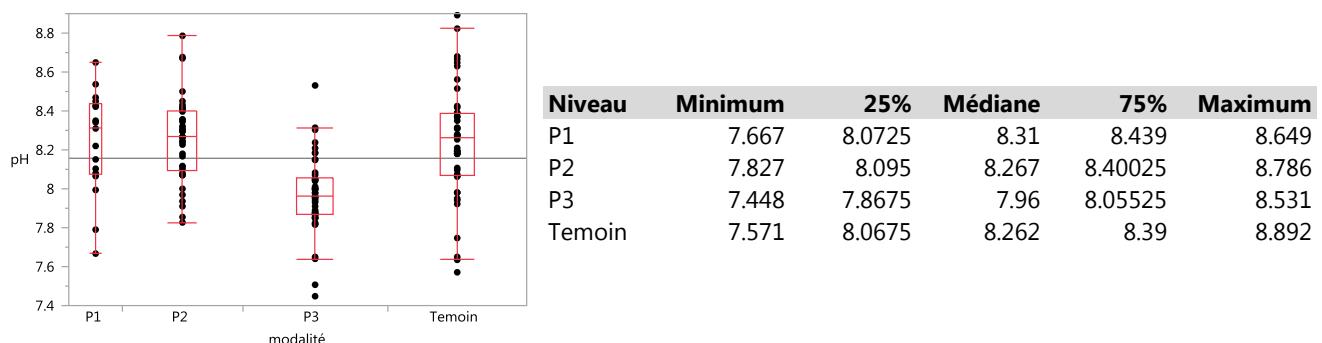


Figure 44 – Représentation des quartiles des pH dans les eaux de percolation pour les différentes modalités « sol »

L'ensemble des observations de chaque modalité suit une distribution normale malgré la présence de points aberrants (visibles à la figure 44). Cependant selon le test de Bartlett, l'égalité des variances n'est pas respectée (mais bien selon Levene) ce qui nous empêche de valider le test de Tukey qui affirme que la modalité P3 est significativement différente des trois autres.

3.2.5 Conclusions des comparaisons des teneurs en Zn et pH observés

Une comparaison entre les modalités par le test de Tukey pour mettre en évidence les différences significatives entre elles n'a pu être effectuée faute d'observations ne suivant pas la distribution normale ou l'égalité des variances non respectée. Néanmoins, certaines tendances ont été relevées :

- ✓ Comme pressenti dans les tendances générales, on retrouve des teneurs supérieures en Zn dans les eaux de percolation du témoin.
- ✓ Les couches de sol pollué en P2 et P3 bloquent le Zn percolant de la couche du mélange sable-terreau.
- ✓ Les couches de sable influencent les conditions de pH des eaux, ces derniers devenant plus basiques en les traversant. Ainsi, on retrouve une solution de sol plus basique à l'horizon de 55 cm chez P3 qu'à l'horizon 35 cm chez P2. Cela explique également les raisons pour lesquelles toutes les eaux de percolation ont un pH supérieur à 7,57.

Conclusions et perspectives

Pour la réalisation de ce travail, nous avons confectionné un dispositif expérimental composé de lysimètres en PVC de 20 cm de diamètre et de 1 m de hauteur. Ils ont été remplis suivant quatre modalités se différenciant les unes des autres par la profondeur à laquelle une couche de 15 cm de sol contaminé a été déposée : absente, en surface, à 25 cm et à 50 cm de profondeur. À l'aide de ce dispositif, nous avons étudié deux grands thèmes : d'une part l'aptitude de plantes indigènes (moutarde blanche *Sinapis alba*, vipérine commune *Echium vulgare*, tanaisie commune *Tanacetum vulgare*) à se développer au sein d'un sol contaminé et d'autre part la mobilité du zinc (et par extension celui des éléments traces métalliques) dans la solution du sol et les eaux de percolation.

À l'issue de cette expérimentation de 69 jours, aucune différence significative ne ressort entre les différentes modalités, ni en termes de pourcentage de germination des plantes, ni dans les hauteurs finales de croissance mesurées. Toutefois le nombre réduit d'observations explique en partie ce manque de distinction statistique. Au regard des tendances générales, il apparaît que lorsque le sol pollué se situe en surface, le pourcentage de germination est supérieur à celui observé dans un mélange sable-terreau.

Concernant les hauteurs de plantes finales mesurées, il est envisageable que la modalité correspondant à la couche de sol pollué situé en surface reste également en retrait par rapport aux autres. Le taux favorable de germination dans le substrat pollué provient de la richesse en éléments essentiels retrouvés à l'intérieur de celui-ci. Nous constatons ici qu'un sol hautement contaminé n'est pas toujours synonyme de friche infertile mais peut très bien constituer un sol riche. Ce constat révèle un danger important lié aux sols pollués. En effet, lors de cultures implantées en sol pollué, le risque de transfert d'éléments toxiques du sol vers la plante et in fine d'intoxication pour le consommateur est réel.

En ce qui concerne les différences de hauteurs observées, on pense que la toxicité des éléments traces métalliques passe en second plan par rapport à l'épaisseur de la couche de substrat riche en éléments essentiels. En effet, au cours de la première moitié de la période d'observation, aucune différence n'apparaît entre les modalités ; la différenciation s'effectue plus tard. L'horizon de surface du sol pollué a une épaisseur de seulement 15 cm, soit nettement moindre que les 25 cm du mélange sable-terreau pour les autres modalités. On peut raisonnablement envisager que, dans le premier cas, le développement racinaire atteint plus rapidement la couche de sable située en dessous. Cette dernière étant pauvre, la plante peine davantage que les autres modalités à trouver les nutriments nécessaires à sa croissance. Son développement général ralentit et cela se traduit par un développement en hauteur plus faible.

Le second volet de ce travail traite de la dynamique observée des concentrations en zinc à différentes hauteurs. On observe tout d'abord que pour toutes les modalités possédant un horizon de sol pollué, les concentrations de zinc retrouvées dans les eaux de percolation sont très faibles ($< 0,09 \text{ ppm}$). Les lysimètres de la modalité Témoin dont l'horizon de surface est composé d'un mélange sable-terreau présentent les concentrations retrouvées les plus élevées (moyenne de $0,16 \text{ ppm}$ et médiane de $0,06 \text{ ppm}$). En ce qui concerne les concentrations mesurées dans les solutions du sol aux différentes hauteurs des lysimètres, les plus importantes se retrouvent au niveau des horizons du sol pollué situés en profondeur. Les très faibles teneurs de l'horizon du sol pollué lorsqu'il est situé en surface nous

indiquent que l'origine des concentrations élevées de zinc mesurées pour les autres configurations proviennent dès lors du terreau issu la couche de mélange sable-terreau présente en surface. Le zinc relâché par le terreau est alors bloqué par la couche de sol pollué et ne poursuit pas sa migration vers le fond du lysimètre.

Les faibles concentrations en zinc retrouvées sont à mettre en corrélation avec les valeurs de pH mesurées. En effet, les pH neutres voire basiques présents sur tout le profil des lysimètres favorisent leur immobilisation (Baize, 1997). Le pH_{eau} du sable, constituant majoritaire dans chacune des modalités, a été mesuré à 8,67. Dès lors, le sable, de par son pH élevé, joue un rôle dans la dynamique du système puisqu'il élève globalement le pH des solutions le traversant. Avec un caractère neutre voire basique, ces eaux seront moins enclines à solubiliser les métaux du milieu environnant.

Durant le temps imparti à la réalisation de ce travail, il ne nous a pas été possible d'étudier le potentiel phytoextractif des plantes utilisées. La tanaisie et la vipérine n'ayant pas encore terminé leur cycle végétatif au terme de la période d'observation appariée, la récolte des parties aériennes afin d'analyser les métaux séquestrés n'a pas pu être réalisée. De plus, suivant les modalités, le risque d'une possible remontée de la pollution à la surface via la biomasse n'a pas pu être évalué. Comme perspective d'avenir, il serait également intéressant d'étudier, en plus de la partie aérienne, le développement racinaire. Cela permettrait d'affirmer ou d'infirmer la théorie énoncée pour expliquer les différences de tailles des individus observées.

Il est important de rappeler que cet essai réalisé sous serre constitue une simplification par rapport aux conditions réellement rencontrées sur une parcelle réellement contaminée où d'autres paramètres sont susceptibles d'influencer les résultats comme les ravageurs de toutes sortes, les eaux, de ruissellement, les éléments météorologiques (le vent, la pluie, etc.), les piétinements (d'animaux, de l'Homme ou de véhicules). Il en est de même pour la matrice utilisée ; le mélange de sable-terreau ne peut remplacer une vraie couche de surface que la pédogenèse a mis des milliers d'années à former. De plus, le comportement d'une plante est quelque peu différent lorsqu'elle évolue en pot ou en pleine terre (Mench et al., 2010).

Pour conclure, le dispositif expérimental établi permet de réaliser ce type d'études sur une période longue et offre même l'avantage de pouvoir modifier, d'une année à l'autre, les espèces de plantes utilisées. L'étude de comportement d'autres espèces comme, par exemple, la moutarde brune *Brassica juncea*, plante biennale connue pour sa bonne accumulation de plusieurs métaux lourds et particulièrement de Zn (Adediran, Ngwenya, Mosselmans, Heal, & Harvie, 2015) pourrait être étudiée dans les conditions du dispositif et connaître son comportement lorsque la couche de sol pollué se trouve plus en profondeur.

