TABLES DES MATIÈRES

RÉSUMÉ LONG III

RÉSUMÉ COURT VI

ABSTRACT VII

TABLES DES MATIÈRES VIII

LISTES DES TABLEAUX XI

LISTE DES FIGURES XII

REMERCIEMENTS XVII

CHAPITRE 1 : PROBLÉMATIQUE ET CONTEXTE DE L'ÉTUDE 1

1.1. Problématique 1

1.2. Contexte de l'étude 2

CHAPITRE 2 : REVUE DE LITTÉRATURE 4

2.1. Les tourbières 4

2.1.1. Formation des tourbières 4

2.1.2. Matières organiques des tourbières 5

2.1.3. Minéralisation du carbone organique 6

2.1.4. Acidité des tourbières 8

2.1.5. Capacité d'échange cationique 10

2.1.6. Métaux lourds dans les tourbières 11

2.1.6.1 Rétention et accumulation des métaux lourds 11

2.1.6.2. Fractions chimiques des métaux lourds 12

2.1.6.3. Dissolution et mobilité des métaux 13

2.2. DÉGRADATION DES TOURBIÈRES RÉSIDUELLES ET LEUR RÉHABILITATION 13

2.2.1 Facteurs contribuant à la dégradation des sols tourbeux 13

2.2.2 Chaulage des sols 14

2.2.3. Fertilisation 15

2.2.4 Plantes énergétiques 16

2.2.4.1. Les saules (Salix spp.) 16

2.2.4.2. L'alpiste roseau (Phalaris arundinace L.) 17

2.2.4.3. La capacité calorifique du saule et de l'alpiste roseau 17

CHAPITRE 3 : HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS 18

3.1. INTRODUCTION 18

3.1.1. Hypothèse de recherche 19

3.2. OBJECTIFS DU TRAVAIL DE RECHERCHE 19

3.2.1. Objectif principal 19

3.2.2. Objectifs spécifiques 20

3.2.3. Utilisation des données de la recherche 21

3.2.4. Motivation de la recherche 21

CHAPITRE 4 : MATÉRIELS ET MÉTHODES 22

4.1. MATÉRIELS 22
4.1.1. Sols de tourbières résiduelles 22
4.1.2. Chaux agricoles 23
4.1.3. Engrais de synthèse 24
4.1.4. Plantes 25

4.2. ESSAIS EN SERRE 26
4.2.1. Effet de la chaux calcique sur quelques propriétés chimiques du sol en fonction du temps d'incubation 26
4.2.2. Effet de la chaux calcique sur quelques propriétés chimiques du sol ainsi que sur la croissance et le rendement du saule 27
4.2.3. Effet de la fertilisation sur quelques propriétés chimiques du sol ainsi que sur la croissance et le rendement du saule 27
4.2.4. Effet de la fertilisation (plusieurs combinaisons de doses N, P et K) sur la croissance et les teneurs en certains métaux de l'alpiste roseau 28

4.3. ESSAIS AU CHAMP 29
4.3.1. Généralités 29
4.3.2. Effet de la fertilisation minérale (N-P-K) sur la croissance, le rendement, la capacité calorifique et les teneurs en quelques métaux du saule et de l'alpiste roseau cultivés dans les couches organiques de surface de la tourbière résiduelle. 30

4.4. ANALYSES CHIMIQUES ET BIOÉNERGÉTIQUES 31
4.4.1. Sols 31
4.4.2. Plantes 31

4.5. TRAITEMENTS STATISTIQUES 32

CHAPITRE 5 : RÉSULTATS ET DISCUSSION 33

5.1. EFFET DE LA CHAUX CALCIQUE SUR QUELQUES PROPRIÉTÉS CHIMIQUES DU SOL 33
5.1.1. Contenu en matière organique (MO) totale du sol 33
5.1.2 Acidité échangeable (AÈ) et pH du sol 34
5.1.3. Teneurs en aluminium labile du sol 37
5.1.4. Teneurs en quelques éléments traces métalliques (Fe, Cu, Mn, Zn) sous formes labiles dans le sol 39
5.1.5. Teneurs en calcium et magnésium labiles du sol 41
5.1.6. Conclusion 43

5.2. EFFET DE LA CHAUX CALCIQUE SUR QUELQUES PROPRIÉTÉS CHIMIQUES DU SOL AINSI QUE SUR LA CROISSANCE ET LE RENDEMENT DU SAULE 43
5.2.1. Propriétés chimiques du sol cultivé 43
5.2.2. Fractions chimiques de quatre oligoéléments métalliques 45
5.2.3 Croissance, rendement et teneurs en quelques métaux du saule 48
5.2.3.1 Croissance et rendement du saule 48
5.2.3.2 Teneurs en quelques métaux du saule 50
5.2.3.3 Conclusions 54

5.3. EFFET DE LA FERTILISATION SUR QUELQUES PROPRIÉTÉS CHIMIQUES DU SOL AINSI QUE SUR LA CROISSANCE ET LE RENDEMENT DU SAULE 54

5.3.1. Propriétés chimiques du sol cultivé 54
5.3.2. Fractions chimiques de quatre oligoéléments métalliques 56
5.3.3. Croissance, rendement et teneurs en quelques métaux du saule 59
5.3.3.1. Croissance et développement du saule 59
5.3.3.2. Teneurs en quelques métaux du saule 62
5.3.3.3. Conclusions 67

5.4. EFFET DE LA FERTILISATION NPK SUR LA CROISSANCE ET LA TENEUR EN QUELQUES OLIGOÉLÉMENTS MÉTALLIQUES DE L'ALPISTE ROSEAU. **67**
5.4.1. Effet de la fertilisation sur la croissance de la plante 67
5.4.2. Concentrations des métaux dans les tiges et les racines de la plante 74
5.4.3. Conclusions 76

5.5. ESSAIS AU CHAMP **76**
5.5.1. Saule 77
5.5.1.1. Propriétés chimiques des parcelles de sols organiques 77
5.5.1.2. Teneurs en quelques éléments traces métalliques (Fe, Cu, Mn, Zn) sous formes labiles et potentiellement labiles dans le sol 77
5.5.1.3. Croissance, rendements en biomasses et concentration en quelques métaux du saule 79
5.5.1.4. Capacité calorifique du saule 83
5.5.2 Alpiste roseau 84
5.5.2.1 Propriétés chimiques des sols organiques 84
5.5.2.2. Teneurs en quelques éléments traces métalliques (Fe, Cu, Mn, Zn) sous formes labiles et potentiellement labiles dans le sol 86
5.5.2.3. Croissance, rendements et concentration en quelques métaux de l'alpiste roseau 86
5.5.2.4 Capacité calorifique de l'alpiste roseau 88
5.5.3. Conclusions 89

6. CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES **89**

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES **91**

Listes des tableaux

Tableau 1: Teneurs (mg/kg) en métaux des deux types de chaux agricoles utilisés 24
Tableau 2: Teneurs en métaux des engrais utilisés..... 25
Tableau 3: Résultats de l'analyse de variance (valeurs de F) des effets des doses de chaux et du temps d'incubation sur les valeurs d'acidité échangeable (AÉ) et de pH du sol 36
Tableau 4: Résultats de l'analyse de variance (valeurs de F) des effets des doses de chaux et du temps d'incubation sur les formes labiles de quelques métaux lourds du sol. 38
Tableau 5: Résultats de l'analyse de variance (valeurs de F) des effets des doses de chaux et du temps d'incubation sur les formes labiles du calcium et du magnésium du sol 41
Tableau 6: Quelques propriétés chimiques des échantillons de sol cultivés avec le saule..... 44
Tableau 7: Paramètres de croissance de saule cultivé en serre dans un sol ayant reçu des doses croissantes de chaux calcique et une dose d'engrais minéraux 49
Tableau 8: Quelques propriétés chimiques des échantillons de sol cultivé avec du saule..... 55
Tableau 9: Paramètres de croissance du saule cultivé en serre dans un sol ayant reçu des doses croissantes d'engrais et une dose de chaux dolomitique (39,03 g/pot) 60
Tableau 10: Concentration (mg/kg, base sèche) de métaux dans les tiges et les racines de l'alpiste roseau cultivé dans un sol chaulé..... 75
Tableau 11: Quelques propriétés chimiques des parcelles de sols organiques (0-15 cm) cultivées avec l'alpiste roseau 85

Liste des figures

Figure 1: Carte montrant les 3 sites de tourbières résiduelles situés au Nouveau Brunswick 22
Figure 2: État de la tourbière résiduelle de La Mousse Acadienne au Nouveau Brunswick 23
Figure 3 : Évolution de la teneur en MO des échantillons de sol traités avec du CaCO3 en fonction du temps d'incubation 33
Figure 4: Évolution de l'acidité échangeable du sol traité avec trois doses de chaux en fonction du temps d'incubation 35
Figure 5: Évolution du pH du sol traité avec trois doses de chaux en fonction du temps d'incubation 35
Figure 6: Effet de trois doses de $CaCO_3$ sur la teneur en Al-Mehlich3 du sol après 150j d'incubation. D0, D1 et D2 = 0; 27,1 et 36,2 g/kg, respectivement 37
Figure 7: Effet de trois doses de $CaCO_3$ sur la temneur en Éléments traces métalliques (ÉTM) du sol après 150j d'incubation. D0, D1 et D2 = 0; 27,2 et 36,2 g/kg, respectivement 40
Figure 8: Effet de trois de $CaCO_3$ sur la teneur en calcium (Ca) et magnésium (Mg) du sol après 150 j d'incubation 42
Figure 9: Teneurs de Cu, Fe, Mn et Zn sous formes labiles (L) et associés aux phases oxydes (OX) et organiques (MO) dans le sol cultivé, en fonction des doses de chaux calcique. D0, D1, D2 et D3 = 0, 19,5, 29,3 et 39,03 g/pot, respectivement……...……46
Figure 10: Teneurs moyennes des formes labiles de Cu, Fe, Mn et Zn dans le sol cultivé, en fonction des doses de chaux calcique. D0, D1, D2 et D3 = 0; 19,5; 29,3 et 39,03 g/pot, respectivement ... 47
Figure 11: Évolution de la croissance du saule cultivé en fonction de la dose de chaux 48
Figure 12: Concentration du Ca dans les parties du saule en fonction des doses de chaux. D0, D1, D2 et D3 = 0; 19,5; 29,3 et 39,03 g/pot, respectivement 51
Figure 13: Concentration de cinq métaux (Mg, Cu, Fe, Mn et Zn) dans les parties du saule en fonction des doses de chaux D0, D1, D2 et D3 = 0; 19,5; 29,3 et 39,03 g/pot, respectivement 51
Figure 14: Teneur de Cu, Fe, Mn et Zn sous formes labiles (L) et associès aux phases oxydes (OX) et organiques (MO) dans le sol cultivé, en fonction des doses d'engrais E0, E1, E2 et E3 = 0; 3,8; 5,9; et 9,0 g (N-P-K)/pot, respectivement 57
Figure 15: Teneurs moyennes des formes labiles de Cu, Fe, Mn et Zn dans le sol cultivé, en fonction des doses de chaux calcique. E0, E1, E2 et E3 = 0; 3,8; 5,9 et 9,0 g (N-P-K)/pot, respectivement 58
Figure 16: Croissance du saule cultivé dans le sol chaulé et fertilisé 59
Figure 17: Concentrations de Ca et Mg dans les organes du saule en fonction des doses d'engrais E0, E1, E2 et E3 = 0; 3,8; 5,9 et 9,0 g (N-P-K)/pot, respectivement 62
Figure 18: Concentration de cinq métaux (Al, Cu, Fe, Mn et Zn) dans les organes de saule en fonction des doses d'engrais. E0, E1, E2 et E3 = 0; 3,8; 5,9 et 9,0 g (n-P-K)/pot, respectivement 63
Figure 19: Concentration de Pb et Cd dans les organes du saule en fonction des doses d'engrais E0, E1, E2 et E3 = 0; 3,8; 5,9; et 9,0 g (N-P-K)/pot, respectivement 66
Figure 20: Croissance de l'alpiste roseau après 43 jours du semis, en fonction de quelques traitements 68
Figure 21: Effet des fertilisants sur la hauteur moyenne des plants de l'alpiste roseau cultivé dans un sol chaulé. La durée de croissance de la plante est de 43 jours. 68
Figure 22: Effet des fertilisants sur le rendement en matière sèche des tiges (g/pot) et des racines (g/pot) de l'alpiste roseau cultivé dans un sol chaulé. La durée de croissance de la plante est de 43 jours 69

Figure 23: Effet des quantités de N+P+K sur la hauteur des plants de l'alpiste roseau cultivé dans un sol chaulé. La durée de croissance de la plante est de 43 jours **70**
Figure 24: Effet des quantités (g) de N dans les combinaisons d'engrais sur le rendement en matière sèche des tiges de l'alpiste roseau cultivé dans un sol chaulé. La durée de croissance de la plante est de 43 jours. **71**
Figure 25: Effet des quantités (g) de N dans les combinaisons d'engrais sur le rendement en matière sèche des racines de l'alpiste roseau cultivé dans un sol chaulé. La durée de la croissance est de 43 jours..... **72**
Figure 26: Teneurs de Cu, Fe, Mn et Zn sous formes labiles (L) et associès aux phases oxydes (OX) et organique (MO) dans le sol cultivé, en fonction de la fertilisation (NF = sans fertilisation, F=avec fertilisation) **78**
Figure 27: Croissance des plants de saule cultivé dans les parcelles de sol organique de la tourbière résiduelle **80**
Figure 28: Racines des saules cultivés dans les parcelles de sols organiques fertilisées **82**
Figure 29: Croissance de l'alpiste roseau cultivées dans les parcelles de sols organiques fertilisées . **87**

Liste des abréviations

AÉ : Acidité échangeable

AF : Acide fulvique

AH : Acide humique

Al-M3 : Aluminium disponible du sol extrait au moyen de la solution Mehlich 3

BTU : British Thermal Unit

C : Carbone

CC : Capacité ou pouvoir calorifique de la plante

CÉ : Conductivité électrique

CEC : Capacité d'Échange cationique

CRE : Capacité de rétention en eau

DTPA : Acide diéthylène triamine penta acétique

D0 à D3 : Doses de la chaux calcique

E0 à E3 : Doses de l'engrais NPK

ERSAM : Équipe de recherche en sols agricoles et miniers

ÉTM : Éléments traces métalliques

F0 à F12 : Combinaisons de fertilisants NPK

GRET : Groupe de Recherche en Écologie des Tourbières

IPP : Indice pyrophosphate

IRZC : Institut de Recherche pour les Zones Côtières

Me_{OX}; $Me_{MO;}$ Me_{L} : fraction de metal dans les oxydes, la matière organique, labile.

MO : Matière organique

MS : Matière sèche

mg/kg : partie par million

TC : Teneur en cendres de la plante

TE : Teneur en eau de la plante

TSC : Taux de saturation en cations basiques

V2 : SX64

V3 : SX67

Rapport-Gratuit.com

À ma femme Siré Diédhiou SALL, mes enfants Dieynaba Rokhaya SALL et Aminata Néné SALL, ma famille SALL et SY, mon grand frère Talla SALL décédé à la fleur de l'âge en juin 2016 et mes amis au sens large, je leur dédie ce beau travail.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Remerciements

Au terme de ce travail de recherche et développement si exigeant et si alléchant, il m'échoit de remercier mon directeur de thèse Pr Antoine Karam qui a bien voulu piloter les travaux de recherche reliés à la chimie des sols organiques et m'accueillir dans le laboratoire de recherche de l'Équipe de recherche en sols agricoles et miniers (ERSAM) et les autres laboratoires du Département des sols et de génie agroalimentaire. À travers lui, je remercie également le personnel du Département des sols et de génie agroalimentaire de l'Université Laval. Ces remerciements vont aussi à l'endroit de Dr Mathieu Quenum, co-directeur de cette thèse, et ex-directeur scientifique du volet Tourbe, Tourbières de l'Institut de Recherche sur les Zones Côtières Inc. (IRZC), Shippagan (Nouveau-Brunswick, Canada) avec qui j'ai initié l'idée de réaliser ce travail, pour sa gentillesse, disponibilité et encouragements.

Je remercie également l'IRZC pour avoir accepté de contribuer au financement d'une partie de ma bourse et en même temps accepter de m'accueillir dans ses laboratoires. Un grand merci au Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies, qui a financé les 2/3 de ma bourse doctorale. Finalement, je remercie la Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation pour m'avoir octroyé des tranches de bourse de réussite (Programme de bourses de réussite de la Faculté des études supérieures et postdoctorales) ainsi que la direction du Département des sols et de génie agroalimentaire pour son soutien financier.

C'est l'occasion aussi de remercier Benoit St. Hillaire, Jolaine Arsenault, Laurence Degré, Marie Josée Laforge, Frédérique Beaulieu, Marie Simoneau; technicien et étudiantes de l'Université de Moncton ou de Sherbrooke qui ont eu à travailler dans le grand projet de recherche et développement sur la restauration des tourbières.

Un grand merci à Daniel Marcotte, technicien expert au Département des sols et de génie agroalimentaire pour ses conseils techniques relatifs aux analyses chimiques des sols et des plantes et à Bocar Allaye Diallo, étudiant de 3^{e} cycle en sols et environnement, pour son appui.

CHAPITRE 1 : PROBLÉMATIQUE ET CONTEXTE DE L'ÉTUDE

1.1. Problématique

L'exploitation intensive des tourbières acides à des fins de production de tourbe horticole et de mousse de tourbe a généré des superficies considérables de zones dégradées appelées "tourbières résiduelles". Dans le présent document, le terme "tourbière" désigne une terre humide à prédominance de tourbe.

Depuis le début des années 90, l'industrie de production de la tourbe, de concert avec des organisations gouvernementales et non gouvernementales, des groupes écologiques et des chercheurs universitaires et gouvernementaux ont élaboré une stratégie nationale de recherche sur les terres humides afin de promouvoir les techniques de remise en état des tourbières épuisées (Keys, 1992; Boudreau, 1999).

Cependant, les tourbières abandonnées, caractérisées par des propriétés chimiques contraignantes résultantes d'une exploitation extractive mécanique qui altère la fertilité chimique et physique du sol organique (Rancourt, 2007), ne sont pas prédisposées, à priori, à l'agriculture. En effet, la récolte mécanique à long terme détruit l'écosystème des tourbières ombrotrophes (Huotari et al., 2007) dont les surfaces sont profondément drainées et la végétation originelle endommagée. Les conséquences environnementales sont : mauvaise qualité esthétique du lieu, exposition à une forte acidité, mobilité accrue d'éléments traces métalliques, érosion et perte de nutriments par lessivage vers la nappe souterraine ou par ruissellement. La présence de métaux à des niveaux élevées dans les eaux de surface ou souterraines risquent de se retrouver dans la chaîne alimentaire. Par ailleurs, il est connu que l'érosion d'un sol minéral laissé à nu est une préoccupation universelle qui contribue à la dégradation de la qualité du milieu (Hossner et Hons, 1992).

