

**Titre:** Potentiel d'hyperaccumulation de sélénium chez le saule  
Title:

**Auteur:** Marie-Pierre Bastien-Thibault  
Author:

**Date:** 2023

**Type:** Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

**Référence:** Bastien-Thibault, M.-P. (2023). Potentiel d'hyperaccumulation de sélénium chez le saule [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.  
Citation: <https://publications.polymtl.ca/57345/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**  
Open Access document in PolyPublie

**URL de PolyPublie:** <https://publications.polymtl.ca/57345/>  
PolyPublie URL:

**Directeurs de recherche:** Yves Comeau, & Michel Labrecque  
Advisors:

**Programme:** Génie civil  
Program:

**POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

**Potentiel d'hyperaccumulation de sélénium chez le saule**

**MARIE-PIERRE BASTIEN-THIBAUT**

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire

Présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie civil

Décembre 2023

© Marie-Pierre Bastien-Thibault, 2023.

# **POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

## **Potentiel d'hyperaccumulation de sélénium chez le saule**

Présenté par

**Marie-Pierre BASTIEN-THIBAUT**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

**Gérald ZAGURY**, président

**Yves COMEAU**, directeur de recherche

**Michel LABRECQUE**, codirecteur de recherche

**Frédéric PITRE**, membre externe

## REMERCIEMENTS

Je souhaite avant tout remercier Yves Comeau et Michel Labrecque, mes directeurs de recherche, pour la confiance qu'ils m'ont accordée, d'abord, avec un premier stage de recherche et, ensuite, avec ce projet. Merci pour ces deux magnifiques opportunités d'apprentissage, pour votre écoute et votre encadrement.

Merci également à Adrian pour son aide continue. Tu as été l'un des piliers de ce projet, de la conception à la révision de ce rapport. Merci pour ton temps, tes judicieux conseils et ta grande rigueur, j'en suis très reconnaissante.

Je tiens aussi à remercier toutes les personnes qui ont été impliquées à travers ce projet. Daphnée et Roxanne, vous avez été deux stagiaires exceptionnelles, d'une curiosité et d'un dévouement exemplaires. Travailler avec vous a été un véritable plaisir. Je suis très heureuse que nos chemins se soient croisés et je vous souhaite tout le succès possible pour la suite de votre parcours. Un grand merci à Noémie et à son équipe pour leur précieuse aide sur le terrain et leur enthousiasme infatigable. Merci également à Benoît St-George pour le suivi rigoureux des plantes, à Stéphane Daigle pour les recommandations statistiques et à Patrick Benoist pour les nombreux conseils.

Merci à tous les membres du LGE et du LABLAB, plus particulièrement à Elizabeth, Mortaza, Camille, Roman, Jérôme, Béatrice et Alexandre pour les belles discussions, les rires et les sorties. Ces deux années de maîtrise n'auraient pas été les mêmes sans votre présence.

En terminant, je souhaite remercier mes proches. Merci à mes amis, notamment à Dalia, Frédérique, Amélie et Alex-Anne. Vous êtes d'une intelligence, d'une bonté et d'une générosité inégalées et je suis reconnaissante de vous avoir à mes côtés. Merci à ma famille. À mes parents et à ma sœur, merci pour votre support et vos encouragements constants. Vous avez toujours été présents et d'un amour inépuisable. Merci de m'avoir appris à me faire confiance et à croire en mes capacités. Finalement, merci infiniment à mon amoureux Victor pour sa patience et son soutien inconditionnel, je t'aime.

## RÉSUMÉ

La contamination en sélénium (Se) des écosystèmes terrestres et aquatiques est un enjeu particulièrement important, tant les répercussions sur la faune sont majeures. Au contraire des méthodes conventionnelles de traitement, la phytoremédiation est particulièrement peu coûteuse, ce qui constitue un incitatif conséquent à son application. L'utilisation d'espèces hyperaccumulatrices représente également un avantage significatif, car elles permettent d'extraire des quantités supérieures de Se. Ainsi, deux expérimentations ont été effectuées, l'une en milieu contrôlé et l'autre sur le terrain, afin d'évaluer le potentiel d'hyperaccumulation du Se chez le saule, une plante fréquemment utilisée en phytoremédiation. Pour ce faire, les espèces *B. juncea*, *A. canadensis* et *S. miyabeana* 'SX67' ont été comparées dans différentes conditions de contamination, soit à 0, 10 et 50 mg Se · kg<sup>-1</sup>, lors d'une expérience en serre réalisée sur une période de 16 semaines. Une plantation de saules sur un site contaminé en Se a également été suivie pendant plusieurs années afin d'estimer la capacité phytoremédiatrice de *S. miyabeana* 'SX67' sur le terrain. Les trois espèces ont accumulé dans leurs tissus aériens des concentrations supérieures au seuil d'hyperaccumulation de 100 mg Se · kg<sup>-1</sup>. *A. canadensis* s'est toutefois démarqué : aucune différence physiologique ou morphologique n'a été relevée entre les traitements et l'absorption de Se n'a pas limité celle de soufre, indiquant la présence de stratégies associées à l'hyperaccumulation. Il s'agit ainsi de l'espèce qui s'apparente le plus aux hyperaccumulateurs et qui pourrait potentiellement être qualifiée comme tel. *S. miyabeana* 'SX67', malgré qu'il n'ait pas démontré un potentiel hyperaccumulateur, a néanmoins permis un enlèvement supérieur de Se dans les sols. Les saules du terrain ont également présenté une plus grande tolérance que ceux de la serre, ce qui suggère que les conditions rencontrées *in situ* ont davantage été favorables. De plus, *S. miyabeana* 'SX67' s'est également avéré être l'espèce la plus adéquate dans un contexte de phytoremédiation, signifiant ainsi que les saules peuvent potentiellement être utilisés sur des sols contaminés en Se.

## ABSTRACT

Selenium (Se) contamination in terrestrial and aquatic ecosystems is a significant concern due to its major impacts on wildlife. In contrast to conventional treatment methods, phytoremediation is particularly cost-effective, making it a significant incentive for its application. The use of hyperaccumulator species is also advantageous, as they can extract higher quantities of Se. Therefore, two experiments were conducted, one in a controlled environment and another in the field, to assess the hyperaccumulation potential of Se in willow, a plant commonly used in phytoremediation. In this regard, the species *B. juncea*, *A. canadensis*, and *S. miyabeana* 'SX67' were compared under different contamination conditions, at 0, 10, and 50 mg Se · kg<sup>-1</sup>, during a 16-week greenhouse experiment. Additionally, a willow plantation on a Se-contaminated site was monitored for several years to estimate the phytoremediation capacity of *S. miyabeana* 'SX67' in the field. All three species accumulated in their aboveground biomass concentrations exceeding the hyperaccumulation threshold of 100 mg Se · kg<sup>-1</sup>. *A. canadensis*, however, stood out: no physiological or morphological differences were observed between treatments, and Se absorption did not limit sulfur absorption, indicating the presence of hyperaccumulation-associated strategies. This makes it the species that most closely resembles hyperaccumulators and could potentially be classified as such. *S. miyabeana* 'SX67', despite not demonstrating hyperaccumulation potential, facilitated a higher removal of Se from the soils. The willows in the field also exhibited greater tolerance than those in the greenhouse, suggesting that the conditions encountered *in situ* were more favorable. Furthermore, *S. miyabeana* 'SX67' proved to be the most suitable species for phytoremediation, indicating that willows can potentially be used on Se-contaminated soils.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS .....	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT .....	V
TABLE DES MATIÈRES .....	VI
LISTE DES TABLEAUX.....	IX
LISTE DES FIGURES.....	X
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS .....	XII
LISTE DES ANNEXES.....	III
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Revue de littérature .....	2
1.2.1 Cycle biogéochimique du sélénium .....	2
1.2.2 Phytoremédiation de sites contaminés .....	6
1.2.3 Plantes et sélénium .....	8
1.3 Objectifs et hypothèses.....	14
CHAPITRE 2 MÉTHODOLOGIE.....	16
2.1 Site d'étude.....	16
2.2 Volet en milieu contrôlé.....	17
2.2.1 Dispositif expérimental .....	17
2.2.2 Mise en place du dispositif expérimental.....	19
2.2.3 Conditions d'exploitation.....	20
2.2.4 Suivi végétal.....	21
2.2.5 Échantillonnage des plantes et des sols.....	21

2.3	Volet <i>in situ</i> .....	22
2.3.1	Dispositif expérimental .....	22
2.3.2	Conditions environnementales .....	22
2.3.3	Échantillonnages des plantes et des sols .....	22
2.4	Analyses physico-chimiques .....	22
2.4.1	Préparation des plantes et des sols .....	22
2.4.2	Contenu élémentaire total.....	23
2.4.3	Contenu élémentaire phytodisponible.....	23
2.4.4	pH.....	24
2.5	Analyses statistiques .....	24
CHAPITRE 3 RÉSULTATS .....		25
3.1	Volet en milieu contrôlé.....	25
3.1.1	Caractéristiques initiales des sols.....	25
3.1.2	Phytoextraction du sélénium et développement des plantes .....	26
3.1.3	Effets physiologiques du sélénium.....	34
3.1.4	Interactions entre le sélénium, le phosphore et le soufre .....	36
3.1.5	Chaleur, parasites et autres.....	37
3.1.6	Caractéristiques finales des sols.....	37
3.1.7	Bilan massique du sélénium.....	38
3.2	Volet <i>in situ</i> .....	39
3.2.1	Caractéristiques des sols.....	39
3.2.2	Phytoextraction du sélénium et développement des plantes .....	40
CHAPITRE 4 DISCUSSION .....		42
4.1	Variations interspécifiques .....	42

4.1.1	Distribution du sélénium et tolérance des plantes .....	42
4.1.2	Enlèvement du sélénium dans les sols .....	44
4.2	Variations intraspécifiques de <i>S. miyabeana</i> ‘SX67’ .....	44
4.3	Applications .....	45
CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS .....		49
RÉFÉRENCES.....		51
ANNEXES .....		61

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1. Émissions naturelles de Se dans l’environnement. ....	5
Tableau 1.2. Apports anthropiques de Se dans les eaux. ....	5
Tableau 1.3. Apports anthropiques de Se dans les sols.....	6
Tableau 1.4. Valeurs limites réglementaires telles que définies par le MELCC. ....	7
Tableau 3.1. Concentrations totales et phytodisponibles moyennes ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se dans les sols en fonction des traitements et des horizons suite au dopage. ....	25
Tableau 3.2. Concentrations totales moyennes ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S et Zn dans les sols en fonction des horizons. ....	26
Tableau 3.3. Facteurs de bioconcentration et de translocation en fonction des espèces et des traitements. ....	29
Tableau 3.4. Indices de tolérance en fonction des espèces et des traitements. ....	34
Tableau 3.5. Concentrations totales moyennes ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se dans les sols à la fin de l’expérimentation en fonction des traitements et des espèces. ....	38
Tableau 3.6. Concentrations phytodisponibles moyennes ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se dans les sols à la fin de l’expérimentation en fonction des traitements et des espèces. ....	38
Tableau 3.7. Bilan massique du Se à travers le continuum sol-plante pour <i>B. juncea</i> , <i>A. canadensis</i> et <i>S. miyabeana</i> ‘SX67’ des traitements de 10 et 50 $\text{mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ . ....	39
Tableau 3.8. Concentrations totales moyennes ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Se dans les sols en fonction des horizons pour l’année 2022.....	40
Tableau 3.9. Concentrations totales moyennes ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se dans les sols en fonction des horizons et années. ....	40
Tableau 4.1. Temps minimal et maximal requis pour extraire une quantité prédéterminée de Se selon les critères génériques de contamination des sols du Québec. ....	47

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1. Spéciation du Se dans l'environnement.....	10
Figure 1.2. Principaux mécanismes d'absorption et de transformation du Se chez la plante. ....	12
Figure 2.1. Vue aérienne du banc d'essai de phytoremédiation de RDP-PAT (A) avec, à la limite sud, la parcelle expérimentale dédiée à la présente étude (B).....	17
Figure 2.2. Plants matures de <i>B. juncea</i> (A), d' <i>A. canadensis</i> (B) et de <i>S. miyabeana</i> 'SX67' (C). .....	18
Figure 2.3. Disposition des plants de <i>B. juncea</i> , <i>A. canadensis</i> et <i>S. miyabeana</i> 'SX67' en fonction du traitement (0, 10 et 50 mg Se · kg <sup>-1</sup> ). ....	19
Figure 2.4. Températures maximales et minimales journalières enregistrées dans la serre lors des 16 semaines de l'expérimentation. ....	20
Figure 2.5. Humidités relatives maximales et minimales journalières enregistrées dans la serre lors des 16 semaines de l'expérimentation.....	21
Figure 3.1. Concentrations (mg · kg <sup>-1</sup> ) en Se dans les racines, tissus aériens et tissus totaux de <i>B. juncea</i> en fonction des traitements, avec un seuil d'hyperaccumulation à 100 mg Se · kg <sup>-1</sup> . .....	27
Figure 3.2. Concentrations (mg · kg <sup>-1</sup> ) en Se dans les racines (A), tiges (B) et feuilles (C) d' <i>A. canadensis</i> et de <i>S. miyabeana</i> 'SX67' en fonction des traitements, avec un seuil d'hyperaccumulation à 100 mg Se · kg <sup>-1</sup> . ....	28
Figure 3.3. Biomasse (g) des racines, tiges, feuilles et tissus totaux de <i>B. juncea</i> en fonction des traitements. ....	30
Figure 3.4. Biomasse (g) des racines (A), tiges (B) et feuilles (C) d' <i>A. canadensis</i> et de <i>S. miyabeana</i> 'SX67' en fonction des traitements. ....	31
Figure 3.5. <i>B. juncea</i> à 0 mg Se · kg <sup>-1</sup> (A), 10 mg Se · kg <sup>-1</sup> (B) et 50 mg Se · kg <sup>-1</sup> (C) après 7 semaines de croissance.....	32
Figure 3.6. <i>A. canadensis</i> à 0 mg Se · kg <sup>-1</sup> (A), 10 mg Se · kg <sup>-1</sup> (B) et 50 mg Se · kg <sup>-1</sup> (C) après 8 semaines de croissance.....	32

Figure 3.7. <i>S. miyabeana</i> 'SX67' à 0 mg Se · kg <sup>-1</sup> (A), 10 mg Se · kg <sup>-1</sup> (B) et 50 mg Se · kg <sup>-1</sup> (C) après 16 semaines de croissance. ....	33
Figure 3.8. Longueur moyenne des tiges (cm) de <i>S. miyabeana</i> 'SX67' en fonction des traitements et des semaines d'échantillonnage. ....	33
Figure 3.9. Variations de la conductance stomatique (mol · m <sup>-2</sup> · s <sup>-1</sup> ) et de l'efficacité photosynthétique (ΦPSII) chez <i>A. canadensis</i> (A et C) et <i>S. miyabeana</i> 'SX67' (B et D) en fonction des semaines d'échantillonnage et des traitements. ....	35
Figure 3.10. Concentrations (mg · kg <sup>-1</sup> ) en P (A) et en S (B) dans les feuilles d' <i>A. canadensis</i> et de <i>S. miyabeana</i> 'SX67' en fonction des traitements. ....	36
Figure 3.11. Concentrations (mg · kg <sup>-1</sup> ) en Se dans les tissus aériens de <i>S. miyabeana</i> 'SX67' en fonction des années d'échantillonnage, avec un seuil d'hyperaccumulation à 100 mg Se · kg <sup>-1</sup> . ....	41

## LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AB	Bicarbonate d'ammonium	MELCC	Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques
Ag	Argent		
As	Arsenic	Met	Méthionine
Au	Or	Mg	Magnésium
B	Bore	Mn	Manganèse
BCFa	Facteur de bioconcentration aérien	Mo	Molybdène
BCFr	Facteur de bioconcentration racinaire	MO	Matière organique
Ca	Calcium	MS	Masse sèche
Cd	Cadmium	M-SeCys	Méthyle-SeCys
Co	Cobalt	M-SeMet	Méthyle-SeMet
Cr	Chrome	Na <sub>2</sub> SeO <sub>4</sub>	Sélénate de sodium
Cu	Cuivre	Ni	Nickel
Cys	Cystéine	NRAL	<i>Natural Resources Analytical Laboratory</i>
DC	Coefficient de discrimination	P	Phosphore
DMDSe	Diséléniure de diméthyle	Pb	Plomb
DMSe	Séléniure de diméthyle	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Phosphate
DTPA	Acide diéthylènetriamine pentaacétique	RDP-PAT	Rivière-des-Prairies–Pointe-aux-Trembles
ERO	Espèces réactives d'oxygène	S	Soufre
ET	Éléments traces	Se	Sélénium
Fe	Fer	Se <sup>2-</sup>	Séléniure
H1	Horizon 1	Se <sup>0</sup>	Se élémentaire
H2	Horizon 2	SeCys	Sélocystéine
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	SeMet	Sélocméthionine
Hg	Mercure	SeO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Sélocnite
HNO <sub>3</sub>	Acide nitrique	SeO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Sélocnate
ICP-OES	Spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif	SIPI	Secteur industriel de la Pointe-de-l'Île
IRBV	Institut de recherche en biologie végétale	Sn	Étain
K	Potassium	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Sulfate
LCPE	Loi canadienne sur la protection de l'environnement	TF	Facteur de translocation
LMER	Modèles mixtes linéaires	TI	Indice de tolérance
LOD	Limite de détection	U	Uranium
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement	Zn	Zinc

## LISTE DES ANNEXES

Annexe A Paramètres physiologiques des plantes .....	61
Annexe b Caractéristiques initiales des sols (milieu contrôlé) .....	62
Annexe c Phytoextraction du sélénium (milieu contrôlé) .....	64
Annexe D Développement des plantes (milieu contrôlé).....	67
Annexe E Effets physiologiques du sélénium.....	73
Annexe F Interactions entre le sélénium, le phosphore et le soufre.....	75
Annexe G Anomalies .....	76
Annexe H Caractéristiques finales des sols (milieu contrôlé).....	79
Annexe I Bilan massique.....	83
Annexe J Caractéristiques des sols ( <i>in situ</i> ).....	84
Annexe K Phytoextraction du sélénium et développement des plantes ( <i>in situ</i> ) .....	88
Annexe L Accumulations en Se et biomasses obtenues pour différentes études.....	91
Annexe M Temps nécessaire à la décontamination d'un site .....	92

## CHAPITRE 1 INTRODUCTION

### 1.1 Mise en contexte

Le sélénium (Se) est un oligo-élément essentiel au bon fonctionnement des organismes vivants. Chez les humains, il permet entre autres de renforcer le système immunitaire et de limiter les maladies cardiaques, les dystrophies musculaires ainsi que les cancers (World Health Organization, 2011). Toutefois, lorsqu'absorbé en trop fortes concentrations, il peut causer des lésions cutanées, engendrer des vomissements et de la diarrhée, provoquer plusieurs problèmes respiratoires et perturber le système nerveux (World Health Organization, 2011). Des effets similaires sont également présents chez les animaux, notamment pour le bétail où des cas de carence et de toxicité sont documentés depuis de nombreuses décennies (Dhillon & Dhillon, 2003). Les impacts du Se ont ainsi longtemps été considérés en fonction des besoins nutritionnels des humains (Dhillon & Dhillon, 2003; Lemly, 2004). Pourtant, les activités minières, industrielles et agricoles génèrent d'importants rejets de Se dans les milieux naturels et urbains (Dhillon & Dhillon, 2003). Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement sensibles au Se et de faibles concentrations sont suffisantes pour provoquer de graves effets tératogènes chez les poissons et les oiseaux (Hoffman & Heinz, 1988; Lemly, 1997, 2004; Ohlendorf et al., 1986; World Health Organization, 2011). Bien que l'enjeu soit aujourd'hui adressé et reconnu par les instances gouvernementales, les rejets de Se ont déjà atteint des niveaux préoccupants dans plusieurs régions. Au Canada, la contamination est si élevée dans certains secteurs, que des espèces de poissons sont désormais menacées (Cope, 2020; Lemly, 2014). Le Se a également intégré l'ensemble de la chaîne trophique (e.g. insectes, poissons, oiseaux et mammifères) et s'est même répandu au-delà des frontières, soulevant un débat transnational sur la gestion des émissions de Se (Casey & Siwik, 2000; Kneteman, 2016; Lemly, 2014; Miller et al., 2013; Robbins, 2023; Wayland et al., 2006; Wayland & Crosley, 2006; Weber, 2023).

Malheureusement, les méthodes conventionnelles de traitement sont très onéreuses, ce qui peut constituer un frein majeur à leur application (Swickard, 2008). La phytoremédiation apparaît alors comme une alternative de choix, car elle permet de décontaminer un milieu à de faibles coûts (Guidi Nissim & Labrecque, 2021). Il s'agit également d'un traitement non invasif qui génère de nombreux services écosystémiques (e.g. séquestration de carbone, support de la biodiversité et valorisation de la biomasse produite), si bien que la phytoremédiation s'inscrit à travers le

développement durable et l'économie circulaire (Guidi Nissim & Labrecque, 2021). Par ailleurs, l'utilisation d'espèces hyperaccumulatrices permet une plus grande extraction de Se, ce qui représente un avantage significatif (McGrath et al., 2002).

Des résultats préliminaires obtenus sur un banc d'essai de phytoremédiation situé à Montréal dans l'arrondissement Rivière-des-Prairies–Pointe-aux-Trembles (RDP-PAT) ont révélé dans plusieurs saules (*Salix spp.*) une accumulation en Se supérieure au seuil d'hyperaccumulation. Bien qu'ils constituent un genre fréquemment utilisé en phytoremédiation, ils ne sont cependant pas reconnus pour être des hyperaccumulateurs.

La présente étude a ainsi pour but d'évaluer le potentiel d'hyperaccumulation du saule sur des sols contaminés en Se. Si elle se révèle concluante, son utilisation pourra potentiellement être appliquée *in situ*.

## **1.2 Revue de littérature**

### **1.2.1 Cycle biogéochimique du sélénium**

#### **1.2.1.1 Sélénium dans les sols**

Les sols contiennent en général de 0,010 à 2,0 mg Se · kg<sup>-1</sup>, bien que des concentrations de 1 200 mg · kg<sup>-1</sup> aient déjà été observées en Irlande (Fleming & Walsh, 1957; Mayland et al., 1989). Ils sont classifiés selon leur teneur en Se, elle-même établie en fonction des concentrations optimales pour la santé humaine. Ainsi, les sols dont les concentrations en Se sont supérieures à 1,0 mg · kg<sup>-1</sup> sont qualifiés de sélénifères, car ils présentent une certaine toxicité, tandis que ceux dont les concentrations sont inférieures à 0,13 mg · kg<sup>-1</sup> sont déficitaires (Tan, 1989). Les sols qui contiennent des concentrations variant de 0,18 à 0,40 mg · kg<sup>-1</sup> sont, pour leur part, dits modérés, car ils permettent d'obtenir l'apport quotidien optimal en Se (Tan, 1989).

#### **1.2.1.2 Formation des sols sélénifères**

##### *1.2.1.2.1 Apports naturels*

Le Se est distribué de façon hétérogène à travers la croûte terrestre avec des concentrations variant de 0,030 à 4,1 mg · kg<sup>-1</sup> (Dhillon & Dhillon, 2003). Il est l'un des principaux constituants de 40 minéraux en plus d'être présent en faible proportion dans 37 autres, dont la majorité sont des

sulfures (Dhillon & Dhillon, 2003; Kabata-Pendias, 2011; Ralston et al., 2008). Cette affinité entre le Se et le soufre (S) provient de leur similarité chimique, ce qui lui permet de le remplacer par isomorphisme (Ralston et al., 2008). Les pyrites, chalcopyrites, pyrrhotites et sphalérites sont ainsi des exemples de minéraux pouvant fréquemment en contenir (Reimann & De Caritat, 1998). Les minéraux sulfurés d'argent (Ag), de cuivre (Cu), de mercure (Hg), de nickel (Ni), d'or (Au) et de plomb (Pb) représentent aussi des sources importantes de Se (National Research Council, 1983; Ralston et al., 2008). Les minerais d'uranium (U), eux, peuvent même contenir jusqu'à  $600 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  (Ralston et al., 2008). Cependant, le Se est principalement associé aux roches sédimentaires (Anderson et al., 1961; Dhillon & Dhillon, 2003; Kabata-Pendias, 2011; Ralston et al., 2008; Wang & Gao, 2001; Zhu et al., 2008). À titre d'exemples, les grès et calcaires renferment de  $0,10$  à  $120 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  alors que les shales et mudstones peuvent contenir jusqu'à  $680$  et  $1\,500 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  respectivement (Anderson et al., 1961). Le charbon et le pétrole brut sont également des sources majeures de Se et contiennent fréquemment plusieurs centaines de  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (Ralston et al., 2008). Des concentrations de  $90\,000 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  ont même été retrouvées dans certaines réserves de charbon en Chine (Levander, 1982). Les gisements de roches phosphatées, tant d'origine sédimentaire qu'ignée, sont souvent riches en Se, car le phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) et le sélénate ( $\text{SeO}_4^{2-}$ ) sont similaires chimiquement (Fernández-Martínez & Charlet, 2009). En moyenne, elles contiennent de  $0,10$  à  $55 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ , mais des concentrations de  $300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  ont déjà été observées dans l'ouest des États-Unis (Anderson et al., 1961). Le Se présent dans les sols provient ainsi en majeure partie de la dégradation de la roche-mère sous-jacente (Dhillon & Dhillon, 2003; National Research Council, 1983; Ralston et al., 2008).

Toutefois, plusieurs autres processus contribuent également à l'enrichissement des sols en Se. Une fois libéré du sol, le Se est lessivé par les eaux de pluie et est transporté vers les eaux souterraines avant de se retrouver dans les eaux de surface, où les concentrations sont généralement inférieures à  $1,0 \mu\text{g Se} \cdot \text{L}^{-1}$  (Gaillardet et al., 2003). Avec le cycle de l'eau, certaines formes de Se peuvent s'évaporer ou se retrouver en suspension dans l'atmosphère, notamment avec les embruns marins (Cooke & Bruland, 1987; Dhillon & Dhillon, 2003; Wen & Carignan, 2007). Les émissions associées à l'érosion des sols, à l'activité volcanique et aux feux de forêt sont aussi des sources majeures de Se (Dhillon & Dhillon, 2003; National Research Council, 1983; Ralston et al., 2008). Les dépôts atmosphériques sont donc des facteurs importants du transport du Se dans l'environnement, car ils permettent d'enrichir des zones parfois pauvres en Se (Blazina et al.,

2014). Ainsi, en raison de la variabilité géologique et des multiples processus d'érosion et de transport, la distribution du Se à travers les sols est hétérogène d'un milieu à l'autre.

#### 1.2.1.2.2 Apports anthropiques

L'irrigation intensive de terres agricoles sur des sols sélénifères, telle qu'observée dans les Prairies canadiennes, ainsi que l'ajout de fertilisants enrichis en Se contribuent aux apports en Se dans les eaux usées d'irrigation (Dhillon & Dhillon, 2003; Fernández-Martínez & Charlet, 2009; Garrett et al., 2008; Hu et al., 2009; Kabata-Pendias, 2011; National Research Council, 1983; Ralston et al., 2008; Wells & Stolz, 2020). En Alberta et en Colombie-Britannique, des concentrations en Se plus de cinquante fois supérieures aux limites permises ont été mesurées dans les cours d'eau situés en aval de mines de charbon (Lemly, 2014). Des taux anormalement élevés ont également été observés chez plusieurs espèces de trichoptères et de poissons ainsi que dans certaines sous-populations de cincles d'Amérique (*Cinclus mexicanus*) et de mouflons canadiens (*Ovis canadensis*), montrant que le Se a intégré l'ensemble de la chaîne trophique dans ces régions (Casey & Siwik, 2000; Kneteman, 2016; Lemly, 2014; Miller et al., 2013; Wayland et al., 2006; Wayland & Crosley, 2006). Un effondrement drastique des populations de nombreuses espèces de poissons a même été signalé par les autorités, dont celle de la truite fardée versant de l'ouest (*Oncorhynchus clarkii lewisi*) qui a vu ses individus adultes et juvéniles diminuer de 93 % et 74 % respectivement entre 2017 et 2019 (Cope, 2020; Lemly, 2014). Plusieurs mines d'Ag, d'Au, de Cu et d'U ont aussi provoqué des contaminations en Se au Yukon, au Québec et en Saskatchewan (Department of Indian and Northern Affairs, 2000; Etteieb et al., 2021; Muscatello et al., 2008). Le Se est également très volatil, si bien que la combustion des énergies fossiles représente un facteur important de la contamination anthropique (Yan et al., 2001). Des dépôts atmosphériques peuvent aussi provenir d'usines métallurgiques, comme en Ontario et au Québec où des sous-produits de Se sont fabriqués (Burton & Phillips, 1981; Nriagu & Wong, 1983). Dans les zones urbaines, les concentrations atmosphériques en Se sont généralement inférieures à  $10 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ , mais des concentrations de plus de  $6 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  ont déjà été mesurées à proximité d'une affinerie à Montréal (Burton & Phillips, 1981; El-Ramady et al., 2014; Fordyce, 2013).

#### 1.2.1.3 Flux globaux

Le cycle biogéochimique du Se est fortement impacté par les activités anthropiques, avec 42 % des émissions atmosphériques d'origine humaine (Nriagu, 1989). Il est également estimé que plus de

80 000 t de Se sont rejetées annuellement dans les cours d'eau et les sols (Dhillon & Dhillon, 2003; Nriagu & Pacyna, 1988). De plus, 33 % du Se produit est dédié à la fabrication des photovoltaïques alors que les secteurs du verre, des pigments et peintures, de la métallurgie et de l'agriculture représentent 20, 19, 12 et 9 % respectivement de l'utilisation du Se (Dhillon & Dhillon, 2003; Oldfield, 1990). Les Tableaux 1.1, 1.2 et 1.3 présentent les émissions naturelles ainsi que les apports anthropiques dans les cours d'eau et les sols.

Tableau 1.1. Émissions naturelles de Se dans l'environnement, repris de Dhillon & Dhillon (2003) et Nriagu (1989).

<b>Source</b>	<b>Intervalle</b> ( $\times 10^3 \cdot t \cdot an^{-1}$ )	<b>Médiane</b> ( $\times 10^3 \cdot t \cdot an^{-1}$ )
Particules de sol transportées par le vent	0,010 – 0,35	0,18
Embruns marins	0 – 1,0	0,55
Volcans	0,10 – 0,18	0,95
Feux de forêt	0 – 0,52	0,26
Rejets biogéniques :		
Particules continentales	0 – 0,25	0,12
Aérosols continentaux	0,15 – 5,0	2,6
Aérosols marins	0,40 – 90	4,7
<b>Total</b>	<b>0,66 – 18</b>	<b>9,3</b>

Tableau 1.2. Apports anthropiques de Se dans les eaux, repris de Dhillon & Dhillon (2003) et Nriagu & Pacyna (1988).