Bibliographie

- Adediran, G. A., Ngwenya, B. T., Mosselmans, J. F. W., Heal, K. V., & Harvie, B. A. (2015). Mechanisms behind bacteria induced plant growth promotion and Zn accumulation in *Brassica juncea*. *Journal of Hazardous Materials*, 283, 490–499. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.09.064>
- Adriano, D. C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*. (Springer, Ed.)Volume I (second edi). New-York: Springer Science+Business Media. <http://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5>
- ANSES. (2006). Evaluation des risques sanitaires liés au dépassement de la limite de qualité du cuivre dans les eaux destinées à la consommation humaine. Retrieved July 2, 2017, from <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX-Fi-CuivreMars06.pdf>
- ATSDR. (2007). Agency for Toxic Substances & Disease Registry, Toxicological Profile for Lead. Retrieved July 2, 2017, from <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=96&tid=22>
- Baize, D. (1997). *teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. (INRA, Ed.). Paris.
- Baize, D., & Jabiol, B. (1995). *Guide pour la description des sols*. (INRA, Ed.). Paris.
- Baize, D., Sabi, N., Deslais, W., Bispo, A., & Feix, I. (2006). Analyses totales et pseudo-totales d'éléments en traces dans les sols – Principaux résultats et enseignements d'une collecte nationale. *Etude et Gestion Des Sols*, 2, 181–200. Retrieved from http://www.afes.fr/afes/egs/EGS_13_3_baize.pdf
- Ballerini, D., Gatellier, C., & Vogel, T. (1998). *Techniques de traitement par voie biologique des sols pollués* (ADEME Edit). Angers.
- Bert, V., Hadj-Sahroui, A., Leyval, C., Fontaine, J., & Ouvrard, S. (2012). *Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués. État de l'art et guide de mise en oeuvre* (ADEME Edit). Angers: EDP Sciences.
- Bisson, M., Houeix, N., Gay, G., Lacroix, G., Lefevre, J., Magaud, H., ... Gillet, C. (2005). Cuivre et ses dérivés - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. *Ineris*, 1–66. Retrieved from www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2752
- Bliefert, & Perraud. (2011). *Chimie de l'environnement* (2e edition). Bruxelles: de boeck.
- Bourrelier, P.-H., Berthelin, J., & Pédro, G. (1998). *Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion*. (Tec & Doc Lavoisier, Ed.). Paris: Académie des sciences. Rapport 42.
- Canada. (2016). Qualité de l'eau - Rapports et publications. Retrieved July 2, 2017, from <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>
- cancer environnement. (2016a). Cadmium et ses composés. Retrieved July 3, 2017, from <http://www.cancer-environnement.fr/411-Cadmium-et-ses-composes.ce.aspx>
- cancer environnement. (2016b). Nickel et ses composés. Retrieved July 7, 2017, from <http://www.cancer-environnement.fr/416-Nickel-et-ses-composes.ce.aspx>
- Cellule Etat de l'Environnement Wallon. (2007). *Rapport analytique sur l'état de l'environnement*

- wallon 2006-2007. Namur.
- Davin, M. (2014). *Dosage des éléments disponibles par l'extraction à l'EDTA*. Gembloux.
- Deneux-Mustin, S., Roussel-Debet, S., Mustin, C., Henner, P., Munier-Lamy, C., Colle, C., ... Leyval, C. (2003). *Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol*. (Tec & Doc Lavoisier, Ed.). Paris.
- Dresler, S., Bednarek, W., & Wójcik, M. (2014). Effect of cadmium on selected physiological and morphological parameters in metalloous and non-metalloous populations of *Echium vulgare* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 104(1), 332–338. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.03.019>
- Dresler, S., Wójciak-Kosior, M., Sowa, I., Stanisławski, G., Bany, I., & Wójcik, M. (2017). Effect of short-term Zn/Pb or long-term multi-metal stress on physiological and morphological parameters of metalloous and nonmetalloous *Echium vulgare* L. populations. *Plant Physiology and Biochemistry*, 115, 380–389. <http://doi.org/10.1016/j.plaphy.2017.04.016>
- Duchaufour, P. (2001). *Introduction à la science du sol - sol, végétation, environnement*. (DUNOD, Ed.) (6e édition). Paris.
- ECHA. (2012). Cadmium and cadmium compounds in plastics. *European Chemicals Agency*, 1993, 13 pp. <http://doi.org/10.1002/14356007.a04>
- Evangelou, M. W. H., Kutschinski-Klöss, S., Ebel, M., & Schaeffer, A. (2007). Potential of *Borago officinalis*, *Sinapis alba* L. and *Phacelia boratus* for phytoextraction of Cd and Pb from soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 182(1–4), 407–416. <http://doi.org/10.1007/s11270-007-9351-y>
- Evlard, A. (2013). *Le potentiel du saule pour la phytostabilisation des sols pollués par les éléments-traces métalliques*. Université de Liège.
- Friberg, L., Piscator, M., Nordberg, G. F., & Kjellstrom, T. (1974). *Cadmium in the environment*. (CRC Press, Ed.) (2e édition). Cleveland.
- Hanotiaux, G. (1985). *L'analyse du sol*. Gembloux.
- Heck, J. P. (1977). *La pollution des nappes aquifères : Enquête relative à la pollution éventuelle de la nappe aquifère contenue dans les craies du Plateau de la Hesbaye par les pratiques agricoles et les eaux de ruissellement des autoroutes*. (Faculté des Sciences Agronomiques de l'Etat. Service de la Science du Sol, Ed.). Gembloux.
- Hillel, D. (1974). *l'eau et le sol : principes et processus physiques*. (Vander, Ed.). Louvain: Academic press.
- Jacobs, M. W., & Podolsky, R. D. (2010). Variety is the spice of life histories: Comparison of intraspecific variability in marine invertebrates. *Integrative and Comparative Biology*, 50(4), 630–642. <http://doi.org/10.1093/icb/icq091>
- Janssen, J., Weyens, N., Croes, S., Beckers, B., Meiresonne, L., Van Peteghem, P., ... Vangronsveld, J. (2015). Phytoremediation of Metal Contaminated Soil Using Willow: Exploiting Plant-Associated Bacteria to Improve Biomass Production and Metal Uptake. *International Journal of Phytoremediation*, 17(11), 1123–36. <http://doi.org/10.1080/15226514.2015.1045129>
- Jasion, M., Samecka-Cymerman, A., Kolon, K., & Kempers, A. J. (2013). *Tanacetum vulgare* as a bioindicator of trace-metal contamination: A study of a naturally colonized open-pit lignite

- mine. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 65(3), 442–448.
<http://doi.org/10.1007/s00244-013-9922-4>
- Kacálková, L., Tlustoš, P., & Száková, J. (2015). Phytoextraction of risk elements by willow and poplar trees. *International Journal of Phytoremediation*, 17(1–6), 414–21.
<http://doi.org/10.1080/15226514.2014.910171>
- Lamotte, P., & Evlard, A. (2013). Assainissement des sols : l'habit ne fait pas le moine. *Reflexions*, pp. 1–6. Liège. Retrieved from <http://reflexions.ulg.ac.be/>
- Liénard, A. (2017). *No Title*. Gembloux.
- Lievin, V. (n.d.). *Bister l'impériale*. (F. Bister, Ed.). Jambes: Mediascreen.
- Macci, C., Peruzzi, E., Doni, S., Poggio, G., & Masciandaro, G. (2016). The phytoremediation of an organic and inorganic polluted soil: A real scale experience. *International Journal of Phytoremediation*, 18(4), 378–86. <http://doi.org/10.1080/15226514.2015.1109595>
- Malagoli, M., Rossignolo, V., Salvalaggio, N., & Schiavon, M. (2014). Potential for phytoextraction of copper by Sinapis alba and Festuca rubra cv. Merlin grown hydroponically and in vineyard soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(5), 3294–3303.
<http://doi.org/10.1007/s11356-013-2307-4>
- Masciandaro, G., Macci, C., Peruzzi, E., Ceccanti, B., & Doni, S. (2013). Organic matter – microorganism – plant in soil bioremediation : a synergic approach, 399–419.
<http://doi.org/10.1007/s11157-013-9313-3>
- Mcintosh, P., Kuzovkina, Y. A., Schulthess, C. P., & Guillard, K. (2016). Breakdown of low-level total petroleum hydrocarbons (TPH) in contaminated soil using grasses and willows using grasses and willows. *International Journal of Phytoremediation*, 18(7), 656–663.
<http://doi.org/10.1080/15226514.2015.1109598>
- Mench, M., Lepp, N., Bert, V., Schwitzguébel, J.-P., Gawronski, S. W., Schröder, P., & Vangronsveld, J. (2010). Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *Journal of Soils and Sediments*, 10(6), 1039–1070.
<http://doi.org/10.1007/s11368-010-0190-x>
- Mench, M., Morel, J. L., & Guekert, A. (1987). Metal binding properties of high molecular weight soluble exudates from maize (*Zea mays* L.) roots. *Biology and Fertility of Soils*, 3, 165–169.
- Microsoft. (2015). Microsoft Excel 2016.
- OMS. (2015). Supplémentation en zinc et croissance de l'enfant. Retrieved July 1, 2017, from http://www.who.int/elenatitles/zinc_stunting/fr/
- OMS. (2016). Intoxication au plomb et santé. *Centre Des Médias - Aide Mémoire*, 379. Retrieved from <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs379/fr/>
- ooreka. (2017a). Moutarde : savoir planter, tailler, entretenir... Retrieved June 18, 2017, from <https://jardinage.ooreka.fr/plante/voir/142/moutarde>
- ooreka. (2017b). Tanaisie : savoir planter, tailler, entretenir... Retrieved June 18, 2017, from <https://jardinage.ooreka.fr/plante/voir/312/tanaisie>
- ooreka. (2017c). Vipérine : savoir planter, tailler, entretenir... Retrieved June 17, 2017, from <https://jardinage.ooreka.fr/plante/voir/725/viperine>