Le phyto-aménagement des sols de tourbières résiduelles acides dégradés exige l'amélioration de l'état de fertilité des sols, qui sont déjà riches en matière organique, notamment par l'ajout d'amendements basiques (à base de Ca et de Mg) et de fertilisants inorganiques de synthèse. Toutefois, une fertilisation minérale excessive augmente certes la concentration des éléments nutritifs sous formes disponibles dans la rhizosphère mais peut affaiblir la croissance ou le développement des racines et inhiber le prélèvement d'une quantité adéquate de P par la plante (Shen et al., 2013). Les conséquences de la surfertilisation des cultures sont connues en milieu agricole. Par ailleurs, tout ajout de fertilisant chimique dans ce milieu naturel peut affecter les propriétés édaphiques et engendrer une accumulation de métaux lourds dans le sol (Bozkurt et al., 2000) qui peuvent devenir préjudiciables à la santé humaine et à l'environnement.

Relativement peu de recherches ont été consacrées à l'évaluation de l'effet de la fertilisation minérale combinée à la chaux (calcique ou dolomitique) sur certaines propriétés chimiques des sols dont le pH et les teneurs de certains éléments traces métalliques (ÉTM) ou métaux lourds (e.g. Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) sous formes labiles et potentiellement labiles ainsi que sur les paramètres de croissance, le rendement en biomasse aérienne, la capacité calorifique et la concentration en certains ÉTM du saule (*Salix miyabeana* L.) ou de l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea* L.) cultivés dans des sols de tourbières résiduelles.

1.2. Contexte de l'étude

Cette recherche s'explique d'une part par les rôles métaboliques bénéfiques que peuvent jouer les éléments secondaires cationiques tels que Ca et Mg et quatre ÉTM (Cu, Fe, Mn et Zn) chez les plantes. D'autre part, à cause des effets négatifs que pourraient causer une concentration élevée de certains métaux lourds en milieu acide, il s'avérait pertinent de déterminer les teneurs en fractions chimiques de certains ÉTM des tourbières résiduelles ainsi que celles présentes dans les parties aériennes et racinaires des deux plantes.

En 2005, Bussières a dressé un portrait de la situation quant à l'état des plantations d'arbres ou d'arbustes fruitiers existantes sur des tourbières résiduelles (ombrotrophes à l'origine) situées dans trois localités au Nouveau-Brunswick (Baie-Sainte-Anne, Bay du Vin et Pointe-Sapin) et une au Québec (Saint-Bonaventure). Elle a trouvé que seulement deux essences forestières montraient de bonnes croissances, soit l'Épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP.) et le Mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) Koch.).

Relativement peu de recherches ont été consacrées à l'évaluation du potentiel des tourbières résiduelles du Nouveau-Brunswick pour la production de biomasses énergétiques. La mise en valeur et l'aménagement des tourbières résiduelles au Nouveau Brunswick par l'implantation de plantes à des fins énergétiques, parmi lesquelles les saules (Karp et al., 2011) et l'alpiste roseau (Wrobel et al., 2009), constituent un élément clé du développement durable. Cette initiative permet de donner une seconde vie à ces milieux dénudés, de créer des revenus aux populations riveraines mais aussi de profiter des avantages de ces plantes utiles. Au Nouveau-Brunswick, certains producteurs et l'industrie de la tourbe se sont montrés intéressés à la valorisation de tourbièeres résiduelles à des fins énergétiques.

Le choix des deux plantes énergétiques s'explique par leur capacité à jouer un rôle de remédiation des sols pollués aux métaux (Antonkiewicz et al., 2016; Courchesne et al., 2017) et leur capacité à croître dans les sols marginaux (Lord, 2015; Amaducci et al., 2017); en plus de produire une biomasse aérienne florissante transformable en énergie.

CHAPITRE 2 : REVUE DE LITTÉRATURE

2.1. Les tourbières

2.1.1. Formation des tourbières

Selon le système canadien de classification des sols (Groupe de travail sur la classification des sols, 2002), les sols des tourbières font partie de l'ordre organique (Histosols) (Karam, 2008). «Les tourbières couvrent près de 113,6 millions d'hectares au Canada, soit environ 13 % de la superficie du pays et elles sont présentes dans toutes les provinces» (Associations des producteurs de tourbe au Canada, http://tourbehorticole.com/). Les Histosols contiennent une fraction organique en surface et une fraction inorganique en profondeur.

Les tourbières sont des terres humides très riches en matières organiques peu décomposée. Elles peuvent être définies comme un sol organique issu de la dégradation incomplète de débris végétaux dans un milieu saturé en eau (Pôle-Relais-Tourbières, http://www,pole-tourbieres,org/a-la-decouverte-des-tourbieres/article/qu-est-ce-qu-une-tourbiere). Ce sont des écosystèmes où la biomasse végétale s'accumule plus qu'elle ne se décompose (Tarnocai, 2000; Payette et Rochefort, 2001; Hayes et al., 2015). En général, ce sont les débris de sphaignes qui dominent la végétation des tourbières (Quinty et Rochefort, 2003).

Au Nouveau-Brunswick et au Québec, la plupart des tourbières font partie de la catégorie des tourbières ombrotrophes, tel que défini par le système de classification des terres humides du Canada (Warner et Rubec, 1997). Les tourbières ombrotrophes appelées aussi tourbières bombées ("bogs" en anglais) sont alimentées uniquement par les eaux météoriques ; elles sont acides et pauvres en ions minéraux (Pôle-Relais-Tourbières.http://www.pole-tourbieres.org/a-la-decouverte-des-tourbieres/article/comment-reconnaître-les-types-de&gs).

Selon le système canadien de classification des sols (Groupe de travail sur la classification des sols, 2002), une tourbière est composée de matériaux tourbeux de sphaigne ou résidus végétaux de forêt, formés sous un environnement ombrotrophique dû à l'état légèrement surélevé de la tourbière, tendant à la couper de la nappe phréatique riche en éléments minéraux provenant des sols minéraux environnants. Près de la surface, les matériaux tourbeux sont ordinairement non décomposés et extrêmement acides ($pH < 4,5$). La tourbe et les matériaux limniques sont les constituants de base des sols organiques. Dans les tourbières, les matériaux organiques de diverses origines sont mélangés avec des minéraux sous forme granulaire (Parent, 2001). L'anaérobiose est quasi-permanente dans le milieu considéré (Soltner, 2011). La

cellulose est détruite et convertie en méthane et en hydrogène tandis que la lignine, inaltérable (Guggenberger et al., 1995), s'entasse en couches dans un milieu humide (Soltner, 2011).

Une tourbière est caractérisée par une couche de tourbe épaisse d'au moins 30 à 40 cm (Pakarinen, 1995; Payette et Rochefort, 2001). L'accumulation de cette tourbe se produit pendant plusieurs milliers d'années car le taux réel de son accumulation est de 0,5 à 1 mm par année (Quinty et Rochefort, 2003). L'accumulation des plantes change les conditions du milieu et transforme les habitats aquatiques en fens ou tourbières minérotrophes (eutrophes). Celles-ci ont pour source d'eau et de nutriments les précipitations et le ruissellement de surface et l'écoulement souterrain qui entrent en contact en même temps avec les minéraux (Quinty et Rochefort, 2003). La tourbe qui en est issue est généralement bien décomposée et possèdent des valeurs de pH habituellement supérieures à 4,0 (Lafond et al., 1992). Ces fens dominés par des espèces de la famille des carex, peuvent se transformer en tourbières ombrotrophes (oligotrophes) ou bogs avec l'accumulation de la tourbe. Les tourbières ombrotrophes ont pour sources d'eau et de nutriments uniquement les précipitations atmosphériques (Payette et Rochefort, 2001; Mataloni et al., 2015). Dans ces circonstances, les conditions d'acidité s'installent et des communautés de végétaux (peu décomposés) dominées par les sphaignes remplacent graduellement celles constituées de carex. Ces tourbières sont caractérisées par un pH acide (inférieur à 4,0) et sont très pauvres en nutriments (Karu et al., 2014) et en oxygène due à une nappe phréatique affleurante (Joosten et Clarke, 2002).

2.1.2. Matières organiques des tourbières

Les Histosols, qui sont riches en composés organiques ou matières organiques (MO), contiennent un taux d'humus (substances humiques) élevé (Valladares et al., 2007; Kalisz et al., 2010). Cet humus s'est formé au cours du temps par la décomposition des végétaux qui les composent. Valladares et al. (2007) ont fractionné la MO totale de 19 profils d'Histosols et de deux sols riches en MO (Inceptisol et Entisol) provenant de différentes régions du Brésil, en acides humiques (AH), acides fulviques (AF) et humines (H). Les teneurs en C des substances humiques (AH + AF) représentaient 88 à 92% du C organique total des échantillons de sol. Karam et al. (2003) ont trouvé des valeurs de MO variant de 33,1 à 92,7% (moyenne de 82,0 ±14,1%) pour 28 échantillons de sols organiques (0-15 cm) provenant du sud-ouest du Québec.

La complexité des structures des substances humiques a conduit à des définitions diversifiées. D'une manière générale, les substances humiques sont constituées d'une série de polymères hétérogènes, amorphes, partiellement aromatiques, de poids moléculaires relativement élevés, ayant divers groupements fonctionnels et une couleur

jaune à noir-brun, résultant de réactions de dégradation biotique et abiotique (Schnitzer et Khan, 1978; Stevenson, 1994; Tan, 1998; Sparks, 2003). Il est à souligner que les sols contiennent à la fois des substances non humiques et des substances humiques (Sparks, 2003).

L'humus est synthétisé à partir des résidus de lignine transformés par oxydation des composés phénoliques solubles dérivés de la décomposition de la lignine, de la cellulose et des sucres solubles; des matières azotées (protéines, acides aminés, ammoniac); des éléments minéraux (argile, limons, oxydes de fer, divers cations) en liaison avec les substances humiques (Soltner, 2011). L'humus est ainsi formé de molécules semblables à noyau aromatique (phénolique ou quinonique) (Calvet, 2011; Vialykh et al., 2014). Il s'agit des acides fulviques (AF), des acides humiques (acides humiques gris et acides humiques bruns) (AH), l'humine et d'autres acides organiques (acides créniques, acides hématomélaniques) (Tan, 1998; Soltner, 2011). Les substances humiques possèdent des groupements fonctionnels tels carboxyle (-COOH), OH-phénolique, carbonyle (C=O), ester, quinone et méthoxyle (OCH_3) (Schnitzer et Desjardins, 1966; Alloway, 1995). Les groupements fonctionnels carboxyliques et phénoliques sont les plus importants dans les processus d'échange cationique et de rétention des métaux (Kononova, 2013). Il est à souligner que les AH bruns retrouvés dans les sols tourbeux sont le principal agent de rétention de l'eau et des cations métalliques (Ca^{2+}, Co^{2+}, Cu^{2+}, Fe^{2+}, Mg^{2+}, Mn^{2+}) (Ghabbour et Davis, 2001).

L'accumulation des MO non décomposées du sol est liée à une présence de polymères difficilement décomposables (lignine, subérine, polyphénols etc.) (Girard et al., 2011). L'accumulation de ces polymères récalcitrants est facilitée par la pollution métallique issue de la forte affinité des métaux pour les MO et par le passage des MO dans le tube digestif de certains organismes comme les coléoptères (Girard et al., 2011). Les bactéries sont actives dans un milieu neutre. Un milieu acide favorise plus l'activité des champignons qui est lente et incomplète (Soltner, 2011). Le calcium peut stimuler l'activité bactérienne et permet de neutraliser simultanément les acides organiques et l'acide nitrique issus de la nitrification. Le calcium favorise aussi les processus de polymérisation et d'humification, donc la formation d'acides organiques et d'humines, les composants de l'humus qui ont des caractéristiques colloïdales intéressantes. Enfin, les ions Ca^{2+} peuvent jouer un rôle de cations de liaison entre l'argile et l'humus (complexe argilo-humique).

2.1.3. Minéralisation du carbone organique

Les composés organiques des Histosols sont régulièrement soumis aux processus d'oxydation et de transformation (minéralisation). À titre informatif, le drainage des sols organiques contribue à abaisser la teneur en C organique total du sol (Kalisz et al.,

2010). Dans un essai examinant l'effet du chaulage sur la minéralisation de la MO, Nyborg et Hoyt (1978) ont constaté une augmentation de la quantité de N minéralisée pour un relèvement du pH de (4,0-5,6) à 6,7. Ailleurs, dans certains sols organiques, notamment les terres noires, l'ajout de fertilisant azoté n'a pas semblé nécessaire pour une culture de légumes car la minéralisation de la MO du sol chaulé a pu combler les besoins en N de la plante (Caron et al., 2014).

La minéralisation de la MO est le processus qui régule le cycle voire le réservoir nutritif du sol (Curtin et Ukrainetz, 1997). La température et l'humidité sont les paramètres majeurs qui contrôlent la minéralisation du C organique, bien qu'il y a d'autres propriétés du sol qui y exercent une influence à savoir la texture, la minéralogie, la salinité, le supplément de nutriments inorganiques. L'effet du pH sur le processus a été moins exploré (Curtin et Ukrainetz, 1997). Il existe un lien entre le taux de décomposition de la MO et le taux d'accumulation de la tourbe (Svensson, 1988).

Il est connnu que la MO se décompose facilement dans un sol bien aéré dû à la présence de micro-organismes aérobies. Et c'est la raison pour laquelle les couches de surfaces des Histosols peuvent perdre de grandes quantités de C (Morris et al., 2004). Toutefois, la susceptibilité de la MO à la décomposition diminue avec la profondeur des sols tourbeux où prévalent des conditions anoxiques (Bader et al., 2017). Dans les couches de profondeur des sols tourbeux, la MO est résistante à la décomposition en raison du manque d'oxygène moléculaire nécessaire à l'activation de l'enzyme phénol oxydase qui est capable d'oxyder la MO (Freeman et al., 2004).

Selon Payette et Rochefort (2001) et Szajdak et al. (2013), les conditions anaérobiques et acides qui prévalent dans les milieux tourbeux expliquent le ralentissement des processus de décomposition microbienne, entrainant l'accumulation de la MO dans le temps. La décomposition de la MO par les microorganismes (champignons, bactéries) se produit essentiellement dans l'acrotelme, i.e. le deuxième horizon supérieur (20 à 75 cm d'épaisseur) et oxygéné des tourbières au-dessus de la nappe phréatique, où sont concentrées les activités biologiques (Clymo et al., 1998; Payette et Rochefort, 2001). L'oxygénation de la tourbière, qui provoque la décomposition de la MO, découle d'un abaissement de la nappe.

Les principales substances organiques de la tourbe (cellulose et lignine) sont principalement décomposées par les champignons présents dans l'acrotelm et par les bactéries présentes dans l'horizon anoxique, nommé catotelm (Szajdak et al., 2013). Cette dégradation de la MO se fait graduellement par une succession de communautés microbiennes différentes. Au début, des espèces spécifiques de champignons altèrent suffisamment le substrat et laissent la place (par processus de compétition et d'antagonisme) à d'autres espèces qui finissent le processus de dégradation (Szajdak et al., 2013). Par conséquent, la tourbe dans ses diverses composantes, est dégradée par

différentes communautés fongiques selon leurs capacités à synthétiser les enzymes requises pour dégrader la MO (Thormann et al., 2007). En particulier, il a été noté l'activité de la xanthine oxydase dans les couches de sol (0-120 cm) avec un pic notoire dans l'horizon 0-25 cm (0-25 cm : 30,99 µmol $h^{-1}g^{-1}$; 25-50 cm : 14,29 µmol $h^{-1}g^{-1}$; 25-100 cm : 25,87 µmol $h^{-1}g^{-1}$). La xanthine oxydase est formée à partir de la xanthine déshydrogénase sous des conditions oxydantes (Masuoka et Kubo, 2004).

Par ailleurs, le niveau de décomposition de la MO peut être mesuré par l'indice au pyrophosphate (IPP) (Kaila, 1956). Yonebayashi et al. (1994) ont pu montrer qu'après restauration des tourbières tropicales (sud de la Thaïlande et sud de la Malaisie) les constituants organiques solubles à l'eau du matériel végétal tel que les polysaccharides, les tannins et hémicelluloses décroissent avec la profondeur du sol à cause du lessivage. La régression multiple appliquée sur les valeurs de IPP et quelques autres variables (C total, substances humiques, groupements carboxyles et phénoliques des AH) a montré une diminution de la cellulose et de la lignine avec l'augmentation de la teneur des AH, ce que Yonebayashi et al. (1994) considèrent comme une expression des processus d'humification. Preston et al. (1989) ont aussi constaté que l'augmentation de la décomposition de la tourbe engendre une diminution du taux de fibres et de carbohydrate. La transformation de la MO dans les Histosols possédant une bonne fertilité favorise la production d'AF (Valladares et al., 2007).

2.1.4. Acidité des tourbières

En général, trois paramètres caractérisent le niveau d'acidité d'un sol : le pH, le taux de saturation en cations basiques échangeables et la capacité à neutraliser les acides (INRA, 2001). Le pH permet d'évaluer l'acidité d'un sol. La capacité à neutraliser les acides ou la capacité tampon définit son aptitude à résister aux acides, i.e. aux variations de pH (McCauley et al., 2009).

Le taux de saturation en cations basiques échangeables (TSC) est le rapport de la somme des cations basiques échangeables (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+} et Na^{+}) par la capacité d'échange cationique (CEC) du sol. La CEC est la somme de tous les cations échangeables, basiques et acides (Morel, 1989; Tan, 1998). Les cations acides échangeables H_3O^{+} et Al^{3+} prédominent dans les sols minéraux tandis que l'ion H^{+} échangeable prédomine à la surface du complexe d'échange des sols organiques (Bache, 2002). D'une manière générale, les Histosols possèdent un taux de TSC faible. Rippy et Nelson (2007) ont determiné la CEC et les teneurs en cations basiques de 68 échantillons de mousses de tourbe provenant de trois troubières de l'Alberta (Canada). Les valeurs de TSC variaient de 15 ± 4% à 71 ± 6% de la CEC. La moyenne de TSC était de 30 ± 11% CEC. En réalité, comme la tourbe est acide, le complexe d'échange est naturellement occupé par les ions H^{+}. Karam et al. (2003) ont trouvé des concentrations en ions H^{+} échangeables

comprises entre 31,1 et 140,6 $cmol_c/kg$ de 28 échantillons de sols organiques (0-15 cm) provenant du sud-ouest du Québec.

Les propriétés acides des Histosols (tourbières de sphaigne, mousses de tourbe, …) ont été observées et rapportées par de nombreux auteurs (Feustel, 1939; Clymo, 1964; Parent et Tremblay, 2003). L'acidité de ces sols organiques laisse indiquer un faible taux de TSC, i.e. un taux élevé de saturation en ions H^+ échangeables. En effet, le complexe d'échange de la tourbe formée dans des environnements pauvres en cations basiques, i.e. acides, comme les bogs, est saturé en ions H^+ (Grum, 1992). Il est à souligner que la MO du sol peut également renfermer des ions H^+ non échangeables (Tan, 1998).

En général, l'acidité des Histosols, qui sont riches en humus, est causée par la présence de composés organiques acides (e.g. acides humiques, acides fulviques, et autres acides organiques) possédant des groupements fonctionnels donneurs de protons en fonction du pH, des ions H^+ échangeables et de sulfures métalliques (Clymo, 1964; Tan, 1998; OMAFRA, 2017)

Les mousses de la famille des sphaignes, espèces dominantes dans les tourbières ombrotrophes, jouent un rôle dans l'acidification de celles-ci notamment en libérant des substances humiques acides ayant une forte capacité à adsorber et à retenir les éléments nutritifs et les cations (Quinty et Rochefort, 2003; Kabata-Pendias, 2011). Gobat et al. (2011) considèrent que les sphaignes créent leur propre milieu chimique par leur aptitude à extraire les cations basiques dans leur masse minérale en relâchant simultanément des protons. Ainsi, elles contribuent à l'acidification du sol.