<b>Source</b>	<b>Intervalle</b> ( $\times 10^3 \cdot t \cdot an^{-1}$ )	<b>Médiane</b> ( $\times 10^3 \cdot t \cdot an^{-1}$ )
Eaux usées domestiques	0 – 7,5	3,8
Centrales thermiques	6,0 – 30	18
Extraction minière de métaux	0,25 – 1,0	0,62
Fusion et affinage de métaux	3,0 – 20	12
Processus de fabrication :		
Métaux	0 – 5,0	2,5
Produits chimiques	0,020 – 2,5	1,3
Pâtes et papiers	0,010 – 0,90	0,46
Produits pétroliers	0 – 0,090	0,045
Dépôts atmosphériques	0,54 – 1,1	0,82
Boues d'épuration	0,26 – 3,8	1,7
<b>Total</b>	<b>10 – 72</b>	<b>41</b>

Tableau 1.3. Apports anthropiques de Se dans les sols, repris de Dhillon & Dhillon (2003) et Nriagu & Pacyna (1988).

Source	Intervalle	Médiane
	( $\times 10^3 \cdot t \cdot an^{-1}$ )	( $\times 10^3 \cdot t \cdot an^{-1}$ )
Résidus agricoles et alimentaires	0,40 – 8,9	65
Résidus de bois	0 – 3,3	1,7
Déchets municipaux et boues d'épuration	0,050 – 4,1	2,1
Déchets solides de la fabrication de métaux	0 – 0,19	0,10
Cendres de charbon	4,1 – 60	32
Fertilisants	0,020 – 0,10	0,060
Tourbe (combustion et usages agricoles)	0 – 0,41	0,20
Gaspillage de produits commerciaux	0,10 – 0,20	0,15
Dépôts atmosphériques	1,3 – 2,6	2,0
Résidus miniers	0,28 – 0,41	0,35
Résidus de fonderies (scories)	0,10 – 0,20	0,15
Total	6,4 – 77	42

## 1.2.2 Phytoremédiation de sites contaminés

### 1.2.2.1 Sites contaminés et législation

Les effets délétères du Se ont longtemps été négligés au Canada, car ce n'est qu'en 2021 qu'il a officiellement été ajouté au répertoire des substances toxiques de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE) (Gouvernement du Canada, 2018, 2022). Cependant, bien que plusieurs mesures permettent de faciliter la prise de décision lors de rejets de substances toxiques dans l'environnement, le gouvernement fédéral ne possède pas de réglementation spécifique aux sols contaminés et à leur gestion (Gouvernement du Canada, 2023). Ces compétences relèvent du domaine provincial, ce qui implique que les réglementations et approches varient grandement d'une province à l'autre.

Au Québec, l'encadrement légal et réglementaire repose sur la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), qui, elle, s'applique à tous les sites contaminés provenant du domaine public provincial et municipal, mais également à l'ensemble des terrains issus du domaine foncier privé (Beaulieu, 2021). Au même titre que la LCPE, elle prévoit des procédures dans le cas de déversements, mais exige aussi des mesures préventives, telles que la caractérisation des sols lors de la cessation des activités ou du changement d'usage d'un site et, le cas échéant, sa réhabilitation (Beaulieu, 2021).

La LQE s'appuie sur des critères génériques qui sont définis à travers le *Guide d'intervention : Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés* du Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC) :

- Critère A : teneurs de fond naturelles des contaminants inorganiques et limites de détection (LOD) des contaminants organiques;
- Critère B : Concentrations maximales permises pour des sites d'usage résidentiel ou institutionnel (écoles, hôpitaux, etc.);
- Critère C : Concentrations maximales permises pour des sites d'usage récréatif (pistes cyclables, etc.), institutionnel (excepté ceux associés au critère B), commercial et industriel;
- Critère RESC : Concentrations maximales permises pour l'enfouissement (Beaulieu, 2021).

Les valeurs limites réglementaires du Se sont présentées au Tableau 1.4 ci-dessous.

Tableau 1.4. Valeurs limites réglementaires telles que définies par le MELCC (Beaulieu, 2021).

<b>Critère A</b> (mg Se · kg <sup>-1</sup> )	<b>Critère B</b> (mg Se · kg <sup>-1</sup> )	<b>Critère C</b> (mg Se · kg <sup>-1</sup> )	<b>Critère RESC</b> (mg Se · kg <sup>-1</sup> )
1	3	10	50

Pour le gouvernement et les propriétaires fonciers privés, la décontamination est un processus particulièrement onéreux qui peut même excéder la valeur du terrain, si bien qu'une majorité de sites sont abandonnés (Swickard, 2008). La phytoremédiation représente ainsi une alternative de choix, car elle permet de décontaminer un site à de faibles coûts et de réduire les passifs environnementaux (Guidi Nissim & Labrecque, 2021).

### 1.2.2.2 Phytoremédiation

La phytoremédiation est le procédé par lequel les plantes et les microorganismes de la rhizosphère dégradent, séquestrent, immobilisent ou volatilisent les contaminants présents dans l'environnement (Pilon-Smits, 2005). Bien que plus adaptée aux contaminants inorganiques, elle participe à la dégradation de certains contaminants organiques, tels que les solvants chlorés, les pesticides et les hydrocarbures (Pilon-Smits, 2005). Elle requiert aussi l'utilisation d'espèces accumulatrices et hyperaccumulatrices, ces dernières étant des plantes pouvant accumuler dans

leurs tissus aériens des éléments traces (ET) à des concentrations de 100 à 1 000 fois supérieures aux autres (McGrath et al., 2002).

En plus de restaurer des milieux dégradés de façon durable, la phytoremédiation participe à la séquestration du carbone (Guidi Nissim & Labrecque, 2021). Dans un contexte urbain, elle permet aussi de soutenir la biodiversité, de contribuer à la réduction des îlots de chaleur et de favoriser le bien-être collectif (Guidi Nissim & Labrecque, 2021). Les plantes recépées représentent également une ressource qui peut être mobilisée de multiples façons, notamment sous forme de biocarburants et de paillis, si bien que la phytoremédiation s'insère à travers l'économie circulaire et contribue à diminuer les coûts associés à l'entretien des sites (Jiang et al., 2015).

Cependant, plusieurs facteurs limitent l'efficacité de la phytoremédiation. D'abord, la décontamination des sols est un processus particulièrement lent et complexe, si bien que plusieurs dizaines d'années peuvent être nécessaires (Pilon-Smits, 2005). Il s'agit d'ailleurs du principal enjeu associé à son utilisation à large échelle, car la restauration de sites contaminés est surtout effectuée dans le contexte de transactions immobilières, ce qui requiert de courts délais. De plus, les contaminants doivent être présents dans la portion supérieure des sols afin d'être accessibles aux racines (Pilon-Smits, 2005). L'ensemble des propriétés édaphiques et des conditions climatiques doivent également être favorables à la croissance des plantes et, par le fait même, à l'absorption des contaminants (Pilon-Smits, 2005). La biodisponibilité est ainsi un facteur essentiel, car elle détermine si les contaminants peuvent être absorbés par les plantes (Pilon-Smits, 2005). Dans la mesure où la réglementation en place exige que la totalité des contaminants soient extraits des sols, la phytoremédiation peut par conséquent ne pas être adaptée (Pilon-Smits, 2005). Il est toutefois possible de jumeler la phytoremédiation à des méthodes conventionnelles de traitement, notamment à titre de finition (Pilon-Smits, 2005).

## **1.2.3 Plantes et sélénium**

### **1.2.3.1 Biodisponibilité du sélénium**

La biodisponibilité du Se dépend de plusieurs facteurs physico-chimiques (e.g. sorption, pH, potentiel rédox, matière organique (MO), présence de compétiteurs) et biologiques (e.g. activité microbienne) (Fordyce, 2013; V. K. Sharma et al., 2015; Yang et al., 2022). Les formes inorganiques les plus communes sont le Se élémentaire ( $\text{Se}^0 - \text{Se}(0)$ ), le séléniure ( $\text{Se}^{2-} - \text{Se}(\text{II})$ ), le sélénite ( $\text{SeO}_3^{2-} - \text{Se}(\text{IV})$ ) et le  $\text{SeO}_4^{2-}$  ( $\text{Se}(\text{VI})$ ) tandis que les formes organiques dominantes sont

les méthylséléniures, les méthylsélénoniums et les acides aminés séléniés, tels que les sélénométhionines (SeMet) et les sélénocystéines (SeCys) (V. K. Sharma et al., 2015; Yang et al., 2022). Le  $\text{SeO}_4^{2-}$  est le composé le plus biodisponible, suivi du Se organique, du  $\text{SeO}_3^{2-}$ , du  $\text{Se}^0$  et du  $\text{Se}^{2-}$  (Fordyce, 2013). Les principaux facteurs qui déterminent la spéciation du Se sont le pH et les conditions d'oxydoréduction (Figure 1.1) (Fordyce, 2013; Kabata-Pendias, 2011). Dans un milieu neutre à oxydé et alcalin, le  $\text{SeO}_4^{2-}$  est prédominant (Fordyce, 2013; Kabata-Pendias, 2011; Winkel et al., 2012). Il s'agit d'un composé soluble qui forme des complexes facilement réversibles avec les particules du sol (e.g. oxydes, hydroxydes, argiles, MO), ce qui lui confère une grande mobilité et biodisponibilité (Fordyce, 2013; Kabata-Pendias, 2011; Winkel et al., 2012). Dans un milieu neutre à réduit et acide, le  $\text{SeO}_3^{2-}$  est davantage présent (Fordyce, 2013; Kabata-Pendias, 2011). Il possède une plus grande affinité que le  $\text{SeO}_4^{2-}$  pour les particules du sol, si bien qu'il s'adsorbe fortement sur leurs surfaces et forme des complexes insolubles limitant ainsi sa biodisponibilité (Fordyce, 2013; Kabata-Pendias, 2011; Winkel et al., 2012). Des études ont d'ailleurs montré que le  $\text{SeO}_4^{2-}$  est 10 fois plus biodisponible que le  $\text{SeO}_3^{2-}$  (Fordyce, 2013). Le  $\text{Se}^0$  et le  $\text{Se}^{2-}$ , eux, sont retrouvés en conditions réductrices dans des milieux acides et riches en MO (Fordyce, 2013; Winkel et al., 2012). Ils sont surtout présents sous forme de solides insolubles, ce qui implique qu'ils sont très résistants aux mécanismes d'oxydation et peu, voire aucunement, biodisponibles (Fordyce, 2013; Winkel et al., 2012). Les processus d'oxydoréduction sont également liés à l'activité microbienne (Fordyce, 2013; Winkel et al., 2015). À titre d'exemple, certaines bactéries ont la capacité de transformer le  $\text{Se}^0$  en  $\text{SeO}_3^{2-}$  alors que d'autres, par la dégradation de la MO, contribuent à la création d'un milieu réducteur et acide (Fordyce, 2013; Winkel et al., 2015). Finalement, 50 % du Se contenu dans les sols seraient présents sous forme organique, mais peu de composés ont été identifiés à ce jour (Fordyce, 2013).

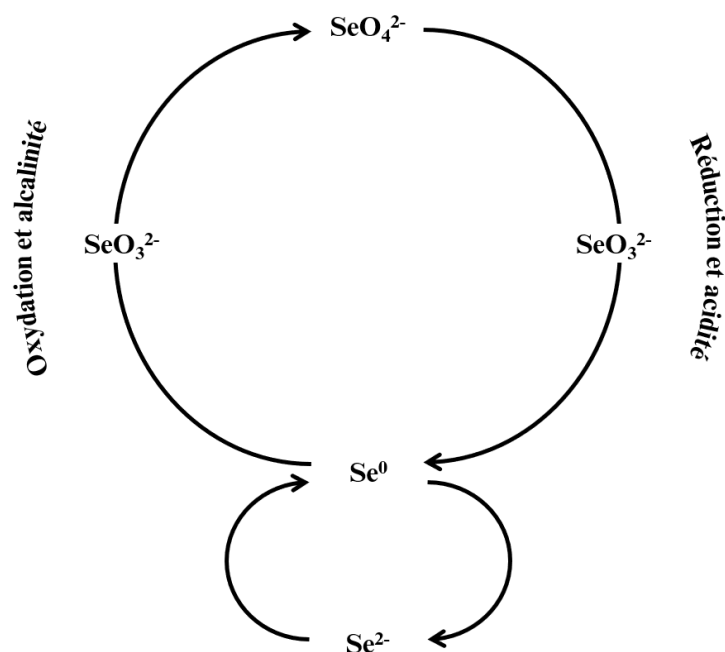


Figure 1.1. Spéciation du Se dans l'environnement, basée sur Dowdle et Oremland (1998).

### 1.2.3.2 Hyperaccumulation du sélénium

Les plantes ont recours à deux principales stratégies lorsqu'elles sont confrontées à de fortes concentrations d'ET dans les sols : l'évitement ou la tolérance (Milner et al., 2013). La stratégie d'évitement vise à limiter l'accumulation d'ET dans les organites sensibles des plantes (Milner et al., 2013). Pour cela, elles peuvent séquestrer les ET dans les vacuoles des cellules racinaires afin d'éviter toute translocation vers les parties supérieures (Audet & Charest, 2008; Milner et al., 2013; van der Ent et al., 2021). Elles peuvent également provoquer l'efflux des ET hors des racines et prévenir leur absorption en amont en sécrétant dans la rhizosphère des composés organiques chélateurs qui vont agir à titre de ligands et ainsi limiter leur biodisponibilité (Milner et al., 2013; van der Ent et al., 2021). Les plantes qui présentent une tolérance peuvent, au contraire, accumuler des concentrations importantes d'ET dans leurs tissus en les transportant vers les feuilles *via* le xylème puis en les séquestrant préférentiellement dans les vacuoles des cellules non photosynthétiques (Milner et al., 2013). Les espèces qui ont développé des mécanismes d'évitement sont qualifiées de non accumulatrices ou d'excluantes tandis que celles qui ont acquis une capacité à isoler les ET dans la biomasse aérienne sont des accumulatrices ou des hyperaccumulatrices (Ralston et al., 2008).

Pour le Se, le seuil d'hyperaccumulation a été, dans un premier temps, établi à  $1\,000\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  de masse sèche (MS), avec 41 espèces réparties dans sept familles dont plus de la moitié proviennent du genre *Astragalus* (Brown & Shrift, 1982; Reeves et al., 2018; van der Ent et al., 2021). Les espèces *Astragalus bisulcatus* et *Astragalus racemosus* peuvent d'ailleurs accumuler jusqu'à  $15\,000\text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ , ce qui équivaut à 1,5 % de leur MS totale (Knight & Beath, 1937; Sura-de Jong et al., 2015). Cependant, comme une majorité d'espèces ne peuvent accumuler du Se au-delà de  $1\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , il a depuis été proposé à travers la littérature d'abaisser le seuil à  $100\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (Reeves & Baker, 2000; van der Ent et al., 2013). Dans le cadre de cette étude, le seuil d'hyperaccumulation de  $100\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  a ainsi été privilégié.

### 1.2.3.3 Mécanismes d'absorption du sélénium

Les plantes peuvent tant absorber le  $\text{SeO}_4^{2-}$ , le  $\text{SeO}_3^{2-}$  que le Se organique, mais aucun transporteur spécifique au Se n'existe (Trippe & Pilon-Smits, 2021). L'absorption du  $\text{SeO}_4^{2-}$  est effectuée par les transporteurs de sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) alors que celle du  $\text{SeO}_3^{2-}$  est liée aux transporteurs de  $\text{PO}_4^{3-}$  et aux aquaporines (White, 2018). L'absorption du Se organique est peu documentée, mais serait réalisée par les transporteurs d'acides aminés qui partagent une affinité pour les cystéines (Cys) et les méthionines (Met) (White, 2018).

Lorsque le Se est absorbé, le  $\text{SeO}_3^{2-}$  tend à demeurer dans les racines tandis que le  $\text{SeO}_4^{2-}$  migre vers les tissus aériens *via* le xylème, où il est réduit en  $\text{Se}^{2-}$  puis synthétisés en SeCys (Trippe & Pilon-Smits, 2021). De par ces derniers, du  $\text{Se}^0$  et des SeMet sont ensuite produits (Trippe & Pilon-Smits, 2021). Toutefois, la production de SeCys interfère avec la synthèse des polypeptides pour lesquels des Cys et Met, toutes deux constituées de S, sont nécessaires (Trippe & Pilon-Smits, 2021). La toxicité du Se est donc en partie causée par la compétition entre le Se et le S pour les transporteurs de  $\text{SO}_4^{2-}$  et du manque subséquent de Cys et de Met (Trippe & Pilon-Smits, 2021). Les SeCys et SeMet peuvent également être transformés en méthyle-SeCys (M-SeCys) et méthyle-SeMet (M-SeMet), deux composés peu toxiques, puis être volatilisés sous formes de diséléniures de diméthyle (DMDS<sub>Se</sub>) et séléniures de diméthyle (DMSe), réduisant ainsi considérablement les concentrations en Se dans les plantes (Trippe & Pilon-Smits, 2021). La Figure 1.2 synthétise les principaux mécanismes d'absorption et de transformation du Se aux sein des plantes.

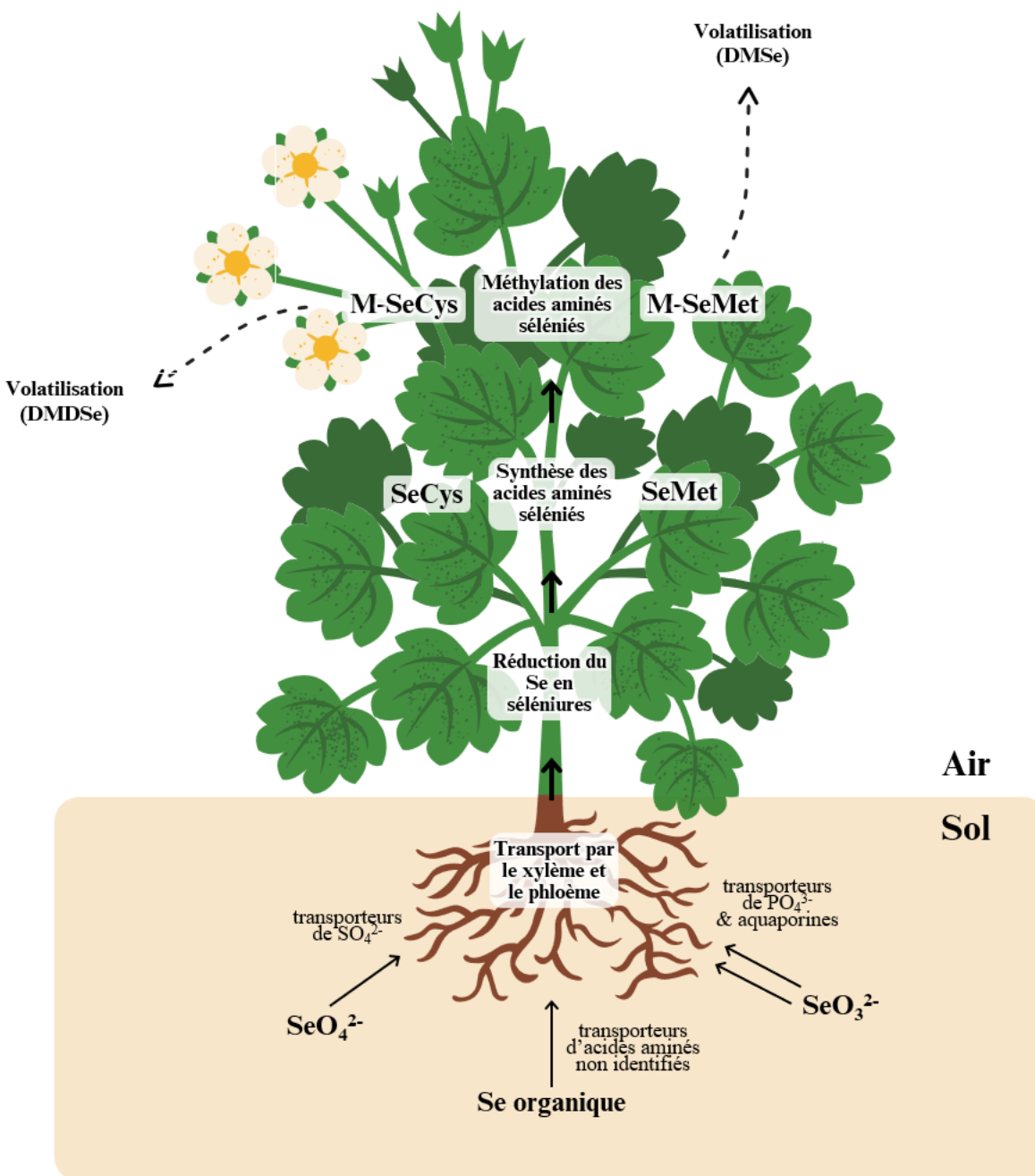


Figure 1.2. Principaux mécanismes d'absorption et de transformation du Se chez la plante, basé sur Winkel et al. (2015).

#### 1.2.3.4 Particularités physiologiques des hyperaccumulateurs de sélénium

Chez les hyperaccumulateurs, l'enzyme séléno-méthyltransférase, qui est responsable de l'incorporation d'un groupe méthylé aux acides aminés séléniés SeCys et SeMet, est davantage

active, si bien que de plus hauts taux de méthylation sont présents (van der Ent et al., 2021). La production élevée de M-SeCys et de M-SeMet confère ainsi aux plantes une plus grande tolérance et contribue à augmenter leur capacité accumulative, notamment en favorisant la volatilisation des DMSe et DMDS<sub>e</sub> (Trippe & Pilon-Smits, 2021; van der Ent et al., 2021). En présence de fortes concentrations de  $\text{SeO}_4^{2-}$ , les gènes associés au métabolisme du S sont également davantage exprimés, ce qui conduit à une plus grande production de transporteurs de  $\text{SO}_4^{2-}$  et réduit subséquemment la compétition entre ces deux ions (van der Ent et al., 2021). L'efficacité du transport du Se de la racine aux tissus aériens est aussi supérieure chez les espèces hyperaccumulatrices (van der Ent et al., 2021).

Dans le but de quantifier l'ensemble de ces mécanismes physiologiques, plusieurs paramètres ont été conçus. Le coefficient de discrimination (DC) permet d'évaluer l'absorption préférentielle entre le Se et le S en effectuant le ratio entre le Se:S contenu dans les plantes et le  $\text{SeO}_4^{2-}$ : $\text{SO}_4^{2-}$  total retrouvé dans les sols (van der Ent et al., 2021). Les facteurs de bioconcentration racinaire (BCFr) et aérien (BCFa), eux, mesurent le ratio entre le Se accumulé dans les tissus racinaires ou aériens et le Se total présent dans les sols tandis que le facteur de translocation (TF) évalue le ratio entre le Se accumulé dans les tissus aériens et celui dans les racines (van der Ent et al., 2021; Zacchini et al., 2009; Zayed et al., 1998). Chez les hyperaccumulateurs, ces paramètres sont généralement supérieurs à 1 et sont directement proportionnels à la capacité accumulative des espèces (van der Ent et al., 2021). L'indice de tolérance (TI) permet d'évaluer l'effet du Se sur la croissance des plantes en mesurant le ratio entre la biomasse produite par un plant en présence de Se et celle en l'absence de Se (Wilkins, 1978). Les espèces hyperaccumulatrices présentent un TI d'une valeur approximative de 1 et même inférieure à 1 si elles en sont favorisées. L'ensemble de ces paramètres sont détaillés à l'Annexe A. À noter qu'une combinaison de plusieurs critères (i.e. seuil d'hyperaccumulation, TF, TI, etc.) est nécessaire afin qu'une espèce soit qualifiée d'hyperaccumulatrice.

### **1.2.3.5 Effets du sélénium chez les plantes**

Bien que le Se ne soit pas essentiel aux végétaux, il apporte plusieurs bénéfices lorsqu'absorbé en concentrations appropriées. Il favorise la photosynthèse et participe à la protection du photosystème II, ce qui contribue au développement et à la croissance des plantes (Alves et al., 2020; Feng et al., 2015; C. Jiang et al., 2017). Le Se agit comme antagoniste avec plusieurs ET, tels que l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le Cu, le Hg, le Pb et le zinc (Zn), notamment en les

stabilisant dans la rhizosphère et limitant leur translocation vers les tissus aériens (Yang et al., 2022). Il présente également un effet synergique avec de nombreux nutriments (e.g. potassium (K)), microéléments (e.g. le calcium (Ca), le fer (Fe) et le magnésium (Mg)) et oligoéléments (e.g. bore (B), le Cu, le manganèse (Mn), le molybdène (Mo) et le Zn), mais peut exacerber certains ET comme le cobalt (Co) (Yang et al., 2022). L'accumulation de Se protège également les plantes des herbivores alors que d'autres ont co-évolué avec des hyperaccumulateurs (Freeman et al., 2007, 2009, 2012; Hanson et al., 2003; Quinn et al., 2008, 2010).

Cependant, lorsque les concentrations accumulées sont supérieures au seuil de tolérance de l'espèce, plusieurs effets délétères sont provoqués, tels qu'une diminution de la photosynthèse, une hausse du stress oxydatif par l'accumulation d'espèces réactives d'oxygène (ERO) et une perturbation des mécanismes reproducteurs de la plante (Mroczek-Zdyrska & Wójcik, 2012; Wang et al., 2022).

### 1.3 Objectifs et hypothèses de recherche

La présente étude a pour principal objectif d'évaluer le potentiel d'hyperaccumulation du Se chez le saule. Plus spécifiquement, elle vise à identifier les patrons de distribution du Se dans les tissus racinaires et aériens de *Salix miyabeana* 'SX67' (saule du Japon) et à déterminer sa tolérance vis-à-vis du Se tant dans un milieu contrôlé que sur le terrain. L'expérimentation en serre, qui implique également les espèces *Brassica juncea* (moutarde brune) et *Astragalus canadensis* (astragale du Canada), a pour but de mieux cerner les différents mécanismes d'absorption du Se alors que celle menée *in situ* vise à estimer la capacité phytoremédiatrice de *S. miyabeana* 'SX67' sur un sol contaminé en Se.

Les hypothèses sont les suivantes :

1. Les trois espèces accumuleront des concentrations supérieures à  $100 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  dans leurs tissus aériens. Cependant, *B. juncea* étant une accumulatrice connue présentera une accumulation et une tolérance supérieures à *A. canadensis* et à *S. miyabeana* 'SX67'. La réduction du seuil d'hyperaccumulation de  $1\ 000$  à  $100 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  permettra potentiellement à *B. juncea* d'être considérée comme une hyperaccumulatrice alors qu'il est impossible d'émettre à ce stade-ci de telles hypothèses pour *A. canadensis* et *S. miyabeana* 'SX67' en raison du nombre limité d'études.

2. *S. miyabeana* 'SX67', de par sa production élevée de biomasse, permettra une plus grande extraction de Se des sols que *B. juncea* et *A. canadensis*.

## CHAPITRE 2 MÉTHODOLOGIE

### 2.1 Site d'étude

Le banc d'essai de phytoremédiation de RDP-PAT (45°38'11.41'' N, 73°30'22.68'' O) (Figure 2.1) est situé dans l'est de l'île de Montréal, dans le secteur industriel de la Pointe-de-l'Île (SIPI) qui concentre sur une zone de seulement 30 km<sup>2</sup> des dizaines d'industries pétrolières (e.g., Suncor, Shell, Enbridge, Norcan et Vopak), métallurgiques (e.g., Glencore) et chimiques (e.g., Indorama Ventures Company Ltd, Parachem et Selenis Canada) (AIEM, 2023; Ville de Montréal, 2019). Les friches industrielles occupent près de 15 % du territoire et plus de la moitié d'entre elles sont contaminées (Ville de Montréal, 2019). C'est d'ailleurs sur l'un de ces terrains que le banc d'essai a été implanté en 2017. Pendant plusieurs années, en plus des rejets illégaux, le site a servi de dépôt à neiges usées, si bien que des sels de déglçage, des graviers, des débris et des particules métalliques s'y sont accumulés avec le temps (MELCCFP, 2023; P. Benoist, communication personnelle, 2022). Une raffinerie située à proximité serait également la principale raison pour laquelle du Cu et du Se sont retrouvés en fortes concentrations dans les sols alors que les réservoirs et canalisations qui bordent le site expliqueraient en partie la présence de résidus pétroliers et de Pb sur le site.

Des excavations préliminaires réalisées par le Groupe ABS sur différentes sections du site d'étude ont révélé un horizon de surface constitué de remblai, dont l'épaisseur varie de 0,90 à 1,4 m. Celui-ci présente une texture limoneuse et contient de nombreux débris, tels que des briques rouges, des blocs de béton, du métal, des tubes en acier, du verre, du bois, du plastique, du caoutchouc et des enrobés bitumineux. Sous la couche remblayée se trouvent les horizons organiques et minéraux ainsi que la roche-mère, qui, elle, est atteinte à une profondeur variant de 1,9 à 2,4 m. Les excavations du Groupe ABS ainsi que les carottages réalisés ultérieurement par l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV) ont montré une contamination importante de l'horizon de surface tant en contaminants organiques qu'inorganiques. Plusieurs sections du site présentent une contamination en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) > B et, dans de rares cas, > C ainsi qu'en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> > A et parfois > B. Pour les ET, la contamination est beaucoup plus hétérogène, passant de > A, > B, > C et même à > RESC. De façon plus précise, des traces d'Ag, d'As, de chrome (Cr), de Cu, de Mo, de Ni, de Pb, de Se, d'étain (Sn) et de Zn ont été retrouvées sur le site, mais le Cu, le Pb et le Se demeurent les contaminants les plus problématiques.