- Pansu, M., Gautheyrou, J., & Loyer, J.-Y. (1998). *L'analyse du sol : échantillonnage, instrumentation et contrôle.* (Masson, Ed.). Paris.
- Parlement wallon. (2014). 5 décembre 2008 - Décret relatif à la gestion des sols. Retrieved July 18, 2017, from <http://environnement.wallonie.be/legis/solsoussol/sol003.htm>
- Pichard, A., Bisson, M., Diderich, R., Hulot, C., Morin, N., Houeix, G., ... Morin, A. (2005). Zinc et ses dérivés. *INERIS: Fiche de Données Toxicologiques et Environnementales Des Substances Chimiques, INERIS-DRC*, 1–69. Retrieved from www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2866
- Pichard, A., Bisson, M., & Houeix, N. (2006). Nickel et ses dérivés. *INERIS: Fiche de Données Toxicologiques et Environnementales Des Substances Chimiques*, 1–71. Retrieved from www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2812%0A
- reflexions ULg. (2011). Les “éléments traces”, c'est quoi? Retrieved July 11, 2017, from http://reflexions.ulg.ac.be/cms/c_40629/fr/les-elements-traces-cest-quoi
- Renneson, M., Tarantino, R., & Colinet, G. (2015). *Utilisation de la bétonnière* (No. CMS K12 v02). Gembloux.
- Rhizosphere research products. (2017). Rhizons 2.5mm, the standard Rhizons. Retrieved July 12, 2017, from <https://www.rhizosphere.com/rhizons>
- Ruttens, A., Boulet, J., Weyens, N., Smeets, K., Adriaensen, K., Meers, E., ... Vangronsveld, J. (2011). Short Rotation Coppice Culture of Willows and Poplars as Energy Crops on Metal Contaminated Agricultural Soils. *International Journal of Phytoremediation*, 13(1), 194–207. <http://doi.org/10.1080/15226514.2011.568543>
- Société québécoise de phytotechnologie. (2016a). La phytoremédiation. Montréal.
- Société québécoise de phytotechnologie. (2016b). La phytoremédiation, 28. Retrieved from http://www.phytotechno.com/fiches-techniques/fiches/20160531_SQP_Fiche_phytoremediation.pdf
- SPW. (2014). *Greenwin - 11e Appel MEMORIS*. Namur.
- Stevovi, S., Surcinski Mikovilovic, V., & Calic-Dragosavac, D. (2010). Environmental study of heavy metals influence on soil and Tansy (*Tanacetum vulgare L.*). *African Journal of Biotechnology*, 9(16), 2392–2400. Retrieved from <http://www.ajol.info/index.php/ajb/article/view/78473%5Cnhttp://www.ajol.info/index.php/ajb/article/viewFile/78473/68827>
- Tajani, A. (2011). Substances chimiques / REACH : l'UE interdit le cadmium dans les bijoux , les baguettes de brasage et la totalité des matières plastiques. Retrieved from http://europa.eu/rapid/press-release_IP-11-620_fr.htm
- Tela Botanica. (n.d.). *Echium vulgare L.* Retrieved June 18, 2017, from <http://www.tela-botanica.org/bdtx-nn-23559-synthese#>
- Tremel-Schaub, A., & Feix, I. (2005). *Contamination des sols - Transferts des sols vers les plantes* (EDP Scienc). Angers.
- Union Wallonne des Entreprises. (2016). Le décret sols. *Cellule Environnement*, 1–8.
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., ... Mench, M. (2009).

- Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: Lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), 765–794. <http://doi.org/10.1007/s11356-009-0213-6>
- Wenzel, W. W. (2009). Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils, 385–408. <http://doi.org/10.1007/s11104-008-9686-1>
- WHO. (2000). Air quality guidelines for Europe. *Environmental Science and Pollution Research*, 3(1), 136–138. <http://doi.org/10.1007/BF02986808>
- WHO. (2005). Nickel in Drinking-water. *Guidelines for Drinking-Water Quality*, 30. <http://doi.org/10.1016/j.kjms.2011.05.002>
- Wójcik, M., Sugier, P., & Siebielec, G. (2014). Metal accumulation strategies in plants spontaneously inhabiting Zn-Pb waste deposits. *Science of the Total Environment*, 487(1), 313–322. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.024>
- XLSTAT. (2017). Test non-paramétrique sur k échantillons indépendants : test de Kruskal-Wallis. Retrieved August 5, 2017, from <https://www.xlstat.com/fr/solutions/fonctionnalites/test-non-parametrique-sur-k-echantillons-independants-test-de-kruskal-wallis>
- Zalewska, M., & Nogalska, A. (2014). Phytoextraction potential of sunflower and white mustard plants in zinc-contaminated soil. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 74(4), 485–489. <http://doi.org/10.4067/S0718-58392014000400016>

Annexes

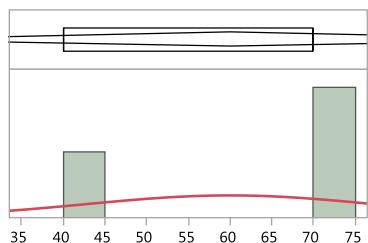
Annexe 1a – Dispersion des pourcentages de germination. Statistiques descriptives et analyse de la normalité	72
Annexe 1b – Ajustement des résultats de germination. Égalité des variances et test de Kruskal-Wallis	78
Annexe 2a – Distribution des hauteurs des plantes. Statistiques descriptives et analyse de la normalité.....	81
Annexe 2b – Ajustement des hauteurs de plantes. Égalité des variances et test de Tukey ou test de Kruskal-Wallis	86
Annexe 3a – Distribution des concentrations en Zn dans les eaux de percolation. Statistiques descriptives et analyse de la normalité.....	90
Annexe 3b – Ajustement des concentrations en Zn des eaux de percolation. Égalité des variances	94
Annexe 4a – Distribution des concentrations en Zn dans les horizons. Statistiques descriptives et analyse de la normalité	96
Annexe 4b – Ajustement des concentrations en Zn dans les horizons. Égalité des variances et test de Kruskal-Wallis	98
Annexe 5a – Distribution des pH dans les horizons. Statistiques descriptives et analyse de la normalité	99
Annexe 5b – Ajustement des pH dans les horizons. Égalité des variances, test de Kruskal-Wallis et test de Tukey	101
Annexe 6a – Distribution des pH dans les eaux de percolation. Statistiques descriptives et analyse de la normalité	103
Annexe 6b – Ajustement des pH dans les eaux de percolation. Égalité des variances et test de Tukey	105
Annexe 7 – Résultats de l'analyse granulométrique (sol pollué et sable).....	107

Annexe 1a – Dispersion des pourcentages de germination. Statistiques descriptives et analyse de la normalité

a) Moutarde

Modalité sol P1

Statistiques de résumé



Moyenne	60
Écart-type	17.320508
Erreur standard de la moyenne	10
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	103.02653
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	16.973473
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

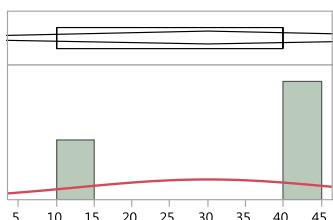
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.750000	<.0001*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité sol P2

Statistiques de résumé



Moyenne	30
Écart-type	17.320508
Erreur standard de la moyenne	10
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	73.026527
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-13.02653
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

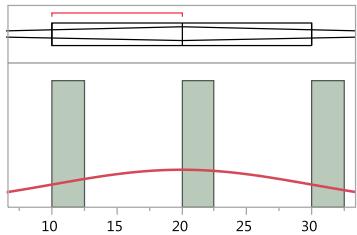
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.750000	<.0001*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité sol P3

Statistiques de résumé



Moyenne	20
Écart-type	10
Erreur standard de la moyenne	5.7735027
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	44.841377
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-4.841377
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

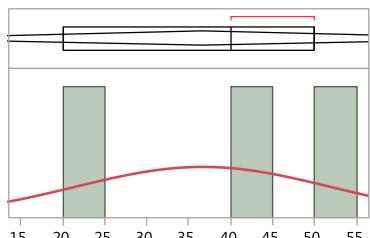
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
1.000000	1.0000

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité sol Témoin

Statistiques de résumé



Moyenne	36.666667
Écart-type	15.275252
Erreur standard de la moyenne	8.819171
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	74.612497
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-1.279164
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

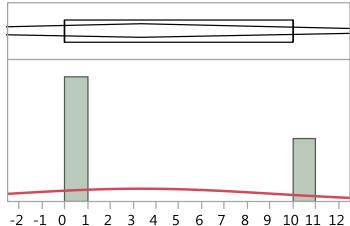
W	Prob.<W
0.964286	0.6369

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

b) Vipérine

Modalité sol P1

Statistiques de résumé



Moyenne	3.3333333
Écart-type	5.7735027
Erreur standard de la moyenne	3.3333333
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	17.675509
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-11.00884
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

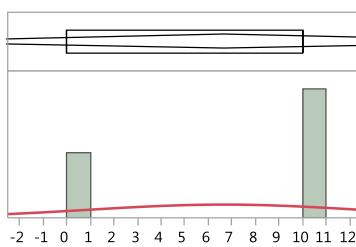
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.750000	<.0001*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité sol P2

Statistiques de résumé



Moyenne	6.6666667
Écart-type	5.7735027
Erreur standard de la moyenne	3.3333333
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	21.008842
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-7.675509
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

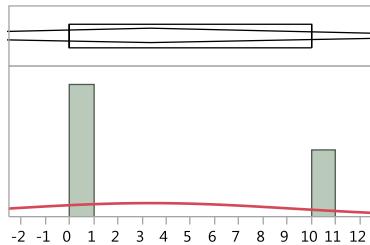
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.750000	<.0001*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité sol P3

Statistiques de résumé



Moyenne	3.3333333
Écart-type	5.7735027
Erreur standard de la moyenne	3.3333333
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	17.675509
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-11.00884
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

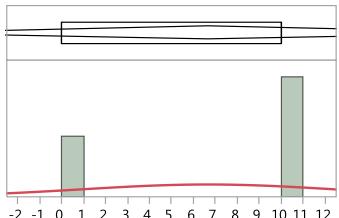
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.750000	<.0001*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité sol Témoin

Statistiques de résumé



Moyenne	6.6666667
Écart-type	5.7735027
Erreur standard de la moyenne	3.3333333
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	21.008842
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-7.675509
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

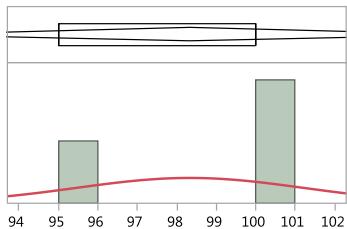
W	Prob.<W
0.750000	<.0001*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

c) Tanaisie

Modalité sol P1

Statistiques de résumé



Moyenne	98.333333
Écart-type	2.8867513
Erreur standard de la moyenne	1.6666667
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	105.50442
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	91.162245
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

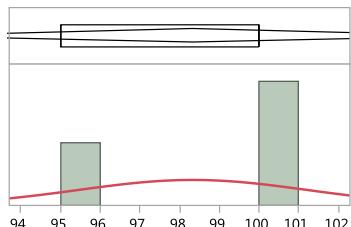
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.750000	<.0001*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité sol P2

Statistiques de résumé



Moyenne	98.333333
Écart-type	2.8867513
Erreur standard de la moyenne	1.6666667
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	105.50442
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	91.162245
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

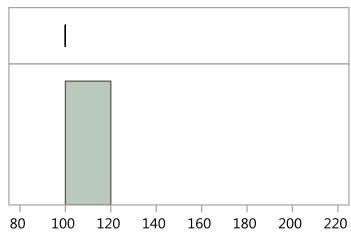
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.750000	<.0001*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité sol P3

Statistiques de résumé

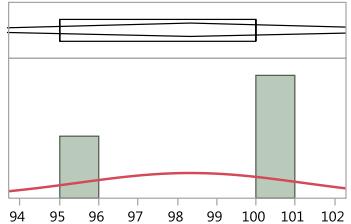


Moyenne	100
Écart-type	0
Erreur standard de la moyenne	0
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	100
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	100
Nombre d'observations	3

La distribution Normale requiert au moins 2 observations distinctes. Aucun ajustement disponible.