L'acidité de la tourbe dépend de plusieurs facteurs, incluant l'origine botanique des matériaux tourbeux, de leur taille granulométrique, du stade de leur décomposition et de leur contenu en substances humiques (acides humiques et acides fulviques) (Feustel, 1939; Clymo, 1964; Lévesque et Dinel, 1977; Parent et Tremblay, 2003; Sparks, 2003).

Il est connu que l'humification de la tourbe ainsi que son contenu en substances humiques lui confèrent des propriétés acides (Gondar et al., 2006; Purmalis et Klavins, 2012; Klavins et al., 2013). En effet, les substances humiques renferment des groupements ayant des fonctions acides (Clymo, 1964; Morel, 1989; Sparks, 2003) qui se dissocient en fonction du pH. Les groupements fonctionnels des acides fulviques des Histosols peuvent avoir une acidité totale et une concentration en groupements carboxyle et OH phénolique plus élevées que les acides humiques (Sparks, 2003). À des valeurs de pH basses (milieu fortement acide), les groupements fonctionnels de l'humus ne sont pas dissociés mais avec l'augmentation du pH, ils se dissocient avec libération d'ions H^+ (Bache, 2002; Sparks, 2003). Cette ionisation permet à la surface de l'humus d'acquérir une charge négative selon l'équation suivante (Bache, 2002): Humus- COOH

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

→ Humus-COO^- + H^+. Le groupement carboxyle de la matière humique débute sa dissociation avec libération de protons à pH 3,0 (Tan, 1998).

Ainsi, la tourbe à base de sphaigne, caractérisée par une dégradation lente, produit une acidité due aux longues chaines d'acides uroniques riches en radicaux carboxyliques (Clymo, 1964; Vaillancourt et al., 1999). Les tourbières à base de sphaignes sont des milieux où le pH oscille entre 3,3 et 4,5 (Clymo, 1964).

Dans les tourbières entièrement dépendantes des précipitations pour leur hydrologie, il y a au moins quatre sources d'ions H^+ que sont : les précipitations, l'activité du métabolisme des bactéries sulfureuses, la sécrétion des molécules d'acide organique par les plantes qui y vivent, l'échange cationique entre les racines des plantes de sphaignes et la solution du sol (Clymo, 1964).

2.1.5. Capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) implique l'adsorption des cations à la surface des particules d'humus ou des substances humiques chargées négativement.

Selon Mathur et Lévesque (1983), les sols minéraux acides ayant une faible CEC ont un niveau de Ca et de Mg échangeables très réduit car le complexe d'échange est occupé par les ions Al^{3+} et H^+. En revanche, les sols organiques, à cause de leur CEC élevée, peuvent avoir une quantité de cations basiques échangeables suffisante pour la nutrition des plantes.

La CEC des sols organiques varie en fonction du pH car les groupements carboxyliques et phénoliques des substances humiques se dissocient en libérant des protons lorsque le pH augmente (Clymo, 1964).

Rippy et Nelson (2007) ont determiné la CEC de 68 échantillons de mousses de tourbe provenant de trois troubières de l'Alberta (Canada). Les valeurs de CEC variaient entre 108 ± 7 à 162 ± 23 $cmol_c/kg$ (moyenne de 139 ± 15 $cmol_c/kg$, n= 64). Karam et al. (2003) ont trouvé des valeurs de CEC oscillant entre 57 et 187 $cmol_c/kg$ (moyenne de 144 ± 30 $cmol_c/kg$) pour 28 échantillons de sols organiques (0-15 cm) provenant du sud-ouest du Québec. Les valeurs de CEC étaient positivement corrélées avec les teneurs en MO des sols (r = 0,703, P<0,001).

La CEC de la tourbe augmente en fonction de sa teneur organique. Les valeurs de la CEC des tourbes de sphaigne et de matériaux tourbeux sont largement plus élevées que celles des sols minéraux; elles varient entre 50 et 300 $cmol_c/100$ g de sol (Feustel, 1939). D'une manière générale, elle augmente avec l'accroissement du contenu en MO des sols et du stade de décomposition, i.e. du degré d'humification, et de la taille des particules des matériaux tourbeux (Lévesque et Dinel, 1977; Parent et Tremblay, 2003; Rippy et

Nelson, 2007; Huat et al., 2014). Et c'est la raison pour laquelle les valeurs de la CEC des sols organiques riches en matériaux organiques fibreux, qui sont peu décomposés et faiblement humifiés, sont normalement inférieures à celles des sols contenant peu ou moins de matériaux organiques fibreux (Huat et al., 2014). La valeur de la CEC peut passer de 100 $cmole_c/100g$ pour une tourbe moins humifiée à 198 $cmole_c/100g$ pour une tourbe plus humifiée (Payette et Rochefort, 2001). Puustjarvi et Robertson (1975) rapportés par Rippy et Nelson (2007) ont trouvé des valeurs de CEC comprises entre 100 $cmol_c/kg$ pour les mousses de tourbe non décomposées et 124 $cmol_c/kg$ pour les mousses de tourbe partiellement décomposées.

La CEC peut également varier avec le type de végétation qui forme la tourbe. Par exemple la sphaigne a une CEC relativement élevée résultante des longues chaines de polymères d'acide uronique (Theander, 1954), alors qu'*Eriophorum vaginatum L.* présente une CEC faible (Clymo, 1964).

Finalement, il est connu que la MO des sols est une propriété importante contrôlant les réactions acides-bases (Zoltan, 2010), en raison de sa CEC et ses teneurs élevées en substances humiques (Tan, 1993). Et de ce fait, elle contribue considérablement à la capacité tampon des sols (Sparks, 2003).

2.1.6. Métaux lourds dans les tourbières

2.1.6.1 Rétention et accumulation des métaux lourds

D'une manière générale, les constituants du sol qui adsorbent les métaux lourds sont (Kabata-Pendias, 2011) : 1) les matières organiques, 2) les oxydes et oxyhydroxydes libres, essentiellement de Fe et de Mn et, à une moindre mesure d'Al et de Si, 3) les argiles (minéraux argileux) et 4) les carbonates, les phosphates et les sulfures.

Les sols organiques (tourbières, …) ont une grande affinité pour les métaux. Ils adsorbent facilement les cations de la solution (Kabata-Pendias, 2011). Dans une expérience portant sur la capacité de rétention du Cu de 28 échantillons de sols organiques (0-15 cm) contenant des matériaux enrichis en substances humiques et appauvris en lignine par rapport aux matériaux de tourbe d'origine provenant du sud-ouest du Québec, Karam et al. (2003) ont trouvé que ces couches organiques manifestaient une forte affinité à l'égard du Cu. Ils ont obtenu des valeurs de capacité d'adsorption maximale (équation de Langmuir) très élevées, variant de 77 à 174 $cmol_c/kg$.

Les AH et AF sont capables de complexer les métaux grâce à leurs groupements fonctionnels carboxyliques et phénoliques. Dans les Histosols, les métaux Cu, Zn, Mo et Mn sont fixés par les substances humiques solides (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Le pH du milieu exerce un effet sur la sorption des métaux lourds par les AH. Ainsi, la capacité de sorption des AH à l'égard des métaux Hg, Fe, Pb, Cu, Ni, Al, Cr, Cd, Zn, Co et Mn diminue avec l'augmentation de l'acidité.

Les substances humiques peuvent favoriser l'adsorption/coprécipitation de certains métaux, tels que Cu, Ni, Cd et probablement Pb sur les surfaces des oxydes hydratés de Fer (Laxen, 1985).

Les métaux Cu, Zn, Pb et Mn peuvent former des complexes plus facilement avec les AH qu'avec les AF (Kabata-Pendias, 2011). Ainsi, la MO du sol peut former des complexes très stables avec le Cu et le Zn (Davies, 1980). Demumbrum et Jackson (1956) ont relaté que la tourbe saturée en Ca adsorbait le Cu et le Zn à partir d'une solution très diluée. Ils ont conclu que la liaison métal-tourbe s'est établie via les groupes hydroxyles présents dans la tourbe. Dans les sols tourbeux, Dawson et Nair (1950) ont montré que les sulfhydriles (-SH) peuvent aussi complexer le Cu. Bloom et McBride (1979) ont relaté que la tourbe et les acides humiques ont tendance à fixer plusieurs ÉTM bivalents sous forme de cation hydraté en milieu acide, excepté les ions Cu^{2+} qui se lient solidement avec les groupements oxygénés de la tourbe.

Globalement les oxydes de Fe et de Mn présentent des capacités de sorption très élevées, principalement pour les éléments traces (Kabata-Pendias, 2011). Ces oxydes manifestent différentes affinités avec les cations ayant environ les mêmes dimensions que Mn^{3+}, Mn^{2+}, Fe^{2+} et Fe^{3+}. On peut en citer Co^{2+}, Co^{3+}, Ni^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+}, Cd^{2+}, Pb^{4+}, et Ag^{+} (Kabata-Pendias, Pendias, 2011). Des concentrations élevées de Pb (2600 – 20400 mg/kg) ont été trouvées dans les sols de surface riches en oxydes de Mn.

Les minéraux argileux de type 2 :1 ont une forte capacité de rétention des métaux lourds (Kabata-Pendias, 2011). Trehan et Sekhon (1977) ont stipulé que l'adsorption du Zn était fonction de la teneur en particules de la taille d'argile.

2.1.6.2. Fractions chimiques des métaux lourds

Les métaux dans les sols organiques peuvent être classifiés en différentes fractions que sont : la fraction soluble à l'eau, celle échangeable, celle lié aux carbonates, celle liée aux oxydes, celle lié à la matière organique et aux sulfures, et la fractiion résiduelle (métaux incorporés dans la maille cristalline des phyllosilicates) (Lévesque et Mathur, 1983a; Tessier et al., 1979; Luo et Christie, 1998; Shuman, 1991). Les fractions solubles à l'eau et échangeables et ceux liés aux carbonates sont considérés comme facilement

labiles ou rapidement disponibles (Lévesque et Mathur, 1983a) et moyennement labiles, respectivement. Les métaux liés aux oxydes et à la MO sont considérés comme étant potentiellement labiles ou disponibles et ceux liés à la dernière fraction (fraction résiduelle) sont non mobiles et non disponibles pour les plantes (Adriano, 1986).

Zhenglei et al. (2014) et Teuchies et al. (2013) ont aussi montré à partir de leurs travaux sur les tourbières abandonnées que les concentrations des métaux Cu, Zn, Pb et Cd sont en général faibles et que leur contamination en ces éléments viendrait d'une source anthropogénique.

2.1.6.3. Dissolution et mobilité des métaux

Un pH acide favorise la dissolution des composés métalliques solides avec libération de métaux lourds tels que Al, Cd, Cu, Mn, Pb et Zn ainsi que la désorption des cations métalliques adsorbés (Kabata-Pendias, 2011; Yang et al., 2006; Yan et al., 2014).

Gorham et al. (1983) considère que l'acidification des tourbières peut être à l'origine d'une augmentation de la libération de plusieurs métaux toxiques dans le milieu humide. La mobilisation peut être plus grande dans les marais occupés par des sphaignes floristiques dont le pH est < 6,0.

2.2. Dégradation des tourbières résiduelles et leur réhabilitation

2.2.1 Facteurs contribuant à la dégradation des sols tourbeux

Parmi les facteurs contribuant à la dégradation des Histosols, nous retrouvons la décomposition microbienne de la MO et l'exploitation intensive de la tourbe. La décomposition (oxydation) de la MO est accélérée en milieu aérobie (présence de l'oxygène) résultant du drainage des sols en vue d'éliminer rapidement l'eau et de l'ajout de fertilisant et/ou de la chaux (Amani, 2012). Dans un essai d'incubation au laboratoire portant sur la minéralisation du carbone organique, Mathur et Rayment (1977) ont trouvé que les échantillons de sols organiques proveanant des parcelles ayant reçu des quantités d'oligo-éléments (Cu, Fe, Mn, Mo et Zn) et d'engrais composés (NPK) pendant 8 ans ont perdu significativement moins de carbone organique (22 à 29 %) que ceux des parcelles ayant reçu annuellement de l'engrais seul.

Au Canada, de nombreux écosystèmes de tourbières (Histosols) acides font l'objet de dégradation due à l'exploitation intensive des couches organiques composées de tourbe de sphaignes et ce, jusqu'au sous-sol minéral. Ces tourbières résiduelles sont laissées à l'abandon.

L'exploitation intensive des tourbes pourraient exposer les minéraux sulfurés (pyrite et autres minéraux) qui seraient présents dans le sous-sol minéral à l'atmosphère. Comme c'est le cas dans les résidus miniers contenant de sulfures métalliques, la présence de bactéries du genre *Thiobacillus*, d'oxygène atmosphérique et d'eau de pluie contribueraient à la production d'acides dans le substrat dû à l'oxydation des sulfures métalliques (Ritcey, 1989; Hossner et Hons, 1992) présents dans les tourbières résiduelles abandonnées et laissées à nu. Les conséquences environnementales (e.g. libération de métaux lourds) seraient importantes.

Le phyto-aménagement des sols des tourbières résiduelles acides dégradés exige l'amélioration de l'état de fertilité des sols, qui sont déjà riches en matière organique, notamment par l'ajout d'amendements basiques (à base de Ca et de Mg) et de fertilisants inorganiques de synthèse.

2.2.2 Chaulage des sols

Le premier objectif du chaulage des sols acides pour la production agricole est de réduire les concentrations d'Al et de Mn, qui sont solubles et phytotoxiques dans les sols acides (Kabata-Pendias, 2011). Le chaulage augmente la réponse des engrais en améliorant le prélèvement des nutriments par les plantes. Il permet de réduire la toxicité aluminique et de stimuler l'activité microbienne (Plaster, 2014), ce qui peut permettre d'augmenter la disponibilité des éléments nutritifs essentiels (Havlin et al., 2014).

Le chaulage présente des effets bénéfiques sur l'humification de la tourbe. Il tend à augmenter l'humidité hygroscopique, le poids volumique et les cendres. Il fournit aussi des conditions optimums pour l'activité microbienne, ce qui augmente le taux de décomposition de la MO et la libération des nutriments tels que le N, P et S et quelques oligo-éléments métalliques (Bolan et al., 2008).

Deux types de chaux sont en général utilisés pour augmenter le pH des sols acides. Ce sont la chaux calcique (ou carbonate de calcium, $CaCO_3$) et la chaux dolomitique (un mélange de carbonate de calcium ($CaCO_3$) et de carbonate de magnésium ($MgCO_3$)) (Plaster, 2014).

La chaux neutralise l'acidité d'un sol de deux façons (Plaster, 2014): i) la base anionique (carbonate, hydroxyde, oxyde) neutralise l'acidité en acceptant les ions H^+ issus de la solution du sol qui deviennent des constituants de l'eau et ii) les ions Ca^{2+} (ou Mg^{2+}) remplacent les ions H^+ et Al^{3+} sur les sites d'échange par substitution, libérant ainsi ces cations dans la solution du sol. Les ions Al^{3+} subissent une hydrolyse complète en formant de l'hydroxyde d'aluminium insoluble, en libérant plus d'ions H^+. Ces ions H^+ réagissent avec les ions hydroxyles contenus dans la chaux.

Les chaux dolomitique et calcique réagissent de la même manière avec une étape additionnelle. En effet, les ions H^+ générés des étapes intermédiaires réagissent avec le carbonate pour former de l'acide carbonique qui est rapidement décomposé en dioxyde de carbone et en eau (Plaster, 2014).

Lévesque et Mathur (1983b) ont examiné l'effet de la chaux sur deux sols organiques (Mésisol typique et Mésisol humique) sur les rendements moyens (8 coupes) de l'alpiste roseau. Les doses de la pierre à chaux utilisées variaient de 0,5 à 30 t/ha pour relever le pH des sols de 3,0 à 5,8. Le rendement optimal de l'alpiste roseau a été obtenu à 6 t/ha de chaux. Le rapport Ca/Mg des plantes augmente en général en fonction des doses de chaux, mais dans cette fourchette considérée, il n'a pas été corrélé à la hausse des rendements.

2.2.3. Fertilisation

Il est connu que les éléments N, P et K sont des éléments indispensables pour la croissance des plantes (Havlin et al., 2014). Ils exercent de nombreuses fonctions physiologiques dans les plantes. Par conséquent, leur présence en quantité adéquate est importante durant toutes les phases de développement de la plante.

De nombreuses études ont démontré l'effet bénéfique de l'apport combiné de N, de P et de K sur l'amélioration de l'état de fertilité et des propriétés biologiques des sols, ainsi que sur la croissance et la nutrition minérale des plantes, le développement du système racinaire et l'obtention de hauts rendements en biomasse aérienne pour la plupart des plantes cultivées sur différents types de sols, de sédiments ou de résidus miniers (Casséus et al., 2006; Manna et al., 2007; Hedhli et al., 2010; Shen et al., 2010; Aajjane et al., 2014; Zhang et al., 2015; Ohshiro et al., 2016; Yousaf et al., 2017). La fertilisation (NPK) et le chaulage empêchent la dégradation des sols acides peu fertiles (Dong et al., 2012). Toutefois, une fertilisation minérale excessive augmente certes la concentration des éléments nutritifs sous formes disponibles dans la rhizosphère mais peut affaiblir la croissance ou le développement des racines et inhiber le prélèvement d'une quantité adéquate de P par la plante (Shen et al., 2013). Les conséquences de la surfertilisation des cultures sont connues en milieu agricole. Par ailleurs, tout ajout de fertilisant chimique dans ce milieu naturel peut affecter les propriétés édaphiques et engendrer une accumulation de métaux lourds dans le sol (Bozkurt et al., 2000) qui peuvent devenir préjudiciables à la santé humaine et à l'environnement.

2.2.4 Plantes énergétiques

2.2.4.1. Les saules (*Salix* spp.)

Les saules font partie de la famille des *Salicaceae* qui forment un groupe d'eudicotylédones constitué principalement d'arbres et d'arbustes à l'image des aulnes, des peupliers, des trembles (Nabors, 2008). Il y a environ 330 à 500 espèces de saules (Grenier, 2014) réparties globalement dans 3 groupes : le vrai ou les arbres saules (*Salix subgenus* (Amerina)); les sallows et osiers (*Caprisalix subgenus* (Vetrix)); les saules nains et rampants (*Chamaetia subgenus*) (Newsholme, 1992). Il y a cinq sous-genres différents à l'intérieur du genre Salix: *Salix (S. alba), Protitea, Longifoliae S. nigra), Chamaetia (S. acutifolia) et Vetrix (S. eriocephala, S. caprea, S. viminalis, S. purpurea, Salix miyabeana, Salix dasyclados)* (Argus 1986; Kuzovkina and Volk 2009). Le sous-genre *Vetrix* englobe près des deux tiers des espèces du genre et comprend principalement des arbustes et des petits arbres (Grenier, 2014).