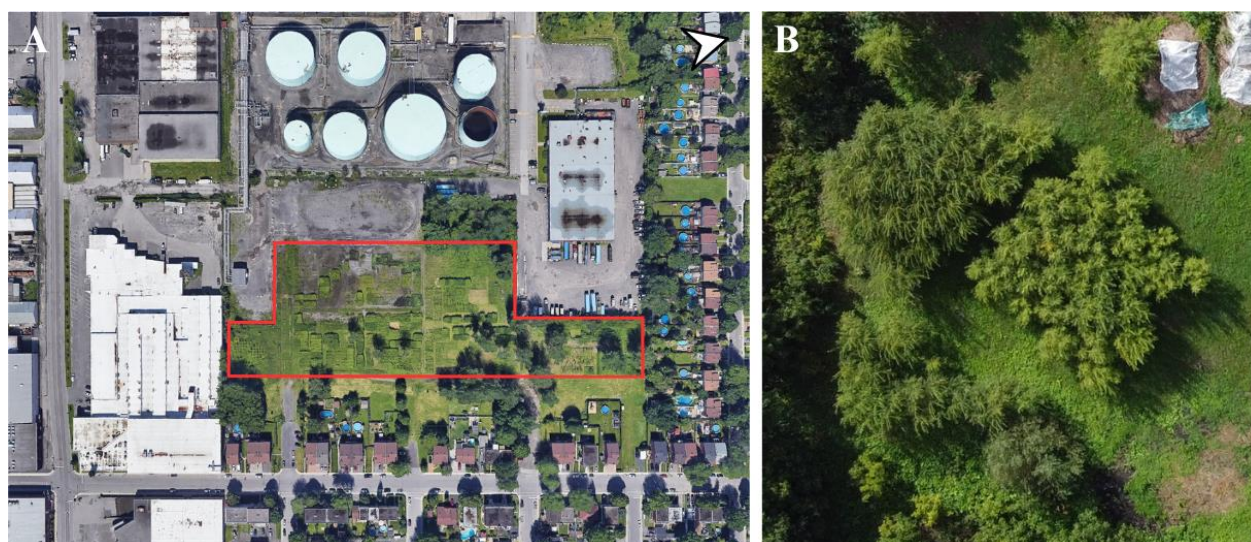


Figure 2.1. Vue aérienne du banc d’essai de phytoremédiation de RDP-PAT (A) avec, à la limite sud, la parcelle expérimentale dédiée à la présente étude (B) (Google Earth Pro, 2019).

## 2.2 Volet en milieu contrôlé

### 2.2.1 Dispositif expérimental

Afin d’évaluer le potentiel d’hyperaccumulation de Se chez le saule dans un milieu contrôlé, une expérimentation en serre a été conduite sur une période de 16 semaines de juin à septembre 2022 au Jardin botanique de Montréal (45°33’43.27’’ N, 73°34’18.02’’ O). Dans le cadre de cette étude, les espèces *B. juncea*, *A. canadensis* et *S. miyabeana* ‘SX67’ ont été comparées dans différentes conditions de contamination, soit à 0, 10 et 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> (Figure 2.2).

*B. juncea* est une accumulatrice de Se qui a largement été étudiée dans différents contextes (e.g. agriculture, biofortification, phytoremédiation) au contraire d’*A. canadensis*, une espèce indigène du Canada pouvant croître sur des sols sélénifères pour laquelle peu d’études sont disponibles. *S. miyabeana* ‘SX67’, pour sa part, est une variété de saule couramment employée en phytoremédiation au Canada. Il s’agit également de l’une des espèces retrouvées sur le banc d’essai pour lesquelles des résultats préliminaires avaient été obtenus. Le Se a été ajouté sous forme de sélénate de sodium (Na<sub>2</sub>SeO<sub>4</sub>) et les concentrations ont été sélectionnées en fonction des critères génériques de classification des sols contaminés du Québec, où 10 mg Se · kg<sup>-1</sup> correspond au critère C et 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> à la limite permise pour l’enfouissement (Beaulieu, 2021). De cette façon, cela permet d’évaluer l’efficacité potentielle du saule sur un terrain de classe C ou supérieure

pour lequel il serait nécessaire de décontaminer au préalable les sols avant toute nouvelle utilisation du site. L'expérimentation a également été conçue avec un système de deux pots par plants afin de reproduire les deux horizons de surface – H1 (0 à 0,30 m) et H2 (0,30 à 0,60 m) – retrouvés sur le banc d'essai de RDP-PAT. En plus de procurer un milieu de croissance similaire à celui *in situ*, cette approche permet également d'offrir un plus grand espace aux racines et, subséquemment, de limiter le stress inhérent aux essais en pots. Pour chacun des traitements, cinq répliques ont été effectués, si bien que l'expérience est constituée de 15 plants de chaque espèce, pour un total de 45 plants (3 traitements  $\times$  3 espèces  $\times$  5 blocs). À noter que l'ensemble des espèces n'ont pas été évaluées simultanément : *S. miyabeana* 'SX67' a été conservé durant l'entièreté de l'expérimentation alors que *B. juncea* a été récoltée à la septième semaine avant d'être remplacée par *A. canadensis* la semaine suivante. La Figure 2.3 présente le dispositif expérimental, où le positionnement des pots a été randomisé.

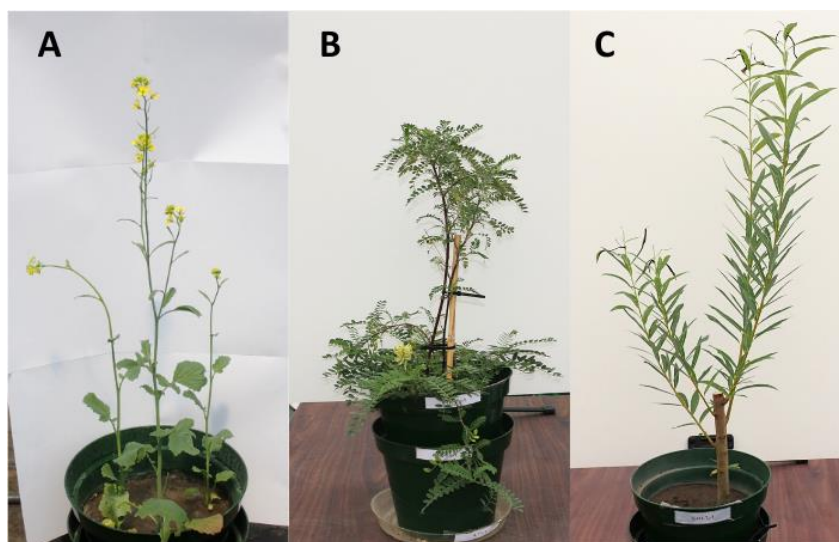


Figure 2.2. Plants matures de *B. juncea* (A), d'*A. canadensis* (B) et de *S. miyabeana* 'SX67' (C).

Bloc 1	50	0	10
	10	50	0
Bloc 2	0	10	50
	50	0	10
Bloc 3	10	0	50
	0	50	10
Bloc 4	50	10	0
	10	0	50
Bloc 5	0	10	50
	50	10	0

<i>S. miyabeana</i> 'SX67'
<i>B. juncea</i> / <i>A. canadensis</i>

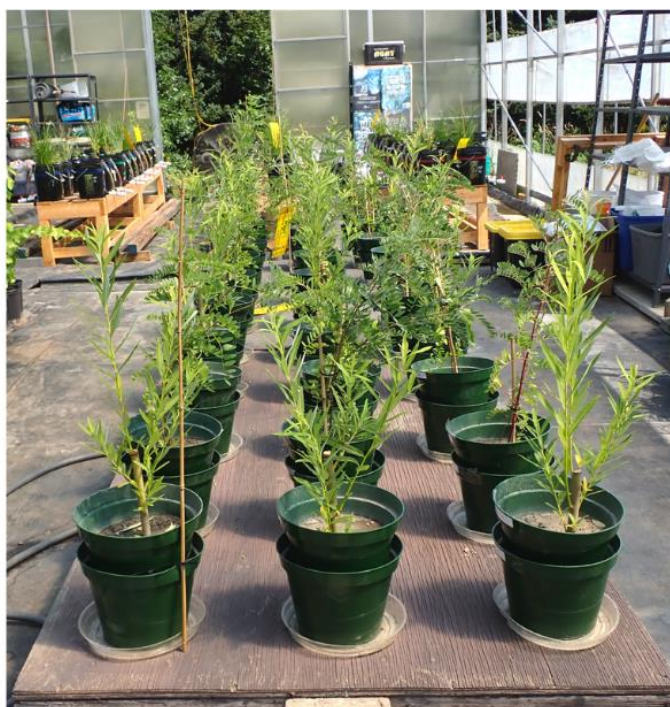


Figure 2.3. Disposition des plants de *B. juncea*, *A. canadensis* et *S. miyabeana* 'SX67' en fonction du traitement (0, 10 et 50 mg Se · kg<sup>-1</sup>).

## 2.2.2 Mise en place du dispositif expérimental

Pour mettre en place le dispositif expérimental, les horizons H1 et H2 ont d'abord été excavés dans une zone peu contaminée du banc d'essai. Ils ont ensuite été séchés à l'air libre sur une bâche dans la serre expérimentale pendant 10 jours avant d'être homogénéisés et tamisés à < 6 mm afin de retirer les particules les plus grossières. Les sols ont par la suite été divisés en fonction des trois traitements et les différentes solutions de Na<sub>2</sub>SeO<sub>4</sub> ont été ajoutées. Pour faciliter l'incorporation du Se, un volume supplémentaire d'eau distillée a été ajouté afin d'atteindre 120 % de la capacité de rétention d'eau des sols. Ces derniers ont ensuite été soumis à un processus de vieillissement de 28 jours, durant lesquels ils ont été 1) régulièrement mélangés pour garantir une répartition uniforme du Se et 2) maintenus à 90 % de leur capacité de rétention en eau la deuxième semaine et à 60 % la troisième semaine. Par mesure de constance, le même protocole a également été appliqué aux traitements témoins. Une fois la période de stabilisation terminée, 4 kg de sols ont été transférés dans chacun des pots puis humidifiés. Deux boutures de *S. miyabeana* 'SX67', d'une longueur approximative de 25 cm, ainsi que plusieurs semences de *B. juncea* ont par la suite été plantées, mais seules une bouture et trois pousses ont été conservées à partir de la quatrième

semaine. *A. canadensis* a pour sa part été intégré à l'expérimentation avec des plants en floraison et planté dans les sols utilisés par *B. juncea*.

### 2.2.3 Conditions d'exploitation

La température et l'humidité ont été surveillées en continu tout au long des 16 semaines de l'expérimentation à l'aide d'un capteur (SensorPush) placé sur une surface peu conductrice et à l'ombre dans la serre. Bien que les températures aient été minimisées, d'une part, grâce aux panneaux latéraux rétractables de la serre et, d'autre part, par un ventilateur permettant d'extraire l'air chaud, elles ont fréquemment dépassé les 40,0 °C, avec un maximum de 51,0 °C atteint au début du mois d'août (Figure 2.4). L'humidité relative a également varié de façon importante, oscillant entre 22,8 % et 93,7 % (Figure 2.5). Ainsi, dans le but de garantir des conditions optimales de croissance pour les plantes, un arrosage manuel et quotidien a été réalisé tout en évitant le lessivage des sols et un amendement fertilisant (20:20:20 Miracle-Gro) a été appliqué à la huitième et onzième semaine de l'expérimentation.

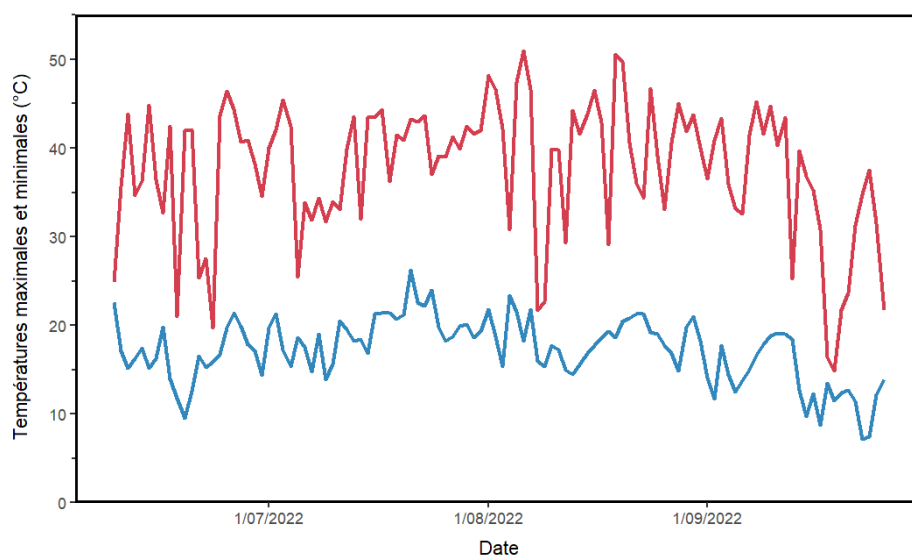


Figure 2.4. Températures maximales et minimales journalières enregistrées dans la serre lors des 16 semaines de l'expérimentation.

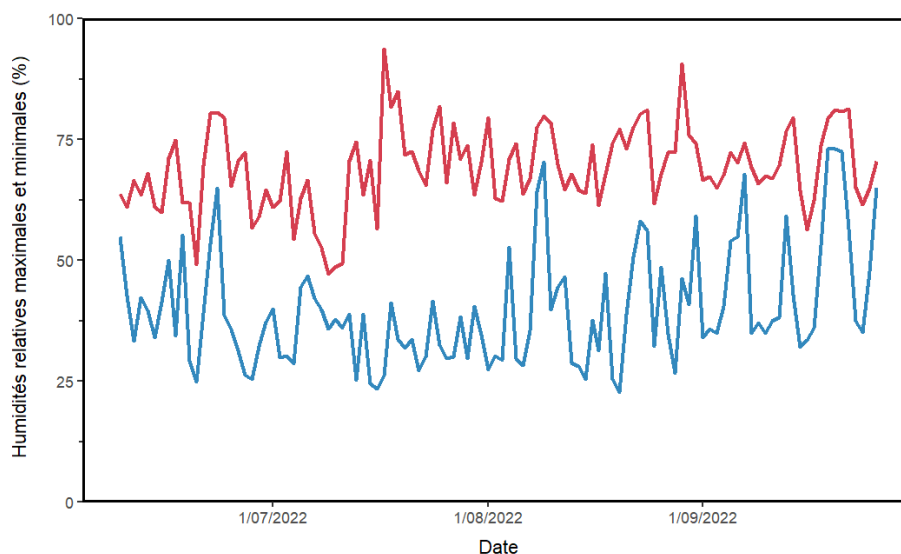


Figure 2.5. Humidités relatives maximales et minimales journalières enregistrées dans la serre lors des 16 semaines de l'expérimentation.

## 2.2.4 Suivi végétal

Dans le but d'évaluer l'évolution morphologique des plants, les trois plus longues tiges de chaque individu ont été mesurées de façon hebdomadaire. Des photographies ont aussi été prises régulièrement, y compris une série détaillée de tous les plants chaque semaine afin de suivre leur développement et l'apparition de toxicité, de carences ou de parasites. Un suivi physiologique a également été réalisé à l'aide du LI-COR 600, notamment pour mesurer la conductance stomatique ( $\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ) et l'activité photosynthétique ( $\Phi\text{PSII}$ ) des feuilles.

## 2.2.5 Échantillonnage des plantes et des sols

Les plants de *B. juncea* ont été échantillonnés à la septième semaine de l'expérimentation lorsque les individus du traitement de  $0 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  ont réalisé leur cycle de croissance. *A. canadensis* et *S. miyabeana* 'SX67' ont pour leur part été récoltés à la fin de l'essai, après 8 semaines et 16 semaines de croissance respectivement. Chaque espèce a été séparée en fonction de ses tissus (i.e. racines, tiges et feuilles), à l'exception des plants du traitement de  $50 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  de *B. juncea* qui ont été conservés en intégralité en raison de leur biomasse insuffisante. Les sols pré et post-dopage ainsi que ceux contenus dans l'ensemble des pots ont également été échantillonnés lors de la récolte de chaque espèce.

## 2.3 Volet *in situ*

### 2.3.1 Dispositif expérimental

Au printemps 2017, 75 macroboutures de *S. miyabeana* ‘SX67’ d’une longueur de 2,0 m et d’un diamètre de 3,0 à 4,0 cm ont été plantées à une profondeur variant de 0,60 à 1,0 m à la limite sud du banc d’essai (45°38’07.72’’ N, 73°30’24.38’’ O). Elles ont été placées à 1,0 m les unes des autres (densité de 10 000 plants · ha<sup>-1</sup>) afin de favoriser leur croissance et de permettre la circulation à l’entour (Figure 2.1).

### 2.3.2 Conditions environnementales

Les températures moyennes enregistrées à l’été et à l’hiver sont de 19 et -6,9 °C respectivement alors que les précipitations totales sont de 990 mm annuellement en moyenne (MELCCFP, 2023b). À noter qu’aucun système d’irrigation complémentaire n’a été utilisé sur la parcelle.

### 2.3.3 Échantillonnages des plantes et des sols

À l’automne 2022, trois branches de 52 plants ont été échantillonnées de façon aléatoire et trois saules ont entièrement été recépés, notamment dans le but d’évaluer leur biomasse. Ces derniers ont d’abord été pesés sur le terrain afin d’obtenir leur masse humide puis le protocole de séchage décrit ci-dessous a été appliqué pour déterminer leur biomasse sèche. Concernant les sols, 54 échantillons ont été prélevés à l’aide de tarières manuelles et mécaniques à l’été 2022 à des profondeurs de 0 à 0,30 m (H1) et de 0,30 à 0,60 m (H2), pour un total de 108 échantillons. Il convient de noter qu’un premier recépage a été effectué sur 15 plants en octobre 2019 suivi d’un second en 2020 sur 10 de ces mêmes plants et que les sols situés à proximité ont été échantillonnés annuellement afin de tester l’effet du recépage sur la croissance et l’accumulation des ET. L’ensemble des données antérieures ont ainsi également été considérées.

## 2.4 Analyses physico-chimiques

### 2.4.1 Préparation des plantes et des sols

Afin de préparer les plantes aux diverses analyses, l’ensemble des tissus végétaux échantillonnés ont été séchés au four à 65 °C pour une durée de 96 heures. Ils ont ensuite été pesés puis broyés avant d’être entreposés dans des sacs en plastique jusqu’à leur utilisation ultérieure. En parallèle,

les sols échantillonnés ont été séchés à température ambiante pour une durée de 10 jours, broyés au mortier puis tamisés à 2,0 mm avant d'être également entreposés dans des sacs en plastique. Dans le cadre de cette étude, seul le tiers des échantillons récoltés *in situ* et les blocs 1, 3 et 5 du volet expérimental ont été analysés.

### 2.4.2 Contenu élémentaire total

Dans le but d'évaluer les concentrations en ET contenues dans les plantes et les sols, le protocole issu de Wilson et al. (2005) a été suivi. D'abord, 200 mg par échantillon ont été pesés dans des tubes de verre auxquels 2,0 ml d'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) 70 % ont été ajoutés. Ces derniers ont ensuite été placés 12 heures sous une hotte aspirante avant d'être digérés à 120 °C pendant cinq heures dans un digesteur Kjeldahl. Une fois la digestion terminée, le contenu des tubes a été transvidé dans de nouveaux tubes de 50 ml puis de l'eau miliQ a été ajoutée afin de diluer les échantillons à 45 ml. Ils ont ensuite été centrifugés à 7 000  $\text{tr} \cdot \text{min}^{-1}$  pendant 10 minutes avant d'être filtrés à travers une membrane en nylon de 0,45  $\mu\text{m}$  et transférés dans des tubes de 15 ml. Les échantillons ont été envoyés à l'externe afin d'être analysés par spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (ICP-OES) par le *Natural Resources Analytical Laboratory* (NRAL) de l'Université d'Alberta. Pour chaque digestion, des témoins internes ainsi que des blancs ont été réalisés afin de s'assurer de la qualité des analyses et un total de 11 ET (Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, phosphore (P), S, Se et Zn) ont été quantifiés dans le cadre de cette étude.

### 2.4.3 Contenu élémentaire phytodisponible

Afin d'évaluer les concentrations en ET phytodisponibles dans les sols, les protocoles établis par Soltanpour (1991) et Peng et al. (2020) ont été utilisés. Ainsi, 2,0 g par échantillon ont été pesés puis transférés dans des tubes de 50 ml dans lesquels 30 ml d'une solution d'AB-DTPA, composée de bicarbonate d'ammonium ( $\text{AB} - \text{NH}_4\text{HCO}_3$ ) et d'acide diéthylènetriamine pentaacétique ( $\text{DTPA} - \text{C}_{14}\text{H}_{23}\text{N}_3\text{O}_{10}$ ), ont été ajoutés. Cette solution, dont le pH a été ajusté à 7,6, a préalablement été préparée en diluant 2,95 g de DTPA (0,005 M) dans 1 200 ml d'eau miliQ auxquels 118,58 g d'AB (1 M) ont été ajoutés une fois le DTPA complètement solubilisé. Le volume de la solution d'extraction a ensuite été complété jusqu'à 1 500 ml avec de l'eau miliQ. Les tubes ont été placés dans un agitateur afin d'être mélangés pendant une heure à l'aide d'un rotateur puis ont été centrifugés à 4 000  $\text{tr} \cdot \text{min}^{-1}$  pendant 15 minutes. Les échantillons ont finalement été filtrés à 0,45  $\mu\text{m}$  avant d'être transférés dans des tubes de 15 ml. Le NRAL de

l'Université d'Alberta a procédé aux analyses de 11 ET (Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Se et Zn) par ICP-OES. Des contrôles internes et des blancs ont également été réalisés dans le but de valider la qualité des analyses.

#### **2.4.4 pH**

D'abord, 8,0 g de sols ont été pesés dans des tubes de 50 ml puis 20 ml d'eau miliQ ont été ajoutés afin de conserver un ratio de 1:2,5. Les échantillons ont ensuite été placés à l'agitateur rotatoire pendant une heure avant d'être analysés avec une sonde à pH.

### **2.5 Analyses statistiques**

En raison de l'approche par blocs utilisée dans le cadre du volet expérimental, l'ensemble des échantillons de plantes et de sols analysés ont nécessité l'utilisation de modèles mixtes linéaires (LMER). Les mesures impliquant une prise continue de données, telles que les propriétés morphologiques et physiologiques des plantes ou encore les échantillons amassés *in situ*, ont également été analysées par LMER. Il s'agit d'un modèle statistique permettant de prendre en compte la répétition d'un même échantillon, que ce soit dans l'espace ou le temps, lors de la comparaison de différents groupements au sein d'un ensemble de données (traitements, espèces, années, etc.). À noter que les échantillons dont les concentrations en ET n'ont pas été détectées se sont vus attribuer une valeur de 50 % de la LOD.

## CHAPITRE 3 RÉSULTATS

### 3.1 Volet en milieu contrôlé

#### 3.1.1 Caractéristiques initiales des sols

Les sols utilisés dans le cadre de l'expérimentation en serre possèdent des pH significativement différents, avec un pH moyen de 7,81 pour les H1 et de 7,90 pour les H2 ( $p = 0,027$ ). Ils présentent également des concentrations totales moyennes de  $10 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1} \pm 10 \%$  et de  $50 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1} \pm 9 \%$ , indiquant ainsi que les concentrations recherchées par le dopage ont été atteintes (Tableau 3.1). Les concentrations phytodisponibles moyennes sont naturellement inférieures, avec 80 % du Se accessible pour les plantes, ce qui démontre l'efficacité du protocole de vieillissement. Par ailleurs, le pH des sols n'a pas été impacté par le dopage ( $p = 0,815$ ). Le Tableau 3.2 montre les concentrations totales moyennes en Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S et Zn retrouvées dans les deux horizons de sol. Pour une majorité des ET, les concentrations sont nettement plus faibles dans les H2. L'ensemble des données utilisées sont fournies à l'Annexe B.

Tableau 3.1. Concentrations totales et phytodisponibles moyennes ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se dans les sols en fonction des traitements et des horizons suite au dopage.

Traitement ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Se total ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )		Se phytodisponible ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	
	H1	H2	H1	H2
0	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
10	11,0	9,24	8,28	7,25
50	45,5	47,4	37,6	38,0

Tableau 3.2. Concentrations totales moyennes ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S et Zn dans les sols en fonction des horizons.

ET	Concentrations totales ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	
	H1	H2
Ca	60 700	59 200
Cu	83,6	19,6
Fe	19 800	10 700
K	3 180	1 710
Mg	7 840	5 730
Mn	334	190
Na	322	156
P	759	668
S	633	671
Zn	108	40,3

### 3.1.2 Phytoextraction du sélénium et développement des plantes

Les concentrations en Se retrouvées dans les différents tissus de *B. juncea*, d'*A. canadensis* et de *S. miyabeana* 'SX67' sont présentées aux Figure 3.1 et Figure 3.2, où seuls les blocs 1, 3 et 5 ont été analysés. Chez *B. juncea*, un maximum de  $117 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  (moyenne de  $105 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) a été accumulé dans la biomasse aérienne pour seulement  $10 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  dans les sols, ce qui dépasse le seuil d'hyperaccumulation établi à  $100 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Les individus du traitement de  $50 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  ont pour leur part accumulé du Se à des concentrations significativement supérieures, soit jusqu'à  $514 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  (moyenne de  $465 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) dans l'ensemble de leurs tissus. Les concentrations analysées dans les plants du traitement de  $50 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  d'*A. canadensis* ont atteint un maximum de  $155 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  (moyenne de  $145 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) dans la biomasse aérienne et de  $211 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  (moyenne de  $198 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) dans les feuilles. Chez *S. miyabeana* 'SX67', les individus du traitement de  $50 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  ont accumulé jusqu'à  $143 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  (moyenne de  $136 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) dans les tissus aériens et  $238 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  (moyenne de  $230 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) dans les feuilles. Pour chacun des organes végétaux, l'accumulation en Se varie significativement en fonction des espèces ( $p < 0,001$ ), des traitements ( $p < 0,001$ ) et de l'interaction entre les espèces et les traitements ( $p < 0,001$ ). Il convient également de noter qu'*A. canadensis* et *S. miyabeana* 'SX67' présentent des profils d'accumulation similaire en comparaison à *B. juncea*. L'Annexe C présente les données utilisées.

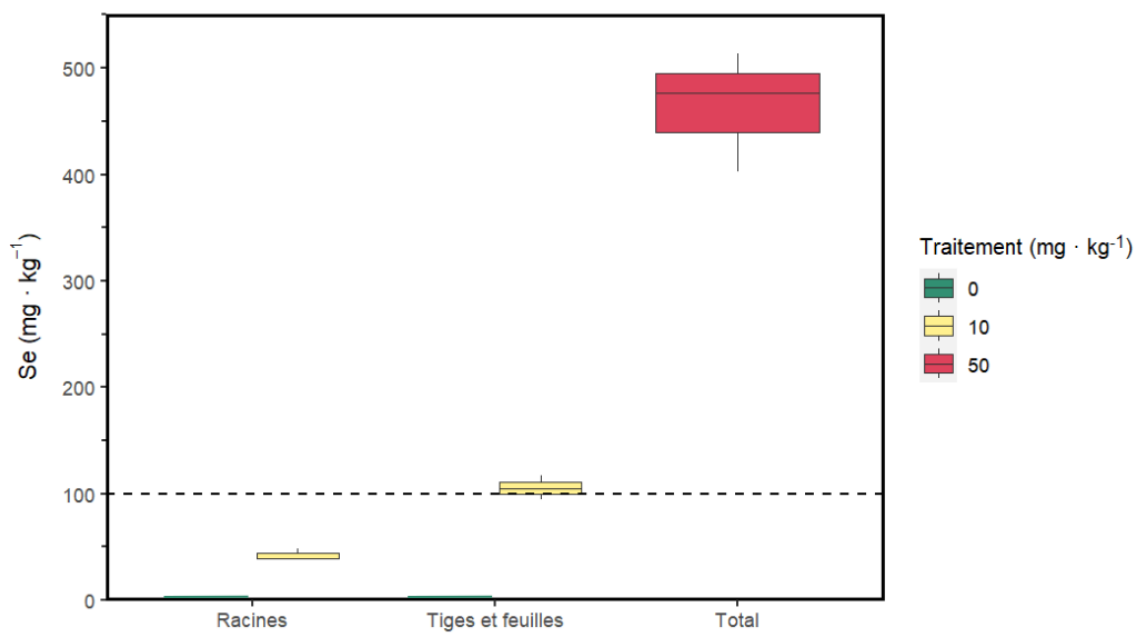


Figure 3.1. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se dans les racines, tissus aériens et tissus totaux de *B. juncea* en fonction des traitements, avec un seuil d'hyperaccumulation à  $100 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Les points de données sont des moyennes de  $n = 3$ .

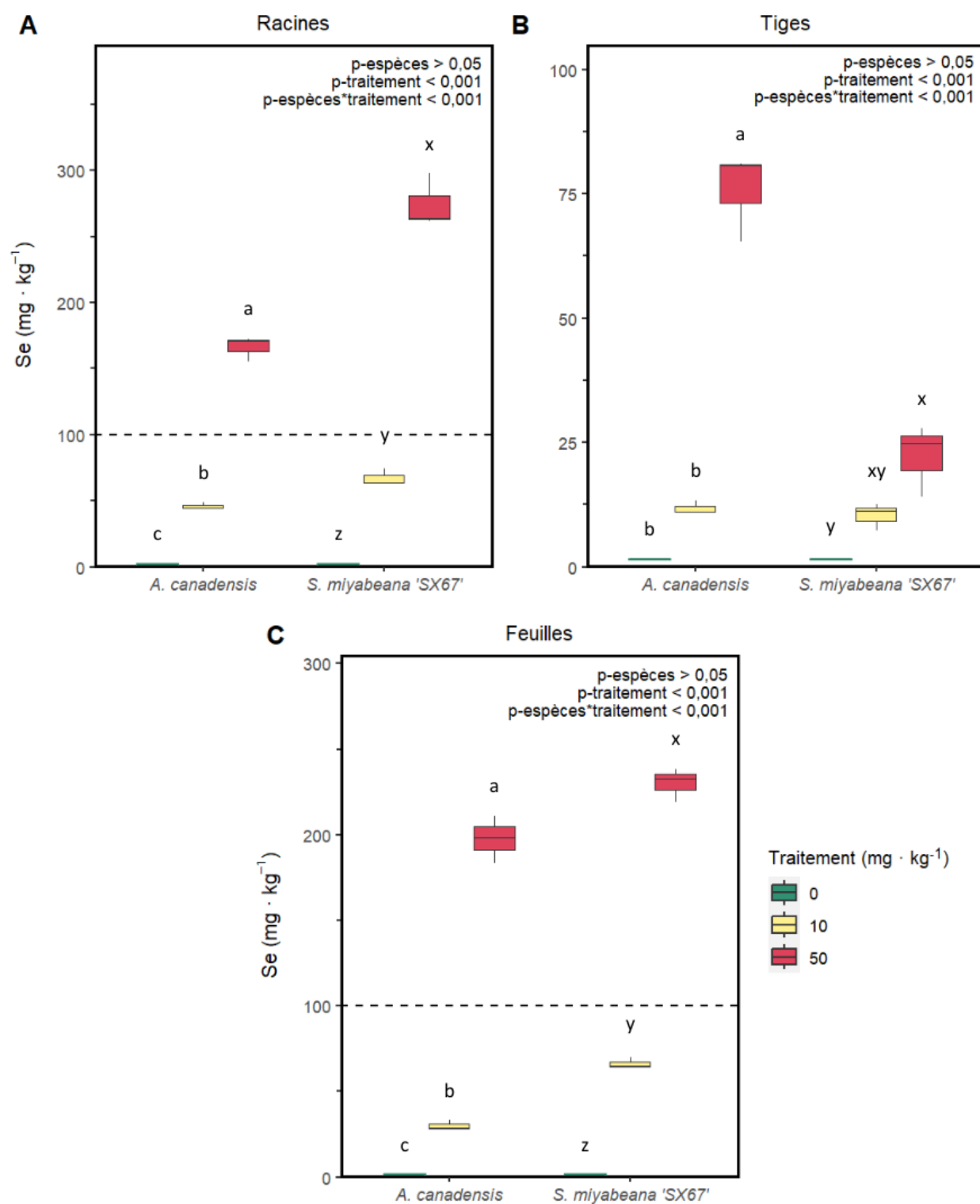


Figure 3.2. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se dans les racines (A), tiges (B) et feuilles (C) d'*A. canadensis* et de *S. miyabeana* 'SX67' en fonction des traitements, avec un seuil d'hyperaccumulation à  $100 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Une lettre différente indique une différence significative entre les traitements d'une même espèce selon un risque d'erreur de 5 %.