Modalité sol Témoin

Statistiques de résumé



Moyenne	98.333333
Écart-type	2.8867513
Erreur standard de la moyenne	1.6666667
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	105.50442
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	91.162245
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

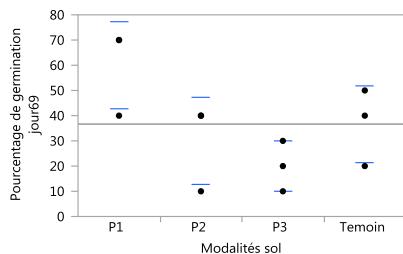
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.750000	<.0001*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Annexe 1b – Ajustement des résultats de germination. Égalité des variances et test de Kruskal-Wallis

a) Moutarde



Tests de Wilcoxon / Kruskal-Wallis (sommes des rangs)

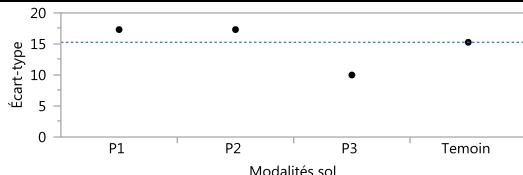
Niveau	Dénombrement	Somme des scores	Score attendu	Moyenne (Moyenne-Moyenne0)/Std0
P1	3	30.500	19.500	10.1667
P2	3	16.500	19.500	-0.473
P3	3	10.000	19.500	-1.703
Témoin	3	21.000	19.500	0.189

Test univarié, approximation de Khi deux

Khi deux	Degrés de liberté	Prob. > khi deux
5.9768	3	0.1127

Échantillons de petites tailles. Reportez-vous à des tables de données statistiques pour les tests, plutôt qu'à des approximations de grand échantillon.

Test permettant de vérifier l'égalité des variances



Niveau	Dénombrement	Écart-type	Différence absolue de moyenne à moyenne	Différence absolue de moyenne à médiane
P1	3	17.32051	13.33333	10.00000
P2	3	17.32051	13.33333	10.00000
P3	3	10.00000	6.66667	6.66667
Témoin	3	15.27525	11.11111	10.00000

Test	Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
O'Brien[.5]	0.2586	3	8	0.8533
Brown-Forsythe	0.0455	3	8	0.9862
Levene	0.8000	3	8	0.5279
Bartlett	0.1902	3	.	0.9032

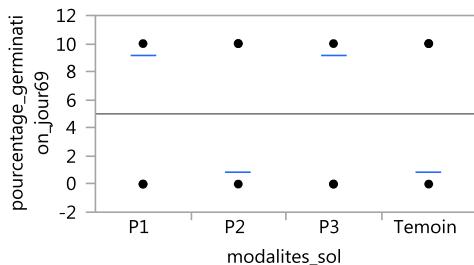
Avertissement : Échantillons de petites tailles. Faites attention.

Test de Welch

Anova de Welch testant l'égalité des moyennes, autorisant les écarts-types non égaux.

Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
3.1706	3	4.3099	0.1386

b) Vipérine



Tests de Wilcoxon / Kruskal-Wallis (sommes des rangs)

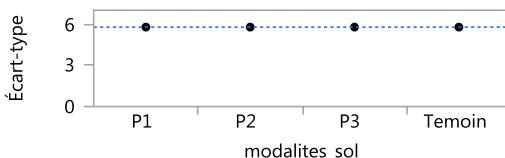
Niveau	Dénombrement	Somme des scores	Score attendu	Moyenne des scores	(Moyenne-Moyenne0)/Std0
P1	3	16.500	19.500	5.50000	-0.532
P2	3	22.500	19.500	7.50000	0.532
P3	3	16.500	19.500	5.50000	-0.532
Temoin	3	22.500	19.500	7.50000	0.532

Test univarié, approximation de Khi deux

Khi deux	Degrés de liberté	Prob. > khi deux
1.2222	3	0.7477

Échantillons de petites tailles. Reportez-vous à des tables de données statistiques pour les tests, plutôt qu'à des approximations de grand échantillon.

Test permettant de vérifier l'égalité des variances



Niveau	Dénombrement	Écart-type	Différence absolue de moyenne à moyenne	Différence absolue de moyenne à médiane
P1	3	5.773503	4.444444	3.333333
P2	3	5.773503	4.444444	3.333333
P3	3	5.773503	4.444444	3.333333
Temoin	3	5.773503	4.444444	3.333333

Test	Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
O'Brien[.5]	0.0000	3	8	1.0000
Brown-Forsythe	0.0000	3	8	1.0000
Levene	-0.0000	3	8	<.0001*
Bartlett	-0.0000	3	.	.

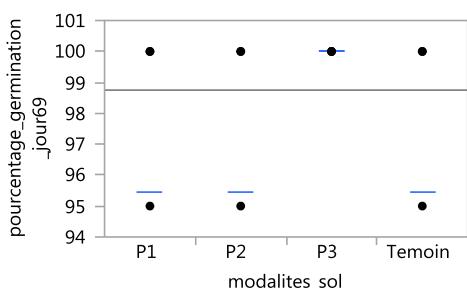
Avertissement : Échantillons de petites tailles. Faites attention.

Test de Welch

Anova de Welch testant l'égalité des moyennes, autorisant les écarts-types non égaux.

Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
0.2564	3	4.4444	0.8539

c) Tanaisie



Tests de Wilcoxon / Kruskal-Wallis (sommes des rangs)

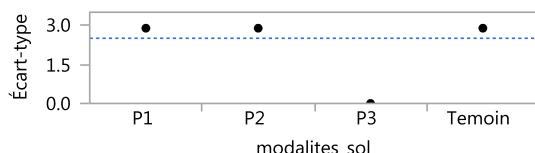
Niveau	Dénombrement	Somme des scores	Score attendu	Moyenne des scores	(Moyenne-Moyenne0)/Std0
P1	3	18.000	19.500	6.00000	-0.246
P2	3	18.000	19.500	6.00000	-0.246
P3	3	24.000	19.500	8.00000	0.983
Temoin	3	18.000	19.500	6.00000	-0.246

Test univarié, approximation de Khi deux

Khi deux	Degrés de liberté	Prob. > khi deux
1.2222	3	0.7477

Échantillons de petites tailles. Reportez-vous à des tables de données statistiques pour les tests, plutôt qu'à des approximations de grand échantillon.

Test permettant de vérifier l'égalité des variances



Niveau	Dénombrement	Écart-type	Différence absolue de moyenne à moyenne	Différence absolue de moyenne à médiane
P1	3	2.886751	2.222222	1.666667
P2	3	2.886751	2.222222	1.666667
P3	3	0.000000	0.000000	0.000000
Temoin	3	2.886751	2.222222	1.666667

Test	Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
O'Brien[.5]	0.5926	3	8	0.6371
Brown-Forsythe	0.3333	3	8	0.8018
Levene	5.3333	3	8	0.0260*
Bartlett	.	3	.	.

Avertissement : Échantillons de petites tailles. Faites attention.

Test de Welch

Anova de Wech testant l'égalité des moyennes, autorisant les écarts-types non égaux.

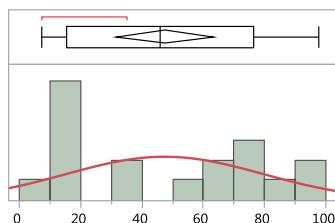
Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
.	.	.	.