Particulièrement, les spécimens de gènes de *Salix* font partie des premières plantes enregistrées au cours de l'ère pré-glaciaire et des fossiles datant de 70 à 135 millions d'années, laissant apparaître que les saules furent une espèce abondante dans la flore des strates crétacés (Karp, 2014). Ils sont originaires de l'Asie de l'Est, mais maintenant ils sont retrouvés dans plusieurs parties du monde (Royaume Uni, Europe, Asie, Japon, Chine, Amérique du nord, Canada). Par rapport à sa botanique, il faut noter que l'inflorescence est allongée et unisexuée. La pollinisation est assurée par le vent et les insectes. Ils peuvent être propagés rapidement par bouturage. Spécifiquement, les graines de saule sont recouvertes de poils cotonneux qui favorisent la dissémination (Nabors, 2008). La plante développe des aptitudes reproductives, d'enracinement et de croissance intéressante dans des cycles de temps assez courts. Il fait partie des cultures pérennes (production de plus de 20 ans) avec un potentiel de rendement de plus de 11t/ha/an de matièere sèche) (Labrecque et Teodorescu, 2005; Lease et al., 2009) et un taux de cendre de 1 à 2,7 % (Lease et al., (2009). Il s'adapte aux milieux humides, au bord des cours d'eau et les terres marginales (Gasser et al., 2013).

Labrecque et Teodorescu (2005) ont identifié deux clones de *miyabeana* (SX64, SX67) considérés comme les plus productifs peu importe les conditions climatiques. Cependant, Tahvanainen et Rytkönen (1999) ont montré que la production de *Salix viminalis* (SX61) dépendait davantage des conditions climatiques que des propriétés du sol. Ainsi, plus la saison de croissance est longue, plus la production de biomasse et le taux de survie sont élevés. Walle et al. (2007), ont comparé le taux de survie des saules avec d'autres espèces cultivées sur un sol sableux acide après 4 ans. Ils ont trouvé un taux de survie de 97,6 % pour les saules ; 75,8% pour les bouleaux ; 96,8% pour l'érable ; 86,3% pour le peuplier.

2.2.4.2. L'alpiste roseau (*Phalaris arundinace* L.)

L'alpiste roseau est une graminée pérenne (plus de 10 ans) (Finell et al., 2005; Lease et al., 2009; Ghica et al., 2012) dont la croissance peut convenir très bien aux conditions pédoclimatiques et hydrologiques des tourbières abandonnées. Il a un port dressé qui lui permet d'atteindre des hauteurs variant entre 60 et 200 cm (Christian et al., 2006). Sa reproduction peut être assurée par des rhizomes (2 à 7 cm dans le sol) ou par des graines (Hutchison, 1992). Son architecture racinaire est dense (Sahramaa et Jauhiainen, 2003). La récolte de l'alpiste en automne peut aussi influencer positivement le rendement et la qualité de la biomasse (Shield et al., 2012). Sahramaa et Jauhiainen (2003) ont montré dans leurs travaux que l'alpiste roseau atteint sa hauteur maximale au moment de la maturation des graines. Par ailleurs, l'alpiste roseau est caractérisé par un taux de cendre non négligeable qui détint négativement sur sa capacité calorifique (Andersen et Lindwall, 1997).

2.2.4.3. La capacité calorifique du saule et de l'alpiste roseau

Les saules et l'alpiste roseau sont connus pour leur bonne capacité calorifique (CC) (Jones et al. 2012; Fournel et al., 2015). Fournel et al. (2015) ont trouvé que le saule cultivé dans un sol minéral possédait des pouvoirs calorifiques oscillant entre 6018,9 Btu/lb et 8168,53 Btu/lb, tandis que l'alpiste roseau cultivé sur le même sol minéral avait une valeur de CC plus faible (6448,8 Btu/lb).

Certains auteurs ont observé un lien entre le taux de cendre et la capacité calorifique de la plante. Jenkins et al. (1998) ont trouvé que la valeur de CC décroit avec une augmentation du taux de cendres. La réduction était de 0,2 MJ/kg pour une augmentation de 1% de la teneur en cendres. Le taux de cendre est plus élevé chez l'alpiste roseau que chez les saules (Lease et al., 2009; Lord, 2015).

Rapport-Gratuit.com

CHAPITRE 3 : HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS

3.1. Introduction

L'exploitation intensive des tourbes génère des superficies de tourbières acides, dégradées et abandonnées dont il faudra songer à leur réhabilitation. Le phytoaménagement du site pour la production de biomasses énergétiques constitue une option de gestion du site facile et intéressante qui pourrait non seulement redonner une vocation économique au site dans un contexte de développement durable, mais également remédier aux effets indésirables que causent les tourbières résiduelles, abandonnées et laissées à nu, à l'environnement. Compte tenu que les sols des tourbières résiduelles sont acides, pauvres en phyto-nutriments, et contiennent des éléments traces métalliques ou métaux lourds, le phytoaménagement du site, utilisant le saule (*Salix miyabeana* L.) et l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea* L.) comme plantes énergétiques, exige un chaulage et une fertilisation d'appoint.

En agriculture, les objectifs du chaulage des sols acides sont multiples : stimuler l'activité microbienne et la croissance des racines, augmenter la disponibilité et l'efficacité d'utilisation du P, réduire l'activité des cations H, Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb et Zn solubles et échangeables à l'origine de toxicités chez la plante, apporter des éléments secondaires (Ca et Mg) nécessaires pour la croissance de la plante et améliorer le rendement des cultures (MacLeod et al., 1972; von Uexkull, 1986; Anderson et al., 2013; Karalić et al., 2013; Fageria, 2016; Fageria et al., 2017).

La fertilisation minérale raisonnée (sans excès) des sols agricoles stimule positivement l'activité microbienne du sol (Barabasz et al., 2002). La fertilisation minérale azotée à long terme peut modifier certaines propriétés édaphiques dont le contenu en C organique des sols minéraux; celui-ci étant considéré comme un facteur majeur contribuant au rehaussement du niveau du C de la biomasse microbienne (C_{mic}) du sol (Geisseler et Scow, 2014). L'application répétée de N sous forme d'engrais minéral aurait tendance à augmenter la teneur en C_{mic} dans les sols minéraux ayant un pH > 5 (Geisseler et Scow, 2014). La fertilisation à long terme du sol peut modifier les propriétés édaphiques et la distribution des éléments traces métalliques (ÉTM) ou métaux lourds dans les fractions chimiques du sol. La fertilisation azotée peut acidifier la couche arable du sol minéral mais aurait peu d'effet sur la teneur de C organique dans les couches superficielles et en profondeur des sols minéraux (Schön, 2011). Récemment, Czarnecki et Düring (2015) ont examiné l'effet à long terme de la fertilisation minérale sur les principales propriétés chimiques de sols minéraux (24,1 – 48,4% d'argile granulométrique ou fraction fine ou fraction colloïdale), légèrement acides (pH 5,03 – 5,82) et très faibles en C organique (0,39 – 0,52%), localisés à quatre endroits différents à Hesse (Allemagne). Ces sols ont reçu des engrais (témoin, N, P, NP, NPK) entre 1986 et 2002. L'analyse de leurs

résultats montre une diminution significative du pH des sols, une augmentation de la CEC et du contenu en C total des sols et une augmentation des teneurs en cinq ÉTM (Cd, Cu, Mn, Pb, Zn) des sols après 14 années d'application d'engrais.

3.1.1. Hypothèse de recherche

-Les apports de chaux dolomitique ou de chaux calcique combinés à la fertilisation minérale complète (N, P et K) :

-améliorent les propriétés fertilisantes du sol, notamment en augmentant le pH du sol et la disponibilité des éléments nutritifs,

-affectent la répartition des éléments traces métalliques (ÉTM) (Fe, Cu, Mn et Zn) dans le sous-sol minéral et les couches organiques superficielles de tourbières résiduelles,

-affectent les teneurs en ÉTM du saule et de l'alpiste roseau,

-influencent positivement la croissance et la production de biomasse aérienne du saule et de l'alpiste roseau.

3.2. Objectifs du travail de recherche

L'étude doctorale comprend deux parties principales, A (essais en serre sur le sous-sol minéral riche en MO de la tourbière résiduelle de Sun Gro Horticulture à Lamèque, Nouveau-Brunswick) et B (essais au champ sur les couches organiques de la tourbière résiduelle de La Mousse Acadienne, Nouveau-Brunswick).

3.2.1. Objectif principal

L'objectif général des deux parties est de réhabiliter les sols de tourbières résiduelles à des fins de production de biomasse aérienne à valeur énergétique. Cette réhabilitation, appelée phytoaménagement, nécessite au préalable une évaluation de l'effet de la fertilisation minérale et de la chaux (calcique ou dolomitique) sur certaines propriétés chimiques des sols ainsi que sur la croissance, le rendement en biomasse aérienne, la capacité calorifique et la concentration en certains ETM (Fe, Cu, Mn, Zn) du saule et de l'alpiste roseau.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

3.2.2. Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques de la première partie (A) sont :

1) Examiner l'effet de l'addition de trois doses de chaux calcique ($CaCO_3$) au sous-sol minéral acide issu d'une tourbière résiduelle sur quelques propriétés chimiques (teneur en C organique, acidité échangeable, pH, Al-Mehlich 3, fractions labiles de quelques Cu, Fe, Mn et Zn) en fonction du temps d'incubation.

2) Examiner l'effet de l'ajout de quatre doses de chaux calcique ($CaCO_3$) combiné à une dose de fertilisant minéral N-P-K (15-15-20) au sous-sol minéral issu d'une tourbière résiduelle sur les paramètres de croissance et de rendements (aérien et racinaire) et les concentrations en Ca, Cu, Fe, Mg, Mn et Zn du saule ainsi que sur les propriétés chimiques (acidité échangeable, pH, Al-Mehlich3, CÉ (indice de salinité), salinité, fractions labiles et potentiellent labiles de quelques ÉTM (Cu, Fe, Mn, Zn) des sols cultivés (à la récolte).

3) Examiner l'effet de l'ajout de quatre doses de fertilisant minéral N-P-K (15-15-20) combiné à une dose de chaux dolomitique ($CaCO_3.MgCO_3$) au sous-sol minéral acide issu d'une tourbière résiduelle sur les paramètres de croissance et de rendements (aérien et racinaire) et les concentrations en Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb et Zn du saule ainsi que sur les propriétés chimiques (pH, Al-Mehlich3, salinité, fractions labiles et potentiellent labiles de quelques ÉTM (Cu, Fe, Mn, Zn) des sols cultivés (à la récolte).

4) Examiner l'effet de la fertilisation NPK (plusieurs combinaisons de doses N, P et K) sur la croissante à très court terme (43 jours) et les rendements (base sèche) des tiges et de racines et les teneurs en Al, Ca, Cu, Fe, Mn et Zn de l'alpiste roseau cultivé dans le sol minéral acide de la tourbière résiduelle après son chaulage au moyen de la chaux dolomitique.

Les objectifs spécifiques de la deuxième partie (B) sont :

1) Évaluer l'effet de la fertilisation NPK en présence de la chaux dolomitique sur: i) les paramètres de croissance (une seule récolte) et la capacité calorifique du saule cultivé dans les couches organiques de surface de la tourbière résiduelle et les concentrations en Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn et Zn de la plante (rameaux, tiges et racines) et ii) les propriétés chimiques (pH, salinité, MO, fractions labiles et potentiellement labiles de quelques ÉTM (Cu, Fe, Mn, Zn) des sols cultivés (à la récolte).

2) Évaluer l'effet de la fertilisation NPK en présence de la chaux dolomitique sur: i) les paramètres de croissance (deux récoltes) et la capacité calorifique de l'alpiste roseau cultivé dans les couches organiques de surface de la tourbière résiduelle et les concentrations en Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn et Zn de la plante (tiges et racines) et ii) les

propriétés chimiques (pH, acidité échangeable, salinité, MO, fractions labiles et potentiellement labiles de quelques ÉTM (Cu, Fe, Mn, Zn) des sols cultivés (à la deuxième récolte).

3.2.3. Utilisation des données de la recherche

Les résultats de cette étude sont utiles aux producteurs de tourbe qui possèdent de petites superficies et qui éprouvent des difficultés à gérer les tourbières résiduelles. De plus, l'information devrait être utilisée par le personnel de terrain et / ou les gestionnaires régionaux, les organismes gouvernementaux et les organismes de consultation ainsi que par les spécialistes de restauration des tourbières résiduelles et de valorisation de biomasses énergétiques.

3.2.4. Motivation de la recherche

La recherche sur le phytoaménagement de tourbières résiduelles, notamment en utilisant de la chaux dolomitique, de fertilisant NPK et de plantes énergétiques tels que le saule et l’alpiste roseau, présente un intérêt à la fois du point de vue environnemental, car elle réduit l'impact environnemental des tourbières résiduelles acides. D'un point de vue financier, ce dernier est en étroite relation avec les économies potentielles sur la valorisation des tourbières résiduelles à des fins de production de biomasses énergétiques.

CHAPITRE 4 : MATÉRIELS ET MÉTHODES

4.1. Matériels

4.1.1. Sols de tourbières résiduelles

Les échantillons de sols faisant l'objet de l'étude doctorale proviennent de 2 sites de tourbières résiduelles situés au Nouveau-Brunswick (Figure 1). Il s'agit du site de SUNGRO à Lamèque-Portage (tourbière no 580; 47°49'51.80" N, 64°37'36.32" O) et celui de La Mousse Acadienne à Lamèque (tourbière no 568; 47,84755°N, 64,55575°W) (Figure 1). La figure 2 montre l'état de la tourbière résiduelle de La Mousse Acadienne.

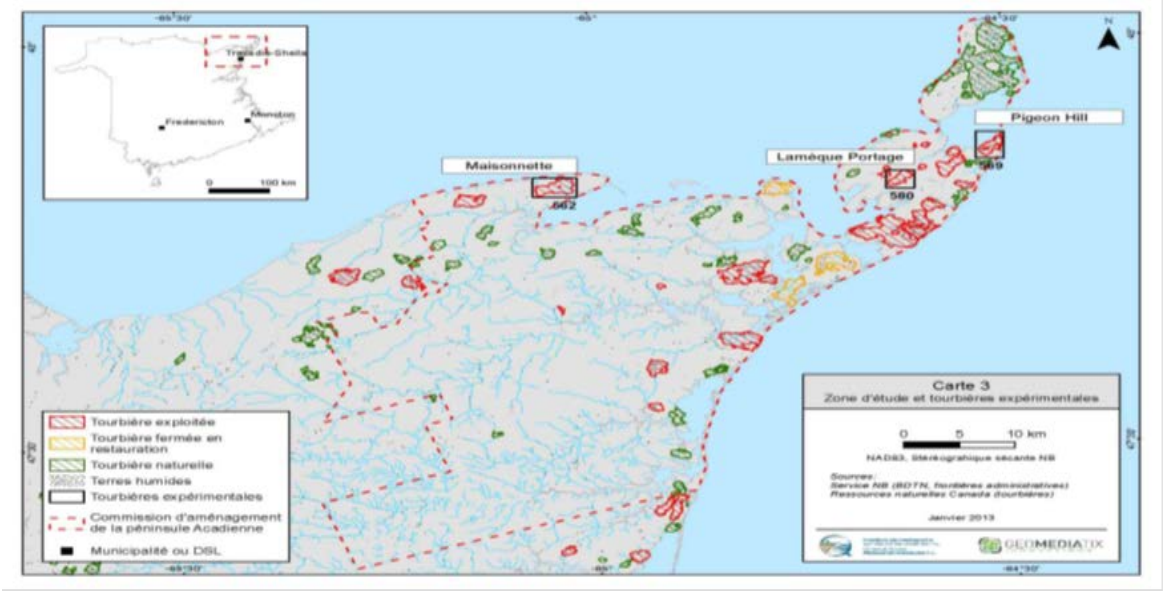

Figure 1: Carte montrant les 3 sites de tourbières résiduelles situés au Nouveau Brunswick

Figure 2: Etat de la tourbière résiduelle de La Mousse Acadienne au Nouveau Brunswick

Les principales propriétés chimiques des sols (couches minérales riches en MO) prélevés à Lamèque-Portage sont (valeurs moyennes): MO totale: 10,8 %; acidité échangeable (AÉ): 5 cmol/kg; pH : 3,9; conductivité électrique (CÉ) de l'extrait aqueux du sol : 110 µS/cm, Al-Mehlich3 : 1183 mg/kg; Ca échangeable : 74 mg/kg; Mg échangeable : 54 mg/kg; Cu échangeable : 1,2 mg/kg; Fe échangeable : 4,9 mg/kg; Mn échangeable : 20,3 mg/kg; Zn échangeable: 2,7 mg/kg.

4.1.2. Chaux agricoles

Deux types de chaux agricoles ont été utilisés dans la présente étude, soit une chaux calcique et une chaux dolomitique. Les deux types de chaux contiennent plusieurs métaux lourds dont Al et Pb à des concentrations élevées (Tableau 1). De manière plus spécifique, la chaux calcique contient un pourcentage soutenu (> 40 mg/kg) de Zn et de Pb qui peuvent être sources de pollution environnementale après accumulations successives sur plusieurs années (Tableau 1).

Tableau 1: Teneurs (mg/kg) en métaux des deux types de chaux agricoles utilisés

Éléments chimiques	Chaux calcique	Chaux dolomitique
Aluminium (Al)	637	1850
Cadmium (Cd)	<1,0	<1,0
Calcium (Ca)	361000	188000
Cuivre (Cu)	<10	<10
Fer (Fe)	1280	2440
Magnésium (Mg)	963	114000
Plomb (Pb)	40	<10
Potassium (K)	163	357
Zinc (Zn)	49	<10

La chaux calcique possède les caractéristiques suivantes : valeur neutralisante : 93% ; teneur en Ca : 36,1%; teneur en $CaCO_3$: 93%; teneur en CaO : 52%; taux d'humidité : 5%. La chaux dolomitique possède les caractéristiques suivantes : valeur neutralisante : 95% ; teneur en Ca : 18,8% ; teneur en Mg : 11,4% ; taux d'humidité : 5%.

4.1.3. Engrais de synthèse

Les engrais chimiques à base d'azote (N), de phosphore (P) et de potassium (K) utilisés dans la présente étude sont : i) l'urée (46-0-0) comme source de N, ii) le phosphate di-ammoniacal (18-46-0) et le phosphate mono-ammoniacal (11-52-0) comme sources de N et de P, iii) le muriate de potassium (0-0-60) comme source de K. Le zinc (Zn) a été apporté par le sulfate de zinc et enfin le bore a découlé du borax. La formule générale de l'engrais fabriqué était 15-20-20-0,15B-0,15Zn.

Hormis les éléments Fe, K, Al et Cd, la concentration des autres éléments était élevée dans l'engrais 15-20-20-0,15B-0,15Zn (Tableau 2). Il ressort de cette analyse que la formule commerciale consacrée à un engrais ne reflète pas adéquatement sa composition chimique. Les engrais contiennent en général plusieurs éléments chimiques à des proportions diverses hormis les principes actifs N, P, K qui sont mises en évidence sur la formule.