Les facteurs de bioconcentration et de translocation du Se pour chaque espèce sont présentés au Tableau 3.3. *S. miyabeana* 'SX67' possède les BCFr les plus élevés, suivi d'*A. canadensis* et de *B. juncea*. Pour les BCFa, la tendance est inversée, avec *B. juncea* qui présente la plus grande capacité à concentrer le Se contenu dans le sol à ses tissus aériens, suivi de *S. miyabeana* 'SX67' puis d'*A. canadensis*. Les BCFa et TF de *B. juncea* sont également plus élevés que ceux de *S. miyabeana* 'SX67' et d'*A. canadensis* qui présentent d'ailleurs des patrons contraires. Chez *S. miyabeana* 'SX67', les BCFa et TF diminuent à mesure que les concentrations en Se augmentent alors qu'ils sont directement corrélés pour *A. canadensis*. Leurs TF sont en deçà de 1, ce qui est, par le fait même, inférieur au TF de *B. juncea*.

Tableau 3.3. Facteurs de bioconcentration\* et de translocation en fonction des espèces et des traitements.

Espèce	Traitement (mg Se · kg <sup>-1</sup> )	BCFr	BCFa	TF
<i>B. juncea</i>	10	4,21	10,4	2,48
	50	-	-	-
<i>A. canadensis</i>	10	5,06	2,45	0,482
	50	3,60	3,15	0,874
<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	6,66	4,06	0,611
	50	5,92	2,94	0,498

\* La moyenne des concentrations retrouvées dans les sols en H1 et en H2 a été utilisée.

Les biomasses des différents tissus de *B. juncea*, d'*A. canadensis* et de *S. miyabeana* 'SX67' sont présentées aux Figure 3.3 et Figure 3.4, où l'ensemble des blocs ont ici été utilisés. Chez *B. juncea*, la présence de Se dans les sols a significativement limité la croissance des plants des traitements de 10 et de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup>, réduisant ainsi leur productivité totale moyenne à 0,518 g pour les sols dopés à 10 mg Se · kg<sup>-1</sup> et à 0,0327 g pour les sols de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> en comparaison aux 1,47 g obtenus pour les plants témoins. La Figure 3.5 permet d'observer l'état de plantules auquel les individus du traitement de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> sont demeurés après sept semaines de croissance. Pour *A. canadensis*, la production totale de biomasse n'a pas été impactée par la présence de Se dans les sols, avec des biomasses moyennes de 37,9 g, de 38,9 g et de 35,4 g pour les traitements de 0, de 10 et de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup>. Les photographies de la Figure 3.6 permettent de constater que les plants présentent un développement comparable à la fin de l'expérimentation, quel que soit le traitement. Chez *S. miyabeana* 'SX67', les fortes concentrations en Se ont réduit de façon significative la production de biomasse des plants du traitement de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup>, limitant leur biomasse totale

à 43,9 g contrairement aux 64,1 g et 64,3 g obtenus pour les traitements de 0 et de 10 mg Se · kg<sup>-1</sup> (Figure 3.7). La Figure 3.8 présente la longueur moyenne des tiges de *S. miyabeana* 'SX67' tout au long de l'expérimentation et permet de constater que les plants des trois traitements ont d'abord eu une croissance sensiblement similaire avant qu'elle ne soit impactée par les concentrations en Se. Les données utilisées sont fournies à l'Annexe D.

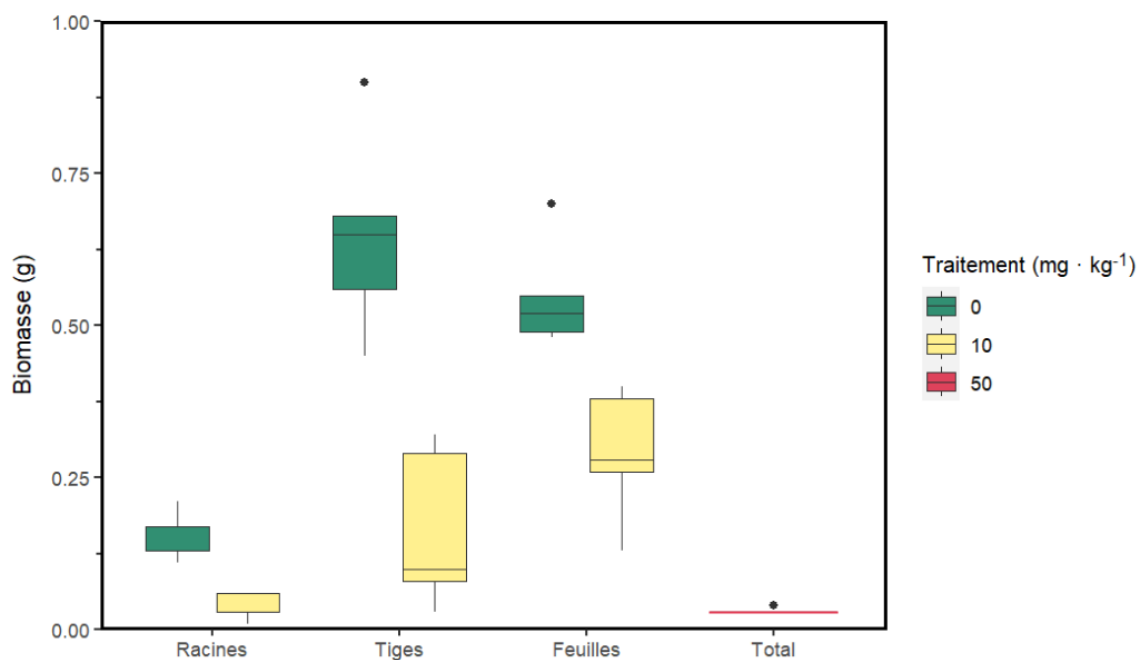


Figure 3.3. Biomasse (g) des racines, tiges, feuilles et tissus totaux de *B. juncea* en fonction des traitements. Les points de données sont des moyennes de n = 3.

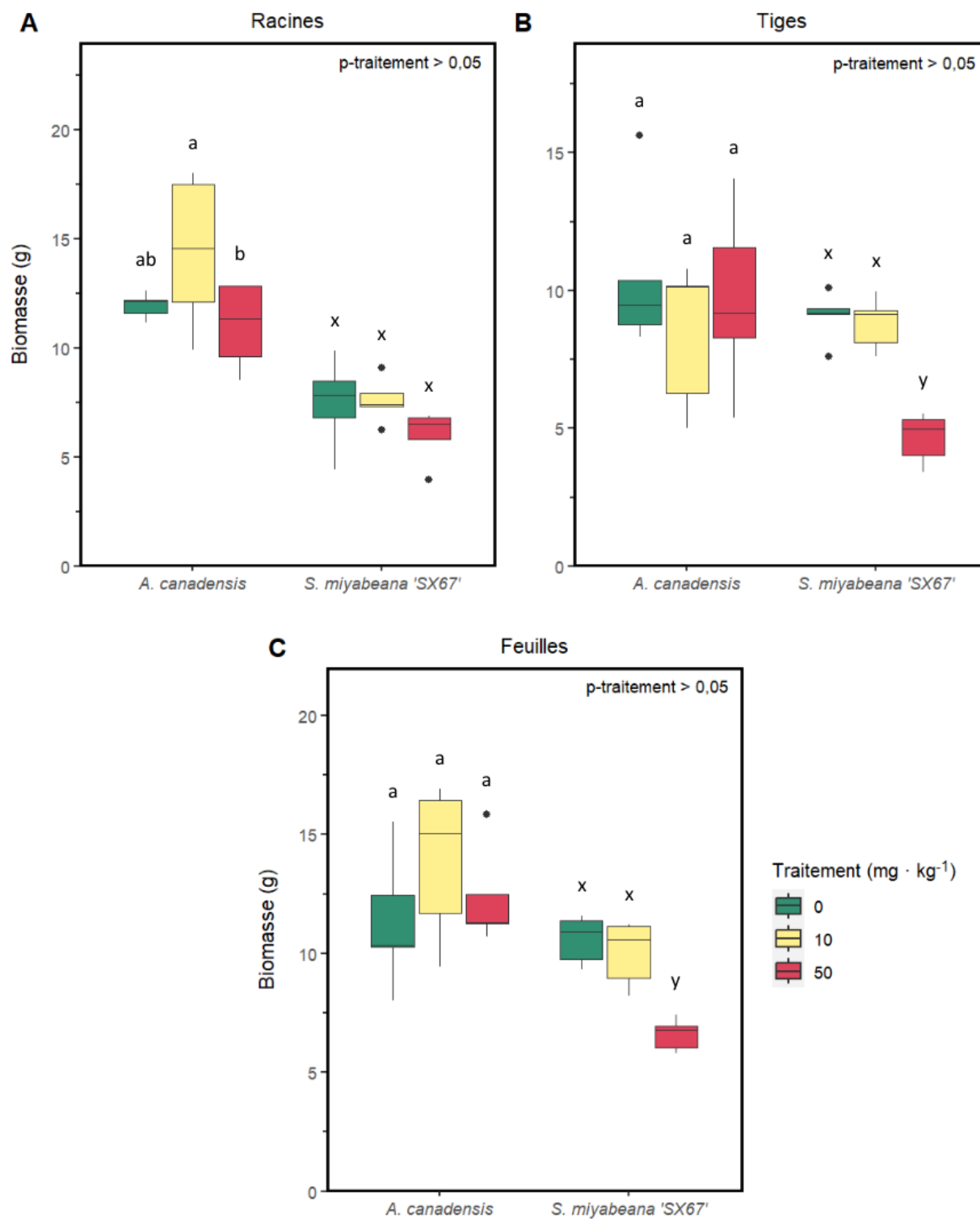


Figure 3.4. Biomasse (g) des racines (A), tiges (B) et feuilles (C) d'*A. canadensis* et de *S. miyabeana* 'SX67' en fonction des traitements. Une lettre différente indique une différence significative entre les traitements d'une même espèce selon un risque d'erreur de 5 %.

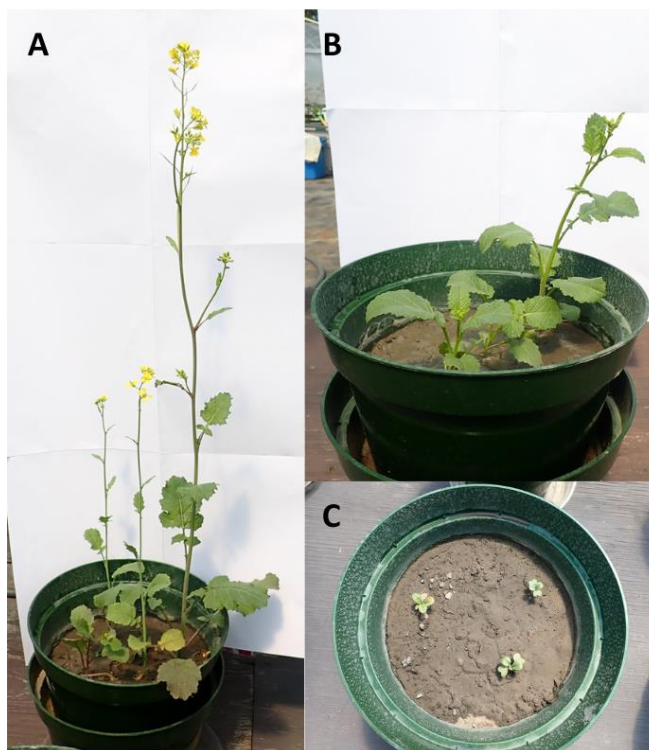


Figure 3.5. *B. juncea* à 0 mg Se · kg<sup>-1</sup> (A), 10 mg Se · kg<sup>-1</sup> (B) et 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> (C) après 7 semaines de croissance.



Figure 3.6. *A. canadensis* à 0 mg Se · kg<sup>-1</sup> (A), 10 mg Se · kg<sup>-1</sup> (B) et 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> (C) après 8 semaines de croissance.

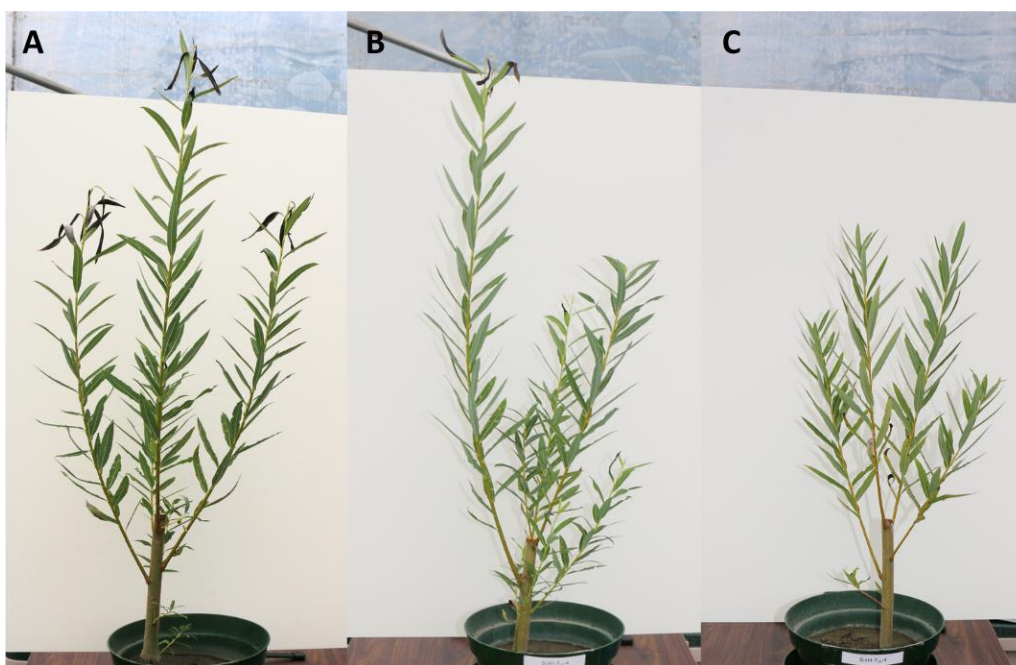


Figure 3.7. *S. miyabeana* 'SX67' à 0 mg Se · kg<sup>-1</sup> (A), 10 mg Se · kg<sup>-1</sup> (B) et 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> (C) après 16 semaines de croissance.

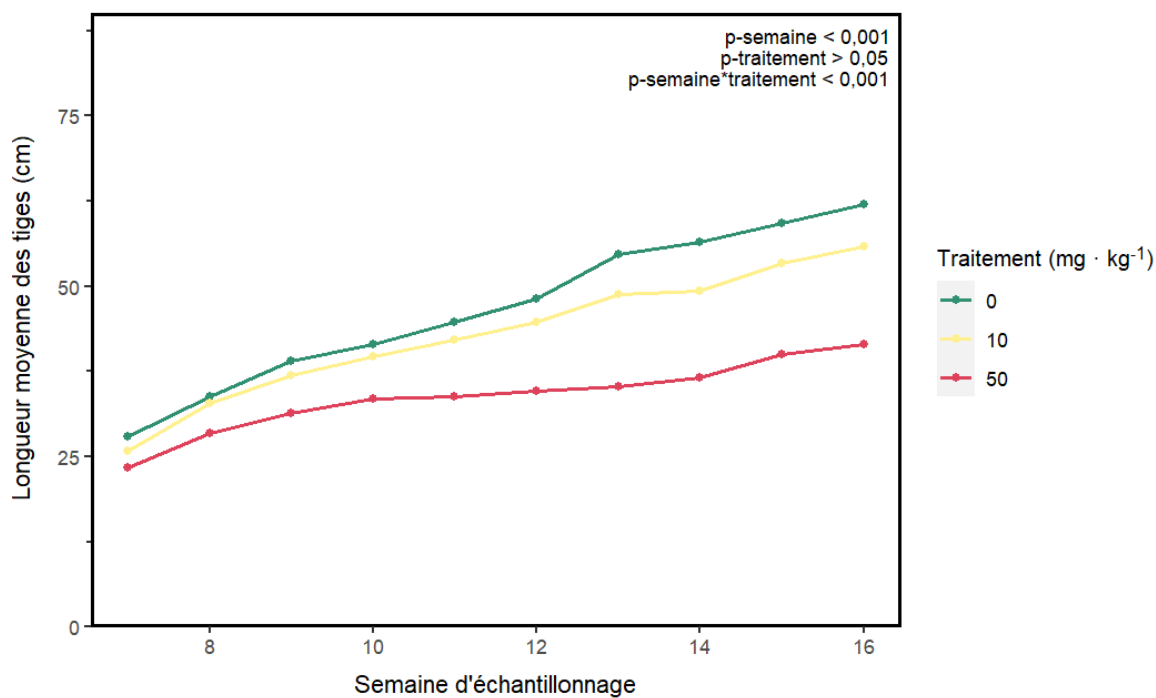


Figure 3.8. Longueur moyenne des tiges (cm) de *S. miyabeana* 'SX67' en fonction des traitements et des semaines d'échantillonnage. Les points de données sont des moyennes de n = 15.

Les TI au Se de chacune des espèces sont présentés au Tableau 3.4. Les individus du traitement de 10 mg Se · kg<sup>-1</sup> d'*A. canadensis* et de *S. miyabeana* 'SX67' possèdent des TI d'une valeur approximative de 1 tandis que ceux du traitement de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> sont de 0,934 et de 0,685, indiquant que leur biomasse moyenne est 6,60 % et 31,5 % inférieure à celle des plants témoins. En revanche, pour *B. juncea*, les TI sont nettement plus faibles, avec 0,352 et 0,0218 pour les traitements de 10 et de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup>.

Tableau 3.4. Indices de tolérance en fonction des espèces et des traitements.

Espèce	Traitement (mg Se · kg <sup>-1</sup> )	TI
<i>B. juncea</i>	10	0,352
	50	0,0218
<i>A. canadensis</i>	10	1,03
	50	0,934
<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	1,00
	50	0,685

### 3.1.3 Effets physiologiques du sélénium

En raison de la faible production de biomasse de *B. juncea* du traitement de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> et, plus particulièrement, de la superficie limitée de ses feuilles, le suivi physiologique n'a pu être effectué sur celui-ci. Ainsi, seuls *A. canadensis* et *S. miyabeana* 'SX67' ont ici été considérés. La Figure 3.9 présente les variations de la conductance stomatique (mol · m<sup>-2</sup> · s<sup>-1</sup>) ainsi que de l'efficacité photosynthétique (ΦPSII) selon les semaines et les traitements. Bien que plusieurs facteurs, tels que la température, l'humidité ou encore l'ensoleillement, puissent influencer ces paramètres, certains patrons sont présents. Chez *A. canadensis*, des différences significatives sont surtout observées dans le temps ( $p < 0,001$ ) alors que, chez *S. miyabeana* 'SX67', elles sont plutôt associées aux traitements ( $p < 0,001$ ). L'interaction entre les semaines et les traitements est également significative, ce qui suggère que les traitements répondent différemment dans le temps. À titre d'exemple, aux semaines 14 à 16, la conductance stomatique de *S. miyabeana* 'SX67' semble augmenter pour le traitement de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> alors qu'elle semble diminuer pour les traitements de 0 et 10 mg Se · kg<sup>-1</sup>. L'ensemble des données utilisées sont présentées à l'Annexe E.

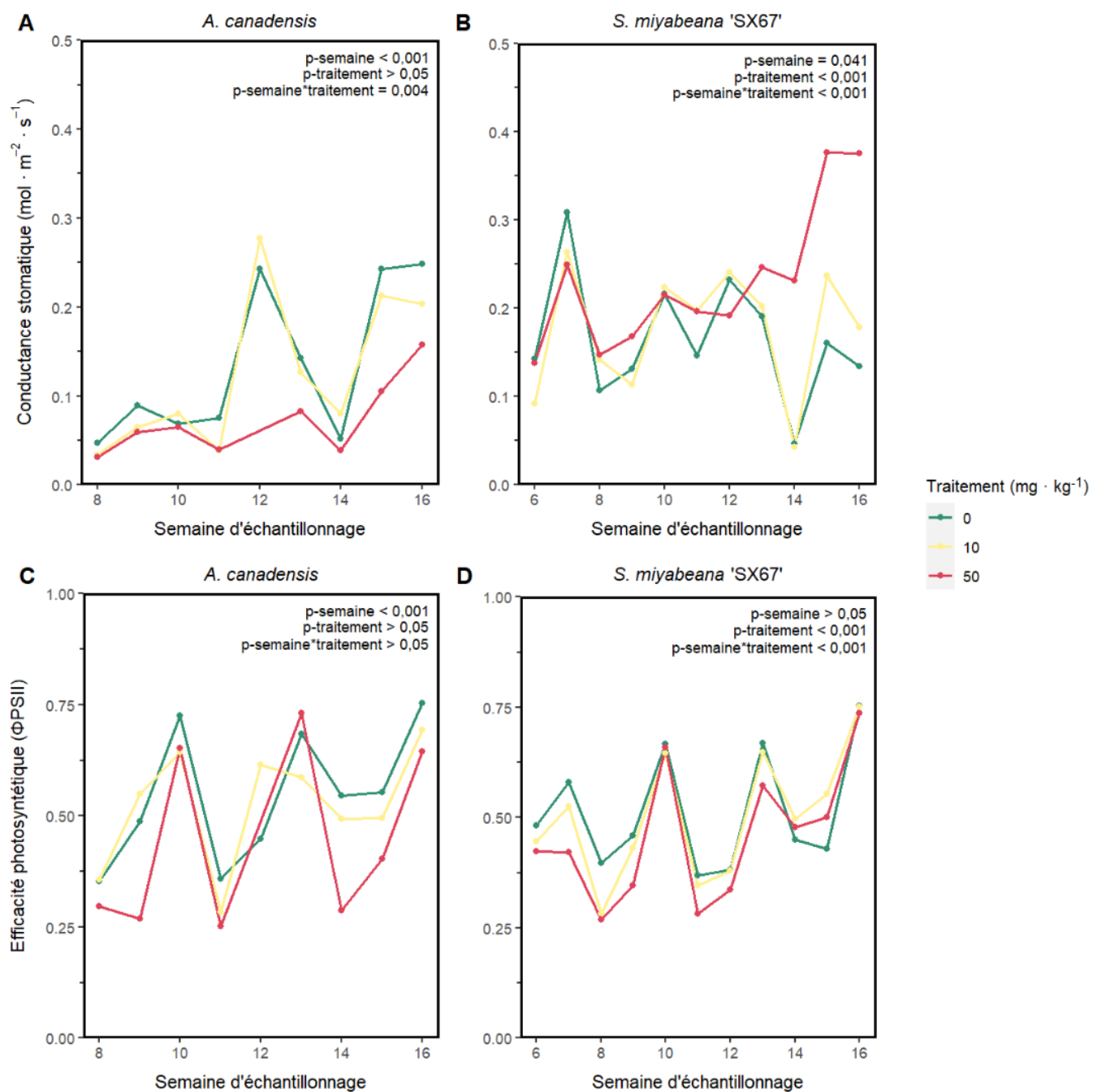


Figure 3.9. Variations de la conductance stomatique (mol · m<sup>-2</sup> · s<sup>-1</sup>) et de l'efficacité photosynthétique (ΦPSII) chez *A. canadensis* (A et C) et *S. miyabeana* 'SX67' (B et D) en fonction des semaines d'échantillonnage et des traitements. Les points de données sont des moyennes de n = 15.

### 3.1.4 Interactions entre le sélénium, le phosphore et le soufre

La Figure 3.10 présente les concentrations mesurées en P et en S dans les feuilles d'*A. canadensis* et de *S. miyabeana* 'SX67'. Chez les deux espèces, les concentrations accumulées en P sont inférieures à celles en S. Toute accumulation de Se semble également limiter l'absorption de P, car les concentrations diminuent à mesure que celles en Se augmentent. Les traitements de 0, 10 et 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> sont d'ailleurs significativement différents entre eux ( $p < 0,001$ ). La présence de Se n'a toutefois pas impacté l'accumulation en S pour *A. canadensis*, car les concentrations mesurées sont directement proportionnelles à celles des traitements. Chez *S. miyabeana* 'SX67', le patron est quelque peu plus complexe, avec une plus grande accumulation de S dans les traitements de 10 mg Se · kg<sup>-1</sup>. Dans les deux cas, les concentrations en S varient significativement en fonction des traitements ( $p < 0,001$ ). Les deux espèces diffèrent aussi entre elles de façon significative, tant pour le P que pour le S ( $p < 0,001$ ). L'Annexe F regroupe l'ensemble des données recueillies.

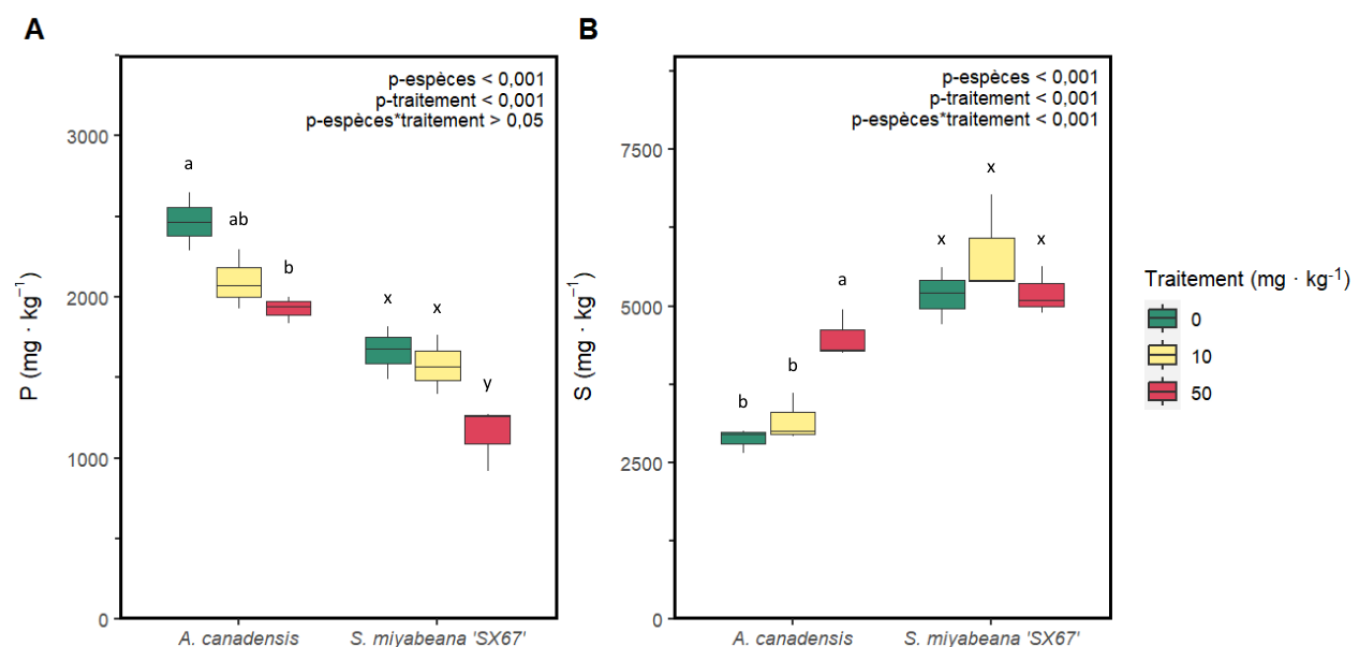


Figure 3.10. Concentrations (mg · kg<sup>-1</sup>) en P (A) et en S (B) dans les feuilles d'*A. canadensis* et de *S. miyabeana* 'SX67' en fonction des traitements. Une lettre différente indique une différence significative entre les traitements et espèces selon un risque d'erreur de 5 %.

### 3.1.5 Chaleur, parasites et autres

Dès les premières semaines de l'expérimentation, des nécroses potentiellement provoquées par le cèphe du saule sont apparues sur certaines feuilles des individus des traitements de 0 et de 10 mg Se · kg<sup>-1</sup> de *S. miyabeana* 'SX67'. Des chenilles de la piéride du chou ont également colonisé *B. juncea*, causant ainsi une perte de biomasse. Le cas échéant, les individus présents sur les plants ont été retirés manuellement. *S. miyabeana* 'SX67' a, pour sa part, été infesté par des pucerons ailés, si bien que l'ensemble des plants ont été traités à l'aide du savon Safer's. D'autres insectes, tels que les cicadelles et les altises, ont aussi été identifiés à plusieurs reprises, mais dans une moindre mesure. *A. canadensis* a été affecté par la présence de champignons, ce qui a entraîné le jaunissement et la chute de ses folioles. Les individus du traitement de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> de *B. juncea* ont vu leurs feuilles rougir puis se nécroser alors que, pour l'ensemble des traitements de *S. miyabeana* 'SX67', les feuilles ont été atteintes de chloroses, de taches nécrotiques et de déformations. Un certain rougissement est également apparu sur plusieurs tiges de *S. miyabeana* 'SX67'. L'absence d'analyses foliaires ne permet cependant pas d'identifier les causes de ces pathologies, mais des exemples des anomalies reportées sont présentés à l'Annexe G.