Annexe 2a – Distribution des hauteurs des plantes. Statistiques descriptives et analyse de la normalité

a) Moutarde

Modalité P1

Statistiques de résumé



Moyenne	47.444444
Écart-type	32.247612
Erreur standard de la moyenne	7.6008351
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	63.480805
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	31.408084
Nombre d'observations	18

Ajustement normal

Test du bon ajustement

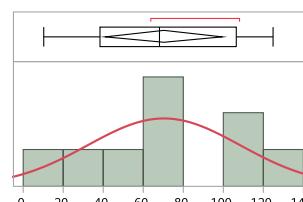
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.886541	0.0337*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité P2

Statistiques de résumé



Moyenne	70.333333
Écart-type	38.18704
Erreur standard de la moyenne	12.729013
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	99.68649
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	40.980176
Nombre d'observations	9

Ajustement normal

Test du bon ajustement

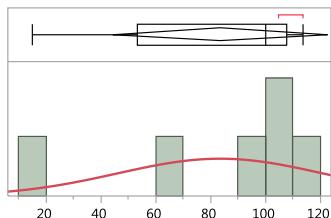
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.965499	0.8537

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité P3

Statistiques de résumé



Moyenne	83.5
Écart-type	37.495333
Erreur standard de la moyenne	15.307406
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	122.84894
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	44.151061
Nombre d'observations	6

Ajustement normal

Test du bon ajustement

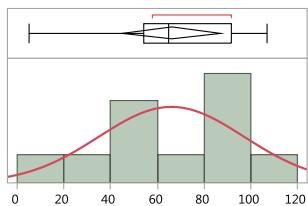
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.816610	0.0825

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité Témoin

Statistiques de résumé



Moyenne	66.090909
Écart-type	31.277642
Erreur standard de la moyenne	9.430564
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	87.103515
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	45.078303
Nombre d'observations	11

Ajustement normal

Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

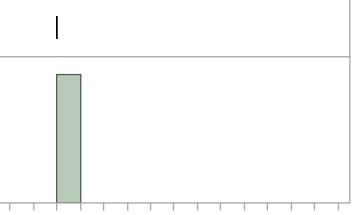
W	Prob.<W
0.923563	0.3494

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

b) Vipérine

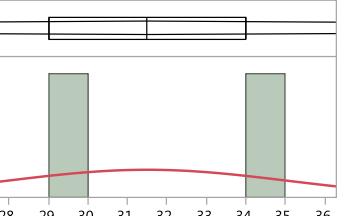
Modalité P1

Statistiques de résumé

	Moyenne	20
	Écart-type	.
	Erreur standard de la moyenne	.
	Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	.
	Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	.
	Nombre d'observations	1

Modalité P2

Statistiques de résumé

	Moyenne	31.5
	Écart-type	3.5355339
	Erreur standard de la moyenne	2.5
	Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	63.265512
	Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-0.265512
	Nombre d'observations	2

Ajustement normal

Test du bon ajustement

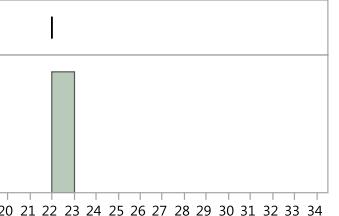
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
1.000000	1.0000

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

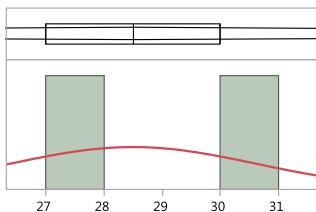
Modalité P3

Statistiques de résumé

	Moyenne	22
	Écart-type	.
	Erreur standard de la moyenne	.
	Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	.
	Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	.
	Nombre d'observations	1

Modalité Témoin

Statistiques de résumé



Moyenne	28.5
Écart-type	2.1213203
Erreur standard de la moyenne	1.5
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	47.559307
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	9.4406929
Nombre d'observations	2

Ajustement normal

Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

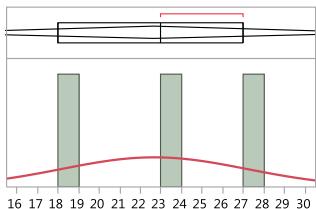
W	Prob.<W
1.000000	1.0000

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

c) Tanaisie

Modalité P1

Statistiques de résumé



Moyenne	22.666667
Écart-type	4.5092498
Erreur standard de la moyenne	2.6034166
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	33.868264
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	11.465069
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

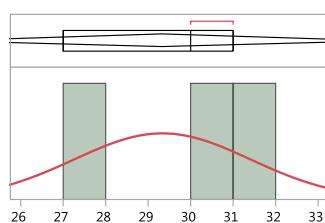
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.995902	0.8777

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité P2

Statistiques de résumé



Moyenne	29.333333
Écart-type	2.081666
Erreur standard de la moyenne	1.2018504
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	34.504478
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	24.162188
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

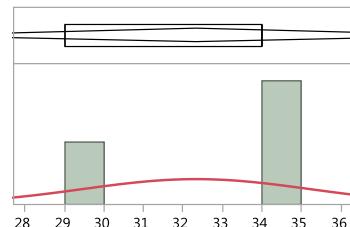
W	Prob.<W
---	---------

0.923077	0.4633
----------	--------

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité P3

Statistiques de résumé



Moyenne	32.333333
Écart-type	2.8867513
Erreur standard de la moyenne	1.6666667
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	39.504421
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	25.162245
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

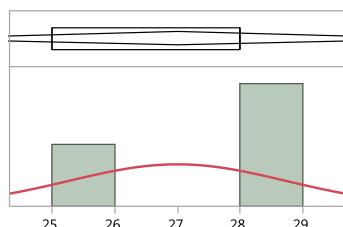
W	Prob.<W
---	---------

0.750000	<.0001*
----------	---------

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité Témoin

Statistiques de résumé



Moyenne	27
Écart-type	1.7320508
Erreur standard de la moyenne	1
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	31.302653
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	22.697347
Nombre d'observations	3

Ajustement normal

Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
---	---------

0.750000	<.0001*
----------	---------

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Annexe 2b – Ajustement des hauteurs de plantes. Égalité des variances et test de Tukey ou test de Kruskal-Wallis

a) Moutarde

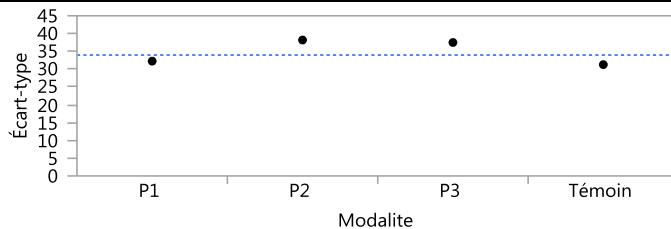
Tests de Wilcoxon / Kruskal-Wallis (sommes des rangs)

Niveau	Dénombrement	Somme des scores	Score attendu	Moyenne des scores	(Moyenne-Moyenne0)/Std0
P1	18	316.000	405.000	17.5556	-2.113
P2	9	227.500	202.500	25.2778	0.713
P3	6	188.500	135.000	31.4167	1.813
Témoin	11	258.000	247.500	23.4545	0.271

Test univarié, approximation de Khi deux

Khi deux	Degrés de liberté	Prob. > kхи deux
6.0436	3	0.1095

Test permettant de vérifier l'égalité des variances



Niveau	Dénombrement	Écart-type	Différence absolue de moyenne à moyenne	Différence absolue de moyenne à médiane
P1	18	32.24761	29.22222	29.22222
P2	9	38.18704	29.48148	29.22222
P3	6	37.49533	28.66667	24.83333
Témoin	11	31.27764	24.46281	24.36364

Test	Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
O'Brien[.5]	0.3154	3	40	0.8141
Brown-Forsythe	0.2105	3	40	0.8885
Levene	0.2177	3	40	0.8836
Bartlett	0.1775	3	.	0.9117

Test de Welch

Anova de Wech testant l'égalité des moyennes, autorisant les écarts-types non égaux.

Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
1.8924	3	15.822	0.1720

Comparaisons pour toutes les paires en utilisant le HSD de Tukey-Kramer

À PRENDRE AVEC PRÉCAUTION CAR NORMALITÉ P1 NON RESPECTÉE

Quantile de confiance

q*	Alpha
2.68042	0.05

Matrice de seuil HSD

Abs(Dif)-HSD

	P3	P2	Témoin	P1
P3	-52.569	-34.822	-28.802	-6.867
P2	-34.822	-42.922	-36.683	-14.283
Témoin	-28.802	-36.683	-38.825	-16.200
P1	-6.867	-14.283	-16.200	-30.351

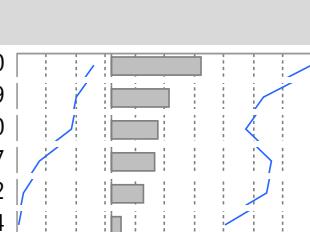
Les valeurs positives montrent des paires de moyennes qui sont significativement différentes.

Rapport de connexion de lettres

Niveau	Moyenne
P3	A 83.500000
P2	A 70.333333
Témoin	A 66.090909
P1	A 47.444444

Les niveaux non connectés par la même lettre sont significativement différents.

Rapport des différences ordonnées

Niveaux		Différence	Erreur standard de la différence	Limite de contrôle inférieure	Limite de contrôle supérieure	P-value	
P3	P1	36.05556	16.01334	-6.8669	78.97802	0.1270	
P2	P1	22.88889	13.86796	-14.2831	60.06084	0.3629	
Témoin	P1	18.64646	13.00033	-16.1999	53.49282	0.4860	
P3	Témoin	17.40909	17.24013	-28.8017	63.61988	0.7447	
P3	P2	13.16667	17.90346	-34.8221	61.15544	0.8822	
P2	Témoin	4.24242	15.26812	-36.6825	45.16739	0.9924	

b) Vipérine

Le faible nombre d'individus ne permet pas de réaliser ces tests.

c) Tanaisie

Tests de Wilcoxon / Kruskal-Wallis (sommes des rangs)

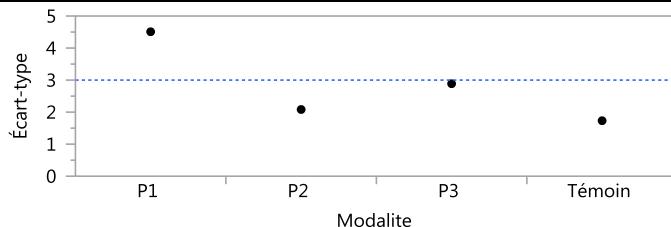
Niveau	Dénombrement	Somme des scores	Score attendu	Moyenne des scores	(Moyenne-Moyenne0)/Std0
P1	3	7.500	19.500	2.5000	-2.138
P2	3	23.500	19.500	7.8333	0.651
P3	3	31.000	19.500	10.3333	2.045
Témoin	3	16.000	19.500	5.3333	-0.558

Test univarié, approximation de Khi deux

Khi deux	Degrés de liberté	Prob. > kхи двух
7.8905	3	0.0483*

Échantillons de petites tailles. Reportez-vous à des tables de données statistiques pour les tests, plutôt qu'à des approximations de grand échantillon.

Test permettant de vérifier l'égalité des variances



Niveau	Dénombrement	Écart-type	Différence absolue de moyenne à moyenne	Différence absolue de moyenne à médiane
P1	3	4.509250	3.111111	3.000000
P2	3	2.081666	1.555556	1.333333
P3	3	2.886751	2.222222	1.666667
Témoin	3	1.732051	1.333333	1.000000

Test	Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
O'Brien[.5]	0.8665	3	8	0.4971
Brown-Forsythe	0.4462	3	8	0.7267
Levene	0.9841	3	8	0.4474
Bartlett	0.6022	3	.	0.6135

Avertissement : Échantillons de petites tailles. Faites attention.