Tableau 2: Teneurs en métaux des engrais utilisés

Engrais utilisé	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	K (mg/kg)	Al (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)
15-20-20-0,15B-0,15Zn	623,5	264,17	33,5	277,67	3123,17	4190,33	276345,83	7625	40,5	7,33
11-52-0	17500	76,33	6	79,17	335,67	3513,83	6418,5	10655	37	112,83
0-0-60	1727	18,33	1,33	1,17	114,5	21,33	601749	35	4,17	1

4.1.4. Plantes

Le saule à croissance rapide (*Salix miyabeana*) et l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*) ont été utilisés comme plantes modèles dans la présente étude afin de déterminer leur potentiel à croitre dans des tourbières résiduelles et à produire un bon rendement de biomasse énergétique. Dans le cadre du programme de recherche et développement, trois cultivars de saule ont été utilisés (SX67, SX64 et SX61), mais l'étude doctorale a porté sur la variété SX67. De même, deux cultivars alpiste roseau (Venture et Bellevue) ont été utilisés mais l'étude doctorale a porté sur la variété Venture. Les boutures de saule longues chacune de 15 cm ont été achetées à la compagnie AGRO ÉNERGIE (St-Roch de l'Achigan, Québec, Canada), une compagnie spécialisée sur la production et l'implantation de boutures de saules à croissance rapide. Dès leur réception, elles ont été mises au réfrigétateur à 5 °C. Avant plantation, elles ont été prétremprées dans l'eau pendant 48 h. Les semences d'alpiste roseau ont été achetées à la Coop fédérée de la Madawaska (Nouveau-Brunswick, Canada). Les grains étaient conditionnés dans des sacs de 10 kg en fibres bien aérés.

Les saules à croissance rapide ont déjà été utilisés dans la restauration environnementale de sols dégradés ou marginaux, et à des fins de phytoremédiation de berges et de cours d'eau, et de production de biomasses aériennes et de bioénergie (Labrecque et al., 1997; Labrecque et Teodorescu, 2001; Labrecque et Teodorescu, 2003; Tahvanainen et Rytkönen, 1999; Druart et al., 2013; Kajba et Andric, 2014).

L'alpiste roseau est une graminée qui peut être utilisée pour réduire les charges polluantes diffuses ainsi que dans la production de prairie et de biomasses aériennes utilisées à des fins énergétiques (Burvall, 1997; Andersen et Lindvall, 1997; Gasser et al., 2013; Guertin et al., 2013).

4.2. Essais en serre

Des quantités de sol ont été prélevées en surface (0-20 cm) à différents endroits de la tourbière résiduelle du site de Lamèque (Nouveau Brunswick, Canada). Les échantillons de sol ont été séchés à l'air libre puis homogénéisés. Ce sol, qui, à l'origine, était le sous-sol minéral de la tourbière avant son exploitation intensive, est acide (3,9) et riche en MO (10,9 à 11,2%).

4.2.1. Effet de la chaux calcique sur quelques propriétés chimiques du sol en fonction du temps d'incubation

L'évolution de quelques paramètres édaphiques a été examinée durant une incubation aérobie de 150 jours, dans des conditions contrôlées et optimales de température et d'humidité, soit à 25°C et à une humidité de 50-60% de la capacité en eau au champ (Duguet, 2005).

Des échantillons (200 g) de sol ont été introduits dans des pots de plastique (Ø = 140 mm, hauteur = 108 mm) puis amendés avec trois doses de chaux calcique (CC): 0g (D0, i.e. témoin), 10,87 g (D1) et 14,5g (D2). Ces doses représentent 0; 27,2 g CC/kg de sol et 36,2 g CC/kg de sol, respectivement. Les pots ont été laissés incubés dans une chambre de croissance à température contôlée (25°C). L'humidité du sol seul ou avec des mélanges sol-chaux a été fixée autour de 0,6 kg kg^{-1} par des apports réguliers d'eau distillée. Des échantillons de sol ont été prélevés à 8 périodes de temps (0, 10, 20, 30, 40, 60, 90 et 150 jours) afin de déterminer quelques propriétés chimiques du sol et les quantités de métaux minéralisées, libérées ou dissoutes. Deux répétitions ont été effectuées par mélange de sol (sol seul et sol + chaux). Chaque échantillon a été utilisé une seule fois.

L'humidité du sol a été stabilisée suivant la méthode de Duguet (2005). Ainsi, au temps t=0, un contenant percé en bas a été rempli de 200 g de sol et placé dans une bassine d'eau. Par capillarité, l'eau monte dans les pores du sol. Au bout d'une demi-heure, le sol a été saturé et le contenant a été soumis à une phase de ressuyage. Ensuite, le contenant a été pesé pour déterminer la capacité de rétention en eau du substrat. L'humidité recherchée étant de 50 à 60 % de la capacité de rétention en eau du sol, la moitié de l'augmentation de poids observée représentait le poids auquel les échantillons devaient être maintenus tout au long de l'expérimentation. Pour cela, de l'eau distillée était ajoutée toutes les semaines. Cette fréquence assurait un minimum de variation d'humidité dans les contenants.

Les paramètres analysés aux temps t = 0, 10, 20, 30, 40, 60, 90 et 150 j sont : pH_{eau}, acidité échangeable (AÉ), conductivité électrique (CÉ) de l'extrait aqueux du sol, C

organique (convertie en matière organique), Al-Mehlich3 (Al-M3), formes labiles et potentiellement labiles des métaux Ca, Cu, Fe, Mg, Mn et Zn.

4.2.2. Effet de la chaux calcique sur quelques propriétés chimiques du sol ainsi que sur la croissance et le rendement du saule

L'essai a été conduit en serre selon un dispositif à une seule variable (chaux calcique) comprenant quatre doses de chaux soit D0 = 0 g/pot, D1 = 19,5 g/pot, D2 = 29,3 g/pot et D3 = 39,03 g/pot, en présence d'une seule dose d'engrais minéral. Les doses de chaux correspondent respectivement à 0; 4,7; 7,05 et 9,4 t/ha. Les pots (diamètre 23 cm) ont été remplis de sol (1 kg) provenant du site de la tourbière résiduelle de Lamèque. La chaux calcique et l'engrais ont été mélangés avec le sol avant l'implantation des boutures dans le sol. L'engrais 15-20-20-0,15B-0,15Zn a été utilisé avec une dose de 8 g/pot soit l'équivalent de 300 kg/ha. Chaque traitement a été répété trois fois et les pots ont été répartis aléatoirement dans le compartiment de serre.

La température et l'humidité de la serre ont été fixées respectivement à 22°C et 80 %. Après 3 mois de croissance, les plants en entier ont été récoltés puis subdivisés en quatre parties : rameaux, feuilles, bouture, racines. Les paramètres de croissance mesurés sont : nombre de rameaux, hauteur des plants, diamètre de la tige, nombre de feuilles, longeur des racines, et poids sec des feuilles, des tiges et des racines. Les teneurs de certains métaux (Ca, Cu, Fe, Mg, Mn, Zn) dans les tissus végétaux (feuilles, tiges, racines) ont été déterminées par digestion acide (section 4.4.2). Après la récolte, les sols ont été séchés à l'air ambiant. Les paramètres analysés ont été : pH_{eau}, CÉ, AÉ, Al-M3 et les fractions labiles et potentielleemnt labiles des éléments traces métalliques (ÉTM) Cu, Fe, Mn et Zn.

4.2.3. Effet de la fertilisation sur quelques propriétés chimiques du sol ainsi que sur la croissance et le rendement du saule

L'essai a été conduit en serre selon un dispositif à une seule variable (engrais N-P-K) comprenant quatre doses d'engrais (15-20-20-0,15B-0,15Zn) soit E0 = 0 g/pot, E1 = 3,8 g/pot (équivalent à 100 kg/ha); E2 = 5,9 g/pot (équivalent à 200 kg/ha), E3 = 8,002 g/pot (équivalent à 300 kg/ha) et une seule dose de chaux dolomitique (39,03 g/pot, i.e. l'équivalent de 9,4 t/ha). Les pots (diamètre 23 cm) ont été remplis de sol (1 kg) provenant du site de la tourbière résiduelle de Lamèque. L'engrais et la chaux dolomitique ont été mélangés avec le sol avant l'implantation des boutures dans le sol. Chaque traitement a été répété trois fois et les pots ont été répartis aléatoirement dans le compartiment de serre.

Rapport-Gratuit.com

Après 3 mois de croissance, les plants en entier ont été récoltés puis subdivisés en trois parties : rameaux, bouture, racines. Les paramètres de croissance mesurés sont : nombre de rameaux, hauteur des plants, diamètre de la tige, et poids sec des feuilles, des tiges et des racines.

La teneur de certains métaux (Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb, Zn) dans les tissus végétaux (feuilles, tiges, racines) a été déterminée par digestion acide (section 4.4.2). Après la récolte, les sols ont été séchés à l'air ambiant. Les paramètres analysés ont été : pH_{eau}, CÉ, Al-M3 et les fractions labiles et potentiellement labiles de quelques ÉTM (Cu, Fe, Mn, Zn).

4.2.4. Effet de la fertilisation (plusieurs combinaisons de doses N, P et K) sur la croissance et les teneurs en certains métaux de l'alpiste roseau

L'essai cultural, qui a duré 43 jours, a été conduit en serre avec 13 combinaisons de fertilisants (traitements) en présence d'une seule dose de chaux dolomitique (39,03 g/pot, i.e. l'équivalent de 9,4 t/ha/pot), soit 78 pots. Deux types d'engrais ont été utilisés : 11-52-0 et 0-0-60 pour salisfaire les besoins en NPK. Les 13 combinaisons de fertilisants sont :

F0 ($N_0P_0K_0$) : 0 g/pot (témoin)

F1 ($N_{0,20}\,P_{0,41}\,K_{0,12}$) : 1,8 g de (11-52-0) + 0,25 g (0-0-60)

F2 ($N_{0,20}\,P0{,}41\,K_{0,25}$) : 1,8 g de (11-52-0) + 0,50 g (0-0-60)

F3 ($N_{0,23}\,P_{0,48}\,K_{0,12}$) : 2,1 g de (11-52-0) + 0,25 g (0-0-60)

F4 ($N_{0,23}\,P_{0,48}\,K_{0,25}$) : 2,1 g de (11-52-0) + 0,5 g (0-0-60)

F5 ($N_{0,36}\,P_{0,76}\,K_{0,12}$) : 3,3 g de (11-52-0) + 0,25 g (0-0-60)

F6 ($N_{0,36}\,P_{0,76}\,K_{0,25}$) : 3,3 g de (11-52-0) + 0,5 g (0-0-60)

F7 ($N_{0,40}\,P_{0,82}\,K_{0,12}$) : 3,6 g de (11-52-0) + 0,25 g (0-0-60)

F8 ($N_{0,40}\,P_{0,82}\,K_{0,25}$) : 3,6 g de (11-52-0) + 0,5 g (0-0-60)

F9 ($N_{0,53}\,P_{1,10}\,K_{0,12}$) : 4,8 g de (11-52-0) + 0,25 g (0-0-60)

F10 ($N_{0,53}\,P_{1,10}\,K_{0,25}$) : 4,8 g de (11-52-0) + 0,5 g (0-0-60)

F11 ($N_{0,56}\,P_{1,17}\,K_{0,12}$) : 5,1 g de (11-52-0) + 0,25 g (0-0-60)

F12 ($N_{0,56}\,P_{1,17}\,K_{0,25}$) : 5,1 g de (11-52-0) + 0,5 g (0-0-60)

Les pots (ϕ = 14 cm) ont été remplis de sol (1 kg) provenant du site de la tourbière résiduelle de Lamèque. La chaux dolomitique et l'engrais ont été mélangés avec le sol avant le semis. Chaque traitement a été répété six fois et les pots ont été répartis aléatoirement dans le compartiment de serre. La température et l'humidité de la serre ont été fixées respectivement à 22°C et 80 %. L'alpiste roseau de la variété Venture a été semé à raison de 17 mg/pot, ce qui correspond approximativement à 11 kg/ha.

Après 43 jours de croissance, les plants en entier ont été récoltés puis subdivisés en deux parties : tiges et racines. Les tiges et les racines ont été séchées dans une étuve puis leurs masses sèches (MAS) ont été déterminées au moyen d'une balance de précision. La hauteur des plants a également été mesurée. Les teneurs en Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn et Zn des tiges et Al, Fe, Cu, Mn et Zn des racines ont été déterminées par digestion acide (section 4.4.2).

4.3. Essais au champ

4.3.1. Généralités

Les essais culturaux (saule SX67 et alpiste roseau de la variété Venture) à petite échelle ont été conduits sur les couches organiques de surface de la tourbière résiduelle située à La Mousse Acadienne (Nouveau Brunswick, Canada). Les couches organiques de cette tourbière résiduelle sont fortement acides et ont des valeurs de CEC comprises entre 177 et 307 $cmol_c/kg$. L'indice de décomposition de la matière organique au pyrophosphate des couches organiques varie entre 10 et 32, indiquant qu'elles sont humifiées (Baize et Girard, 2009).

Un travail de sol primaire (avec charrue) et secondaire (hersage) suivi d'un chaulage mécanique ont été effectués sur les sites en octobre 2013. La chaux dolomitique a été appliquée sur l'ensemble des parcelles. Une partie des parcelles n'ont pas été fertilisées (parcelles témoin, NF). Les parcelles fertilisées (F) ont reçu une seule dose d'engrais minéral fractionnée sur plusieurs périodes. L'engrais utilisé est le 15-20-20-0,15B-0,15Zn.

Durant les essais culturaux, la température moyenne de l'air a tourné autour de 18,3 °C et l'humidité autour de 80 %. La pluviomètrie moyenne entre le 1er juin et le 18 septembre a oscillé autour de 377,7 mm en 2014 et 312,2 mm en 2015 . Il ressort que la pluie a été plus abondante en 2014 qu'en 2015. D'ailleurs, cette différence a été matérialisée par une sécheresse de début de cycle préjudiciable aux plantes.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

4.3.2. Effet de la fertilisation minérale (N-P-K) sur la croissance, le rendement, la capacité calorifique et les teneurs en quelques métaux du saule et de l'alpiste roseau cultivés dans les couches organiques de surface de la tourbière résiduelle.

Ces essais culturaux visent à examiner l'effet de la fertilisation NPK en présence de la chaux dolomitique sur: les paramètres de croissance du saule (une seule récolte) et de l'alpiste roseau (deux récoltes) et la capacité calorifique des deux plantes cultivées dans les couches organiques de surface de la tourbière résiduelle à La Mousse Acadienne (Nouveau Brunswick, Canada); les concentrations en Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn et Zn des deux plantes (rameaux, tiges et racines dans le cas du saule et tiges et racines dans le cas de l'alpiste roseau); les propriétés chimiques (pH, salinité, MO, fractions labiles et potentiellement labiles de quelques ÉTM (Cu, Fe, Mn, Zn) des sols cultivés (à la dernière récolte).

Les parcelles de saules, 5,6 m de longueur et 3 m de largeur, ont été établies en juillet 2014 et ont été récoltées en septembre 2015 (une seule récolte). Dans le calcul de la fertilisation, il faut simplement considérer 3,6 m x 3 m. La chaux dolomitique a été appliquée à une dose de 9 t/ha sur l'ensemble des parcelles de saules. La fertilisation des saules a été effectuée à raison de 0 et 370 kg/ha. Des échantillons de sol ont été prélevés (0-15 et 15-20 cm) en septembre 2015. Le taux de survie, la hauteur des plants (n = 207), le nombre de rameaux (n = 144), le diamètre des rameaux et la hauteur des plants (n = 352) ainsi que les rendements (rameaux + tiges, racines) de la plante ont été déterminés dans une superficie de 2 m x 3,8 m. Les teneurs en Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn et Zn des rameaux, des tiges et des racines de la plante ont été déterminées pour six parcelles, répétées trois fois. Les propriétés chimiques des sols analysées ont été : pH_{eau}, MO, CÉ, et les fractions labiles de quelques ÉTM (Cu, Fe, Mn, Zn).

Les parcelles d'alpiste roseau, 4 m de longueur et 4 m de largeur, ont été semées en juillet 2015 avec un taux de semis de 11 kg/ha. La fertilisation de l'alpiste roseau a été effectuée à raison de 0 et 187,5 kg/ha. La chaux dolomitique a été appliquée à une dose de 9 t/ha sur l'ensemble des parcelles. Deux récoltes des parties aériennes ont été effectuées dans une superficie de 1 m^2, la première en juin 2015 et la dernière en début septembre 2015. À la fin de l'essai cultural (septembre 2015), les racines de la plante ont été récoltées et des échantillons de sol ont été prélevés à deux profondeurs (0-15 et 15-20 cm). La hauteur des plants séchés à l'étuve (n = 24) et le poids sec des tiges ont été déterminés aux deux dates de récolte. Les teneurs en Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn et Zn des tiges et des racines de la plante ont été déterminées pour six parcelles, répétées trois fois. Les propriétés chimiques des sols analysées sont : pH_{eau}, AÉ, MO, CÉ, et les fractions labiles de quelques ÉTM (Cu, Fe, Mn, Zn).

4.4. Analyses chimiques et bioénergétiques

4.4.1. Sols

Les échantillons de sols (essais en serre et au champ) ont été séchés à l'air libre et analysés pour un ou plusieurs des paramètres suivants : MO par perte au feu (5 g de sol, CPVQ, 1988); pH par potentiométrie (pH_{eau}, rapport sol : solution 1,2 g : 20 ml d'eau (CPVQ, 1988); conductivité électrique (CÉ) de l'extrait aqueux du sol (rapport sol : solution 1 g : 20 ml d'eau (Zaccone et al., 2014); acidité échangeable (AÉ) (Carter et Gregorich, 2008, p. 176), cations échangeables (Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn) et capacité d'échange cationique (CEC) au moyen de la solution de chlorure de baryum 0,1 *M* (Carter et Gregorich, 2008, p. 198); cations échangeables (1M $Mg(NO_3)_2$, pH 7,0) indice de décomposition de la MO au pyrophosphate au moyen de la solution 0,025 *M* $Na_4P_2O_7.10H_2O$ (Carter et Gregorich, 2008, p. 879); Al extractible à la solution Mehlich-3 (Al-M3) (Carter et Gregorich, 2008, p. 81); fractions labiles et potentiellements labiles de quelques métaux lourds (Tessier et al., 1979 ; Luo et Christie, 1998) et des cations Ca et Mg (Loganathan et al., 1999).

La méthode d'extraction séquentielle de Tessier et al. (1979), telle que modifiée par Luo et Christie (1998), a été utilisée pour déterminer la teneur de quelques métaux lourds (Cu, Fe, Mn ou Zn) dans quatre fractions chimiques dans les sols: F1 : «soluble-échangeable» (1*M* $Mg(NO_3)_2$, pH 7,0) (fraction facilement labile, L); F2 : «spécifiquement adsorbée ou liée aux carbonates» (1 *M* CH_3COONa, pH 5,0) (fraction moyennement labile, ML); F3 : «liée aux oxydes Fe-Mn» (0,04 *M* $NH_2OH.HCl$ dans 25% (v/v) CH_3COOH); F4 : «liée aux matières organiques» (0,02 *M* HNO_3 + H_2O_2 ajusté à pH 2,0 + 3,2 *M* CH_3COOHN_4 dans 20% (v/v) HNO_3). Après chaque extraction, les suspensions de sols ont été centrifugées à 5000 rpm puis filtrées et analysées pour leur contenu en Cu, Fe, Mn et Zn par un spectrophotomètre Perkin Elmer AAnalyst 200. Les fractions facilement labiles et moyennement labiles sont représentées par Me_{FL} et Me_{ML} respectivement, où Me représente le métal lourd. Les fractions potentiellement labiles, F3 et F4, sont représentées par Me_{OXY} et Me_{MO}, respectivement.