### 3.1.6 Caractéristiques finales des sols

Le Tableau 3.5 présente les concentrations totales moyennes en Se mesurées dans les sols lors de l'échantillonnage des plantes à la fin de l'expérimentation. Pour les sols des traitements de 10 mg Se · kg<sup>-1</sup>, *B. juncea* et *A. canadensis* possèdent des concentrations plus élevées en H1 qu'en H2 alors qu'elles sont légèrement inférieures en H1 pour *S. miyabeana* 'SX67'. En revanche, pour les traitements de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup>, les concentrations en Se sont toutes supérieures en H2. Les concentrations finales des traitements de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> de *B. juncea* et d'*A. canadensis* sont d'ailleurs plus élevées de 2,47 % et de 5,35 % respectivement par rapport à celles initiales. Pour ce qui est des concentrations phytodisponibles finales, le Tableau 3.6 permet de constater que 17 % du Se directement disponible a été retiré des sols, et ce, tant pour le traitement de 10 mg Se · kg<sup>-1</sup> que celui de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup>. Finalement, les pH des sols sont respectivement de 7,82, 7,71 et 7,77 en H1 et de 7,87, 7,78 et 7,76 en H2 pour *B. juncea*, *A. canadensis* et *S. miyabeana* 'SX67'. L'ensemble des données utilisées sont présentées à l'Annexe H.

Tableau 3.5. Concentrations totales moyennes ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se dans les sols à la fin de l'expérimentation en fonction des traitements et des espèces.

Traitement ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Se total ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )					
	<i>B. juncea</i>		<i>A. canadensis</i>		<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	
	H1	H2	H1	H2	H1	H2
0	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
10	9,60	8,55	9,26	8,73	8,52	8,58
50	44,0	48,6	35,3	51,2	37,7	46,2

Tableau 3.6. Concentrations phytodisponibles moyennes ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se dans les sols à la fin de l'expérimentation en fonction des traitements et des espèces.

Traitement ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Se phytodisponible ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )					
	<i>B. juncea</i>		<i>A. canadensis</i>		<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	
	H1	H2	H1	H2	H1	H2
0	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
10	-	-	6,07	6,83	6,00	6,65
50	-	-	29,5	33,9	30,8	30,1

### 3.1.7 Bilan massique du sélénium

Le mouvement du Se à travers le continuum sol-plante a été évalué à l'aide de bilans massiques (Tableau 3.7). Pour l'ensemble des espèces, les bilans ne sont pas à l'équilibre, avec des pertes de Se variant de 5,20 à 13,9 % qui sont plus élevées pour *S. miyabeana* 'SX67', suivi de *B. juncea* et d'*A. canadensis*. Toutefois, les traitements de 50  $\text{mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  de *B. juncea* et de 10  $\text{mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  d'*A. canadensis* montrent une perte de 0,239 % et un gain de 0,839 % respectivement, ce qui suppose que la totalité du Se est approximativement demeurée dans le système sol-plante. L'Annexe I présente les équations utilisées afin de réaliser le bilan massique.

Tableau 3.7. Bilan massique du Se à travers le continuum sol-plante pour *B. juncea*, *A. canadensis* et *S. miyabeana* 'SX67' des traitements de 10 et 50 mg Se · kg<sup>-1</sup>.

Traitement (mg · kg <sup>-1</sup> )	<i>B. juncea</i>		<i>A. canadensis</i>		<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	
	10	50	10	50	10	50
Se initial (mg)	81,0	371	68,0	347	81,0	371
Se final (mg)	72,6	370	67,5	324	68,4	336
Se accumulé (mg)	0,0495	0,0152	1,16	4,92	1,29	3,14
Bilan (%)	-10,3	-0,239	+0,839	-5,20	-13,9	-8,76

## 3.2 Volet *in situ*

### 3.2.1 Caractéristiques des sols

Sur le site d'étude, les sols ont été divisés en deux groupes distincts selon leur profondeur d'échantillonnage, soit les H1 et les H2. Les pH moyens de chacun de ces horizons sont similaires, avec 7,74 pour les H1 et 7,76 pour les H2 ( $p = 0,88$ ). Tel que le montre le Tableau 3.8, les concentrations totales moyennes mesurées en 2022 dans les deux horizons de sol en Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Se et Zn ne présentent aucune tendance particulière avec certains ET supérieurs en H1 et d'autres en H2. Les concentrations en Se sont, pour leur part, de 3,14 mg Se · kg<sup>-1</sup> en H1 et de 2,97 mg Se · kg<sup>-1</sup> en H2. L'analyse de quelques échantillons de sols a également montré que les concentrations phytodisponibles en Se sont toutes inférieures à la LOD (3,38 mg Se · kg<sup>-1</sup>). Lorsque comparées aux années antérieures, les concentrations totales moyennes en Se varient considérablement sans qu'une tendance ne soit apparente : les concentrations sont plus élevées en H2 qu'en H1 pour 2019, 2020 et 2021 et l'année 2022 présente les plus faibles concentrations en Se (Tableau 3.9). Les concentrations maximales analysées pour l'ensemble des années sont de 49,4 mg Se · kg<sup>-1</sup> en H1 alors qu'elles sont de 55,1 mg Se · kg<sup>-1</sup> en H2. Des sols échantillonnés entre 0,60 et 0,90 m de profondeur en 2021 ont toutefois révélé des concentrations moyennes de 131 mg Se · kg<sup>-1</sup>, avec un maximum de 254 mg Se · kg<sup>-1</sup>. L'ensemble des données utilisées sont fournies à l'Annexe J.

Tableau 3.8. Concentrations totales moyennes ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Se dans les sols en fonction des horizons pour l'année 2022.

ET	Concentrations totales ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	
	H1	H2
Ca	47 400	42 100
Cu	84,9	82,1
Fe	28 900	32 400
K	5 010	5 280
Mg	10 400	11 100
Mn	492	569
Na	314	420
P	802	764
S	705	611
Se	3,14	2,97
Zn	133	155

Tableau 3.9. Concentrations totales moyennes ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se dans les sols en fonction des horizons et années\*.

Année	Se total ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	
	H1	H2
2018	11,9	-
2019	20,4	21,2
2020	5,28	20,3
2021	10,5	47,4
2022	5,50	4,47

\* À noter qu'un sous-groupe d'échantillons a été utilisé pour l'année 2022 afin que seuls les mêmes points d'échantillonnage soient pris en compte pour l'ensemble des années.

### 3.2.2 Phytoextraction du sélénium et développement des plantes

À la Figure 3.11, les concentrations en Se mesurées dans les tissus aériens de *S. miyabeana* 'SX67' du site d'étude augmentent de façon significative chaque année ( $p < 0,001$ ). Plusieurs des plants échantillonnés en 2022 dépassent également le seuil d'hyperaccumulation, avec une concentration maximale de  $159 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  suite à deux saisons de croissance. Les concentrations analysées dans les feuilles ont même atteint  $261 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  en 2022. De plus, les individus ont développé en moyenne une biomasse de  $1,44 \text{ kg} \cdot \text{an}^{-1}$ , pour un minimum de  $0,719 \text{ kg} \cdot \text{an}^{-1}$  et un maximum

de  $3,62 \text{ kg} \cdot \text{an}^{-1}$ . Le BCFa moyen est de 8,82. L'Annexe K présente l'ensemble des données utilisées.

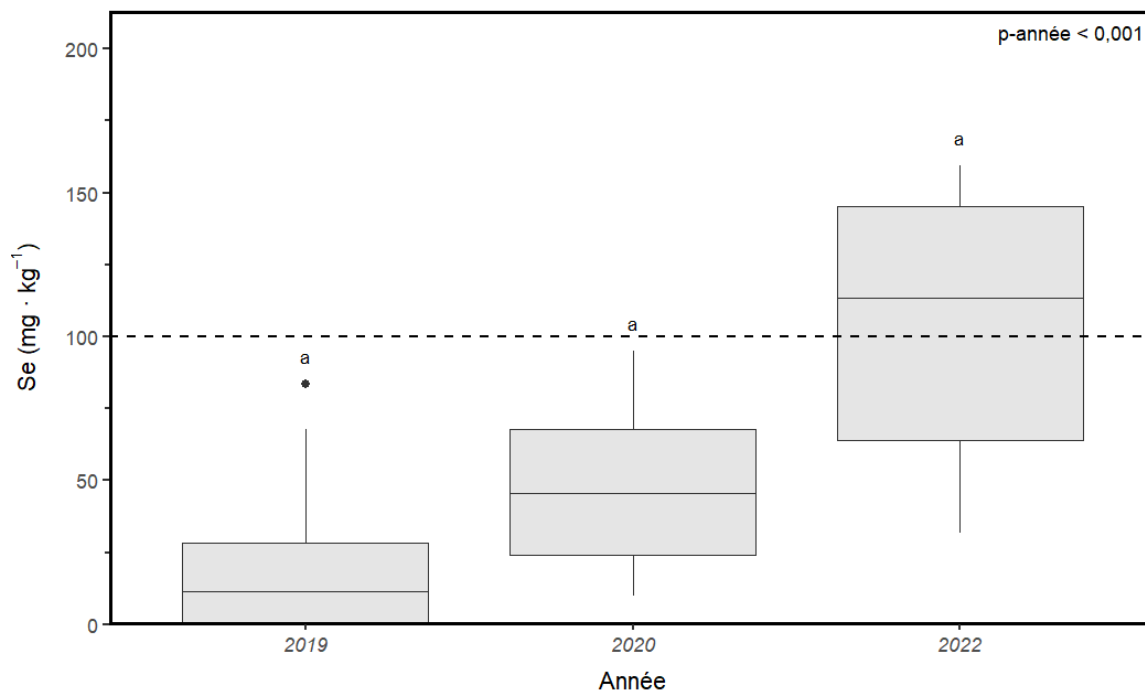


Figure 3.11. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se dans les tissus aériens de *S. miyabeana* 'SX67' en fonction des années\* d'échantillonnage, avec un seuil d'hyperaccumulation à  $100 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Une lettre différente indique une différence significative entre les années selon un risque d'erreur de 5 %.

\* À noter qu'un sous-groupe d'échantillons a été utilisé pour l'année 2022 afin que seuls les mêmes points d'échantillonnage soient pris en compte pour l'ensemble des années.

## CHAPITRE 4 DISCUSSION

### 4.1 Variations interspécifiques

#### 4.1.1 Distribution du sélénium et tolérance des plantes

Dans la présente étude, bien que des concentrations supérieures au seuil d'hyperaccumulation (i.e.  $100 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) aient été relevées dans les tissus aériens des traitements de 10 et de  $50 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  de *B. juncea*, la croissance des individus a fortement été réduite, voire inhibée, ce qui suggère qu'elle n'est pas une espèce hyperaccumulatrice de Se ni adaptée à la phytoextraction de cet ET. Cependant, tel que présenté à l'Annexe L, ces résultats contrastent considérablement avec la littérature, où des biomasses de 7,46 et  $> 3,80 \text{ g}$  par individu ont été produites malgré des concentrations foliaires de 658 et  $711 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ , montrant ainsi une meilleure tolérance (Di Gregorio et al., 2006; Yasin et al., 2015). Ces études ont également révélé d'importantes variations dans la capacité accumulative de l'espèce ( $5,20$  à  $1\,300 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ ), ce qui pourrait en partie résulter de l'utilisation de différentes variétés de *B. juncea*, car, autrement, les contextes expérimentaux sont similaires (Bañuelos et al., 2000; Goodson et al., 2003; Guidi Nissim et al., 2015).

*A. canadensis* et *S. miyabeana* 'SX67' ont également accumulé des concentrations dépassant le seuil d'hyperaccumulation avec le traitement de  $50 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Elles sont même légèrement supérieures chez *A. canadensis*, ce qui est d'autant plus significatif considérant que l'absorption de Se a été contrainte par une durée expérimentale réduite et une implantation à un stade de développement avancé. Ce dernier montre aussi une accumulation de Se 16,0 % plus élevée dans les feuilles que dans les racines, tandis que, pour *S. miyabeana* 'SX67', l'inverse est observé avec une concentration de Se supérieure de 16,3 % dans les racines, suggérant la présence potentielle d'un mécanisme d'évitement. *A. canadensis* possède d'ailleurs des TF plus élevés, ce qui explique la distribution préférentielle du Se vers ses tissus aériens. Il démontre également une meilleure tolérance, si bien qu'aucune différence physiologique ou morphologique n'a été relevée selon les traitements. Au contraire, l'efficacité photosynthétique de *S. miyabeana* 'SX67' diminue à mesure que les concentrations en Se augmentent, ce qui s'observe notamment par la pâleur des feuilles des traitements de 10 et  $50 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  (Figure 3.7). Avec des taux de chlorophylle plus faibles, les mécanismes régissant la photosynthèse sont perturbés, limitant subséquemment la croissance des

plantes. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle les individus du traitement de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> présentent une biomasse inférieure. De plus, la conductance stomatique de *S. miyabeana* 'SX67' est supérieure pour le traitement de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup>, ce qui peut également s'expliquer par leur plus faible biomasse. En effet, un même volume d'eau a été appliqué à l'ensemble des plants, impliquant ainsi que les individus de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> ont bénéficié d'apports supplémentaires. Le stress hydrique étant réduit, les stomates demeurent ouverts, ce qui augmente le gradient de pression au sein du xylème et permet, par conséquent, une plus grande translocation du Se vers les tissus foliaires (Renkema et al., 2012). Il est donc cohérent d'observer une plus grande accumulation de Se dans les feuilles de *S. miyabeana* 'SX67', considérant que les plants du traitement de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> ont été soumis à des taux de transpiration plus élevés.

De plus, chez *A. canadensis*, l'accumulation de S augmente de façon proportionnelle avec les concentrations en Se, contrairement à *S. miyabeana* 'SX67', où un pic est plutôt atteint à 10 mg Se · kg<sup>-1</sup>. Bien que différents transporteurs de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> existent, l'absorption de SeO<sub>4</sub><sup>2-</sup> est principalement associée au SULTR1;2, soit le seul transporteur dont l'expression ne dépend pas d'un déficit en S et, indirectement, en Se (El Mehdawi et al., 2018; Lima et al., 2018; Schiavon & Pilon-Smits, 2017; A. Sharma et al., 2022). Les espèces hyperaccumulatrices ont même montré une production supérieure de SULTR1;2, ce qui expliquerait pourquoi elles peuvent accumuler de fortes concentrations de Se (El Mehdawi et al., 2018). Ainsi, comme l'absorption de S a été favorisée par la présence de Se chez *A. canadensis*, cela indique que des stratégies similaires aux hyperaccumulateurs sont présentes. Pour *S. miyabeana* 'SX67', cela pourrait au contraire démontrer l'absence de ces mécanismes physiologiques. Par ailleurs, l'accumulation de P chez *A. canadensis* et *S. miyabeana* 'SX67' a fortement été limitée par l'absorption de Se, ce qui suppose que les transporteurs de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ont été utilisés par du SeO<sub>3</sub><sup>2-</sup>. Lors du dopage des sols, d'importants volumes d'eau ont été ajoutés, ce qui a certainement favorisé l'apparition de zones anoxiques à travers lesquelles du SeO<sub>4</sub><sup>2-</sup> a été réduit en SeO<sub>3</sub><sup>2-</sup> malgré l'homogénéisation (et aération) régulière des sols.

Des *A. canadensis* prélevés dans un milieu naturellement riche en Se ont d'ailleurs montré des concentrations de 1 110 mg Se · kg<sup>-1</sup>, ce qui supporte la thèse de l'hyperaccumulation (Byers et al., 1938). Cependant, lors d'expériences réalisées en serre, des accumulations de 21,0 et 225 mg Se · kg<sup>-1</sup> ont plutôt été obtenues dans les tissus aériens (Annexe L) (Goodson et al., 2003; Sors et al., 2005). Chez le genre *Salix*, des concentrations similaires ou supérieures (235 et

545 mg Se · kg<sup>-1</sup>) ont été observées dans les feuilles des espèces *S. nigra* 'S05' et *S. eriocephala* 'S25' (Annexe L) (Guidi Nissim et al., 2015).

Ainsi, parmi les trois espèces à l'étude, *A. canadensis* est celle qui présente le plus de similitudes avec les hyperaccumulateurs en raison de sa plus grande distribution du Se vers les tissus aériens et de sa meilleure tolérance.

#### 4.1.2 Enlèvement du sélénium dans les sols

Les concentrations finales de Se dans les sols de *B. juncea* et d'*A. canadensis* sont supérieures à celles mesurées initialement dans les H2 du traitement de 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> de 2,47 et 5,35 % respectivement, ce qui pourrait potentiellement s'expliquer par le lessivage du Se vers les horizons inférieurs lors de l'irrigation manuelle et le développement plus limité des racines en profondeur. De plus, *B. juncea* est l'espèce qui présente les taux d'enlèvement les plus faibles avec 0,26 %, ce qui concorde avec sa très faible production de biomasse. *A. canadensis*, qui a été cultivé dans les sols de *B. juncea*, montre un enlèvement modéré de Se de 2,01 % alors que *S. miyabeana* 'SX67' se distingue avec un taux d'enlèvement de 9,61 %. Ainsi, bien que l'absorption de Se par *A. canadensis* ait été contrainte par une durée expérimentale réduite et une implantation à un stade de développement avancé, ceci pourrait indiquer que *S. miyabeana* 'SX67' est davantage optimal dans un contexte de phytoremédiation.

Les bilans massiques montrent aussi une perte de Se à travers le continuum sol-plante. Toutefois, l'accumulation de Se dans les boutures de *S. miyabeana* 'SX67' ainsi que dans les fleurs et semences de *B. juncea* et d'*A. canadensis* n'a pas été considérée, ce qui sous-estime nécessairement la quantité totale de Se accumulée dans les plantes. La volatilisation du Se à travers les tissus foliaires et par les bactéries du sol est un processus important qui peut également être à l'origine des pertes observées (Trippe & Pilon-Smits, 2021; van der Ent et al., 2021). *B. juncea* est une espèce reconnue pour ses hauts taux de volatilisation de Se (De Souza et al., 1998; Pilon-Smits et al., 1999). Or, *S. miyabeana* 'SX67' présente ici des pertes supérieures, ce qui pourrait révéler une capacité élevée de volatilisation chez le saule. Ceci montre par ailleurs que l'enlèvement du Se dans les sols, bien que régi par l'accumulation du Se dans les plantes, est potentiellement bonifié par la volatilisation.

## 4.2 Variations intraspécifiques de *S. miyabeana* ‘SX67’

Les saules de l’expérience *in situ* montrent une augmentation importante des concentrations de Se au fil des années, ce qui s’explique par le fait que les plants échantillonnés en 2022 ont bénéficié de deux saisons de croissance. Toutefois, il est également fréquent d’observer une migration des contaminants vers les horizons de surface sur un site de phytoremédiation (Fortin Faubert et al., 2021). Il est donc possible que ce mécanisme ait contribué à l’augmentation du contenu en Se.

Les saules échantillonnés sur le terrain présentent aussi une accumulation légèrement supérieure à ceux de l’expérimentation en serre ainsi que des BCFa plus élevés. De plus, comme le taux de croissance des individus traités à  $50 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  a diminué au cours de l’expérience, il est difficile d’évaluer si, au-delà des 16 semaines de l’expérimentation, leur croissance aurait davantage été inhibée par les concentrations en Se. Il convient toutefois de noter que les racines ont entièrement colonisé les deux pots, ce qui suggère, d’une part, qu’elles ont été contraintes d’absorber le Se et, d’autre part, qu’un stress racinaire a été provoqué (Poorter et al., 2012). Sur un site de phytoremédiation, les racines peuvent, au contraire, évoluer librement et ainsi éviter les zones excessivement riches en contaminants. C’est d’ailleurs peut-être l’une des raisons pour lesquelles plusieurs saules du banc d’essai ont accumulé des concentrations supérieures en Se sans pour autant montrer de toxicité. Il est ainsi possible de supposer que l’ensemble des conditions sur le terrain (i.e. températures, humidité, substrat de croissance, etc.) sont davantage favorables à la tolérance de *S. miyabeana* ‘SX67’ au Se.

## 4.3 Applications

Bien que le caractère hyperaccumulateur d’une espèce soit un avantage à la décontamination des sols, la phytoremédiation ne repose pas uniquement sur celui-ci. En effet, il est essentiel de considérer la productivité annuelle afin d’évaluer plus justement le potentiel phytoremédiateur d’une espèce.

Chez *B. juncea*, les plantations agricoles comportent généralement de 70 à 110 individus  $\cdot \text{m}^{-2}$  (Government of Saskatchewan, 2023). Considérant une biomasse moyenne de 7,10 g, soit celle obtenue par Di Gregorio et al. (2006), il est possible d’estimer un rendement de  $4,97$  à  $7,81 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  par cycle de croissance de  $\pm 95$  jours (Government of Saskatchewan, 2023; Zoghلامي et al., s. d.). Au Canada, en raison des conditions climatiques, deux cycles par an peuvent être complétés, ce

qui signifie qu'un total de 4,62 à 7,26 kg Se · ha<sup>-1</sup> pourrait être extrait annuellement des sols avec une accumulation de 465 mg Se · kg<sup>-1</sup>. Cependant, la tolérance de *B. juncea* diffère grandement d'une variété à l'autre, de sorte que seulement 33,5 g de Se pourraient être extraits avec une biomasse moyenne de 0,0327 g. Sur la base de ces résultats, il est donc difficile de recommander cette espèce sans davantage d'études comparatives sur ses variétés. Par ailleurs, l'entretien supplémentaire du site par l'ensemencement et les récoltes bisannuels ainsi que les options de valorisation limitées par sa faible biomasse pourraient constituer des éléments dissuasifs quant à son utilisation dans un contexte de phytoremédiation.

Pour *A. canadensis*, une densité de 36 à 65 individus · m<sup>-2</sup> a été proposée par Freund Saxhaug et al. (2020), ce qui implique un rendement de 8,78 à 15,9 t · ha<sup>-1</sup> · an<sup>-1</sup> avec une biomasse aérienne moyenne de 24,4 g par plant. En appliquant une concentration moyenne de 145 mg Se · kg<sup>-1</sup>, ce sont 1,27 à 2,30 kg Se · ha<sup>-1</sup> qui peuvent être extraits chaque année. Un ensemencement annuel est toutefois nécessaire, car les recépages provoquent une diminution radicale de la production de biomasse jusqu'à l'inhiber entièrement dès la troisième année (Freund Saxhaug et al., 2020). Il convient également de considérer qu'en raison du nombre insuffisant d'études il est difficile de prévoir la façon dont *A. canadensis* réagirait sur différents types de sols ou en présence d'une contamination multiple.

Chez *S. miyabeana* 'SX67', les plantations de saules au Québec comportent généralement 18 000 plants · ha<sup>-1</sup>, mais il est fréquent de réduire leur nombre à 16 000 lorsque des cultures au long terme sont prévues afin de diminuer la compétition entre les individus (Labrecque & Lajeunesse, 2017). Avec une biomasse moyenne de 1,44 kg · an<sup>-1</sup> par saule sur le terrain, il est possible d'estimer un rendement de 23,0 t · ha<sup>-1</sup> · an<sup>-1</sup>, mais une production de 15,0 t · ha<sup>-1</sup> · an<sup>-1</sup> serait davantage réaliste (Labrecque & Lajeunesse, 2017). Ainsi, un total de 2,04 à 3,10 kg Se · ha<sup>-1</sup> pourraient être extraits annuellement des sols avec une accumulation moyenne de 136 mg Se · kg<sup>-1</sup>. La capacité extractrice de *S. miyabeana* 'SX67' est donc légèrement supérieure à celle de *B. juncea* et d'*A. canadensis*. Considérant que l'utilisation du saule est déjà reconnue en phytoremédiation, il est plus que cohérent d'envisager son implantation sur des sols contaminés en Se.

Le Tableau 4.1 présente le temps nécessaire afin d'extraire une certaine quantité de Se selon les critères génériques des sols du MELCC pour un volume de sols à traiter de 10 000 m<sup>3</sup> (superficie de 1 ha et profondeur de 1 m) et une densité de 1,31 g · cm<sup>-3</sup>, soit celle retrouvée en moyenne sur

le banc d'essai de RDP-PAT (Beaulieu, 2021). Les équations utilisées sont présentées à l'Annexe M.

Tableau 4.1. Temps minimal et maximal requis pour extraire une quantité prédéterminée de Se selon les critères génériques de contamination des sols du Québec\*.

<b>Critère</b>	<b>Se à extraire (mg · kg<sup>-1</sup>)</b>	<b>Temps minimal requis (année)</b>	<b>Temps maximal requis (année)</b>
B à A	2	8	13
B	3	13	19
C à B	7	29	45
C	10	42	64
RESC à C	40	167	256
RESC	50	209	320

\* À noter que les durées minimales et maximales ont été calculées à partir des taux d'extraction de 2,04 et 3,10 kg Se · ha<sup>-1</sup> · an<sup>-1</sup>.

Avec une plantation de *S. miyabeana* 'SX67' sur un site de critère RESC (50 mg Se · kg<sup>-1</sup>), plus de 200 ans seraient nécessaires afin de retirer la totalité du Se contenu dans les sols. S'il n'est pas envisageable d'utiliser la phytoremédiation pour de tels seuils de contamination, elle demeure néanmoins une option pertinente pour un site devant passer du critère C au B, car cela exigerait de 29 à 45 ans. Cette durée est certes conséquente dans le contexte d'une transaction immobilière, mais elle est plus qu'acceptable pour une friche, considérant que des milliers de sites contaminés sont vacants depuis des décennies partout au Canada dans l'attente d'un éventuel traitement. La phytoremédiation pourrait également être jumeler à des méthodes conventionnelles de traitement, notamment à titre de finition (Pilon-Smits, 2005).

Il convient cependant de noter que l'équation utilisée simplifie les processus présents dans le sol, car elle suppose une relation linéaire entre l'extraction du Se par les plantes et le temps. Or, plusieurs facteurs sont à prendre en compte, tels que la diminution du taux de croissance des plantes avec le temps, la présence nécessaire du Se dans la rhizosphère et sa phytodisponibilité (Pilon-Smits, 2005). L'équation ne considère également pas la portion du Se qui a été volatilisée par les plantes ainsi que par les microorganismes du sol (Trippe & Pilon-Smits, 2021; van der Ent et al., 2021). Par ailleurs, la législation au Québec ne tient pas compte de la biodisponibilité des ET, si bien que cette approche pourrait potentiellement être considérée insuffisante par les autorités en place si une certaine quantité de Se résiduel devait demeurer dans les sols (Beaulieu, 2021). En

revanche, d'autres provinces, comme l'Ontario, ont développé une approche basée sur le risque, ce qui implique que le gouvernement pourrait juger la fraction non biodisponible sans danger pour l'ensemble de la chaîne trophique et, par conséquent, être davantage porté à intégrer la phytoremédiation comme traitement (Government of Ontario, 2023).

Au-delà de la capacité phytoremédiatrice, il est également important de considérer la toxicité pouvant résulter de l'ingestion de la biomasse aérienne. Les friches revégétalisées en milieu urbain, comme celle de RDP-PAT, représentent des espaces verts accessibles pour la population, de sorte que des ingestions accidentelles sont à anticiper, notamment avec les jeunes enfants. Ainsi, une espèce comme *S. miyabeana* 'SX67' permet d'extraire suffisamment de Se sans toutefois poser de risques toxicologiques importants.

## CHAPITRE 5 CONCLUSION

La présente étude avait pour but d'évaluer le potentiel d'hyperaccumulation du Se chez le saule, notamment en identifiant les patrons de distribution du Se dans les tissus racinaires et aériens de *S. miyabeana* 'SX67' et en déterminant sa tolérance vis-à-vis du Se. De par l'expérimentation en serre qui impliquait également les espèces *B. juncea* et *A. canadensis*, il était également question de mieux cerner les mécanismes d'absorption du Se alors que celle réalisée *in situ* visait à estimer la capacité phytoremédiatrice de *S. miyabeana* 'SX67' sur un sol contaminé en Se. Tel qu'anticipé, les trois espèces ont effectivement accumulé des concentrations supérieures au seuil d'hyperaccumulation de  $100 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Cependant, bien que *B. juncea* ait montré une accumulation surpassant les  $500 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$ , la production de biomasse a fortement été inhibée, ce qui implique qu'elle ne peut être considérée comme une espèce hyperaccumulatrice comme initialement supposé. Ces résultats diffèrent toutefois grandement de la littérature, où de meilleures tolérances ont été observées. *A. canadensis* et *S. miyabeana* 'SX67' ont tous deux accumulé des concentrations similaires en Se. *A. canadensis* s'est néanmoins démarqué avec une distribution préférentielle du Se vers les tissus aériens et une tolérance accrue. Aucune différence physiologique ou morphologique n'a été relevée entre les traitements et l'absorption de Se n'a pas limité celle de *S.* Au contraire, elle a été bonifiée par la présence de Se, ce qui indique la présence de stratégies associées à l'hyperaccumulation. Il s'agit ainsi de l'espèce qui s'apparente le plus aux hyperaccumulateurs et qui pourrait potentiellement être qualifiée comme tel. Il convient cependant de rappeler qu'*A. canadensis* a été introduit à l'expérimentation à un stade de développement avancé et que son exposition au Se a été d'une durée réduite. *S. miyabeana* 'SX67', malgré qu'il n'ait pas démontré un potentiel hyperaccumulateur, a permis un enlèvement supérieur de Se dans les sols. Les saules du terrain ont également présenté une plus grande tolérance, ce qui suggère que les conditions rencontrées sur le terrain ont davantage été optimales (i.e. températures, humidité, substrat de croissance, etc.). De plus, *S. miyabeana* 'SX67' s'est effectivement avéré être l'espèce la plus adéquate dans un contexte de phytoremédiation, dont le passage d'une contamination de critère C à B exigerait de 29 à 45 ans.

L'application de plantations de saules sur des friches industrielles contaminées en Se est ainsi à portée, mais des études plus exhaustives sont nécessaires, notamment afin de déterminer leur efficacité dans le traitement des eaux usées, car la contamination des cours d'eau est l'un des

principaux enjeux associés aux rejets de Se dans l'environnement. L'utilisation des saules sur des sites contaminés abandonnés peut néanmoins potentiellement limiter le relargage du Se dans les milieux aquatiques.