Test de Welch

Anova de Wech testant l'égalité des moyennes, autorisant les écarts-types non égaux.

Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
3.2955	3	4.2791	0.1321

Comparaisons pour toutes les paires en utilisant le HSD de Tukey-Kramer

À PRENDRE AVEC PRÉCAUTION CAR NORMALITÉ P3 ET TÉMOIN NON RESPECTÉES

Quantile de confiance

q*	Alpha
3.20234	0.05

Matrice de seuil HSD

Abs(Dif)-HSD

	P3	P2	Témoin	P1
P3	-7.8441	-4.8441	-2.5108	1.8226
P2	-4.8441	-7.8441	-5.5108	-1.1774
Témoin	-2.5108	-5.5108	-7.8441	-3.5108
P1	1.8226	-1.1774	-3.5108	-7.8441

Les valeurs positives montrent des paires de moyennes qui sont significativement différentes.

Rapport de connexion de lettres

Niveau	Moyenne
P3	32.333333
P2	29.333333
Témoin	27.000000
P1	22.666667

Les niveaux non connectés par la même lettre sont significativement différents.

Rapport des différences ordonnées

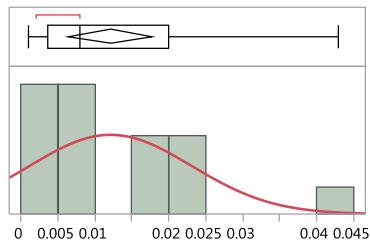
Niveaux -	Déférence	Erreur standard de la différence	Limite de contrôle inférieure	Limite de contrôle supérieure	P-value	
P3	P1	9.666667	2.449490	1.82256	17.51078	0.0179*
P2	P1	6.666667	2.449490	-1.17744	14.51078	0.0985
P3	Témoin	5.333333	2.449490	-2.51078	13.17744	0.2090
Témoin	P1	4.333333	2.449490	-3.51078	12.17744	0.3527
P3	P2	3.000000	2.449490	-4.84411	10.84411	0.6298
P2	Témoin	2.333333	2.449490	-5.51078	10.17744	0.7787

Annexe 3a – Distribution des concentrations en Zn dans les eaux de percolation. Statistiques descriptives et analyse de la normalité

➤ **Données brutes**

Modalité P1

Statistiques de résumé



Moyenne	0.0121
Écart-type	0.0109986
Erreur standard de la moyenne	0.0026676
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	0.017755
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	0.006445
Nombre d'observations	17

Ajustement normal

Test du bon ajustement

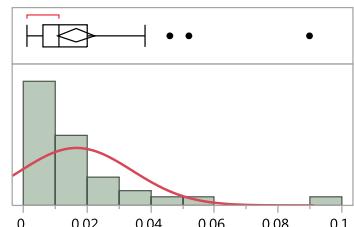
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.847907	0.0100*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité P2

Statistiques de résumé



Moyenne	0.0165838
Écart-type	0.0175369
Erreur standard de la moyenne	0.002883
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	0.0224309
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	0.0107367
Nombre d'observations	37

Ajustement normal

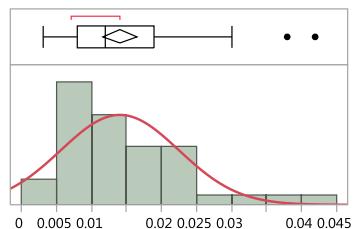
Estimations des coefficients

Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.730971	<.0001*

Modalité P3

Statistiques de résumé



Moyenne	0.014034
Écart-type	0.0084606
Erreur standard de la moyenne	0.0012341
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	0.0165182
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	0.0115499
Nombre d'observations	47

Ajustement normal

Test du bon ajustement

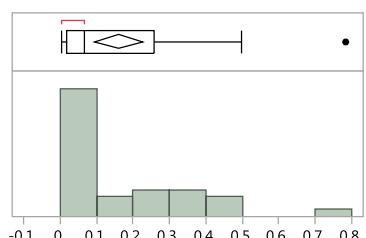
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.877376	0.0001*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité Témoin

Statistiques de résumé



Moyenne	0.1601571
Écart-type	0.1893795
Erreur standard de la moyenne	0.032011
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	0.2252113
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	0.095103
Nombre d'observations	35

Ajustement normal

Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

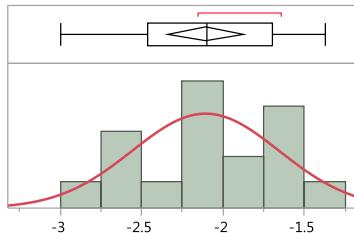
W	Prob.<W
0.798453	<.0001*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

➤ Données logarithmiques

Modalité P1

Statistiques de résumé



Moyenne	-2.106824
Écart-type	0.4520523
Erreur standard de la moyenne	0.1096388
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-1.8744
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-2.339247
Nombre d'observations	17

Ajustement normal

Test du bon ajustement

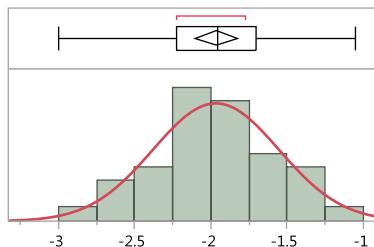
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.963107	0.6904

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité P2

Statistiques de résumé



Moyenne	-1.966243
Écart-type	0.414716
Erreur standard de la moyenne	0.0681789
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-1.82797
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-2.104516
Nombre d'observations	37

Ajustement normal

Test du bon ajustement

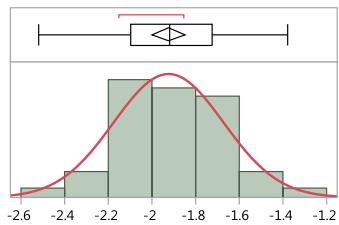
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.987932	0.9531

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité P3

Statistiques de résumé



Moyenne	-1.923979
Écart-type	0.253102
Erreur standard de la moyenne	0.0369187
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-1.849665
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-1.998292
Nombre d'observations	47

Ajustement normal

Test du bon ajustement

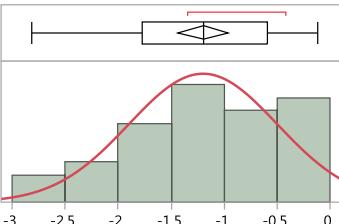
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.982446	0.6952

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité Témoin

Statistiques de résumé



Moyenne	-1.196971
Écart-type	0.7035345
Erreur standard de la moyenne	0.118919
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-0.955299
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	-1.438644
Nombre d'observations	35

Ajustement normal

Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.955640	0.1687

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Annexe 3b – Ajustement des concentrations en Zn des eaux de percolation. Égalité des variances

➤ Données brutes

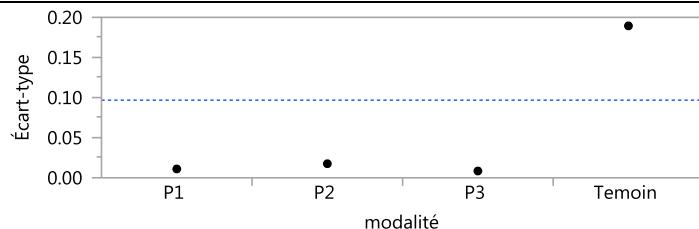
Tests de Wilcoxon / Kruskal-Wallis (sommes des rangs)

Niveau	Dénombrement	Somme des scores	Score attendu	Moyenne des scores	(Moyenne-Moyenne0)/Std0
P1	17	815.500	1164.50	47.971	-2.294
P2	37	2080.00	2534.50	56.216	-2.221
P3	47	2850.50	3219.50	60.649	-1.687
Témoin	35	3570.00	2397.50	102.000	5.837

Test univarié, approximation de Khi deux

Khi deux	Degrés de liberté	Prob. > kхи deux
35.4136	3	<.0001*

Test permettant de vérifier l'égalité des variances



Niveau	Dénombrement	Écart-type	Différence absolue de moyenne à moyenne	Différence absolue de moyenne à médiane
P1	17	0.0109986	0.0087412	0.0080176
P2	37	0.0175369	0.0116754	0.0109568
P3	47	0.0084606	0.0065512	0.0062723
Témoin	35	0.1893795	0.1516065	0.1345286

Test	Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
O'Brien[.5]	8.6530	3	132	<.0001*
Brown-Forsythe	19.8320	3	132	<.0001*
Levene	55.2140	3	132	<.0001*
Bartlett	121.8744	3	.	<.0001*

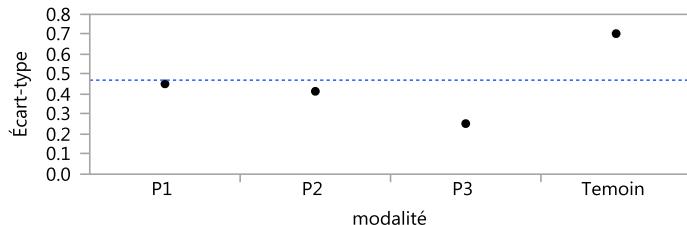
Test de Welch

Anova de Wech testant l'égalité des moyennes, autorisant les écarts-types non égaux.

Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
7.1845	3	51.584	0.0004*

➤ Données logarithmiques

Test permettant de vérifier l'égalité des variances



Niveau	Dénombrement	Écart-type	Différence absolue de moyenne à moyenne	Différence absolue de moyenne à médiane
P1	17	0.4520523	0.3629896	0.3624118
P2	37	0.4147160	0.3350066	0.3348108
P3	47	0.2531020	0.2063187	0.2062553
Temoin	35	0.7035345	0.5748849	0.5748000

Test	Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
O'Brien[.5]	10.5663		3	132 <.0001*
Brown-Forsythe	12.9992		3	132 <.0001*
Levene	13.0297		3	132 <.0001*
Bartlett	13.1775		3	. <.0001*

Test de Welch

Anova de Wech testant l'égalité des moyennes, autorisant les écarts-types non égaux.