Le fractionnement de Ca et Mg dans les sols a été effectué selon la méthode de Loganathan et al. (1999) légèrement modifiée. Les formes de Ca et de Mg peuvent être regroupées en : 1) formes solubles et échangeables ou facilement labiles (0,5 *M* $BaCl_2$ – 0,5 *M* TEA) (Ca_L et Mg_L) et 2) formes faiblement solubles ou moyennement labiles (0,5 *M* HCl) (Ca_{ML}, Mg_{ML}).

Tous les cations ont été dosés dans les extraits à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique AAnalyst 200 (Perkin-Elmer).

4.4.2. Plantes

À la récolte, les parties aériennes et racinaires des plantes ont été séchées à 60°C pendant 48 heures puis pesées afin d'obtenir le rendement en matière sèche des parties aériennes et racinaires. Le matériel végétal sec a été ensuite broyé à 0,5 mm puis soumis à une digestion acide au moyen de la solution HNO_3 concentrée.
Les cations (Al, Cd, Fe, Mn, Pb, Cu, Zn) ont été dosés dans les extraits acides à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique AAnalyst 200 (Perkin-Elmer).

Une partie des plantes a été envoyé au Centre Canadien de Bioénergie, à l'Université du Nouveau Brunswick (Fredericton) en vue d'analyser leurs paramètres énergétiques (Capacité calorifique, teneur en eau, taux de cendre). Le centre a utilisé ces différents protocoles pour faire les analyses :

- La procédure standard de mesure de l'humidité de particules combustibles ligneuses (Centre canadien de Bioénergie, juillet 2012)

- La procédure standard de détermination du pouvoir calorifique avec la bombe à calorimètre (Centre canadien de Bioénergie, juillet 2012).

- La procédure standard de mesure des cendres dans les échantillons de biomasse (Centre canadien de Bioénergie, juillet 2012).

4.5. Traitements statistiques

Les statistiques descriptives (moyenne, écart-type, minimum, maximum par répétions ou traitement) ainsi que les analyses statistiques des données ont été réalisées à l'aide du logiciel Statistix (Analytical Sofware. Statistix version 9.0; User's manual. Tallahassee, Florida, 2008). Les paramètres de croissance et de rendements des plantes ainsi que les teneurs en métaux des plantes et des sols ont été soumis à une analyse de variance, couramment appelée l'ANOVA, à un seul facteur, pour mieux évaluer l'effet du chaulage ou de la fertilisation sur les propriétés des sols et les rendements des cultures. De plus, les valeurs du coefficient de corrélation de Pearson, noté r, qui repose sur le calcul de la covariance entre deux variables continues, ont été calculées à l'aide du logiciel Statistix pour évaluer les relations linéraires entre les variables.

CHAPITRE 5 : RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1. Effet de la chaux calcique sur quelques propriétés chimiques du sol

5.1.1. Contenu en matière organique (MO) totale du sol

Bien que la chaux puisse augmenter l'activité microbienne du sol et par le fait augmenter la minéralisation du C organique (Paradelo et al., 2015), l'évolution du taux de MO des échantillons de sol traités avec la chaux n'est pas assez marquée en fonction du temps d'incubation (Fig. 3). Les quantités de $CaCO_3$ n'ont pas eu un effet significatif (valeur de F non significative au niveau de $P \leq 0,05$) sur le contenu en MO des échantillons de sols de tourbière résiduelle. Par ailleurs, l'absence d'effet s'est reflétée par l'absence d'une corrélation significative au niveau de $P \leq 0,05$ entre les valeurs de MO et de pH des échantillons du sol (r = 0,074).

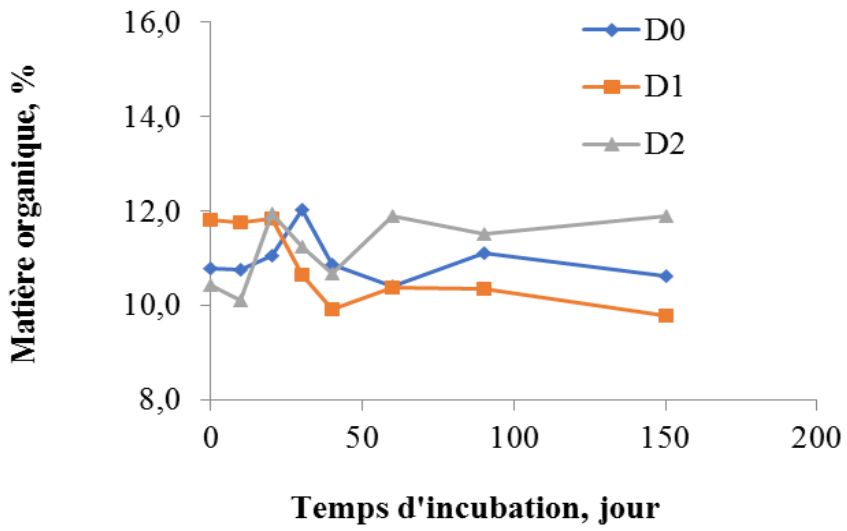

Figure 3 : Évolution de la teneur en MO des échantillons de sol traités avec des doses de $CaCO_3$ en fonction du temps d'incubation

Paradelo et al., (2015) ont fait le même constat sur une série de sols minéral et organique ayant reçu de la chaux. Selon Meng et al. (2014), la MO accumulée dans les tourbières, particulièrement dans les couches de profondeur, est récalcitrante et difficile à biodégrader. Cela est dû au fait que le taux de minéralisation du C organique est contrôlé par des facteurs géochimiques, environnementaux et microbiologiques (Amha,

2015). Il est relié aux compositions hydrochimiques de la tourbe comme l'eau et les carbohydrates acides solubles, les rapports C/N et lignine/N ou le contenu en lignine et polyphénols, et les sources végétales de formation des tourbières (Freeman et al., 2004). Dans leur étude portant sur la minéralisation de la MO de terres humides (wetlands), Choi et al. (2017) ont observé une diminution du taux de décomposition de la MO en fonction du temps d'incubation. Ils ont conclu que dans les systèmes de terres humides, la résistance à la décomposition microbienne de la MO résulte de l'effet combiné de plusieurs facteurs environnementaux tels que la qualité du substrat organique, le pH, et la disponibilité de l'oxygène et des éléments nutritifs. Le chaulage au moyen de $CaCO_3$ peut augmenter le taux de C organique dû à l'augmentation de la production de biomasse dans le sol chaulé (Paradelo et al., 2015). Cette observation est confirmée par les résultats de Wachendorf (2015), qui a trouvé que le chaulage au moyen de $CaCO_3$ a diminué la minéralisation de la MO humifiée dans un sol sableux.

5.1.2 Acidité échangeable (AÈ) et pH du sol

D'une façon générale, les valeurs de AÉ (cmol/kg) diminuent (Fig. 4) et par ricochet, les valeurs de pH augmentent (Fig. 5), avec l'augmentation de la quantité de chaux et de la durée de l'incubation. Cette observation est due au fait qu'il existe une relation assez étroite entre l'acidité échangeable ou le pourcentage de saturation en cations basiques échangeables d'un sol et son pH (Buckman et Brady, 1968). En considérant l'ensemble des données, les valeurs de pH des échantillons de sol sont négativement corrélées avec les valeurs de AÉ ($r = -0,747$, $P<0,001$), confirmant ainsi le fait que les valeurs de pH finales des sols riches en MO aient été affectées entre autres par l'acidité échangeable (Caron et Rivière, 2003). Quand la concentration des ions H^+ libres dans la solution du sol (mesure du pHeau) diminue, par suite de leur neutralisation par la chaux, le pH augmente.

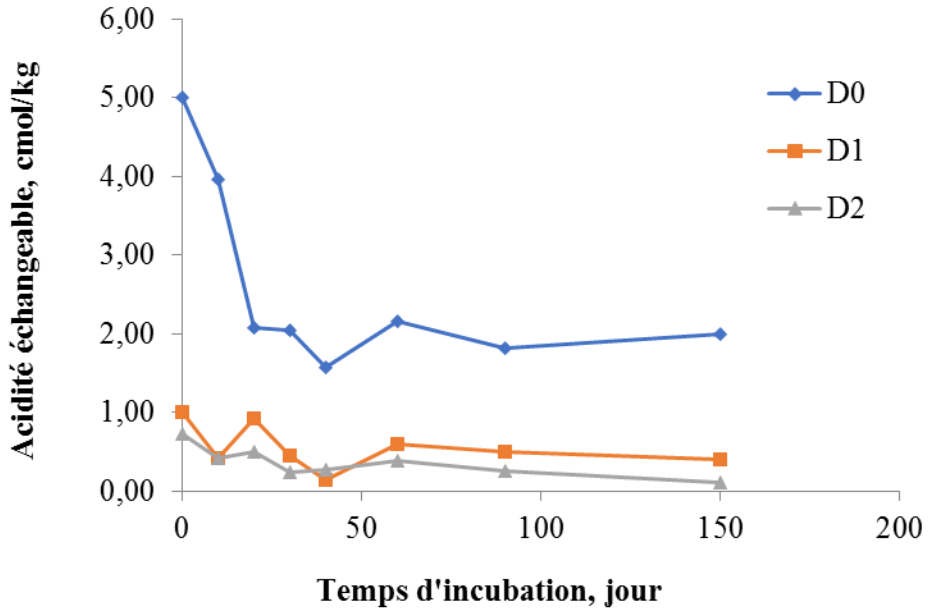

Figure 4: Évolution de l'acidité échangeable du sol traité avec trois doses de chaux en fonction du temps d'incubation

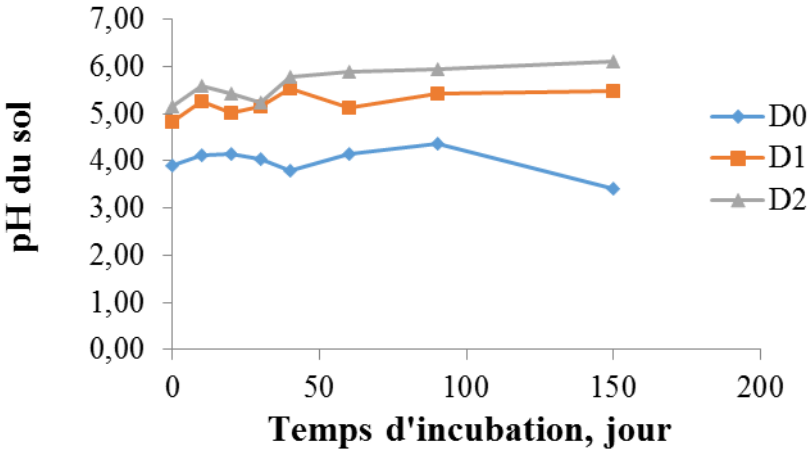

Figure 5: Évolution du pH du sol traité avec trois doses de chaux en fonction du temps d'incubation

La valeur moyenne d'AÉ du sol traité avec D2 (pH 5,15) à t = 0 j était 6,9 fois supérieure à celle obtenue à t=150 j (pH 6,11). Les résultats de l'analyse de variance

(Tableau 3) indiquent un effet très hautement significatif des doses de chaux sur les valeurs d'AÉ et du pH des échantillons de sol. Toutefois, les doses de chaux ont eu un effet prépondérant sur le pH (valeur de F plus élevée). Les résultats corroborent ceux obtenus par Ingerslev (1996), Materechera et Mkhabela (2002), Havlin et al. (2014), Plaster (2014) et Kastyuchik et al. (2016). Diggelen (2015) a même démontré que la chaux réduit mieux l'acidité échangeable du sol que les cendres de bois ou le fumier.

Tableau 3: Résultats de l'analyse de variance (valeurs de F) des effets des doses de chaux et du temps d'incubation sur les valeurs d'acidité échangeable (AÉ) et de pH du sol

Propriétés du sol	Dose de chaux (D) (d.l.=2)	Temps d'incubation (T) (d.l.= 7)	Interaction (DxT) (d.l.=14)
pH	205***	3,58**	2,76
AÉ	86***	5,75***	2,85*

*, **, ***, significatif au seuil de probabilité 0,05, 0,01 et 0,001 respectivement.

d.l. = degré de liberté.

La baisse du niveau d'AÉ du sol témoin avec le temps d'incubation (Fig. 4) peut être reliée : 1) aux variations des concentrations d'acide carbonique et aux conditions d'oxydo-réduction conduisant à la réduction de la dissociation des H^+ (van Lierop, 1990), 2), au taux d'accroissement d'ions OH^- libérés à la suite de l'adsorption des anions (e.g. sulfate) par les oxydes de fer et d'aluminium initialement présents dans la matrice du sol de tourbière (Binkley, 1992), et 3) à la consommation des protons résultant de l'immobilisation microbienne des sulfates dans le sol (Binkley, 1992).

Selon Paradelo et al. (2015), lorsque la chaux est ajoutée au sol, les ions Ca^{2+} remplacent les ions H^+ et Al^{3+} sur le complexe d'échange entraînant une augmentation de la saturation en cation basique du complexe d'échange, avec formation d'ions OH^- dans la phase liquide du sol. Ces derniers neutralisent l'acidité engendrée par l'hydrolyse des ions Al^{3+} dans la phase liquide. Toutefois, cet effet est dépendant du temps de réaction de la chaux avec l'acidité échangeable, comme le laisse indiquer les valeurs de F significatives de l'interaction DxT (Tableau 3). Les doses D1 et D2 induisant en général des valeurs de pH $\geq$ 5,4; comprises entre 5,0 et 6,5; sont considérées comme optimales pour la culture de saule (Rech et al., 2012).

5.1.3. Teneurs en aluminium labile du sol

En général, les teneurs en Al-Mehlich3 (Al-M3), qui représente la forme labile (mobile ou disponible pour la plante), ont diminué avec l'augmentation de la dose de chaux (Fig. 6). À t = 150 j, la teneur en Al-M3 du sol n'ayant pas reçu de chaux (D0) était 1,12 et 1,5 fois supérieure aux teneurs en Al-M3 des sols traités avec D1 et D2, respectivement.

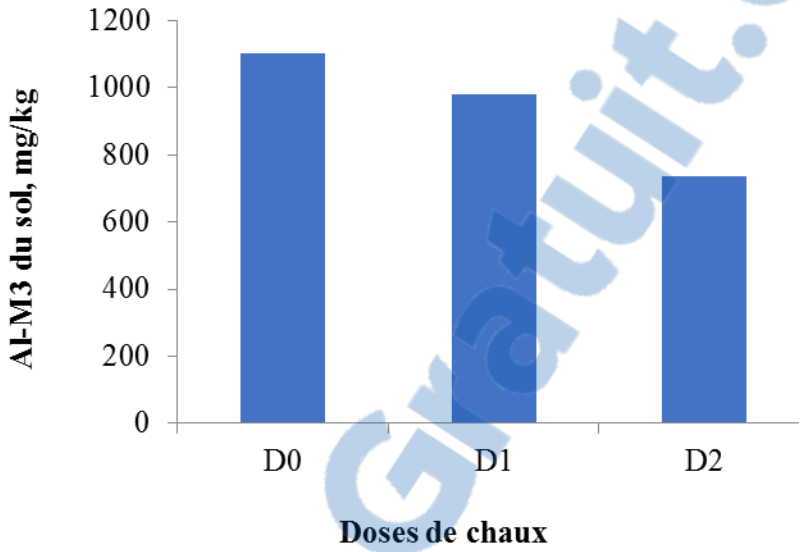

Figure 6: Effet de trois doses de $CaCO_3$ sur la teneur en Al-Mehlich3 du sol après 150j d'incubation. D0, D1 et D2 = 0; 27,1 et 36,2 g/kg, respectivement

La valeur moyenne d'Al-M3 du sol traité avec D2 à t = 0 j (pH 5,15) était 1,6 fois supérieure à celle obtenue à t=150 j (pH 6,11). Les résultats de l'analyse de variance (Tableau 4) indiquent un effet très hautement significatif des doses de chaux et du temps d'incubation sur les valeurs d'Al-M3 des échantillons de sol. Toutefois, les doses de chaux ont eu un effet prépondérant sur Al-M3 (valeur de F plus élevée). En considérant l'ensemble des données, les valeurs de pH des échantillons de sol sont négativement corrélées avec les valeurs d'Al-M3 (r = -0,697, P<0,001), confirmant ainsi le fait que le chaulage réduit l'activité des ions Al^{3+} soluble ou Al échangeable (Huang et al., 2012) et par conséquent la disponibilité de l'Al devient très réduite dans le sol (Condron et al., 1993; Casséus et al., 2011; Paradelo et al., 2015).

Rapport-Gratuit.com

Tableau 4: Résultats de l'analyse de variance (valeurs de F) des effets des doses de chaux et du temps d'incubation sur les formes labiles de quelques métaux lourds du sol.

Propriétés du sol	Dose de chaux (D) (d.l.=2)	Temps d'incubation (T) (d.l.= 7)	Interaction (DxT) (d.l.=14)
Al-M3	69***	10,47***	2,25*
Fe_{FL}	14640***	16,92***	20,26***
Fe_{ML}	464***	43,19***	17,89***
Cu_{FL}	12***	2,09	1,05
Cu_{ML}	13***	1,93	1,0
Mn_{FL}	1367***	192,7***	51,2***
Mn_{ML}	52***	210,9***	47,2***
Zn_{FL}	1617***	125,7***	56,7***
Zn_{ML}	0,39	0,88	2,62

*, **, ***, significatif au seuil de probabilité 0,05, 0,01 et 0,001 respectivement.

L'effet de la chaux sur la teneur en Al labile du sol est dépendant du temps de réaction de la chaux avec les ions Al^{3+}, comme le laisse indiquer les valeurs de F significatives de l'interaction DxT (Tableau 4). En se dissolvant lentement dans le sol acide, le $CaCO_3$ (produit de solubilité très faible) entraine la formation d'ions OH^-. Ces derniers s'associent aux ions Al^{3+} pour former des hydroxydes qui précipitent dans le sol lorsque le pH augmente. La complexation de l'Al par la MO présente dans le sol étant dépendante du pH, il s'ensuit que l'Al se retrouve fortement complexé par la MO lorsque le pH augmente (Berggren et Malder, 1995). Avec l'augmentation du pH de la suspension du sol due à la dissolution de la chaux ajoutée, la réaction d'hydrolyse aurait pour effet d'augmenter le nombre de sites de liaison favorables à la complexation de l'Al, et par conséquent, l'Al soluble dans la phase liquide devrait précipiter sous formes d'hydroxydes d'Al et de complexes organoaluminiques (Li et Johnson, 2016).

5.1.4. Teneurs en quelques éléments traces métalliques (Fe, Cu, Mn, Zn) sous formes labiles dans le sol

D'une manière générale, le chaulage du sol acide a eu un effet très significatif (P<0,01) sur les teneurs en Cu, Fe, Mn et Zn sous formes facilement labiles (FL) et moyennement labiles (ML) (Tableau 4).