## RÉFÉRENCES

- AIEM. (2023). *Profil industriel*. <https://aiem.qc.ca/nos-membres/profil-industriel>
- Alves, L. R., Rossatto, D. R., Rossi, M. L., Martinelli, A. P., & Gratão, P. L. (2020). Selenium improves photosynthesis and induces ultrastructural changes but does not alleviate cadmium-stress damages in tomato plants. *Protoplasma*, 257(2), 597-605. <https://doi.org/10.1007/s00709-019-01469-w>
- Anderson, M. S., Lakin, H. W., Beeson, K. C., Smith, F. F., & Thacker, E. (1961). *Selenium in Agriculture—Agriculture Handbook* (200). <https://www.govinfo.gov/content/pkg/GOVPUB-A-PURL-gpo20658/pdf/GOVPUB-A-PURL-gpo20658.pdf>
- Audet, P., & Charest, C. (2008). Allocation plasticity and plant–metal partitioning: Meta-analytical perspectives in phytoremediation. *Environmental Pollution*, 156(2), 290-296. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.02.010>
- Bañuelos, G. S., Zambruski, S., & Mackey, B. (2000). Phytoextraction of selenium from soils irrigated with selenium-laden effluent. *Plant and Soil*, 224(2), 251-258. <https://doi.org/10.1023/A:1004881803469>
- Beaulieu, M. (2021). *Guide d'intervention—Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés*. Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guideintervention/guide-intervention-protection-rehab.pdf>
- Blazina, T., Sun, Y., Voegelin, A., Lenz, M., Berg, M., & Winkel, L. H. E. (2014). Terrestrial selenium distribution in China is potentially linked to monsoonal climate. *Nature Communications*, 5, 4717. <https://doi.org/10.1038/ncomms5717>
- Brown, T. A., & Shrift, A. (1982). Selenium: Toxicity and Tolerance in Higher Plants. *Biological Reviews*, 57(1), 59-84. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1982.tb00364.x>
- Burton, M. A. S., & Phillips, M. L. (1981). Vegetation damage during an episode of selenium pollution. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1-4), 503-508. <https://doi.org/10.1080/01904168109362855>
- Byers, H. G., Miller, J. T., Williams, K. T., & Lakin, H. W. (1938). *Selenium Occurrence in Certain Soils in the United States with a Discussion of Related Topics*. United States Department of Agriculture. [https://books.google.ca/books?hl=fr&lr=&id=XHDWMINnE0EC&oi=fnd&pg=PP1&ots=aD-SNHKOJx&sig=1fyMJVwLMhKpUqsScWuKhXUdBWc&redir\\_esc=y#v=snippet&q=1110&f=false](https://books.google.ca/books?hl=fr&lr=&id=XHDWMINnE0EC&oi=fnd&pg=PP1&ots=aD-SNHKOJx&sig=1fyMJVwLMhKpUqsScWuKhXUdBWc&redir_esc=y#v=snippet&q=1110&f=false)
- Casey, R., & Siwik, P. (2000). *Concentrations of selenium in surface water, sediment and fish from the McLeod, Pembina and Smoky Rivers: Results of surveys from fall 1998 to fall 1999—Interim Report*. Alberta Environment. <https://open.alberta.ca/dataset/6dd7e104-aebf-45c7-96fe-8e6428a281bc/resource/63d7fd75-137b-447c-a901-180d0d0accab/download/5843.pdf>

- Cooke, T. D., & Bruland, K. W. (1987). Aquatic chemistry of selenium: Evidence of biomethylation. *Environmental Science & Technology*, 21(12), 1214-1219. <https://doi.org/10.1021/es00165a009>
- Cope, S. (2020). *Upper Fording River Westslope Cutthroat Trout Population Monitoring Project: 2019*. Westslope Fisheries Ltd. [https://www.teck.com/media/UFR\\_WCT\\_Monitor\\_Final\\_Report\\_April\\_9\\_2020.pdf](https://www.teck.com/media/UFR_WCT_Monitor_Final_Report_April_9_2020.pdf)
- De Souza, M. P., Pilon-Smits, E. A. H., Lytle, C. M., Hwang, S., Tai, J., Honma, T. S. U., Yeh, L., & Terry, N. (1998). Rate-Limiting Steps in Selenium Assimilation and Volatilization by Indian Mustard. *Plant Physiology*, 117(4), 1487-1494. <https://doi.org/10.1104/pp.117.4.1487>
- Department of Indian and Northern Affairs. (2000). *Unpublished contaminant monitoring data for the Kudz-Ze-Kayah heap-leach gold mine, northern Yukon Territory*. Environment Canada.
- Dhillon, K. S., & Dhillon, S. K. (2003). Distribution and management of seleniferous soils. In *Advances in Agronomy* (Vol. 79, p. 119-184). [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)79003-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(02)79003-2)
- Di Gregorio, S., Lampis, S., Malorgio, F., Petruzzelli, G., Pezzarossa, B., & Vallini, G. (2006). Brassica juncea can improve selenite and selenate abatement in selenium contaminated soils through the aid of its rhizospheric bacterial population. *Plant and Soil*, 285, 233-244. <https://doi.org/10.1007/s11104-006-9010-x>
- Dowdle, P. R., & Oremland, R. S. (1998). Microbial Oxidation of Elemental Selenium in Soil Slurries and Bacterial Cultures. *Environmental Science & Technology*, 32(23), 3749-3755. <https://doi.org/10.1021/es970940s>
- El Mehdawi, A. F., Jiang, Y., Guignardi, Z. S., Esmat, A., Pilon, M., Pilon-Smits, E. A. H., & Schiavon, M. (2018). Influence of sulfate supply on selenium uptake dynamics and expression of sulfate/selenate transporters in selenium hyperaccumulator and nonhyperaccumulator Brassicaceae. *New Phytologist*, 217(1), 194-205. <https://doi.org/10.1111/nph.14838>
- El-Ramady, H. R., Domokos-Szabolcsy, É., Abdalla, N. A., Alshaal, T. A., Shalaby, T. A., Sztrik, A., Prokisch, J., & Fári, M. (2014). Selenium and nano-selenium in agroecosystems. *Environmental Chemistry Letters*, 12(4), 495-510. <https://doi.org/10.1007/s10311-014-0476-0>
- Etteieb, S., Magdouli, S., Komtchou, S. P., Zolfaghari, M., Tanabene, R., Brar, K. K., Calugaru, L. L., & Brar, S. K. (2021). Selenium speciation and bioavailability from mine discharge to the environment: A field study in Northern Quebec, Canada. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(36), 50799-50812. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14335-1>
- Feng, T., Chen, S. S., Gao, D. Q., Liu, G. Q., Bai, H. X., Li, A., Peng, L. X., & Ren, Z. Y. (2015). Selenium improves photosynthesis and protects photosystem II in pear (*Pyrus bretschneideri*), grape (*Vitis vinifera*), and peach (*Prunus persica*). *Photosynthetica*, 53(4), 609-612. <https://doi.org/10.1007/s11099-015-0118-1>

- Fernández-Martínez, A., & Charlet, L. (2009). Selenium environmental cycling and bioavailability: A structural chemist point of view. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 8, 81-110. <https://doi.org/10.1007/s11157-009-9145-3>
- Fleming, G. A., & Walsh, T. (1957). Selenium Occurrence in Certain Irish Soils and Its Toxic Effects on Animals. *Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B: Biological, Geological, and Chemical Science*, 58, 151-166.
- Fordyce, F. M. (2013). Selenium Deficiency and Toxicity in the Environment. In O. Selinus, *Essentials of Medical Geology: Revised Edition* (p. 375-416). Springer Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-4375-5\\_16](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4375-5_16)
- Fortin Faubert, M., Desjardins, D., Hijri, M., & Labrecque, M. (2021). Willows Used for Phytoremediation Increased Organic Contaminant Concentrations in Soil Surface. *Applied Sciences*, 11(7), Article 7. <https://doi.org/10.3390/app11072979>
- Freeman, J. L., Lindblom, S. D., Quinn, C. F., Fakra, S., Marcus, M. A., & Pilon-Smits, E. A. H. (2007). Selenium accumulation protects plants from herbivory by Orthoptera via toxicity and deterrence. *New Phytologist*, 175(3), 490-500. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02119.x>
- Freeman, J. L., Marcus, M. A., Fakra, S. C., Devonshire, J., McGrath, S. P., Quinn, C. F., & Pilon-Smits, E. A. H. (2012). Selenium Hyperaccumulator Plants *Stanleya pinnata* and *Astragalus bisulcatus* Are Colonized by Se-Resistant, Se-Excluding Wasp and Beetle Seed Herbivores. *PLoS ONE*, 7(12), e50516. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0050516>
- Freeman, J. L., Quinn, C. F., Lindblom, S. D., Klamper, E. M., & Pilon-Smits, E. A. H. (2009). Selenium protects the hyperaccumulator *Stanleya pinnata* against black-tailed prairie dog herbivory in native seleniferous habitats. *American Journal of Botany*, 96(6), 1075-1085. <https://doi.org/10.3732/ajb.0800287>
- Freund Saxhaug, K., Jungers, J. M., Hegeman, A. D., Wyse, D. L., & Sheaffer, C. C. (2020). Cultivation of native plants for seed and biomass yield. *Agronomy Journal*, 112(3), 1815-1827. <https://doi.org/10.1002/agj2.20195>
- Gaillardet, J., Viers, J., & Dupré, B. (2003). Trace Elements in River Waters. In H. D. Holland & K. K. Turekian (Éds.), *Treatise on Geochemistry* (p. 225-272). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/05165-3>
- Garrett, R. G., Thorleifson, L. H., Matile, G., & Adcock, S. W. (2008). *Se (ppm) in <2 mm fraction of Surface Soils* [Open File]. Geological Survey of Canada. <https://doi.org/10.4095/224968>
- Goodson, C. C., Parker, D. R., Amrhein, C., & Zhang, Y. (2003). Soil selenium uptake and root system development in plant taxa differing in Se-accumulating capability. *New Phytologist*, 159(2), 391-401. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00781.x>
- Google Earth Pro. (2019). *Banc d'essai de phytoremédiation de Rivière-des-Prairies—Pointe-aux-Trembles, Montréal, Canada. 45°38'11.41" N, 73°30'22.68" O, Altitude 917 m. Calques des lieux.* (Landsat Copernicus) [Logiciel].

- Gouvernement du Canada. (2018). *Gazette du Canada – Décret d'inscription de substances toxiques à l'annexe 1 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. <https://gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2018/2018-02-17/html/reg2-fra.html>
- Gouvernement du Canada. (2022). *Groupe de substances contenant du sélénium*. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/initiative-groupes-substances/selenium.html>
- Gouvernement du Canada. (2023). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/c-15.31/TexteComplet.html>
- Government of Ontario. (2023). *Guide: Site assessment, cleanup of brownfields, filing of records of site condition*. <https://www.ontario.ca/page/guide-site-assessment-cleanup-brownfields-filing-records-site-condition#section-7>
- Government of Saskatchewan. (2023). *Mustard Production Manual: Saskatchewan Mustard Development Commission*. [https://saskmustard.com/production-manual/Mustard\\_Production\\_Manual\\_2023.pdf](https://saskmustard.com/production-manual/Mustard_Production_Manual_2023.pdf)
- Guidi Nissim, W., Hasbroucq, S., Kadri, H., Pitre, F. E., & Labrecque, M. (2015). Potential of Selected Canadian Plant Species for Phytoextraction of Trace Elements From Selenium-Rich Soil Contaminated by Industrial Activity. *International Journal of Phytoremediation*, 17(8), 745-752. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.987370>
- Guidi Nissim, W., & Labrecque, M. (2021). Reclamation of urban brownfields through phytoremediation: Implications for building sustainable and resilient towns. *Urban Forestry & Urban Greening*, 65, 127364. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127364>
- Hanson, B., Garifullina, G. F., Lindblom, S. D., Wangeline, A., Ackley, A., Kramer, K., Norton, A. P., Lawrence, C. B., & Pilon-Smits, E. A. H. (2003). Selenium accumulation protects *Brassica juncea* from invertebrate herbivory and fungal infection. *New Phytologist*, 159(2), 461-469. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00786.x>
- Hoffman, D. J., & Heinz, G. H. (1988). Embryotoxic and teratogenic effects of selenium in the diet of mallards. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 24(4), 477-490. <https://doi.org/10.1080/15287398809531178>
- Hu, X., Wang, F., & Hanson, M. L. (2009). Selenium concentration, speciation and behavior in surface waters of the Canadian prairies. *Science of The Total Environment*, 407(22), 5869-5876. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.001>
- Jacoba Szucs. (2011). *Plant Uptake Study: The Hyperaccumulating and Remediating Potential of Three Plant Species* [Mémoire, Royal Roads University]. Viurrspace. [https://viurrspace.ca/bitstream/handle/10170/779/szucs\\_jacoba.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://viurrspace.ca/bitstream/handle/10170/779/szucs_jacoba.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Jiang, C., Zu, C., Lu, D., Zheng, Q., Shen, J., Wang, H., & Li, D. (2017). Effect of exogenous selenium supply on photosynthesis, Na<sup>+</sup> accumulation and antioxidative capacity of maize (*Zea mays* L.) under salinity stress. *Scientific Reports*, 7(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/srep42039>

- Jiang, Y., Lei, M., Duan, L., & Longhurst, P. (2015). Integrating phytoremediation with biomass valorisation and critical element recovery: A UK contaminated land perspective. *Biomass and Bioenergy*, 83, 328-339. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.10.013>
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace Elements in Soils and Plants* (4<sup>e</sup> éd.). Taylor and Francis Group. <https://doi.org/10.1201/b10158>
- Kneteman, J. G. (2016). *Resilient Space: Bighorn Sheep (Ovis canadensis) Ecological Resilience in the Northern Rocky Mountains* (ERA) [Mémoire, University of Alberta]. <https://era.library.ualberta.ca/items/52b9f58a-9e13-4b41-92fe-8ba45154c4dd>
- Knight, S. H., & Beath, O. A. (1937). *The occurrence of selenium and seleniferous vegetation in Wyoming* (221). University of Wyoming Agricultural Experiment Station.
- Labrecque, M., & Lajeunesse, S. L. (2017). *Guide de production de saules en culture intensive sur courtes rotations*. [https://www.agrireseau.net/documents/Document\\_96859.pdf](https://www.agrireseau.net/documents/Document_96859.pdf)
- Lemly, A. D. (1997). Ecosystem Recovery Following Selenium Contamination in a Freshwater Reservoir. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36(3), 275-281. <https://doi.org/10.1006/eesa.1996.1515>
- Lemly, A. D. (2004). Aquatic selenium pollution is a global environmental safety issue. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59(1), 44-56. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(03\)00095-2](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00095-2)
- Lemly, A. D. (2014). *Review of Environment Canada's Teck Coal Environmental Assessment and Evaluation of Selenium Toxicology on Westlope Cutthroat Trout in the Elk and Fording Rivers in Southeast British Columbia*. Environment Canada. [https://www.teck.com/media/2014-Water-review\\_environment\\_canada-T3.2.3.2.1.pdf](https://www.teck.com/media/2014-Water-review_environment_canada-T3.2.3.2.1.pdf)
- Levander, O. A. (1982). Clinical consequences of low selenium intake and its relationship to vitamin E. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 393(1), 70-82. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.1982.tb31233.x>
- Lima, L. W., Pilon-Smits, E. A. H., & Schiavon, M. (2018). Mechanisms of selenium hyperaccumulation in plants: A survey of molecular, biochemical and ecological cues. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - General Subjects*, 1862(11), 2343-2353. <https://doi.org/10.1016/j.bbagen.2018.03.028>
- Mayland, H. F., James, L. F., Panter, K. E., & Sonderegger, J. L. (1989). Selenium in Seleniferous Environments. In L. W. Jacobs, *Selenium in Agriculture and the Environment* (p. 15-50). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy.
- McGrath, S. P., Zhao, J., & Lombi, E. (2002). Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. In *Advances in Agronomy* (Vol. 75, p. 1-56). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)75002-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(02)75002-5)
- MELCCFP. (2023a). *Neiges usées*. [https://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/neiges\\_usees/index.htm](https://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/neiges_usees/index.htm)
- MELCCFP. (2023b). *Normales climatiques du Québec 1981-2010*. Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/normales/sommaire.asp?cle=7026612>

- Miller, L. L., Rasmussen, J. B., Palace, V. P., Sterling, G., & Hontela, A. (2013). Selenium Bioaccumulation in Stocked Fish as an Indicator of Fishery Potential in Pit Lakes on Reclaimed Coal Mines in Alberta, Canada. *Environmental Management*, 52(1), 72-84. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0038-4>
- Milner, M. J., Piñeros, M., & Kochian, L. V. (2013). Molecular and physiological mechanisms of plant tolerance to toxic metals. In M. A. Jenks & P. M. Hasegawa (Éds.), *Plant Abiotic Stress* (1<sup>re</sup> éd., p. 179-201). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118764374.ch7>
- Mroczek-Zdyrska, M., & Wójcik, M. (2012). The Influence of Selenium on Root Growth and Oxidative Stress Induced by Lead in *Vicia faba* L. minor Plants. *Biological Trace Element Research*, 147(1-3), 320-328. <https://doi.org/10.1007/s12011-011-9292-6>
- Muscattello, J. R., Belknap, A. M., & Janz, D. M. (2008). Accumulation of selenium in aquatic systems downstream of a uranium mining operation in northern Saskatchewan, Canada. *Environmental Pollution*, 156(2), 387-393. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.01.039>
- National Research Council. (1983). *Selenium in Nutrition: Revised Edition* (p. 40). The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/40>
- Nriagu, J. O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338(6210), 47-49. <https://doi.org/10.1038/338047a0>
- Nriagu, J. O., & Pacyna, J. M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333(6169), 134-139. <https://doi.org/10.1038/333134a0>
- Nriagu, J. O., & Wong, H. K. (1983). Selenium pollution of lakes near the smelters at Sudbury, Ontario. *Nature*, 301(5895), 55-57. <https://doi.org/10.1038/301055a0>
- Ohlendorf, H. M., Hoffman, D. J., Saiki, M. K., & Aldrich, T. W. (1986). Embryonic mortality and abnormalities of aquatic birds: Apparent impacts of selenium from irrigation drainwater. *Science of The Total Environment*, 52(1-2), 49-63. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(86\)90104-X](https://doi.org/10.1016/0048-9697(86)90104-X)
- Oldfield, J. M. (1990). *Selenium: Its uses in Agriculture, Nutrition Health and the Environment*. Selenium–Tellurium Development Association.
- Peng, Q., Wang, D., Wang, M., Zhou, F., Yang, W., Liu, Y., & Liang, D. (2020). Prediction of selenium uptake by pak choi in several agricultural soils based on diffusive gradients in thin-films technique and single extraction. *Environmental Pollution*, 256, 113414. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113414>
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15-39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- Pilon-Smits, E. A. H., De Souza, M. P., Hong, G., Amini, A., Bravo, R. C., Payabyab, S. T., & Terry, N. (1999). Selenium Volatilization and Accumulation by Twenty Aquatic Plant Species. *Journal of Environmental Quality*, 28(3), 1011-1018. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800030035x>
- Poorter, H., Bühler, J., Van Dusschoten, D., Climent, J., & Postma, J. A. (2012). Pot size matters: A meta-analysis of the effects of rooting volume on plant growth. *Functional Plant Biology*, 39(11), 839. <https://doi.org/10.1071/FP12049>

- Quinn, C. F., Freeman, J. L., Galeas, M. L., Klamper, E. M., & Pilon-Smits, E. A. H. (2008). The role of selenium in protecting plants against prairie dog herbivory: Implications for the evolution of selenium hyperaccumulation. *Oecologia*, *155*(2), 267-275. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0907-8>
- Quinn, C. F., Freeman, J. L., Reynolds, R. J., Cappa, J. J., Fakra, S. C., Marcus, M. A., Lindblom, S. D., Quinn, E. K., Bennett, L. E., & Pilon-Smits, E. A. (2010). Selenium hyperaccumulation offers protection from cell disruptor herbivores. *BMC Ecology*, *10*(1), 19. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-10-19>
- Ralston, N. C. V., Unrine, J., & Wallschläger, D. (2008). *Biogeochemistry and Analysis of Selenium and its Species*. North American Metals Council. <https://www.namc.org/docs/00043673.PDF>
- Reeves, R. D., & Baker, A. J. M. (2000). Metal-accumulating plants. In I. Raskin & B. D. Finsley, *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment* (Wiley).
- Reeves, R. D., Baker, A. J. M., Jaffré, T., Erskine, P. D., Echevarria, G., & van der Ent, A. (2018). A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloid trace elements. *New Phytologist*, *218*(2), 407-411. <https://doi.org/10.1111/nph.14907>
- Reimann, C., & De Caritat, P. (1998). *Chemical Elements in the Environment: Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-72016-1>
- Renkema, H., Koopmans, A., Kersbergen, L., Kikkert, J., Hale, B., & Berkelaar, E. (2012). The effect of transpiration on selenium uptake and mobility in durum wheat and spring canola. *Plant and Soil*, *354*, 239-250. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1069-3>
- Robbins, J. (2023, juillet 11). Tracing Mining's Threat to U.S. Waters. *The New York Times*. <https://www.nytimes.com/2023/07/11/science/us-canada-mining-pollution.html>
- Schiavon, M., & Pilon-Smits, E. A. H. (2017). The fascinating facets of plant selenium accumulation – biochemistry, physiology, evolution and ecology. *New Phytologist*, *213*(4), 1582-1596. <https://doi.org/10.1111/nph.14378>
- Sharma, A., Gupta, S., Raina, M., & Kumar, D. (2022). Selenium transporters and their role in plant development and stress. In *Cation Transporters in Plants* (p. 307-336). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85790-1.00019-1>
- Sharma, V. K., McDonald, T. J., Sohn, M., Anquandah, G. A. K., Pettine, M., & Zboril, R. (2015). Biogeochemistry of selenium. A review. *Environmental Chemistry Letters*, *13*(1), 49-58. <https://doi.org/10.1007/s10311-014-0487-x>
- Soltanpour, P. N. (1991). Determination of Nutrient Availability and Elemental Toxicity by AB-DTPA Soil Test and ICPS. In B. A. Stewart (Éd.), *Advances in Soil Science* (Vol. 16, p. 165-190). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3144-8\\_3](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3144-8_3)
- Sors, T. G., Ellis, D. R., Na, G. N., Lahner, B., Lee, S., Leustek, T., Pickering, I. J., & Salt, D. E. (2005). Analysis of sulfur and selenium assimilation in Astragalus plants with varying capacities to accumulate selenium: Sulfur and selenium assimilation in Astragalus. *The Plant Journal*, *42*(6), 785-797. <https://doi.org/10.1111/j.1365-313X.2005.02413.x>

- Sura-de Jong, M., Reynolds, R. J. B., Richterova, K., Musilova, L., Staicu, L. C., Chocholata, I., Cappa, J. J., Taghavi, S., Van Der Lelie, D., Frantik, T., Dolinova, I., Strejcek, M., Cochran, A. T., Lovecka, P., & Pilon-Smits, E. A. H. (2015). Selenium hyperaccumulators harbor a diverse endophytic bacterial community characterized by high selenium resistance and plant growth promoting properties. *Frontiers in Plant Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00113>
- Swickard, T. J. (2008). Regulatory Incentives to Promote Private Sector Brownfield Remediation and Reuse. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 17(2), 121-136. <https://doi.org/10.1080/15320380701870393>
- Tan, J. (1989). *The atlas of endemic diseases and their environments in the People's Republic of China*. Science Press.
- Trippe, R. C., & Pilon-Smits, E. A. H. (2021). Selenium transport and metabolism in plants: Phytoremediation and biofortification implications. *Journal of Hazardous Materials*, 404, 124178. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124178>
- van der Ent, A., Baker, A. J. M., Echevarria, G., Simonnot, M.-O., & Morel, J. L. (Éds.). (2021). *Agromining : Farming for Metals—Extracting Unconventional Resources Using Plants* (2<sup>e</sup> éd.). Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-58904-2>
- van der Ent, A., Baker, A. J. M., Reeves, R. D., Pollard, A. J., & Schat, H. (2013). Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction. *Plant and Soil*, 362(1-2), 319-334. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1287-3>
- Ville de Montréal. (2019). *Vision de développement économique du territoire : Secteur industriel de la Pointe-de-l'Île—Document de consultation* (24674). [https://portail-m4s.s3.montreal.ca/pdf/vision\\_sipi\\_final.pdf](https://portail-m4s.s3.montreal.ca/pdf/vision_sipi_final.pdf)
- Wang, Z., & Gao, Y. (2001). Biogeochemical cycling of selenium in Chinese environments. *Applied Geochemistry*, 16(11-12), 1345-1351. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(01\)00046-4](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(01)00046-4)
- Wang, Z., Huang, W., & Pang, F. (2022). Selenium in Soil–Plant–Microbe: A Review. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 108(2), 167-181. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03386-2>
- Wayland, M., & Crosley, R. (2006). Selenium and Other Trace Elements in Aquatic Insects in Coal Mine–Affected Streams in the Rocky Mountains of Alberta, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50(4), 511-522. <https://doi.org/10.1007/s00244-005-0114-8>
- Wayland, M., Kneteman, J., & Crosley, R. (2006). The American Dipper as a Bioindicator of Selenium Contamination in a Coal Mine-Affected Stream in West-Central Alberta, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, 123(1-3), 285-298. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9197-6>
- Weber, B. (2023, août 29). B.C. attempts to facilitate discussions with U.S. on selenium contamination from province's coal mines. *The Canadian Press*. <https://www.cbc.ca/news/canada/british-columbia/bc-us-selenium-contamination-1.6938547>

- Wells, M., & Stolz, J. F. (2020). Microbial selenium metabolism: A brief history, biogeochemistry and ecophysiology. *FEMS Microbiology Ecology*, 96(12), fiae209. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiae209>
- Wen, H., & Carignan, J. (2007). Reviews on atmospheric selenium : Emissions, speciation and fate. *Atmospheric Environment*, 41(34), 7151-7165. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.035>
- White, P. J. (2018). Selenium metabolism in plants. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - General Subjects*, 1862(11), 2333-2342. <https://doi.org/10.1016/j.bbagen.2018.05.006>
- Wilkins, D. A. (1978). The Measurement of Tolerance to Edaphic Factors by Means of Root Growth. *New Phytologist*, 80(3), 623-633. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1978.tb01595.x>
- Wilson, B., Braithwaite, A., & Brian Pyatt, F. (2005). An evaluation of procedures for the digestion of soils and vegetation from areas with metalliferous pollution. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 87(3), 335-344. <https://doi.org/10.1080/02772240500165570>
- Winkel, L. H. E., Johnson, C. A., Lenz, M., Grundl, T., Leupin, O. X., Amini, M., & Charlet, L. (2012). Environmental Selenium Research: From Microscopic Processes to Global Understanding. *Environmental Science & Technology*, 46(2), 571-579. <https://doi.org/10.1021/es203434d>
- Winkel, L. H. E., Vriens, B., Jones, G., Schneider, L., Pilon-Smits, E., & Bañuelos, G. (2015). Selenium Cycling Across Soil-Plant-Atmosphere Interfaces: A Critical Review. *Nutrients*, 7(6), 4199-4239. <https://doi.org/10.3390/nu7064199>
- World Health Organization. (2011). *Selenium in Drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality* (WHO/HSE/WSH/10.01/14). [https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/selenium.pdf?sfvrsn=d3b3dcc7\\_6](https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/selenium.pdf?sfvrsn=d3b3dcc7_6)
- Yan, R., Gauthier, D., Flamant, G., Peraudeau, G., Lu, J., & Zheng, C. (2001). Fate of Selenium in Coal Combustion: Volatilization and Speciation in the Flue Gas. *Environmental Science & Technology*, 35(7), 1406-1410. <https://doi.org/10.1021/es0001005>
- Yang, H., Yang, X., Ning, Z., Kwon, S. Y., Li, M.-L., Tack, F. M. G., Kwon, E. E., Rinklebe, J., & Yin, R. (2022). The beneficial and hazardous effects of selenium on the health of the soil-plant-human system: An overview. *Journal of Hazardous Materials*, 422, 126876. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126876>
- Yasin, M., El Mehdawi, A. F., Jahn, C. E., Anwar, A., Turner, M. F. S., Faisal, M., & Pilon-Smits, E. A. H. (2015). Seleniferous soils as a source for production of selenium-enriched foods and potential of bacteria to enhance plant selenium uptake. *Plant and Soil*, 386, 385-394. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2270-y>
- Zacchini, M., Pietrini, F., Scarascia Mugnozza, G., Iori, V., Pietrosanti, L., & Massacci, A. (2009). Metal Tolerance, Accumulation and Translocation in Poplar and Willow Clones Treated with Cadmium in Hydroponics. *Water, Air, and Soil Pollution*, 197(1-4), 23-34. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9788-7>

- Zayed, A., Gowthaman, S., & Terry, N. (1998). Phytoaccumulation of Trace Elements by Wetland Plants: I. Duckweed. *Journal of Environmental Quality*, 27(3), 715-721. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700030032x>
- Zhu, J., Wang, N., Li, S., Li, L., Su, H., & Liu, C. (2008). Distribution and transport of selenium in Yutangba, China: Impact of human activities. *Science of The Total Environment*, 392(2-3), 252-261. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.12.019>
- Zoghlami, S., Bergeron, M., Moore, H., Labrie, G., Pageau, D., Robert, L., Tardif, É., & Tremblay, G. (s. d.). *Guide de production du canola*. Fédération des Producteurs de Cultures Commerciales du Québec. <https://www.agrireseau.net/grandescultures/documents/Guide%20de%20production%20du%20Canola-FPCCQ-2013.pdf>

## ANNEXE A PARAMÈTRES PHYSIOLOGIQUES DES PLANTES

- Coefficient de discrimination :

$$DC = \frac{Se:S \text{ accumulé}}{SeO_4^{2-}:SO_4^{2-} \text{ total des sols}} \quad (A.1)$$

- Facteur de bioconcentration racinaire :

$$BCFr = \frac{Se \text{ accumulé dans la biomasse racinaire}}{Se \text{ total des sols}} \quad (A.2)$$

- Facteur de bioconcentration aérien :

$$BCFa = \frac{Se \text{ accumulé dans la biomasse aérienne}}{Se \text{ total des sols}} \quad (A.3)$$

- Facteur de translocation :

$$TF = \frac{Se \text{ accumulé dans la biomasse aérienne}}{Se \text{ accumulé dans la biomasse racinaire}} \quad (A.4)$$

- Indice de tolérance :

$$TI = \frac{Biomasse \text{ totale produite par un plant en présence de Se}}{Biomasse \text{ totale produite par un plant en l'absence de Se}} \quad (A.5)$$

## ANNEXE B CARACTÉRISTIQUES INITIALES DES SOLS (MILIEU CONTRÔLÉ)

Tableau B.1. pH des sols selon les horizons.

<b>Échantillon</b>	<b>Traitement</b> (mg · kg <sup>-1</sup> )	<b>Horizon</b> (m)	<b>pH</b>
H1-T0	0	0 à 0,3	7,78
H1-T10	10	0 à 0,3	7,78
H1-T50	50	0 à 0,3	7,86
H2-T0	0	0,3 à 0,6	7,89
H2-T10	10	0,3 à 0,6	7,91
H2-T50	50	0,3 à 0,6	7,90

Tableau B.2. Concentrations (mg · kg<sup>-1</sup>) phytodisponibles en Se des sols selon les horizons.