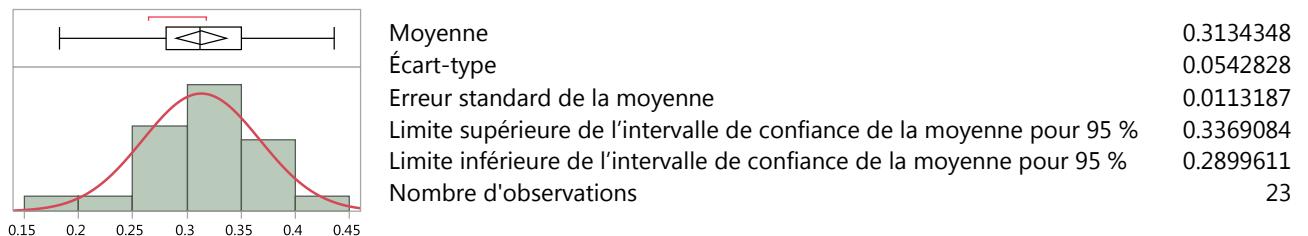
Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
12.9473	3	50.192	<.0001*

Annexe 4a – Distribution des concentrations en Zn dans les horizons. Statistiques descriptives et analyse de la normalité

Les horizons considérés sont ceux caractérisé par les prélèvements de la section cup à 10 cm pour P1, 35 cm pour P2, 55 cm pour P3 et 10 cm pour le Témoin.

Modalité P1

Statistiques de résumé



Ajustement normal

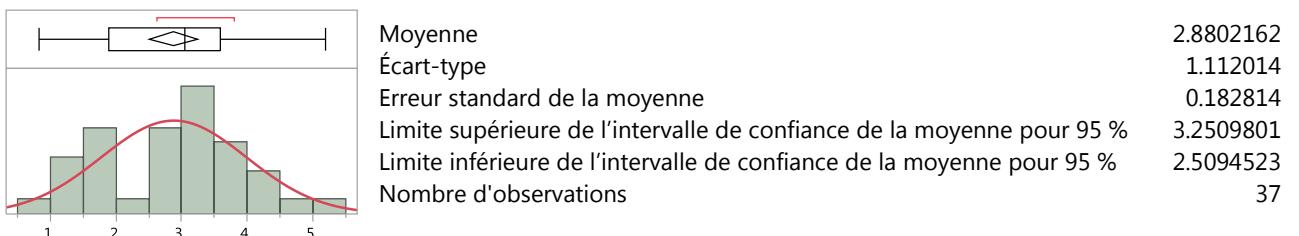
Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.982823	0.9481

Modalité P2

Statistiques de résumé



Ajustement normal

Test du bon ajustement

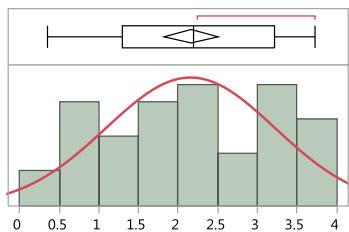
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.975471	0.5753

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité P3

Statistiques de résumé



Moyenne	2.155925
Écart-type	1.0682559
Erreur standard de la moyenne	0.1689061
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	2.4975698
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	1.8142802
Nombre d'observations	40

Ajustement normal

Test du bon ajustement

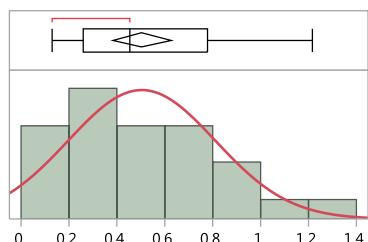
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.938202	0.0301*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité Témoin

Statistiques de résumé



Moyenne	0.5031111
Écart-type	0.3088323
Erreur standard de la moyenne	0.0594348
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	0.6252811
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	0.3809411
Nombre d'observations	27

Ajustement normal

Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.925572	0.0539

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Annexe 4b – Ajustement des concentrations en Zn dans les horizons. Égalité des variances et test de Kruskal-Wallis

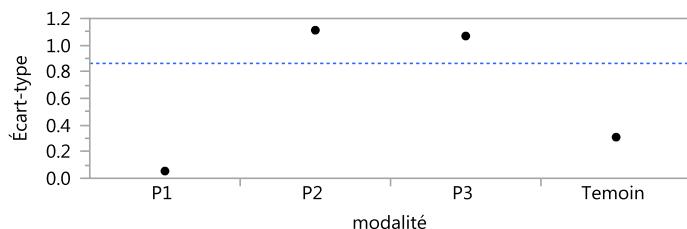
Tests de Wilcoxon / Kruskal-Wallis (sommes des rangs)

Niveau	Dénombrement	Somme des scores	Score attendu	Moyenne des scores	(Moyenne-Moyenne0)/Std0
P1	23	511.500	1472.00	22.2391	-6.010
P2	37	3541.00	2368.00	95.7027	6.221
P3	40	3223.00	2560.00	80.5750	3.439
Temoin	27	852.500	1728.00	31.5741	-5.156

Test univarié, approximation de Khi deux

Khi deux	Degrés de liberté	Prob. > kхи двух
86.1317	3	<.0001*

Test permettant de vérifier l'égalité des variances



Niveau	Dénombrement	Écart-type	Différence absolue de moyenne à moyenne	Différence absolue de moyenne à médiane
P1	23	0.054283	0.0399319	0.0398696
P2	37	1.112014	0.8962527	0.8862703
P3	40	1.068256	0.9060288	0.9058250
Temoin	27	0.308832	0.2565761	0.2522593

Test	Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
O'Brien[.5]	13.5276	3	123	<.0001*
Brown-Forsythe	24.3700	3	123	<.0001*
Levene	26.2069	3	123	<.0001*
Bartlett	46.0720	3	.	<.0001*

Test de Welch

Anova de Welch testant l'égalité des moyennes, autorisant les écarts-types non égaux.

Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
104.7310	3	56.233	<.0001*

Annexe 5a – Distribution des pH dans les horizons. Statistiques descriptives et analyse de la normalité

Modalité P1

Statistiques de résumé

	Moyenne	6.9843333
	Écart-type	0.1574307
	Erreur standard de la moyenne	0.0454463
	Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	7.08436
	Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	6.8843066
	Nombre d'observations	12

Ajustement normal

Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.895948	0.1406

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité P2

Statistiques de résumé

	Moyenne	6.9441471
	Écart-type	0.1161139
	Erreur standard de la moyenne	0.0199134
	Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	6.9846611
	Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	6.903633
	Nombre d'observations	34

Ajustement normal

Estimations des coefficients

Type	Coefficient	Estimation	Inférieur à 95 %	Supérieur à 95 %
Position	μ	6.9441471	6.903633	6.9846611
Dispersion	σ	0.1161139	0.0936547	0.1528381

$$-2\log(\text{vraisemblance}) = -50.9286834043754$$

Test du bon ajustement

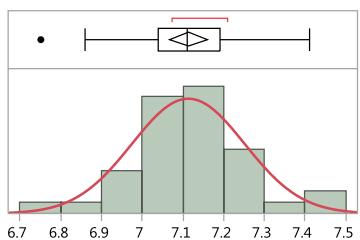
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.934412	0.0421*

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité P3

Statistiques de résumé



Moyenne	7.1134474
Écart-type	0.1386287
Erreur standard de la moyenne	0.0224886
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	7.1590135
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	7.0678812
Nombre d'observations	38

Ajustement normal

Test du bon ajustement

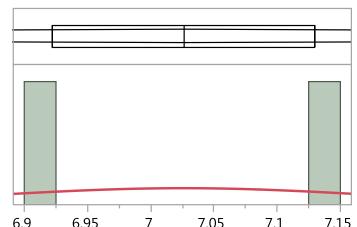
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.974096	0.5132

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité Témoin

Statistiques de résumé



Moyenne	7.026
Écart-type	0.1470782
Erreur standard de la moyenne	0.104
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	8.3474453
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	5.7045547
Nombre d'observations	2

Ajustement normal

Test du bon ajustement

Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
1.000000	1.0000

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Annexe 5b – Ajustement des pH dans les horizons. Égalité des variances, test de Kruskal-Wallis et test de Tukey

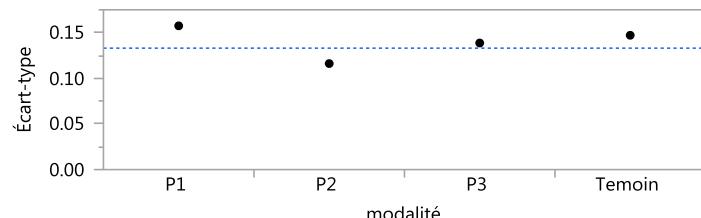
Tests de Wilcoxon / Kruskal-Wallis (sommes des rangs)

Niveau	Dénombrement	Somme des scores	Score attendu	Moyenne des scores	(Moyenne-Moyenne0)/Std0
P1	12	438.000	522.000	36.5000	-1.041
P2	34	992.000	1479.00	29.1765	-4.297
P3	38	2219.50	1653.00	58.4079	4.922
Témoin	2	91.500	87.000	45.7500	0.115

Test univarié, approximation de Khi deux

Khi deux	Degrés de liberté	Prob. > kхи deux
25.6962	3	<.0001*

Test permettant de vérifier l'égalité des variances



Niveau	Dénombrement	Ecart-type	Différence absolue de moyenne à moyenne	Différence absolue de moyenne à médiane
P1	12	0.1574307	0.0957778	0.0955000
P2	34	0.1161139	0.0983997	0.0956765
P3	38	0.1386287	0.1016814	0.1015000
Témoin	2	0.1470782	0.1040000	0.1040000

Test	Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
O'Brien[.5]	0.7042	2	81	0.4975
Brown-Forsythe	0.0332	3	82	0.9918
Levene	0.0196	3	82	0.9962
Bartlett	0.5826	3	.	0.6264

Avertissement : Échantillons de petites tailles. Faites attention.

Test de Welch

Anova de Wech testant l'égalité des moyennes, autorisant les écarts-types non égaux.

Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
8.3981	3	4.7347	0.0239*

Comparaisons pour toutes les paires en utilisant le HSD de Tukey-Kramer

À PRENDRE AVEC PRÉCAUTION CAR NORMALITÉ CHEZ P2 NON RESPECTÉE

Quantile de confiance

q*	Alpha
2.62251	0.05

Matrice de seuil HSD

Abs(Dif)-HSD

	P3	Témoin	P1	P2
P3	-0.08001	-0.16557	0.01363	0.08697
Témoin	-0.16557	-0.34876	-0.22471	-0.17191
P1	0.01363	-0.22471	-0.14238	-0.07692
P2	0.08697	-0.17191	-0.07692	-0.08459

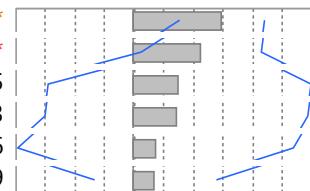
Les valeurs positives montrent des paires de moyennes qui sont significativement différentes.

Rapport de connexion de lettres

Niveau	Moyenne
P3 A	7.1134474
Témoin A B	7.0260000
P1 B	6.9843333
P2 B	6.9441471

Les niveaux non connectés par la même lettre sont significativement différents.

Rapport des différences ordonnées

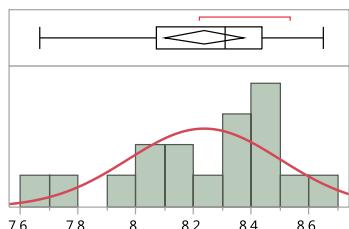
Niveaux		Différence	Erreur standard de la différence	Limite de contrôle inférieure	Limite de contrôle supérieure	P-value	
P3	P2	0.1693003	0.0313941	0.086969	0.2516317	<.0001*	
P3	P1	0.1291140	0.0440368	0.013627	0.2446010	0.0222*	
P3	Témoin	0.0874474	0.0964799	-0.165572	0.3404666	0.8015	
Témoin	P2	0.0818529	0.0967633	-0.171909	0.3356153	0.8323	
Témoin	P1	0.0416667	0.1015715	-0.224705	0.3080388	0.9766	
P1	P2	0.0401863	0.0446542	-0.076920	0.1572923	0.8049	

Annexe 6a – Distribution des pH dans les eaux de percolation.

Statistiques descriptives et analyse de la normalité

Modalité P1

Statistiques de résumé



Moyenne	8.2368824
Écart-type	0.2648582
Erreur standard de la moyenne	0.0642375
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	8.3730599
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	8.1007048
Nombre d'observations	17

Ajustement normal

Test du bon ajustement

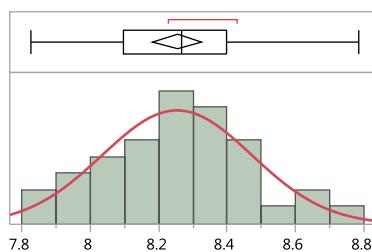
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.957770	0.5900

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité P2

Statistiques de résumé



Moyenne	8.2536316
Écart-type	0.2196703
Erreur standard de la moyenne	0.0356352
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	8.3258354
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	8.1814277
Nombre d'observations	38

Ajustement normal

Test du bon ajustement

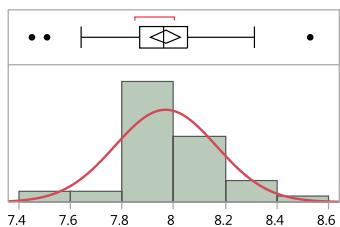
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.977842	0.6408

Remarque : Ho = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent Ho.

Modalité P3

Statistiques de résumé



Moyenne	7.968413
Écart-type	0.1978192
Erreur standard de la moyenne	0.0291668
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	8.0271581
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	7.909668
Nombre d'observations	46

Ajustement normal

Test du bon ajustement

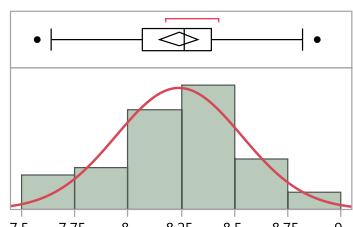
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.960380	0.1186

Remarque : H_0 = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent H_0 .

Modalité Témoin

Statistiques de résumé



Moyenne	8.2393636
Écart-type	0.2962884
Erreur standard de la moyenne	0.0446672
Limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	8.3294435
Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne pour 95 %	8.1492837
Nombre d'observations	44

Ajustement normal

Test du bon ajustement

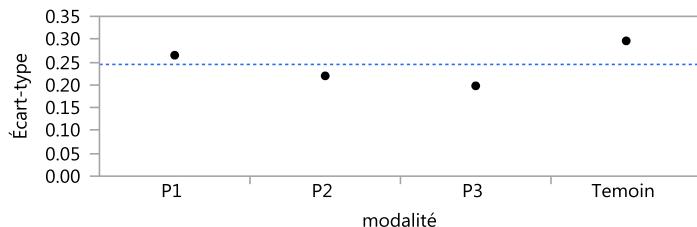
Test W de Shapiro-Wilk

W	Prob.<W
0.979258	0.6042

Remarque : H_0 = les données proviennent de la distribution Normale. Les petites p-values rejettent H_0 .

Annexe 6b – Ajustement des pH dans les eaux de percolation. Égalité des variances et test de Tukey

Test permettant de vérifier l'égalité des variances



Niveau	Dénombrement	Écart-type	Différence absolue de moyenne à moyenne	Différence absolue de moyenne à médiane
P1	17	0.2648582	0.2147128	0.2104118
P2	38	0.2196703	0.1685651	0.1673158
P3	46	0.1978192	0.1417353	0.1413696
Temoin	44	0.2962884	0.2233017	0.2226364

Test	Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
O'Brien[.5]	2.2521	3	141	0.0850
Brown-Forsythe	2.1932	3	141	0.0915
Levene	2.3715	3	141	0.0730
Bartlett	2.6802	3	.	0.0452*

Test de Welch

Anova de Wech testant l'égalité des moyennes, autorisant les écarts-types non égaux.

Rapport F	Degrés de liberté du numérateur	Degrés de liberté du dénominateur	Prob. > F
16.7538	3	56.852	<.0001*

Comparaisons pour toutes les paires en utilisant le HSD de Tukey-Kramer

À PRENDRE AVEC PRÉCAUTION CAR ÉGALITÉ DES VARIANCES NON RESPECTÉE

Quantile de confiance

q*	Alpha
2.59994	0.05

Matrice de seuil HSD

Abs(Dif)-HSD

	P2	Témoin	P1	P3
P2	-0.14596	-0.12663	-0.16890	0.14575
Témoin	-0.12663	-0.13565	-0.17921	0.13679
P1	-0.16890	-0.17921	-0.21823	0.08788
P3	0.14575	0.13679	0.08788	-0.13266

Les valeurs positives montrent des paires de moyennes qui sont significativement différentes.

Rapport de connexion de lettres

Niveau	Moyenne
P2	8.2536316
Témoin	8.2393636
P1	8.2368824
P3	7.9684130

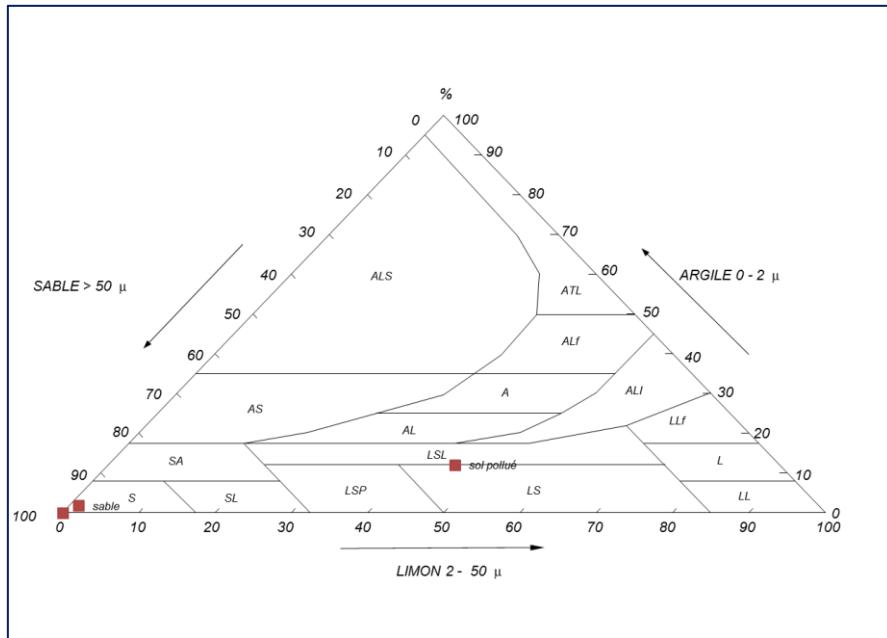
Les niveaux non connectés par la même lettre sont significativement différents.

Rapport des différences ordonnées

Niveaux -		Différence	Erreur standard de la différence	Limite de contrôle inférieure	Limite de contrôle supérieure	P-value	
P2	P3	0.2852185	0.0536443	0.145746	0.4246907	<.0001*	
Témoin	P3	0.2709506	0.0516025	0.136787	0.4051142	<.0001*	
P1	P3	0.2684693	0.0694579	0.087883	0.4490560	0.0010*	
P2	P1	0.0167492	0.0714036	-0.168896	0.2023945	0.9954	
P2	Témoin	0.0142679	0.0541931	-0.126631	0.1551668	0.9936	
Témoin	P1	0.0024813	0.0698826	-0.179209	0.1841720	1.0000	

Annexe 7 – Résultats de l'analyse granulométrique (sol pollué et sable)

Matrice	% Argile (0-2 µm)	% Limon	% Sable	Texture
Sol pollué	12,0	45,4	42,6	LSL
Sable	1,8	1,2	97,0	S



Les résultats de l'analyse granulométrique nous indiquent que :

- La matrice sable utilisée possède une texture sableuse ;
- La matrice de sol pollué utilisé possède une texture limoneuse.