À t = 0j, les teneurs en ÉTM labiles (FL + ML) des échantillons de sol traités avec la chaux étaient inférieures à celles des sols témoins. La diminution était dans l'ordre suivant (en mg métal/kg de sol) : D2 (1,47) < D1 (1,67) < D0 (1,69) pour Cu; D2 (14,3) < D1 (15,5) < D0 (29,7) pour Fe; D2 (16,9) < D1 (20,4) < D0 (25,6) pour Mn; D2 (1,66) < D1 (1,14) < D0 (2,75) pour Zn.

À t = 150j, la même tendance s'est maintenue. Les teneurs en ÉTM labiles (FL et ML) ont diminué avec l'augmentation des doses de $CaCO_3$ (D0 ou témoin, D1 et D2) dans l'ordre suivant (en mg métal/kg de sol) : D0 (1,25) > D1 (1,15) > D2 (1,09) pour Cu_{FL} et D0 (0,60) > D1 et D2 (0,57) pour Cu_{ML}; D0 (0,75) >D1 (0,73) > D2 (0,69) pour Fe_{FL} et D0 (23,4) > D1 (20,0) > D2 (15,0) pour Fe_{ML}; D0 (18,9) > D1 (11,9) > D2 (8,1) pour Mn_{FL} et D0 (4,49) > D1 (3,67) > D2 (2,7) pour Mn_{ML}; D0 (2,15) > D1 (0,92) > D2 (0,85) pour Zn_{FL} et D0 (15,0) > D1 (13,0) > D2 (11,0) pour Zn_{ML}. Ces résultats mettent en évidence le rôle du $CaCO_3$ à réduire les teneurs en ÉTM labiles du sol (Casséus et al. 2006; De Coninck et Karam, 2008). Lorsque de la chaux renfermant du Ca et Mg est ajoutée au sol, les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} remplacent les autres cations (e.g. ÉTM) échangeables sur le complexe d'échange (Sparks, 2003) entraînant ainsi une diminution de la concentration des ÉTM sur le complexe d'échange.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

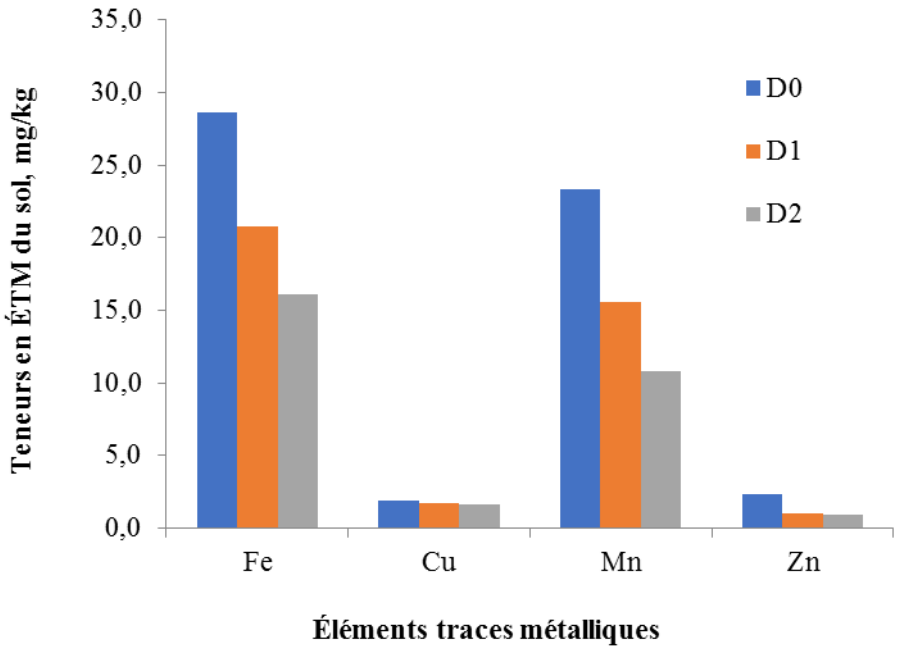

Figure 7: Effet de trois doses de $CaCO_3$ sur la teneur en éléments traces métalliques (ÉTM) du sol après 150j d'incubation. D0, D1 et D2 = 0; 27,2 et 36,2 g/kg, respectivement

Excepté Cu_{FL}, Cu_{ML} et Zn_{ML}, l'effet de la chaux sur les teneurs en Fe_{FL}, Fe_{ML} Mn_{FL}, Mn_{ML} et Zn_{FL} du sol est dépendant du temps de réaction de la chaux avec les ions métalliques, comme le laisse indiquer les valeurs de F significatives de T (temps d'incubation) ainsi que celles de l'interaction DxT (Tableau 4). Toutefois, les doses de chaux ont eu un effet prépondérant sur les teneurs en ÉTM labiles (FL, ML) du sol (valeur de F plus élevée). En considérant l'ensemble des données, les valeurs de pH des échantillons de sol sont négativement corrélées avec celles des ÉTM sous formes facilement labiles : Cu_{FL} (r=-0,461, P<0,01), Fe_{FL} (-0,892, P<0,001), Mn_{FL} (r=-0,711, P<0,001) et Zn_{FL} (-0,753, P<0,001). Seules les formes moyennement labiles du Fe et du Mn sont négativement corrélées avec le pH du sol : Fe_{ML} (-0,615, P<0,001); Mn_{FL} (r=-0,534, P<0,001). Ces résultats appuient le fait qu'il existe un lien étroit entre le pH du sol et sa disponibilité dans la phase liquide du sol (Rinklebe, 2016). La chaux, en augmentant le pH du sol, peut favoriser la formation de complexes organo-métalliques ou de précipités métalliques peu ou pas solubles (Rinklebe, 2016) et par conséquent peu extractibles au moyen de réactifs chimiques. L'élévation du pH, par suite de la dissolution du $CaCO_3$ et la formation d'ions OH^-, contribue à la formation d'espèces métalliques sous formes d'hydroxydes précipités (Hale et al., 2012 ; Nam et al., 2016).

5.1.5. Teneurs en calcium et magnésium labiles du sol

Comme il fallait s'y attendre, l'ajout de $CaCO_3$ au sol de tourbière résiduelle a eu un effet très significatif ($P<0,01$) sur les teneurs en Ca et Mg sous formes facilement labiles (FL) et moyennement labiles (ML) (Tableau 5).

Tableau 5: Résultats de l'analyse de variance (valeurs de F) des effets des doses de chaux et du temps d'incubation sur les formes labiles du calcium et du magnésium du sol

Propriétés du sol	Dose de chaux (D) (d.l.=2)	Temps d'incubation (T) (d.l.= 7)	Interaction (DxT) (d.l.=14)
Ca_{FL}	1022***	22,7***	11,1***
Ca_{ML}	1704***	8,5***	3,3*
Mg_{FL}	629***	6,1***	1,4
Mg_{ML}	537***	4,6**	1,6

*, **, ***, significatif au seuil de probabilité 0,05, 0,01 et 0,001 respectivement.

À t = 0j, les teneurs en Ca et en Mg labiles (FL + ML) des échantillons de sol traités avec la chaux étaient largement supérieures à celles des sols témoins (Fig. 8). L'augmentation était dans l'ordre suivant (en mg métal/kg de sol) : D2 (4711) > D1 (4182) > D0 (189) pour Ca (Ca_{FL} + Ca_{ML}) et D2 (825) > D1 (672) > D0 (129) pour Mg (Mg_{FL} + Mg_{ML}).

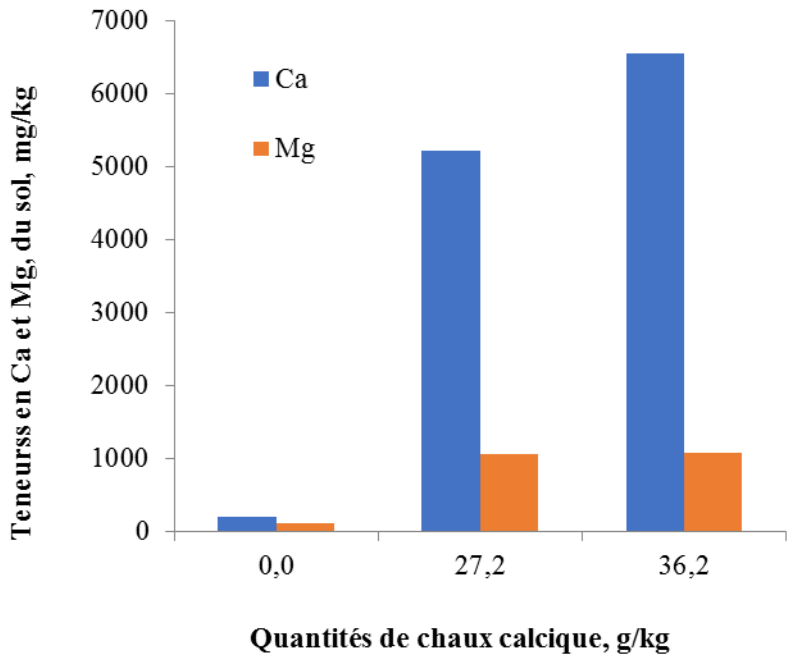

Figure 8: Effet de trois de $CaCO_3$ sur la teneur en calcium (Ca) et magnésium (Mg) du sol après 150 j d'incubation

À t = 150j, les teneurs en Ca et Mg labiles (FL et ML) ont considérablement augmenté avec l'augmentation des doses de $CaCO_3$ (D0 ou témoin, D1 et D2) dans l'ordre suivant (en mg métal/kg de sol) : D2 (986) > D1 (570) > D0 (98) pour Ca_{FL} et D2 (5564) > D1 (4650) > D0 (111) pour Ca_{ML}; D2 (535) > D1 (530) > D0 (60) pour Mg_{FL} et D2 (549) > D1 (538) > D0 (59) pour Mg_{ML}.

En se dissolvant lentement dans le sol acide, la chaux calcique génère des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} ainsi que des ions OH^-. Une quantité d'ions Ca^{2+} et Mg^{2+} solubles pourra occuper les sites facilement et moyennent labiles sur le complexe d'échange du sol tandis que les ions OH-, tout en neutralisant l'acidité, pourront augmenter le pH du sol. Les valeurs de pH des échantillons du sol étaient positivement corrélées avec celles de Ca_{FL} (0,932), Ca_{ML} (r = 0,934), Mg_{FL} (r = 0,927) et Mg_{ML} (r = 0,908) au niveau de 0,1%. Ceci confirme la relation étroite entre les doses croissantes de chaux et le pH des échantillons du sol. Ces résultats, qui semblent soutenir les conclusions issues du fractionnement des ÉTM, corroborent ceux de Bailey (1995), Materechera et Mkhabela (2002), et Bolan et al. (2008).

5.1.6. Conclusion

L'apport de chaux calcique augmente les quantités de Ca et de Mg labiles et le pH du sol et diminue la concentration de l'acidité échangeable et les teneurs en Al et ÉTM labiles du sol de tourbière résiduelle.

5.2. Effet de la chaux calcique sur quelques propriétés chimiques du sol ainsi que sur la croissance et le rendement du saule

Cet essai a pour objectif d'examiner l'effet de l'addition de quatre doses de chaux calcique à un sol dégradé issu d'une tourbière résiduelle sur les valeurs de quelques paramètres édaphiques (acidité échangeable (AÉ), pH, Al-Mehlich 3 (Al-M3), fractions labiles des éléments traces métalliques Cu, Fe, Mn et Zn) ainsi que sur les paramètres de croissance et de rendement du saule.

5.2.1. Propriétés chimiques du sol cultivé

D'une façon générale, les valeurs de AÉ (cmol/kg) et de Al-M3 diminuent tandis que les valeurs de pH et de CÉ augmentent avec l'augmentation de la quantité de chaux (Tableau 6). La plus forte dose de chaux (D3) a généré des valeurs de pH comprises entre 5,5 et 5,9. Ces résultats sont en accord avec ceux de Bakker et al. (2000) qui ont trouvé que le chaulage d'un sol acide a augmenté le pH du sol, ainsi que les quantités de Ca échangeable et de Mg échangeable, le rapport molaire Ca/Al, et a diminué la quantité d'Al échangeable dans l'horizon A du sol.

Les valeurs de pH acides expliqueraient la disponibilité de l'Al (Bojórquez-Quintal, 2017). Les valeurs de pH basses (proche de celui induit par D0) entrainent plus de mobilité voire de disponibilité des métaux (Ryu et al., 2003; Zhang et al., 2003; Casséus et al., 2006). Après trois mois de croissance du saule, la valeur moyenne d'Al-M3 du sol traité avec D3 (pH 5,68) était 1,45 fois inférieure à celle obtenue avec D0 (pH 4,52). Le chaulage des sols sableux, à un niveau de pH > 5,5 constitue la façon généralement reconnue de réduire l'activité des ions Al^{3+} soluble ou Al échangeable dans le sol cultivé (Casséus et al., 2006; Baquy et al., 2017).

Tableau 6: Quelques propriétés chimiques des échantillons de sol cultivés avec le saule

Paramètre de sol	Doses de chaux*	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
AÉ ($cmol_c/kg$)	D0	2,20	0,168	2,00	2,45
	D1	1,39	0,059	1,30	1,45
	D2	1,08	0,087	1,00	1,20
	D3	0,11	0,023	0,09	0,15
pH	D0	4,52	0,147	4,30	4,68
	D1	4,85	0,018	4,83	4,88
	D2	4,93	0,148	4,70	5,10
	D3	5,68	0,152	5,50	5,90
CÉ (µS/cm)	D0	188	2,77	185	192
	D1	165	5,81	158	171
	D2	203	27,81	156	222
	D3	257	34,98	214	295
Al-M3 (mg/kg)	D0	1176	74,40	1071	1272
	D1	973	19,23	950	1000
	D2	890	32,07	858	940
	D3	787	39,35	720	818

* D0, D1, D2 et D3 = 0, 19,5, 29,3 et 39,03 g de chaux calcique/pot.

Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet très hautement significatif (P<0,001) des doses de chaux sur les valeurs de AÉ (F = 372), de pH (F = 72), de Al-M3 (F = 64) et de CÉ (F = 15). Ces résultats indiquent que l'application de la chaux calcique affecte significativement les propriétés chimiques du sol dégradé durant la période de croissance de la plante.

En considérant l'ensemble des données, les valeurs de pH des échantillons de sol sont négativement corrélées avec les valeurs de AÉ (r = -0,942) de Al-M3 (r = -0,869, P<0,001), confirmant ainsi le fait que plus la quantité de chaux calcique est élevée, plus le niveau de l'acidité du sol et la concentration de Al-M3 (Al labile) diminuent.

5.2.2. Fractions chimiques de quatre oligoéléments métalliques

Les teneurs moyennes (n = 3) des métaux Cu, Fe, Mn et Zn dans les fractions chimiques du sol chaulé sous culture de saule sont illustrées dans la Figure 9.

Le Cu se retrouve majoritairement sous forme liée à la matière organique (Fig. 9). Les valeurs moyennes (% de l'ensemble des fractions extraites) des fractions chimiques de Cu du sol chaulé ont suivi l'ordre suivant : Cu_{MO} (51,0%) > Cu_{OX} (25,4) > Cu_{FL} (18,2%) > Cu_{ML} (5,4%) (Fig. 9). Ces résultats démontrent qu'une fraction considérable de Cu est liée à la matière organique du sol. Ces résultats sont en accord avec ceux de Casséus et al. (2006) qui ont trouvé qu'une forte proportion du Cu était accumulée dans la phase organique d'un sol minéral chaulé sous culture de maïs. Yatrabi et Nejmeddine (2000) ont montré à travers une étude de fractionnement des métaux d'un sol traité avec des eaux usées que le Cu était principalement associé aux phases organiques et résiduelles.

Les valeurs moyennes (% de l'ensemble des fractions extraites) des fractions chimiques du Fe du sol chaulé ont suivi l'ordre suivant : Fe_{OX} (69,8%) > Fe_{MO} (29,7 %) > Fe_{ML} (0,42%) > Fe_{FL} (0,10%) (Fig. 9). Le Fe est majoritairement fixé par les oxydes à des concentrations élevées, ce qui est en phase avec les résultats de Koenings (1976) et Krom et Sholkovitz (1978). Casséus et al. (2006) ont examiné l'effet de deux types de chaux sur la répartition du Fe, Mn, Cu, Zn, et Al dans cinq fractions chimiques d'un sol minéral sablonneux sous culture de maïs. La fraction de Fe labile (Fe_{FL}+ Fe_{ML}) avait retenu environ 0,75% de l'ensemble des fractions extraites. La répartition du Fe avait suivi l'ordre suivant : Fe_{OX} > Fe_{MO} > Fe_{ML} > Fe_{FL}

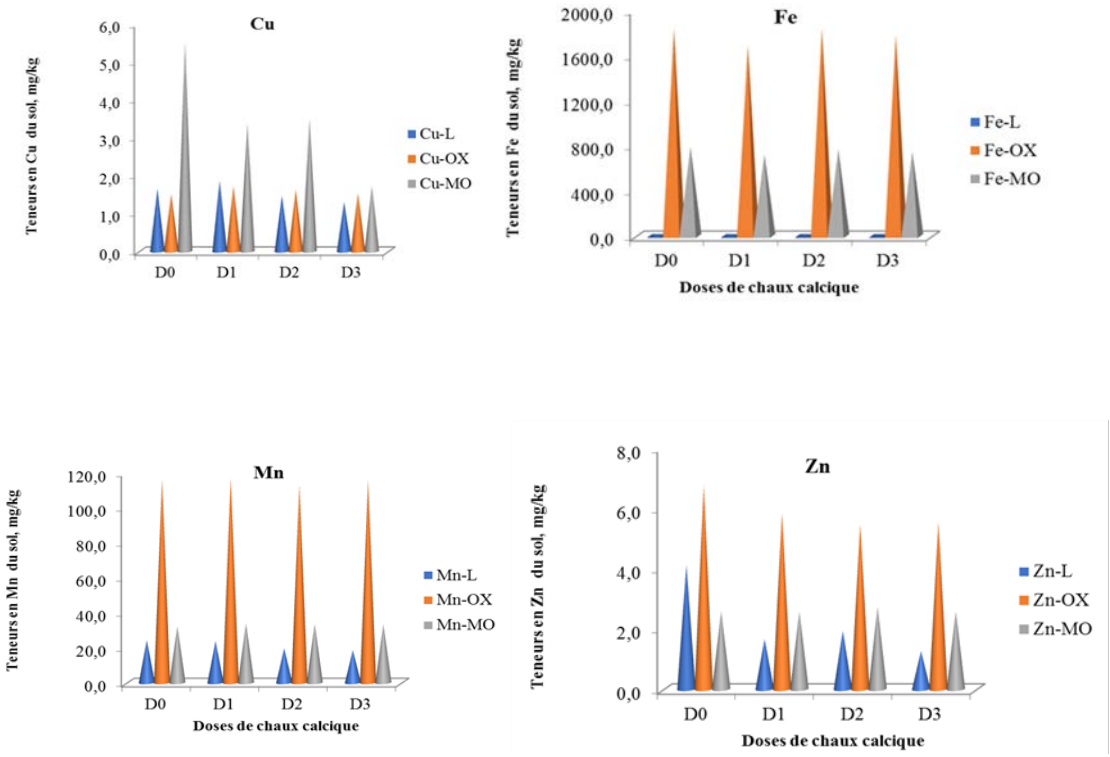

Figure 9. Teneurs de Cu, Fe, Mn et Zn sous formes labiles (L) et associés aux phases oxydes (OX) et organiques (MO) dans le sol cultivé, en fonction des doses de chaux calcique. D0, D1, D2 et D3 = 0, 19,5, 29,3 et 39,03 g/pot, respectivement.