<b>Échantillon</b>	<b>Traitement</b> (mg · kg <sup>-1</sup> )	<b>Horizon</b> (m)	<b>Se</b> (mg · kg <sup>-1</sup> )
H1-T0	0	0 à 0,3	1,69
H1-T10	10	0 à 0,3	8,28
H1-T50	50	0 à 0,3	37,6
H2-T0	0	0,3 à 0,6	1,69
H2-T10	10	0,3 à 0,6	7,25
H2-T50	50	0,3 à 0,6	38,0

Tableau B.3. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) totales en Se des sols selon les horizons.

Échantillon	Traitement ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Horizon (m)	Ca ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Cu ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Fe ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	K ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Mg ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Mn ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Na ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	P ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	S ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Se ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Zn ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
H1-T0	0	0 à 0,3	67 600	86,9	20 500	3 230	8 220	347	390	752	638	1,69	107
H1-T10	10	0 à 0,3	60 000	84,2	19 700	3 180	7 790	329	298	758	634	11,0	114
H1-T50	50	0 à 0,3	54 500	79,9	19 100	3 130	7 520	326	276	766	629	45,4	103
H2-T0	0	0,3 à 0,6	57 000	17,6	10 100	1 680	5 410	183	119	678	631	1,69	39,2
H2-T10	10	0,3 à 0,6	67 300	22,0	11 600	1 840	6 450	209	202	663	771	9,24	40,3
H2-T50	50	0,3 à 0,6	53 300	19,1	10 500	1 630	5 330	178	149	664	611	47,4	41,5

## ANNEXE C PHYTOEXTRACTION DU SÉLÉNIUM (MILIEU CONTRÔLÉ)

Tableau C.1. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se des plantes selon les tissus.

Échantillon	Espèce	Traitement ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Tissus	Se ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
B-T0-1-FT	<i>B. juncea</i>	0	Feuilles et tiges	1,69
B-T0-1-R	<i>B. juncea</i>	0	Racines	1,69
B-T0-3-FT	<i>B. juncea</i>	0	Feuilles et tiges	1,69
B-T0-3-R	<i>B. juncea</i>	0	Racines	1,69
B-T0-5-FT	<i>B. juncea</i>	0	Feuilles et tiges	1,69
B-T0-5-R	<i>B. juncea</i>	0	Racines	1,69
B-T10-1-FT	<i>B. juncea</i>	10	Feuilles et tiges	94,6
B-T10-1-R	<i>B. juncea</i>	10	Racines	39,6
B-T10-3-FT	<i>B. juncea</i>	10	Feuilles et tiges	105
B-T10-3-R	<i>B. juncea</i>	10	Racines	39,7
B-T10-5-FT	<i>B. juncea</i>	10	Feuilles et tiges	117
B-T10-5-R	<i>B. juncea</i>	10	Racines	48,5
B-T50-1	<i>B. juncea</i>	50	Biomasse totale	403
B-T50-3	<i>B. juncea</i>	50	Biomasse totale	477
B-T50-5	<i>B. juncea</i>	50	Biomasse totale	514
A-T0-1-R	<i>A. canadensis</i>	0	Racines	1,69
A-T0-1-F	<i>A. canadensis</i>	0	Feuilles	1,69
A-T0-1-FT	<i>A. canadensis</i>	0	Feuilles et tiges	1,69
A-T0-1-T	<i>A. canadensis</i>	0	Tiges	1,69
A-T0-3-R	<i>A. canadensis</i>	0	Racines	1,69
A-T0-3-F	<i>A. canadensis</i>	0	Feuilles	1,69
A-T0-3-FT	<i>A. canadensis</i>	0	Feuilles et tiges	1,69
A-T0-3-T	<i>A. canadensis</i>	0	Tiges	1,69
A-T0-5-R	<i>A. canadensis</i>	0	Racines	1,69
A-T0-5-F	<i>A. canadensis</i>	0	Feuilles	1,69
A-T0-5-FT	<i>A. canadensis</i>	0	Feuilles et tiges	1,69
A-T0-5-T	<i>A. canadensis</i>	0	Tiges	1,69
A-T10-1-R	<i>A. canadensis</i>	10	Racines	44,3
A-T10-1-F	<i>A. canadensis</i>	10	Feuilles	33,2
A-T10-1-FT	<i>A. canadensis</i>	10	Feuilles et tiges	23,7
A-T10-1-T	<i>A. canadensis</i>	10	Tiges	11,0
A-T10-3-R	<i>A. canadensis</i>	10	Racines	48,8
A-T10-3-F	<i>A. canadensis</i>	10	Feuilles	28,9
A-T10-3-FT	<i>A. canadensis</i>	10	Feuilles et tiges	22,2
A-T10-3-T	<i>A. canadensis</i>	10	Tiges	13,3

Tableau C.1. Concentrations (mg · kg<sup>-1</sup>) en Se des plantes selon les tissus.

Échantillon (suite)	Espèce (suite)	Traitement (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	Tissus (suite)	Se (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )
A-T10-5-R	<i>A. canadensis</i>	10	Racines	44,6
A-T10-5-F	<i>A. canadensis</i>	10	Feuilles	27,6
A-T10-5-FT	<i>A. canadensis</i>	10	Feuilles et tiges	20,5
A-T10-5-T	<i>A. canadensis</i>	10	Tiges	11,0
A-T50-1-R	<i>A. canadensis</i>	50	Racines	172
A-T50-1-F	<i>A. canadensis</i>	50	Feuilles	198
A-T50-1-FT	<i>A. canadensis</i>	50	Feuilles et tiges	148
A-T50-1-T	<i>A. canadensis</i>	50	Tiges	80,8
A-T50-3-R	<i>A. canadensis</i>	50	Racines	155
A-T50-3-F	<i>A. canadensis</i>	50	Feuilles	184
A-T50-3-FT	<i>A. canadensis</i>	50	Feuilles et tiges	133
A-T50-3-T	<i>A. canadensis</i>	50	Tiges	65,4
A-T50-5-R	<i>A. canadensis</i>	50	Racines	171
A-T50-5-F	<i>A. canadensis</i>	50	Feuilles	211
A-T50-5-FT	<i>A. canadensis</i>	50	Feuilles et tiges	155
A-T50-5-T	<i>A. canadensis</i>	50	Tiges	81,0
S-T0-1-R	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Racines	1,69
S-T0-1-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Feuilles	1,69
S-T0-1-FT	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Feuilles et tiges	1,69
S-T0-1-T	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Tiges	1,69
S-T0-3-R	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Racines	1,69
S-T0-3-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Feuilles	1,69
S-T0-3-FT	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Feuilles et tiges	1,69
S-T0-3-T	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Tiges	1,69
S-T0-5-R	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Racines	1,69
S-T0-5-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Feuilles	1,69
S-T0-5-FT	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Feuilles et tiges	1,69
S-T0-5-T	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Tiges	1,69
S-T10-1-R	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Racines	74,7
S-T10-1-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Feuilles	69,8
S-T10-1-FT	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Feuilles et tiges	43,4
S-T10-1-T	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Tiges	11,2
S-T10-3-R	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Racines	63,6
S-T10-3-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Feuilles	64,8
S-T10-3-FT	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Feuilles et tiges	39,0
S-T10-3-T	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Tiges	7,39

Tableau C.1. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se des plantes selon les tissus.

<b>Échantillon</b> (suite)	<b>Espèce</b> (suite)	<b>Traitement</b> (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	<b>Tissus</b> (suite)	<b>Se</b> (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
S-T10-5-R	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Racines	64,0
S-T10-5-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Feuilles	64,0
S-T10-5-FT	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Feuilles et tiges	40,9
S-T10-5-T	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Tiges	12,7
S-T50-1-R	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Racines	262
S-T50-1-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Feuilles	219
S-T50-1-FT	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Feuilles et tiges	132
S-T50-1-T	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Tiges	24,8
S-T50-3-R	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Racines	264
S-T50-3-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Feuilles	233
S-T50-3-FT	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Feuilles et tiges	134
S-T50-3-T	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Tiges	14,1
S-T50-5-R	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Racines	298
S-T50-5-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Feuilles	238
S-T50-5-FT	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Feuilles et tiges	143
S-T50-5-T	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Tiges	27,9

\* À noter que les concentrations des tiges ont été calculées à partir des concentrations mesurées dans les tissus aériens et les feuilles tout en considérant leurs biomasses respectives.

## ANNEXE D DÉVELOPPEMENT DES PLANTES (MILIEU CONTRÔLÉ)

Tableau D.1. Biomasse (g) des plantes selon les tissus.

Échantillon	Espèce	Traitement (mg · kg <sup>-1</sup> )	Tissus	Biomasse (g)
A-T0-1	<i>A. canadensis</i>	0	Biomasse totale	35,2
A-T0-1	<i>A. canadensis</i>	0	Racines	12,2
A-T0-1	<i>A. canadensis</i>	0	Tiges	8,76
A-T0-1	<i>A. canadensis</i>	0	Feuilles	12,4
A-T0-2	<i>A. canadensis</i>	0	Biomasse totale	33,6
A-T0-2	<i>A. canadensis</i>	0	Racines	12,6
A-T0-2	<i>A. canadensis</i>	0	Tiges	8,33
A-T0-2	<i>A. canadensis</i>	0	Feuilles	10,3
A-T0-3	<i>A. canadensis</i>	0	Biomasse totale	39,8
A-T0-3	<i>A. canadensis</i>	0	Racines	11,6
A-T0-3	<i>A. canadensis</i>	0	Tiges	10,4
A-T0-3	<i>A. canadensis</i>	0	Feuilles	15,5
A-T0-4	<i>A. canadensis</i>	0	Biomasse totale	46,7
A-T0-4	<i>A. canadensis</i>	0	Racines	11,2
A-T0-4	<i>A. canadensis</i>	0	Tiges	15,6
A-T0-4	<i>A. canadensis</i>	0	Feuilles	8,01
A-T0-5	<i>A. canadensis</i>	0	Biomasse totale	34,2
A-T0-5	<i>A. canadensis</i>	0	Racines	12,1
A-T0-5	<i>A. canadensis</i>	0	Tiges	9,48
A-T0-5	<i>A. canadensis</i>	0	Feuilles	10,3
A-T10-1	<i>A. canadensis</i>	10	Biomasse totale	41,6
A-T10-1	<i>A. canadensis</i>	10	Racines	12,1
A-T10-1	<i>A. canadensis</i>	10	Tiges	10,1
A-T10-1	<i>A. canadensis</i>	10	Feuilles	16,9
A-T10-2	<i>A. canadensis</i>	10	Biomasse totale	30,3
A-T10-2	<i>A. canadensis</i>	10	Racines	14,6
A-T10-2	<i>A. canadensis</i>	10	Tiges	5,00
A-T10-2	<i>A. canadensis</i>	10	Feuilles	9,45
A-T10-3	<i>A. canadensis</i>	10	Biomasse totale	46,0
A-T10-3	<i>A. canadensis</i>	10	Racines	18,0
A-T10-3	<i>A. canadensis</i>	10	Tiges	10,2
A-T10-3	<i>A. canadensis</i>	10	Feuilles	15,1
A-T10-4	<i>A. canadensis</i>	10	Biomasse totale	29,5
A-T10-4	<i>A. canadensis</i>	10	Racines	9,90
A-T10-4	<i>A. canadensis</i>	10	Tiges	6,29

Tableau D.1. Biomasse (g) des plantes selon les tissus.

<b>Échantillon</b> (suite)	<b>Espèce</b> (suite)	<b>Traitement</b> (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	<b>Tissus</b> (suite)	<b>Biomasse</b> (suite) (g)
A-T10-4	<i>A. canadensis</i>	10	Feuilles	11,7
A-T10-5	<i>A. canadensis</i>	10	Biomasse totale	47,0
A-T10-5	<i>A. canadensis</i>	10	Racines	17,5
A-T10-5	<i>A. canadensis</i>	10	Tiges	10,8
A-T10-5	<i>A. canadensis</i>	10	Feuilles	16,4
A-T50-1	<i>A. canadensis</i>	50	Biomasse totale	35,0
A-T50-1	<i>A. canadensis</i>	50	Racines	12,9
A-T50-1	<i>A. canadensis</i>	50	Tiges	8,29
A-T50-1	<i>A. canadensis</i>	50	Feuilles	12,5
A-T50-2	<i>A. canadensis</i>	50	Biomasse totale	27,1
A-T50-2	<i>A. canadensis</i>	50	Racines	8,51
A-T50-2	<i>A. canadensis</i>	50	Tiges	5,38
A-T50-2	<i>A. canadensis</i>	50	Feuilles	11,2
A-T50-3	<i>A. canadensis</i>	50	Biomasse totale	35,9
A-T50-3	<i>A. canadensis</i>	50	Racines	11,3
A-T50-3	<i>A. canadensis</i>	50	Tiges	11,6
A-T50-3	<i>A. canadensis</i>	50	Feuilles	11,3
A-T50-4	<i>A. canadensis</i>	50	Biomasse totale	34,0
A-T50-4	<i>A. canadensis</i>	50	Racines	12,8
A-T50-4	<i>A. canadensis</i>	50	Tiges	9,19
A-T50-4	<i>A. canadensis</i>	50	Feuilles	10,7
A-T50-5	<i>A. canadensis</i>	50	Biomasse totale	45,1
A-T50-5	<i>A. canadensis</i>	50	Racines	9,61
A-T50-5	<i>A. canadensis</i>	50	Tiges	14,1
A-T50-5	<i>A. canadensis</i>	50	Feuilles	15,9
B-T0-1	<i>B. juncea</i>	0	Biomasse totale	1,76
B-T0-1	<i>B. juncea</i>	0	Racines	0,210
B-T0-1	<i>B. juncea</i>	0	Tiges	0,900
B-T0-1	<i>B. juncea</i>	0	Feuilles	0,480
B-T0-2	<i>B. juncea</i>	0	Biomasse totale	1,41
B-T0-2	<i>B. juncea</i>	0	Racines	0,130
B-T0-2	<i>B. juncea</i>	0	Tiges	0,650
B-T0-2	<i>B. juncea</i>	0	Feuilles	0,520
B-T0-3	<i>B. juncea</i>	0	Biomasse totale	1,69
B-T0-3	<i>B. juncea</i>	0	Racines	0,170
B-T0-3	<i>B. juncea</i>	0	Tiges	0,680
B-T0-3	<i>B. juncea</i>	0	Feuilles	0,700

Tableau D.1. Biomasse (g) des plantes selon les tissus.

Échantillon (suite)	Espèce (suite)	Traitement (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	Tissus (suite)	Biomasse (suite) (g)
B-T0-4	<i>B. juncea</i>	0	Biomasse totale	1,12
B-T0-4	<i>B. juncea</i>	0	Racines	0,110
B-T0-4	<i>B. juncea</i>	0	Tiges	0,450
B-T0-4	<i>B. juncea</i>	0	Feuilles	0,490
B-T0-5	<i>B. juncea</i>	0	Biomasse totale	1,35
B-T0-5	<i>B. juncea</i>	0	Racines	0,130
B-T0-5	<i>B. juncea</i>	0	Tiges	0,560
B-T0-5	<i>B. juncea</i>	0	Feuilles	0,550
B-T10-1	<i>B. juncea</i>	10	Biomasse totale	0,770
B-T10-1	<i>B. juncea</i>	10	Racines	0,0600
B-T10-1	<i>B. juncea</i>	10	Tiges	0,290
B-T10-1	<i>B. juncea</i>	10	Feuilles	0,380
B-T10-2	<i>B. juncea</i>	10	Biomasse totale	0,830
B-T10-2	<i>B. juncea</i>	10	Racines	0,0600
B-T10-2	<i>B. juncea</i>	10	Tiges	0,320
B-T10-2	<i>B. juncea</i>	10	Feuilles	0,400
B-T10-3	<i>B. juncea</i>	10	Biomasse totale	0,430
B-T10-3	<i>B. juncea</i>	10	Racines	0,0300
B-T10-3	<i>B. juncea</i>	10	Tiges	0,100
B-T10-3	<i>B. juncea</i>	10	Feuilles	0,280
B-T10-4	<i>B. juncea</i>	10	Biomasse totale	0,170
B-T10-4	<i>B. juncea</i>	10	Racines	0,0100
B-T10-4	<i>B. juncea</i>	10	Tiges	0,0300
B-T10-4	<i>B. juncea</i>	10	Feuilles	0,130
B-T10-5	<i>B. juncea</i>	10	Biomasse totale	0,390
B-T10-5	<i>B. juncea</i>	10	Racines	0,0300
B-T10-5	<i>B. juncea</i>	10	Tiges	0,0800
B-T10-5	<i>B. juncea</i>	10	Feuilles	0,260
B-T50-1	<i>B. juncea</i>	50	Biomasse totale	0,0300
B-T50-2	<i>B. juncea</i>	50	Biomasse totale	0,0300
B-T50-3	<i>B. juncea</i>	50	Biomasse totale	0,0400
B-T50-4	<i>B. juncea</i>	50	Biomasse totale	0,0300
B-T50-5	<i>B. juncea</i>	50	Biomasse totale	0,0300
S-T0-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Biomasse totale	69,4
S-T0-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Racines	7,82
S-T0-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Tiges	7,62
S-T0-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Feuilles	10,9

Tableau D.1. Biomasse (g) des plantes selon les tissus.

Échantillon (suite)	Espèce (suite)	Traitement (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	Tissus (suite)	Biomasse (suite) (g)
S-T0-2	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Biomasse totale	58,1
S-T0-2	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Racines	6,81
S-T0-2	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Tiges	9,15
S-T0-2	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Feuilles	11,4
S-T0-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Biomasse totale	75,9
S-T0-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Racines	9,86
S-T0-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Tiges	9,17
S-T0-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Feuilles	11,6
S-T0-4	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Biomasse totale	66,2
S-T0-4	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Racines	8,47
S-T0-4	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Tiges	9,33
S-T0-4	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Feuilles	9,75
S-T0-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Biomasse totale	50,8
S-T0-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Racines	4,44
S-T0-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Tiges	10,1
S-T0-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	Feuilles	9,30
S-T10-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Biomasse totale	74,7
S-T10-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Racines	7,91
S-T10-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Tiges	9,28
S-T10-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Feuilles	11,2
S-T10-2	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Biomasse totale	54,6
S-T10-2	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Racines	7,32
S-T10-2	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Tiges	7,60
S-T10-2	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Feuilles	8,20
S-T10-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Biomasse totale	77,8
S-T10-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Racines	7,40
S-T10-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Tiges	9,96
S-T10-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Feuilles	11,1
S-T10-4	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Biomasse totale	66,2
S-T10-4	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Racines	9,10
S-T10-4	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Tiges	9,14
S-T10-4	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Feuilles	10,6
S-T10-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Biomasse totale	48,1
S-T10-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Racines	6,23
S-T10-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Tiges	8,13
S-T10-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	Feuilles	8,95
S-T50-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Biomasse totale	34,1

Tableau D.1. Biomasse (g) des plantes selon les tissus.

Échantillon (suite)	Espèce (suite)	Traitement (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	Tissus (suite)	Biomasse (suite) (g)
S-T50-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Racines	3,95
S-T50-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Tiges	3,42
S-T50-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Feuilles	6,02
S-T50-2	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Biomasse totale	48,2
S-T50-2	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Racines	6,82
S-T50-2	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Tiges	5,53
S-T50-2	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Feuilles	6,94
S-T50-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Biomasse totale	40,4
S-T50-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Racines	5,82
S-T50-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Tiges	4,01
S-T50-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Feuilles	5,80
S-T50-4	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Biomasse totale	53,4
S-T50-4	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Racines	6,52
S-T50-4	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Tiges	5,33
S-T50-4	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Feuilles	7,41
S-T50-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Biomasse totale	43,3
S-T50-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Racines	6,88
S-T50-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Tiges	4,97
S-T50-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	Feuilles	6,77

Tableau D.2. Longueur (cm) moyenne des tiges de *S. miyabeana* 'SX67' selon les semaines.

Échantillon	Traitement (mg · kg <sup>-1</sup> )	Semaine	Longueur (cm)
S-T0	0	7	27,9
S-T10	10	7	25,9
S-T50	50	7	23,4
S-T0	0	8	33,9
S-T10	10	8	32,9
S-T50	50	8	28,5
S-T0	0	9	39,1
S-T10	10	9	36,9
S-T50	50	9	31,3
S-T0	0	10	41,4
S-T10	10	10	39,6
S-T50	50	10	33,5

Tableau D.2. Longueur (cm) moyenne des tiges de *S. miyabeana* 'SX67' selon les semaines.

<b>Échantillon</b> (suite)	<b>Traitement</b> (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	<b>Semaine</b> (suite)	<b>Longueur</b> (suite) (cm)
S-T0	0	11	44,7
S-T10	10	11	42,1
S-T50	50	11	33,9
S-T0	0	12	48,1
S-T10	10	12	44,7
S-T50	50	12	34,6
S-T0	0	13	54,6
S-T10	10	13	48,8
S-T50	50	13	35,2
S-T0	0	14	56,4
S-T10	10	14	49,3
S-T50	50	14	36,6
S-T0	0	15	59,3
S-T10	10	15	53,4
S-T50	50	15	39,9
S-T0	0	16	62,0
S-T10	10	16	55,9
S-T50	50	16	41,5

## ANNEXE E EFFETS PHYSIOLOGIQUES DU SÉLÉNIUM

Tableau E.1. Conductance stomatique (GSW) ( $\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ) et efficacité photosynthétique ( $\Phi\text{PSII}$ ) des plantes selon les semaines.

Échantillon	Espèce	Traitement ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Semaine	GSW ( $\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )	$\Phi\text{PSII}$
S-T0	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	6	0,143	0,482
S-T10	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	6	0,0918	0,446
S-T50	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	6	0,138	0,424
B-T0	<i>B. juncea</i>	0	6	0,829	0,501
B-T10	<i>B. juncea</i>	10	6	1,01	0,556
S-T0	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	7	0,308	0,579
S-T10	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	7	0,263	0,524
S-T50	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	7	0,250	0,422
B-T0	<i>B. juncea</i>	0	7	0,672	0,431
B-T10	<i>B. juncea</i>	10	7	0,890	0,528
S-T0	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	8	0,107	0,397
S-T10	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	8	0,142	0,282
S-T50	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	8	0,147	0,269
A-T0	<i>A. canadensis</i>	0	8	0,0471	0,352
A-T10	<i>A. canadensis</i>	10	8	0,0337	0,356
A-T50	<i>A. canadensis</i>	50	8	0,0316	0,297
S-T0	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	9	0,131	0,459
S-T10	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	9	0,114	0,432
S-T50	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	9	0,168	0,346
A-T0	<i>A. canadensis</i>	0	9	0,0896	0,487
A-T10	<i>A. canadensis</i>	10	9	0,0648	0,550
A-T50	<i>A. canadensis</i>	50	9	0,0589	0,269
S-T0	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	10	0,216	0,667
S-T10	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	10	0,224	0,647
S-T50	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	10	0,216	0,658
A-T0	<i>A. canadensis</i>	0	10	0,0686	0,725
A-T10	<i>A. canadensis</i>	10	10	0,0804	0,643
A-T50	<i>A. canadensis</i>	50	10	0,0651	0,651
S-T0	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	11	0,146	0,368
S-T10	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	11	0,197	0,347
S-T50	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	11	0,196	0,281
A-T0	<i>A. canadensis</i>	0	11	0,0756	0,357
A-T10	<i>A. canadensis</i>	10	11	0,0387	0,283
A-T50	<i>A. canadensis</i>	50	11	0,0401	0,252
S-T0	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	12	0,232	0,381
S-T10	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	12	0,241	0,379
S-T50	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	12	0,191	0,337
A-T0	<i>A. canadensis</i>	0	12	0,243	0,449

Tableau E.1. Conductance stomatique (GSW) ( $\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ) et efficacité photosynthétique ( $\Phi\text{PSII}$ ) des plantes selon les semaines.

Échantillon (suite)	Espèce (suite)	Traitement (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Semaine (suite)	GSW (suite) ( $\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )	$\Phi\text{PSII}$ (suite)
A-T10	<i>A. canadensis</i>	10	12	0,278	0,616
A-T50	<i>A. canadensis</i>	10	12	0,155	0,464
S-T0	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	13	0,191	0,669
S-T10	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	13	0,202	0,648
S-T50	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	13	0,246	0,572
A-T0	<i>A. canadensis</i>	0	13	0,142	0,683
A-T10	<i>A. canadensis</i>	10	13	0,127	0,587
A-T50	<i>A. canadensis</i>	50	13	0,0831	0,731
S-T0	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	14	0,0468	0,449
S-T10	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	14	0,0430	0,497
S-T50	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	14	0,231	0,478
A-T0	<i>A. canadensis</i>	0	14	0,0518	0,546
A-T10	<i>A. canadensis</i>	10	14	0,0799	0,493
A-T50	<i>A. canadensis</i>	50	14	0,0386	0,287
S-T0	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	15	0,161	0,429
S-T10	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	15	0,237	0,553
S-T50	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	15	0,377	0,500
A-T0	<i>A. canadensis</i>	0	15	0,243	0,552
A-T10	<i>A. canadensis</i>	10	15	0,212	0,495
A-T50	<i>A. canadensis</i>	50	15	0,105	0,402
S-T0	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	16	0,134	0,75
S-T10	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	16	0,178	0,752
S-T50	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	16	0,376	0,736
A-T0	<i>A. canadensis</i>	0	16	0,248	0,752
A-T10	<i>A. canadensis</i>	10	16	0,203	0,693
A-T50	<i>A. canadensis</i>	50	16	0,157	0,645

\* À noter que les valeurs présentées sont des moyennes.

## ANNEXE F INTERACTIONS ENTRE LE SÉLÉNIUM, LE PHOSPHORE ET LE SOUFRE

Tableau F.1. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en P et en S des feuilles.

Échantillon	Espèce	Traitement ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	P ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	S ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
A-T0-1-F	<i>A. canadensis</i>	0	2 290	2 660
A-T0-3-F	<i>A. canadensis</i>	0	2 650	3 010
A-T0-5-F	<i>A. canadensis</i>	0	2 470	2 950
A-T10-1-F	<i>A. canadensis</i>	10	2 290	3 610
A-T10-3-F	<i>A. canadensis</i>	10	1 930	3 010
A-T10-5-F	<i>A. canadensis</i>	10	2 080	2 910
A-T50-1-F	<i>A. canadensis</i>	50	2 000	4 310
A-T50-3-F	<i>A. canadensis</i>	50	1 940	4 250
A-T50-5-F	<i>A. canadensis</i>	50	1 840	4 940
S-T0-1-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	1 680	5 620
S-T0-3-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	1 490	4 720
S-T0-5-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	1 820	5 210
S-T10-1-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	1 770	6 780
S-T10-3-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	1 400	5 380
S-T10-5-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	1 570	5 410
S-T50-1-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	1 270	4 900
S-T50-3-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	1 260	5 630
S-T50-5-F	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	923	5 100

## ANNEXE G ANOMALIES

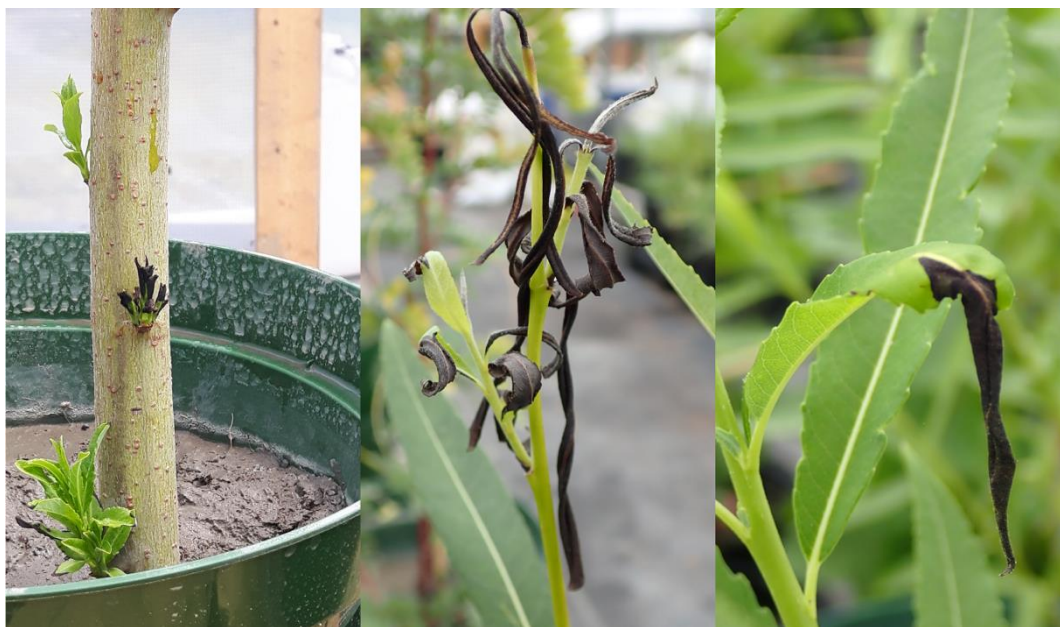


Figure G.1. Nécroses observées sur l'ensemble des individus des traitements de 10 et 50 mg Se · kg<sup>-1</sup> de *S. miyabeana* 'SX67', potentiellement causées par le cèpe du saule.

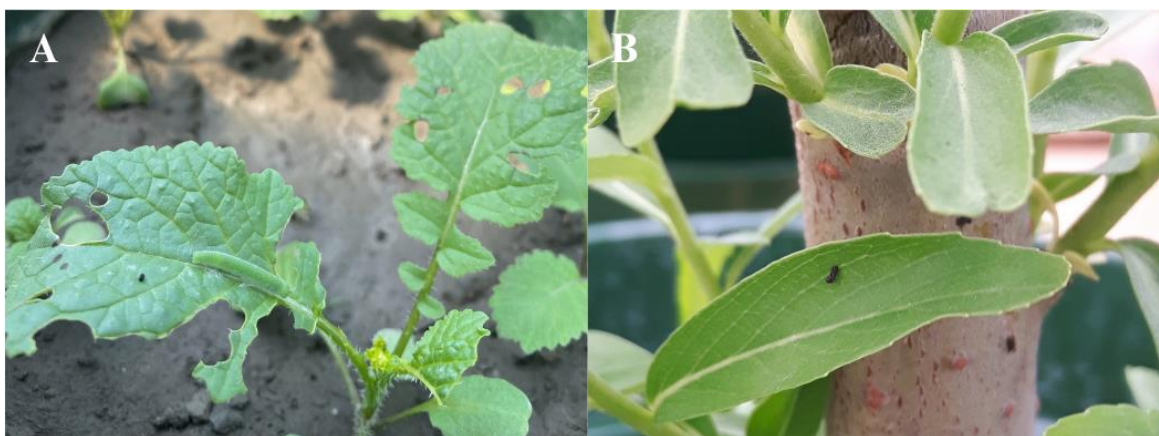


Figure G.2. Chenilles de la piéride du chou (A) et pucerons ailés (B) observés sur certains individus de *B. juncea* et de *S. miyabeana* 'SX67' respectivement.



Figure G.3. Champignons observés sur tous les individus d'*A. canadensis*.



Figure G.4. Toxicité observée sur les individus du traitement de  $50 \text{ mg Se} \cdot \text{kg}^{-1}$  de *B. juncea*.



Figure G.5. Carences et déformations observées sur plusieurs individus de *S. miyabeana* 'SX67'.

## ANNEXE H CARACTÉRISTIQUES FINALES DES SOLS (MILIEU CONTRÔLÉ)

Tableau H.1. pH des sols selon les horizons.

Échantillon	Espèce	Traitement (mg · kg <sup>-1</sup> )	Horizon (m)	pH
B-H1-T0-1	<i>B. juncea</i>	0	0 à 0,3	7,89
B-H1-T10-1	<i>B. juncea</i>	10	0 à 0,3	7,84
B-H1-T50-1	<i>B. juncea</i>	50	0 à 0,3	7,72
B-H2-T0-1	<i>B. juncea</i>	0	0,3 à 0,6	7,83
B-H2-T10-1	<i>B. juncea</i>	10	0,3 à 0,6	7,88
B-H2-T50-1	<i>B. juncea</i>	50	0,3 à 0,6	7,89
A-H1-T0-1	<i>A. canadensis</i>	0	0 à 0,3	7,71
A-H1-T10-1	<i>A. canadensis</i>	10	0 à 0,3	7,60
A-H1-T50-1	<i>A. canadensis</i>	50	0 à 0,3	7,81
A-H2-T0-1	<i>A. canadensis</i>	0	0,3 à 0,6	7,65
A-H2-T10-1	<i>A. canadensis</i>	10	0,3 à 0,6	7,84
A-H2-T50-1	<i>A. canadensis</i>	50	0,3 à 0,6	7,84
S-H1-T0-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	0 à 0,3	7,76
S-H1-T10-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0 à 0,3	7,77
S-H1-T50-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0 à 0,3	7,79
S-H2-T0-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	0,3 à 0,6	7,64
S-H2-T10-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0,3 à 0,6	7,66
S-H2-T50-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0,3 à 0,6	7,93

Tableau H.2. Concentrations (mg · kg<sup>-1</sup>) phytodisponibles en Se des sols selon les horizons.

Échantillon	Espèce	Traitement (mg · kg <sup>-1</sup> )	Horizon (m)	Se (mg · kg <sup>-1</sup> )
A-H1-T10-1	<i>A. canadensis</i>	10	0 à 0,3	5,94
A-H1-T10-3	<i>A. canadensis</i>	10	0 à 0,3	6,15
A-H1-T10-5	<i>A. canadensis</i>	10	0 à 0,3	6,13
A-H1-T50-1	<i>A. canadensis</i>	50	0 à 0,3	25,6
A-H1-T50-3	<i>A. canadensis</i>	50	0 à 0,3	31,8
A-H1-T50-5	<i>A. canadensis</i>	50	0 à 0,3	31,0
A-H2-T10-1	<i>A. canadensis</i>	10	0,3 à 0,6	6,57
A-H2-T10-3	<i>A. canadensis</i>	10	0,3 à 0,6	6,49
A-H2-T10-5	<i>A. canadensis</i>	10	0,3 à 0,6	7,42
A-H2-T50-1	<i>A. canadensis</i>	50	0,3 à 0,6	36,5

Tableau H.2. Concentrations (mg · kg<sup>-1</sup>) phytodisponibles en Se des sols selon les horizons.

<b>Échantillon</b> (suite)	<b>Espèce</b> (suite)	<b>Traitement</b> (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	<b>Horizon</b> (suite) (m)	<b>Se</b> (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )
A-H2-T50-3	<i>A. canadensis</i>	50	0,3 à 0,6	34,9
A-H2-T50-5	<i>A. canadensis</i>	50	0,3 à 0,6	30,3
S-H1-T10-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0 à 0,3	5,68
S-H1-T10-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0 à 0,3	5,99
S-H1-T10-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0 à 0,3	6,32
S-H1-T50-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0 à 0,3	31,1
S-H1-T50-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0 à 0,3	31,4
S-H1-T50-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0 à 0,3	29,8
S-H2-T10-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0,3 à 0,6	7,43
S-H2-T10-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0,3 à 0,6	6,50
S-H2-T10-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0,3 à 0,6	6,01
S-H2-T50-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0,3 à 0,6	29,7
S-H2-T50-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0,3 à 0,6	30,7
S-H2-T50-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0,3 à 0,6	30,0

Tableau H.3. Concentrations (mg · kg<sup>-1</sup>) totales des sols selon les horizons.

Échantillon	Espèce	Traitement (mg · kg <sup>-1</sup> )	Horizon (m)	Ca (mg · kg <sup>-1</sup> )	Cu (mg · kg <sup>-1</sup> )	Fe (mg · kg <sup>-1</sup> )	K (mg · kg <sup>-1</sup> )	Mg (mg · kg <sup>-1</sup> )	Mn (mg · kg <sup>-1</sup> )	Na (mg · kg <sup>-1</sup> )	P (mg · kg <sup>-1</sup> )	S (mg · kg <sup>-1</sup> )	Se (mg · kg <sup>-1</sup> )	Zn (mg · kg <sup>-1</sup> )
B-H1-T0-1	<i>B. juncea</i>	0	0 à 0,3	72 000	72,5	19 600	2 860	8 991,69	331	280	738	842	1,69	90,7
B-H1-T0-3	<i>B. juncea</i>	0	0 à 0,3	64 400	75,2	18 100	2 980	7 534,98	321	224	713	586	1,69	94,5
B-H1-T0-5	<i>B. juncea</i>	0	0 à 0,3	59 700	79,8	19 800	3 090	7 759,23	546	374	703	559	1,69	98,8
B-H1-T10-1	<i>B. juncea</i>	10	0 à 0,3	60 300	77,1	18 900	2 970	7 505,89	321	279	687	593	9,23	96,5
B-H1-T10-3	<i>B. juncea</i>	10	0 à 0,3	71 300	80,1	19 400	3 200	7 978,47	334	318	720	584	9,43	106
B-H1-T10-5	<i>B. juncea</i>	10	0 à 0,3	64 700	84,2	21 600	3 140	7 975,46	362	305	768	612	10,1	117
B-H1-T50-1	<i>B. juncea</i>	50	0 à 0,3	77 000	69,9	17 900	2 930	7 426,58	313	221	692	740	42,4	94,2
B-H1-T50-3	<i>B. juncea</i>	50	0 à 0,3	60 500	73,8	18 700	2 960	7 453,67	307	317	698	601	40,8	94,3
B-H1-T50-5	<i>B. juncea</i>	50	0 à 0,3	71 100	84,5	21 100	3 100	8 247,04	361	382	825	649	49,0	113
B-H2-T0-1	<i>B. juncea</i>	0	0,3 à 0,6	51 800	18,5	10 200	1 540	5 311,10	171	4,05	595	569	1,69	34,9
B-H2-T0-3	<i>B. juncea</i>	0	0,3 à 0,6	58 600	18,2	10 600	1 760	5 597,09	182	167	581	580	1,69	36,5
B-H2-T0-5	<i>B. juncea</i>	0	0,3 à 0,6	56 900	18,0	10 600	1 690	5 350	185	139	566	522	1,69	37,1
B-H2-T10-1	<i>B. juncea</i>	10	0,3 à 0,6	50 000	18,5	10 200	1 570	5 180	171	220	641	508	7,65	36,0
B-H2-T10-3	<i>B. juncea</i>	10	0,3 à 0,6	56 000	18,7	10 600	1 750	5 840	183	131	582	558	9,46	47,1
B-H2-T10-5	<i>B. juncea</i>	10	0,3 à 0,6	52 600	21,8	10 800	1 760	5 390	186	132	608	532	8,55	41,1
B-H2-T50-1	<i>B. juncea</i>	50	0,3 à 0,6	53 400	23,7	11 000	1 720	5 490	185	152	643	544	45,5	42,1
B-H2-T50-3	<i>B. juncea</i>	50	0,3 à 0,6	64 500	19,8	11 000	1 820	5 960	211	214	579	793	45,5	38,0
B-H2-T50-5	<i>B. juncea</i>	50	0,3 à 0,6	73 900	26,1	13 000	2 080	7 040	227	264	732	697	54,6	47,8
A-H1-T0-1	<i>A. canadensis</i>	0	0 à 0,3	57 700	66,7	17 000	2 840	6 930	297	135	771	605	1,69	95,7
A-H1-T0-3	<i>A. canadensis</i>	0	0 à 0,3	53 000	72,4	18 900	2 970	7 770	320	4,05	926	514	1,69	98,4
A-H1-T0-5	<i>A. canadensis</i>	0	0 à 0,3	59 000	67,7	17 400	2 710	7 120	310	4,05	700	583	1,69	90,7
A-H1-T10-1	<i>A. canadensis</i>	10	0 à 0,3	57 400	73,3	18 400	2 900	7 060	302	140	864	705	10,3	105
A-H1-T10-3	<i>A. canadensis</i>	10	0 à 0,3	52 600	70,2	17 600	2 810	6 910	356	8,31	814	577	9,08	97,5
A-H1-T10-5	<i>A. canadensis</i>	10	0 à 0,3	53 400	70,0	15 900	2 780	6 580	284	21,5	736	794	8,40	85,5
A-H1-T50-1	<i>A. canadensis</i>	50	0 à 0,3	64 800	77,6	18 900	3 160	7 550	337	179	856	562	33,7	105
A-H1-T50-3	<i>A. canadensis</i>	50	0 à 0,3	60 000	70,4	18 100	2 930	7 290	318	164	777	613	35,6	96,4
A-H1-T50-5	<i>A. canadensis</i>	50	0 à 0,3	56 000	95,2	19 600	3 070	7 320	314	189	849	596	36,6	182
A-H2-T0-1	<i>A. canadensis</i>	0	0,3 à 0,6	68 000	69,0	18 100	2 890	7 450	325	4,05	820	634	1,69	94,4
A-H2-T0-3	<i>A. canadensis</i>	0	0,3 à 0,6	57 500	28,6	13 000	2 070	6 140	226	4,05	664	882	1,69	46,9
A-H2-T0-5	<i>A. canadensis</i>	0	0,3 à 0,6	48 100	35,8	12 100	2 040	5 650	207	4,05	604	575	1,69	49,4
A-H2-T10-1	<i>A. canadensis</i>	10	0,3 à 0,6	49 200	20,6	10 700	1 760	5 310	189	4,05	659	486	8,66	38,2
A-H2-T10-3	<i>A. canadensis</i>	10	0,3 à 0,6	59 000	20,2	10 700	1 840	5 650	183	7,40	606	949	7,99	37,1
A-H2-T10-5	<i>A. canadensis</i>	10	0,3 à 0,6	53 500	20,5	10 600	1 760	5 290	188	51,7	577	663	9,55	36,8
A-H2-T50-1	<i>A. canadensis</i>	50	0,3 à 0,6	54 600	20,4	10 700	1 760	5 510	194	4,05	621	641	49,0	38,5
A-H2-T50-3	<i>A. canadensis</i>	50	0,3 à 0,6	62 200	26,1	13 000	2 170	6 820	223	23,0	668	709	54,9	49,3
A-H2-T50-5	<i>A. canadensis</i>	50	0,3 à 0,6	59 600	24,0	11 500	1 840	6 530	213	4,05	654	589	49,6	44,6
S-H1-T0-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	0 à 0,3	69 200	84,5	19 000	3 170	7 740	331	184	746	567	1,69	100
S-H1-T0-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	0 à 0,3	65 600	77,6	18 700	3 110	7 690	313	263	712	518	1,69	98,4
S-H1-T0-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	0 à 0,3	58 400	81,3	19 900	3 250	7 870	338	204	732	602	1,69	107
S-H1-T10-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0 à 0,3	63 500	82,7	19 300	3 180	7 770	321	4,05	763	504	8,11	139
S-H1-T10-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0 à 0,3	60 500	75,3	19 500	3 140	8 150	321	149	710	596	9,27	105
S-H1-T10-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0 à 0,3	61 200	75,9	18 700	3 120	7 860	320	248	691	672	8,17	99,8

Tableau H.3. Concentrations (mg · kg<sup>-1</sup>) totales des sols selon les horizons.

Échantillon (suite)	Espèce (suite)	Traitement (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	Horizon (suite) (m)	Ca (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	Cu (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	Fe (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	K (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	Mg (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	Mn (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	Na (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	P (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	S (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	Se (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )	Zn (suite) (mg · kg <sup>-1</sup> )
S-H1-T50-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0 à 0,3	66 000	73,7	18 700	3 250	7 490	312	282	804	534	37,8	101
S-H1-T50-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0 à 0,3	61 500	76,4	18 800	3 230	7 570	317	4,05	696	491	36,9	103
S-H1-T50-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0 à 0,3	60 700	114	19 400	3 300	7 630	341	410	720	507	38,5	107
S-H2-T0-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	0,3 à 0,6	58 900	21,2	11 100	1 880	5 600	196	4,05	616	579	1,69	38,3
S-H2-T0-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	0,3 à 0,6	54 500	21,1	11 200	1 880	5 630	187	4,05	575	547	1,69	38,5
S-H2-T0-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	0	0,3 à 0,6	63 400	20,9	10 800	1 850	5 430	204	82,8	598	506	1,69	40,8
S-H2-T10-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0,3 à 0,6	59 100	20,9	11 300	1 930	5 630	195	114	628	488	8,30	41,7
S-H2-T10-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0,3 à 0,6	46 600	19,9	11 000	1 850	5 300	198	4,05	595	533	8,38	40,5
S-H2-T10-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	10	0,3 à 0,6	53 200	22,1	11 200	1 890	5 460	198	194	613	526	9,07	44,6
S-H2-T50-1	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0,3 à 0,6	63 700	19,9	10 400	1 810	5 910	190	80,1	582	474	46,4	37,3
S-H2-T50-3	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0,3 à 0,6	56 000	22,4	11 200	1 920	6 200	197	156	626	470	47,6	41,9
S-H2-T50-5	<i>S. miyabeana</i> 'SX67'	50	0,3 à 0,6	55 000	20,2	10 500	1 830	5 310	183	4,05	616	494	44,6	39,6

## ANNEXE I BILAN MASSIQUE

Afin d'évaluer le mouvement du Se à travers le continuum sol-plante, les équations suivantes ont été utilisées :

$$Se_I = C_{i\ H1} \cdot M_{H1} + C_{i\ H2} \cdot M_{H2} \quad (I.1)$$

$$Se_F = C_{f\ H1} \cdot M_{H1} + C_{f\ H2} \cdot M_{H2} \quad (I.2)$$

$$Se_A = C_r \cdot B_r + C_a \cdot B_a \quad (I.3)$$

$$Se_B = - \left[ \frac{Se_I - (Se_F + Se_A)}{Se_I} \cdot 100 \right] \quad (I.4)$$

, où  $C_i$  correspond à la concentration initiale de Se retrouvée dans les sols en H1 ou en H2 ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),  $C_f$  à la concentration finale de Se retrouvée dans les sols en H1 ou en H2 ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),  $M$  à la masse de sols ajoutés en H1 ou en H2 dans chacun des pots (kg),  $C_r$  à la concentration de Se accumulée dans les racines ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),  $B_r$  à la biomasse racinaire (kg),  $C_a$  à la concentration de Se accumulée dans les tissus aériens ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),  $B_a$  à la biomasse aérienne (kg),  $Se_I$  à la quantité initiale de Se dans les sols (mg),  $Se_F$  à la quantité finale de Se dans les sols (mg),  $Se_A$  à la quantité accumulée de Se dans les tissus végétaux (mg) et  $Se_B$  au bilan massique du Se à travers le continuum sol-plante (%).

ANNEXE J CARACTÉRISTIQUES DES SOLS (*IN SITU*)

Tableau J.1. pH des sols selon les horizons.

<b>Échantillon</b>	<b>Horizon (m)</b>	<b>pH</b>
H1-1	0 à 0,3	7,48
H2-1	0,3 à 0,6	7,66
H1-6	0 à 0,3	7,63
H2-6	0,3 à 0,6	7,70
H1-15	0 à 0,3	7,84
H2-15	0,3 à 0,6	7,84
H1-21	0 à 0,3	7,82
H2-21	0,3 à 0,6	7,68
H1-29	0 à 0,3	7,91
H2-29	0,3 à 0,6	7,83
H1-36	0 à 0,3	7,79
H2-36	0,3 à 0,6	7,84
H1-47	0 à 0,3	7,68
H2-47	0,3 à 0,6	7,67

Tableau J.2. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) phytodisponibles en Se des sols selon les horizons.

<b>Échantillon</b>	<b>Horizon (m)</b>	<b>Se (<math>\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}</math>)</b>
H2-6	0,3 à 0,6	1,69
H1-15	0 à 0,3	1,69
H1-20	0 à 0,3	1,69
H2-21	0,3 à 0,6	1,69
H1-23	0 à 0,3	1,69
H1-36	0 à 0,3	1,69
H2-36	0,3 à 0,6	1,69
H1-47	0 à 0,3	1,69
H2-47	0,3 à 0,6	1,69
H1-49	0 à 0,3	1,69

Tableau J.3. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) totales des sols selon les horizons.

Échantillon	Horizon (m)	Ca ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Cu ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Fe ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	K ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Mg ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	M ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Na ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	P ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	S ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Se ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Zn ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
H1-1	0 à 0,3	48 200	95,5	26 200	4 680	10 300	441	191	825	803	1,69	142
H2-1	0,3 à 0,6	74 000	56,8	24 100	4 150	9 800	445	332	825	729	1,69	102
H1-3	0 à 0,3	34 100	53,3	28 900	5 740	12 000	482	1 010	770	465	1,69	95,7
H2-3	0,3 à 0,6	42 300	43,6	30 700	5 690	12 500	492	440	704	308	1,69	97,4
H1-5	0 à 0,3	56 200	72,5	28 900	4 410	10 200	461	216	727	905	1,69	129
H2-5	0,3 à 0,6	77 100	50,4	18 000	3 080	7 440	316	706	640	1 800	1,69	108
H1-6	0 à 0,3	59 700	96,9	28 200	5 000	10 400	454	349	848	888	1,69	162
H2-6	0,3 à 0,6	44 700	79,2	28 400	4 810	9 920	449	252	760	699	3,28	149
H1-13	0 à 0,3	36 400	52,5	28 800	4 890	9 840	518	161	817	498	1,69	110
H2-13	0,3 à 0,6	41 600	50,2	29 300	5 020	10 200	559	1345	784	620	1,69	101
H1-15	0 à 0,3	34 200	74,0	32 000	5 130	9 870	504	272	749	514	7,40	131
H2-15	0,3 à 0,6	14 200	71,0	38 300	6 290	12 800	586	383	704	149	1,69	109
H1-16	0 à 0,3	49 400	93,1	26 100	4 740	9 910	446	188	826	722	1,69	135
H2-16	0,3 à 0,6	35 100	59,1	32 600	5 420	11 300	530	248	693	406	1,69	112
H1-18	0 à 0,3	52 700	80,4	33 400	5 130	11 300	577	353	821	693	1,69	150
H2-18	0,3 à 0,6	13 600	62,7	39 700	6 230	12 900	841	562	790	186	1,69	191
H1-20	0 à 0,3	47 400	99,3	26 900	4 640	9 950	414	114	771	929	5,37	122
H2-20	0,3 à 0,6	24 900	55,6	36 200	5 980	12 000	930	14,1	861	438	1,69	140
H1-21	0 à 0,3	36 800	80,8	30 000	4 700	9 560	452	4,05	714	585	1,69	134
H2-21	0,3 à 0,6	30 000	118	27 800	4 690	9 050	432	213	813	760	5,40	154
H1-23	0 à 0,3	39 800	111	28 400	5 140	10 100	453	352	859	730	4,49	150
H2-23	0,3 à 0,6	59 700	94,6	26 500	4 930	10 100	430	86,1	798	837	1,69	147
H1-29	0 à 0,3	28 800	48,7	34 700	6 760	13 900	675	165	748	341	1,69	110
H2-29	0,3 à 0,6	18 500	48,2	39 600	6 780	13 900	929	416	709	208	1,69	116
H1-30	0 à 0,3	130 000	55,3	22 000	4 310	9 390	392	156	1 030	904	1,69	84,9
H2-30	0,3 à 0,6	109 000	84,7	26 100	4 290	10 000	436	276	943	992	1,69	131
H1-36	0 à 0,3	46 200	145	25 500	4 440	8 770	405	4,05	808	787	9,31	220
H2-36	0,3 à 0,6	52 200	121	27 400	4 680	9 720	447	4,05	731	661	7,25	152
H1-42	0 à 0,3	25 000	77,4	31 200	5 520	1 060	492	281	784	512	1,69	130

Tableau J.3. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) totales des sols selon les horizons.

Échantillon (suite)	Horizon (suite) (m)	Ca (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Cu (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Fe (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	K (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Mg (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	M (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Na (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	P (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	S (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Se (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Zn (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
H2-42	0,3 à 0,6	15 500	87,5	59 400	6 060	12 000	668	4,05	759	285	1,69	605
H1-43	0 à 0,3	36 000	61,7	27 900	4 400	9 270	465	4,05	692	562	1,69	122
H2-43	0,3 à 0,6	24 300	57,3	33 600	5 600	11 500	454	365	682	340	1,69	116
H1-47	0 à 0,3	25 600	151	35 500	6 330	11 900	786	148	814	540	6,26	143
H2-47	0,3 à 0,6	31 600	275	32 600	6 130	12 900	642	442	841	557	13,9	133
H1-49	0 à 0,3	66 000	80,3	24 800	4 220	9 750	436	1 680	831	1 320	3,35	123
H2-49	0,3 à 0,6	49 900	63,4	32 400	5 240	11 600	648	2 690	715	1 030	1,69	124

Tableau J.4. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) totales en Se des sols selon les horizons et les années.

<b>Bloc/Échantillon</b>	<b>Horizon (m)</b>	<b>Année</b>	<b>Se (<math>\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}</math>)</b>
25	0 à 0,3	2018	8,33
25	0 à 0,3	2018	11,8
26	0 à 0,3	2018	6,80
26	0 à 0,3	2018	8,30
29	0 à 0,3	2018	15,6
29	0 à 0,3	2018	20,7
25	0 à 0,3	2019	49,4
26	0 à 0,3	2019	7,00
29	0 à 0,3	2019	4,90
26	0 à 0,3	2020	3,11
29	0 à 0,3	2020	7,44
29	0 à 0,3	2021	5,81
29	0 à 0,3	2021	8,36
29	0 à 0,3	2021	17,2
H1-5	0 à 0,3	2022	1,69
H1-36	0 à 0,3	2022	9,31
25	0,3 à 0,6	2019	14,9
26	0,3 à 0,6	2019	1,60
29	0,3 à 0,6	2019	47,0
26	0,3 à 0,6	2020	1,68
29	0,3 à 0,6	2020	38,9
29	0,3 à 0,6	2021	39,8
29	0,3 à 0,6	2021	55,1
H2-5	0,3 à 0,6	2022	1,69
H2-36	0,3 à 0,6	2022	7,25
29	0,6 à 0,9	2021	68,9
29	0,6 à 0,9	2021	91,4
29	0,6 à 0,9	2021	111
29	0,6 à 0,9	2021	254

ANNEXE K PHYTOEXTRACTION DU SÉLÉNIUM ET DÉVELOPPEMENT  
DES PLANTES (*IN SITU*)

Tableau K.1. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se des plantes selon les années et les tissus.

Bloc/Échantillon	Année	Tissus	Se ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
25	2019	Tiges et feuilles	0,250
25	2019	Tiges et feuilles	11,5
25	2019	Tiges et feuilles	22,8
26	2019	Tiges et feuilles	0,250
26	2019	Tiges et feuilles	0,250
26	2019	Tiges et feuilles	1,30
26	2019	Tiges et feuilles	4,00
26	2019	Tiges et feuilles	11,4
29	2019	Tiges et feuilles	33,4
29	2019	Tiges et feuilles	67,6
29	2019	Tiges et feuilles	83,5
26	2020	Tiges et feuilles	9,83
26	2020	Tiges et feuilles	18,0
26	2020	Tiges et feuilles	26,2
26	2020	Tiges et feuilles	38,6
29	2020	Tiges et feuilles	52,2
29	2020	Tiges et feuilles	66,9
29	2020	Tiges et feuilles	70,5
29	2020	Tiges et feuilles	95,0
S1	2022	Tiges et feuilles	2 370
S1.2	2022	Tiges et feuilles	2 490
S11	2022	Tiges et feuilles	2 820
S15	2022	Tiges et feuilles	1 640
S19	2022	Tiges et feuilles	2 210
S25	2022	Tiges et feuilles	2 630
S26	2022	Tiges et feuilles	2 690
S26.2	2022	Tiges et feuilles	2 930
S31	2022	Tiges et feuilles	2 420
S34	2022	Tiges et feuilles	2 880
S37	2022	Tiges et feuilles	2 710
S45	2022	Tiges et feuilles	3 360
S46	2022	Tiges et feuilles	3 120
S48	2022	Tiges et feuilles	3 310
S48.2	2022	Tiges et feuilles	3 300

Tableau K.1. Concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se des plantes selon les années et les tissus.

<b>Bloc/Échantillon</b> (suite)	<b>Année</b> (suite)	<b>Tissus</b> (suite)	<b>Se</b> (suite) ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
S55	2022	Tiges et feuilles	3 110
S59	2022	Tiges et feuilles	3 100
S63	2022	Tiges et feuilles	2 540
S68	2022	Tiges et feuilles	1 650
S7	2022	Tiges et feuilles	2 910
S1	2022	Feuilles	4 710
S11	2022	Feuilles	5 440
S15	2022	Feuilles	3 080
S19	2022	Feuilles	4 330
S25	2022	Feuilles	4 890
S26	2022	Feuilles	5 220
S31	2022	Feuilles	4 240
S34	2022	Feuilles	5 100
S37	2022	Feuilles	4 720
S45	2022	Feuilles	5 870
S46	2022	Feuilles	5 770
S48	2022	Feuilles	5 940
S55	2022	Feuilles	5 600
S59	2022	Feuilles	5 840
S63	2022	Feuilles	4 520
S68	2022	Feuilles	2 800
S7	2022	Feuilles	5 460

Tableau K.2. Biomasse aérienne totale (g) selon les années.

<b>Bloc</b>	<b>Individu</b>	<b>Année</b>	<b>Biomasse</b> ( $\text{kg} \cdot \text{an}^{-1}$ )
25	XX1	2019	0,760
25	XX2	2019	1,46
25	XX3	2019	1,27
26	H6	2019	1,00
26	H7	2019	1,12
27	YY1	2019	0,860
29	AA4	2019	1,29
29	A4	2019	1,35
29	A5	2019	1,30
30	X1	2019	1,42

Tableau K.2. Biomasse aérienne totale (g) selon les années.

<b>Bloc</b> (suite)	<b>Individu</b> (suite)	<b>Année</b> (suite)	<b>Biomasse</b> (suite) (kg · an <sup>-1</sup> )
30	X2	2019	3,62
26	H5	2020	0,780
26	H6	2020	1,27
26	H7	2020	1,38
26	G6	2020	1,53
29	AA4	2020	0,970
29	A4	2020	1,18
29	A5	2020	1,21
29	B4	2020	1,00
30	X1	2020	0,720
30	X2	2020	2,41
29	A5	2022	3,28
29	B4	2022	1,43
25	XX3	2022	1,92

## ANNEXE L ACCUMULATIONS EN SE ET BIOMASSES OBTENUES POUR DIFFÉRENTES ÉTUDES

Tableau L.1. Comparaison des concentrations ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) en Se et des biomasses (g) obtenues pour différentes études réalisées dans un contexte expérimental similaire.

Article	<i>B. juncea</i>					<i>A. canadensis</i>		<i>Salix spp.</i>			
	#1	#2	#3	#4	#5	#3	#6	#4	#4	#7	
<b>Plantation</b>	Graines	Graines	Graines	Graines	Graines	Graines	Plants mat.	Bouture	Bouture	Graines	
<b>Forme Se</b>	$\text{NaSeO}_2 \cdot 4$	$\text{NaSeO}_2 \cdot 4$	-	-	-	-	$\text{K}_2\text{SeO}_4$	-	-	$\text{SeO}_2 \cdot 4$	
<b>Dopage :</b>											
Se total	( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	1,90	2,50	20,8	536	8,20	14,3	n/a	536	536	0,695
Se phytodisponible	( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	-	-	4,50	19,0	-	6,10	n/a	19,0	19,0	-
Se soluble	( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	1,58	n/a	n/a	0,137
<b>Autres contaminants</b>		Non	Non	Non	Oui	Oui	Non	Non	Oui	Oui	Non
<b>Acclimatation préalable</b>		Oui	Non	Non	Non	Oui	Non	Oui	Non	Non	Non
<b>Milieu expérimental</b>		Serre	Serre	Serre	Serre	Serre	Serre	Serre	Serre	Serre	Terrain
<b>Durée expérimentale</b>		17	12	26	12	> 6	26	3	12	12	12
<b>Fertilisation</b>		Oui	Non	Oui	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Oui	Non
<b>Se accumulé :</b>											
Racines	( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	-	198	-	1 200	-	-	-	-	-	0,952
Tiges	( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	48,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Feuilles	( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	70,0	658	-	1 300	711	-	-	545	235	0,682
Tiges et feuilles	( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	-	-	5,20	-	-	21,0	225	-	-	-
<b>Biomasse :</b>											
Racines	(g)	-	0,360	-	-	-	-	-	-	-	-
Tiges	(g)	21,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Feuilles	(g)	18,3	3,40	-	-	-	-	-	-	-	-
Tiges et feuilles	(g)	-	-	-	-	3,80	-	-	-	-	-
Total	(g)	-	7,46	-	-	-	-	-	-	-	-

1. Bañuelos et al. (2000)

2. Di Gregorio et al. (2006)

3. Goodson et al. (2003)

4. Nissim et al. (2015)

5. Yasin et al. (2015)

6. Sors et al. (2005)

7. Jacoba Szucs (2011)

## ANNEXE M TEMPS NÉCESSAIRE À LA DÉCONTAMINATION D'UN SITE

Afin d'évaluer le temps nécessaire à la décontamination complète ou partielle d'un site, il est possible d'utiliser l'équation suivante :

$$t = \frac{V \cdot \rho \cdot C}{E} \quad (\text{M.1})$$

, où  $t$  correspond au temps requis (année),  $V$  au volume de sols contaminés ( $\text{m}^3$ ),  $\rho$  à la densité du sol ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ),  $C$  à la concentration moyenne en Se dans les sols ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) et  $E$  au taux d'extraction spécifique à chaque espèce ( $\text{kg} \cdot \text{an}^{-1}$ ).