La répartition du Mn et du Zn dans les fractions chimiques du sol chaulé est similaire à celui du Fe. Les valeurs moyennes (% de l'ensemble des fractions extraites) des fractions chimiques de Mn ont suivi l'ordre suivant : Mn_{OX} (67,6%) > Mn_{MO} (19,6%) > Mn_{FL} (9,73%) > Mn_{ML} (2,97%) (Fig. 9). Les valeurs moyennes des fractions chimiques du Zn ont suivi l'ordre suivant : Zn_{OX} (54,9%) > Zn_{MO} (24,5%) > Zn_{FL} (17,1%) > Zn_{ML} (3,4%) (Fig. 9). Ces résultats démontrent que la phase oxyde retient plus de métaux que les autres fractions mesurées. Plusieurs auteurs ont mentionné que le Zn est associé principalement aux oxydes hydratés de Fe et d'Al et aux minéraux argileux (Kabata-Pendias, 2011). Il est connu que les oxydes de Fe (i.e., hématite, goethite, ferrihydrite, etc.), que l'on retrouve communément dans les sols, ont une forte affinité à l'égard du Zn (Ponthieu et al., 2006). L'oxyde de fer amorphe dans la tourbe est l'agent de liaison dominante pour les métaux Zn et Mn (Syrovetnik et al., 2007). En outre, les oxydes de Mn adsorbent facilement les ions Mn^{2+}, Zn^{2+} et Cu^{2+} (Jones et Jarvis, 1981; Della Puppa et al., 2013).

D'une manière générale, le chaulage du sol dégradé acide a eu un effet significatif sur les teneurs en métaux sous formes labiles dans le sol cultivé. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un facteur) indiquent un effet significatif (P<0,01) à très hautement significatif (P<0,001) des doses de chaux sur les valeurs des formes labiles des métaux suivants : Cu_{FL} (F = 13,85, P<0,01), Cu_{ML} (F = 4,34; P<0,05), Fe_{FL} (F = 90,5; P<0,001), Mn_{FL} (F = 35,5; P<0,001), Mn_{ML} (F = 60,1; P<0,001), Zn_{FL} (F = 1433; P<0,001) et Zn_{ML} (F = 37,1; P<0,001). Ces résultats indiquent que l'application de la chaux calcique affecte significativement les quantités de métaux labiles dans le sol dégradé durant la période de croissance de la plante (Fig. 10). Les teneurs moyennes en métaux labiles (FL + ML) ont suivi l'ordre suivant : Mn (21,55 mg/kg) > Fe (12,82 mg/kg) > Zn (2,24 mg/kg) > Cu (1,55 mg/kg).

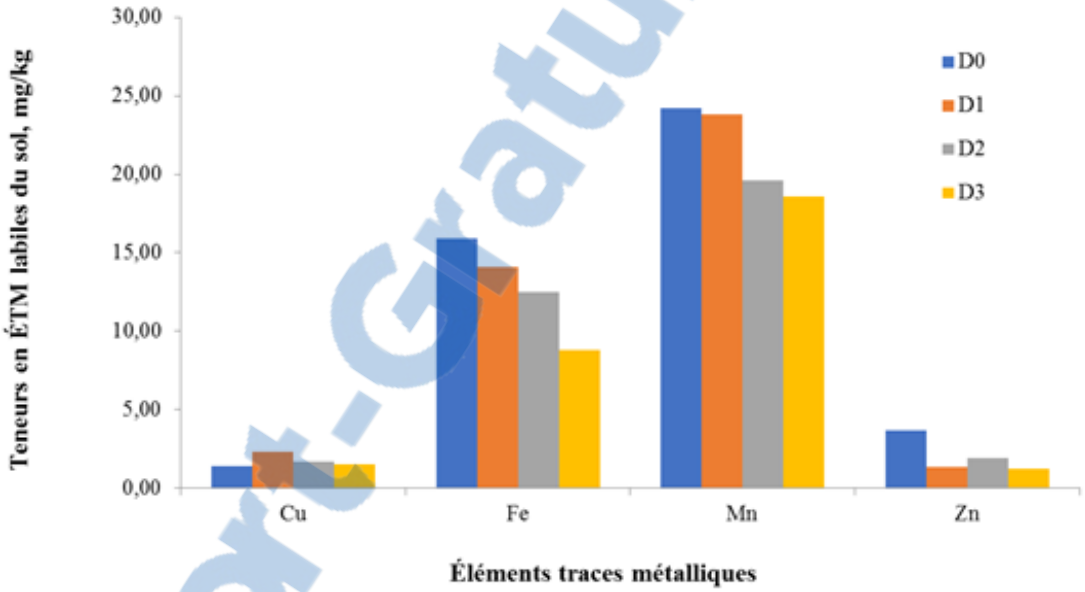

Figure 10: Teneurs moyennes des formes labiles de Cu, Fe, Mn et Zn dans le sol cultivé, en fonction des doses de chaux calcique. D0, D1, D2 et D3 = 0; 19,5; 29,3 et 39,03 g/pot, respectivement

Au demeurant, comme l'ont déjà démontré de nombreux chercheurs (Tessier et al., 1979; Casséus et al., 2006), il est probable qu'une proportion importante de chaque métal soit accumulée dans la fraction résiduelle (e.g. incorporée dans les minéraux argileux) qui n'a pas été évaluée dans cette expérience. Des études ont montré qu'une forte proportion des métaux était accumulée dans la fraction résiduelle de sol minéral chaulé sous culture de lupin (Castaldi et al. 2004) ou sous culture de maïs (Casséus et al., 2006).

Rapport-Gratuit.com

5.2.3 Croissance, rendement et teneurs en quelques métaux du saule

5.2.3.1 Croissance et rendement du saule

La Figure 11 montre l'évolution de la croissance et le développement du saule cultivé dans le sol en fonction de la dose de chaux. D'une façon générale, le saule s'est bien développé dans les milieux de croissance chaulés.

Figure 11: Évolution de la croissance du saule cultivé (V3) en fonction de la dose de chaux

Le Tableau 7 rapporte l'effet de l'ajout de la chaux calcique en présence d'une fertilisation complète (N, P et K) sur les paramètres de croissance du saule, à savoir : nombre de rameaux, hauteur des plants, diamètre de la tige (bouture), nombre de

feuilles, longeueur des racines, masse sèche des parties aériennes (tiges, feuilles) et masse sèche des racines.

Tableau 7: Paramètres de croissance de saule cultivé en serre dans un sol ayant reçu des doses croissantes de chaux calcique et une dose d'engrais minéraux

Doses de chaux (g/pot)	Nombre de rameaux	Hauteur des plants (cm)	Diamètre de la tige (mm)	Nombre de feuilles	Longueur des racines (cm)	Poids sec des feuilles (g/pot)	Poids sec de la tige (g/pot)	Poids sec des racines (g/pot)
0 (D0)	1,4±0,55	25,4±6,91	9,22±4,28	30,6±25,3	13,8±4,6	0,21±0,08	3,65±0,72	3,17±0,64
19,5 (D1)	2,6±0,55	118,8±8,64	11,84±1,73	82,0±17,8	32,6±2,9	0,88±0,10	7,96±1,10	4,35±0,30
29,3 (D2)	2,4±0,89	133,8±20,61	12,38±2,18	112,2±9,0	37,6±1,6	2,74±1,02	10,8±1,82	5,77±0,34
39,0 (D3)	3,8±0,84	144,8±7,92	11,81±1,04	140,6±13,3	47,2±6,7	5,99±1,67	16,16±2,82	9,05±0,64

D’une façon générale, les valeurs des paramètres de croissance du saule cultivé dans les échantillons de sol ayant reçu des doses croissantes de chaux calcique sont plus élevées que celles obtenues avec le témoin (D0). Le nombre de rameaux augmente graduellement avec la dose de chaux, avec 3,8 rameaux pour la dose D3 et 1,4 rameaux pour D0. Le nombre de feuilles maximal le plus élevé a été produit par la dose D3 (140,6 feuilles). La longueur maximale des racines est caractérisée par la même évolution que la hauteur des plantes; elle est plus élevée avec D3 (47,2 cm) et plus faible avec D0 (13,8 cm).

Le rendement en matière sèche des parties aériennes (tige + feuilles) a augmenté de 3,87 g/pot pour le témoin (D0) à : (i) 8,84 g/pot pour D1, (ii) 13,54 g/pot pour D2 et (iii) 22,15 g/pot pour D3. Ces résultats démontrent l’effet bénéfique de la chaux calcique sur la croissance du saule cultivé dans le sol issu de tourbières résiduelles. Labrecque et Teodorescu (2005) ont fait le même constat avec des saules cultivés sur des sols minéraux contaminés et non contaminés. Les résultats de l’analyse de variance (valeur de F du modèle d’ANOVA à un facteur) indiquent un effet très hautement significatif (P<0,001) des doses de chaux sur les valeurs des paramètres suivants : poids sec des feuilles (F = 35,1), poids sec des tiges (F = 42,2), et poids sec des racines (F = 124,6). L’obtention de hauts rendements requiert donc l’application combinée de chaux calcique

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

et d'engrais minéraux. Les résultats obtenus sont en accord avec les travaux de Haynes et Naidu (1998) et Castaldi et al. (2004). Boyter et al. (2009) ont trouvé des rendements de saules proches de ceux du présent essai, sur sol minéral et sur sol minier amendé avec de la chaux et des biosolides.

Le rendement en matière sèche de la biomasse aérienne (tige + feuilles) est corrélé avec les paramètres de sol suivants : pH (r = 0,868***), AÉ (r = -0,928***) et Al-M3 (r = -0,863***). Labrecque et Teodorescu (2005) ont montré que de bonnes conditions édaphiques du sol assurent un bon rendement en biomasses aériennes des saules. La croissance relativement faible du saule cultivé sur sol non chaulé, donc dans un substrat acide, s'explique par le fait que plus un sol est acide, plus la concentration des ions Al^{3+} dans la solution du sol augmente et inhibe l'élongation racinaire en perturbant les fonctions de la membrane plasmique, des parois cellulaires, de l'homéostasie du Ca et des voies des signaux de la transduction (Ma et al., 2013). Ce phénomène réduit la capacité des racines à explorer les ressources hydrominérales du sol (Tang et al., 2002; Haling et al., (2010).

5.2.3.2 Teneurs en quelques métaux du saule

Les concentrations des métaux dans les différentes parties de la plante sont illustrées dans les Figures 12 et 13.

D'une manière générale, les concentrations des métaux Ca, Mg et Mn ont été retrouvées majoritairement dans les feuilles, tandis que celles de Fe, Cu et Zn sont plus élevées dans les racines. Cette répartition des métaux est en accord avec les résultats de Morard (1995) qui a étudié de manière plus fine la distribution des éléments chimiques en hydroponie. Wahsha et al. (2012) ont trouvé des résultats similaires. De la même manière, différentes espèces de saule (S. purpurea, S. eleagnos, S. caprea) testées sur une mine résiduelle de dolomite ont accumulé plus de métaux lourds dans les feuilles des clones. Cependant, Page et al. (2014) ont trouvé avec l'espèce *S. viminalis*, cultivée sur sol loameux ayant été amendé avec du compost, une tendance d'accumulation des métaux différente, à savoir racines > tiges > feuilles.

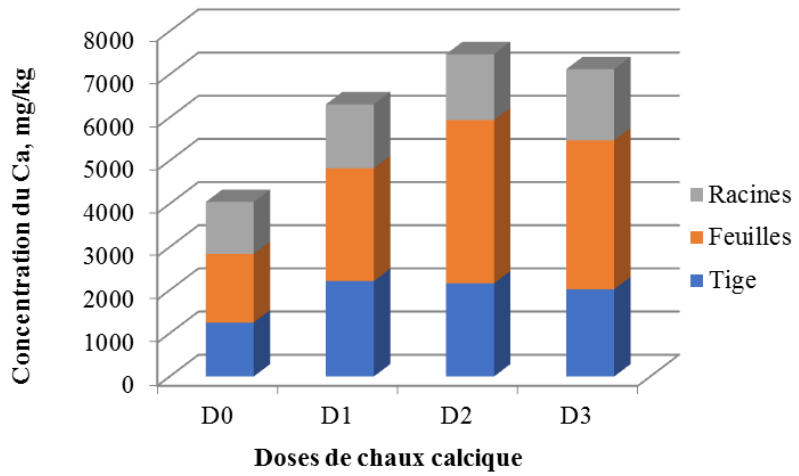

Figure 12: Concentration du Ca dans les parties du saule en fonction des doses de chaux. D0, D1, D2 et D3 = 0; 19,5; 29,3 et 39,03 g/pot, respectivement

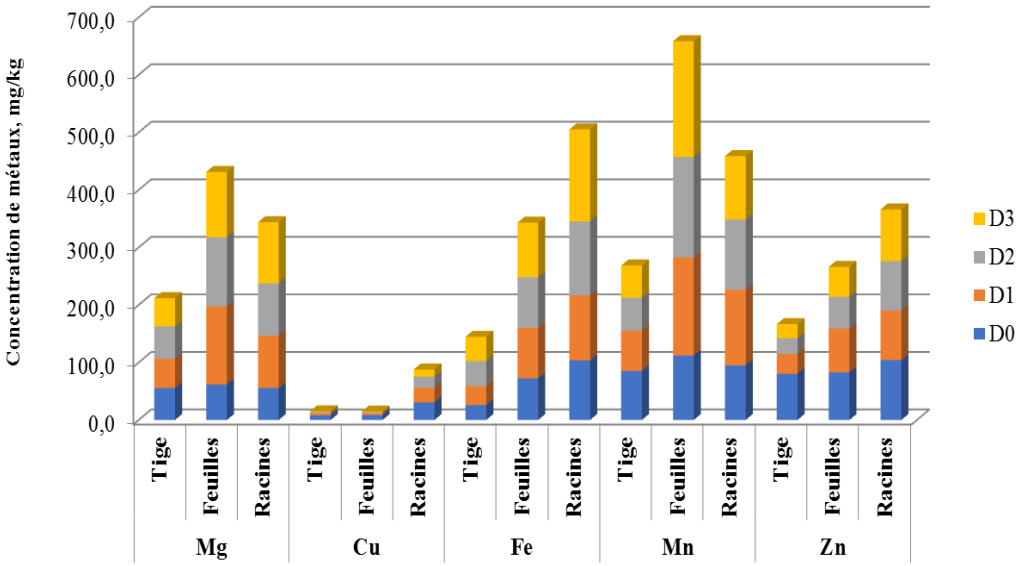

Figure 13: Concentration de cinq métaux (Mg, Cu, Fe, Mn et Zn) dans les parties du saule en fonction des doses de chaux D0, D1, D2 et D3 = 0; 19,5; 29,3 et 39,03 g/pot, respectivement

Les valeurs moyennes des concentrations de Ca dans les biomasses de la plante (sur base sèche) ont suivi l'ordre suivant : feuilles (2860 mg/kg) > tige (1909 mg/kg) > racines (1464 mg/kg) (Fig. 12). En considérant l'ensemble des données, les concentrations de

Ca dans les feuilles, la tige (bouture) et les racines sont plus élevées dans la plante cultivée sur les échantillons du sol chaulé (D1, D2 et D3) que sur le sol témoin (D0) (Fig. 12). Les valeurs du rapport Ca_{Tige}-D3/Ca_{Tige}-D0, $Ca_{Feuilles}$-D3/$Ca_{Feuilles}$-D0, $Ca_{Racines}$-D3/$Ca_{Racines}$-D0 sont 1,62, 2,17 et 1,37, respectivement. Ces résultats indiquent que plus la quantité de chaux calcique est élevée, plus les concentrations de Ca dans les biomasses de la plante sont élevées. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA unidirectionnelle) indiquent un effet très hautement significatif (P<0,001) des doses de chaux sur les concentrations de Ca dans les feuilles (F = 184,5), la tige (F = 32,7) et les racines (F = 407,8) de la plante. Ces résultats indiquent que l'application de la chaux calcique augmente significativement la concentration du Ca dans les organes de la plante.

Les valeurs moyennes des concentrations de Mg dans les biomasses de la plante (sur base sèche) ont suivi l'ordre suivant : feuilles (107,8 mg/kg) > racines (85,9 mg/kg) > tige (52,9 mg/kg) (Fig. 13). En considérant l'ensemble des données, les concentrations en Mg dans les feuilles et dans les racines sont plus élevées dans la plante cultivée sur les échantillons du sol chaulé (D1, D2 et D3) que sur le sol témoin (D0) (Fig. 13). Les valeurs du rapport $Mg_{Feuilles}$-D3/$Mg_{Feuilles}$-D0, $Mg_{Racines}$-D3/$Mg_{Racines}$-D0 sont 1,84 et 1,92, respectivement. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet très hautement significatif (P<0,001) des doses de chaux sur les concentrations de Mg dans les feuilles (F = 109,98) et les racines (F = 16,5) de la plante. Ces résultats indiquent que l'application de la chaux calcique influence significativement la concentration du Mg dans les organes de la plante.

Les valeurs moyennes des concentrations de Mn dans les biomasses de la plante (sur base sèche) ont suivi l'ordre suivant : feuilles (164,6 mg/kg) > racines (114,7 mg/kg) > tige (67,1 mg/kg) (Fig. 13). En considérant l'ensemble des données, les concentrations de Mn dans les feuilles et les racines sont plus élevées chez la plante cultivée sur les échantillons du sol chaulé (D1, D2 et D3) que sur le sol témoin (D0) (Fig. 12). Les valeurs du rapport $Mn_{Feuilles}$-D3/$Mn_{Feuilles}$-D0, $Mn_{Racines}$-D3/$Mn_{Racines}$-D0 sont 1,79 et 1,16, respectivement. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet très hautement significatif (P<0,001) des doses de chaux sur les concentrations de Mn dans les feuilles (F = 262,7) et la tige (F = 57,0) et un effet très significatif (P<0,01) sur les racines (F = 12,75) de la plante. Ces résultats indiquent que l'application de la chaux calcique influence significativement la concentration du Mn dans les organes de la plante.

Les valeurs moyennes des concentrations de Fe dans les biomasses de la plante (sur base sèche) ont suivi l'ordre suivant : racines (126,3 mg/kg) > feuilles (85,7 mg/kg) > tige (36,2 mg/kg) (Fig. 13). Timmer (1985) a trouvé le même type de distribution avec le

peuplier même si les concentrations sont différentes. En considérant l'ensemble des données, les concentrations de Fe dans les feuilles, la tige (bouture) et les racines sont plus élevées chez la plante cultivée sur les échantillons du sol chaulé (D1, D2 et D3) que sur le sol témoin (D0) (Fig. 13). Les valeurs du rapport Fe_{Tige}-D3/Fe_{Tige}-D0, $Fe_{Feuilles}$-D3/$Fe_{Feuilles}$-D0, $Fe_{Racines}$-D3/$Fe_{Racines}$-D0 sont 1,64, 1,32 et 1,54, respectivement. Ces résultats indiquent que plus la quantité de chaux calcique est élevée, plus les concentrations de Fe dans les biomasses de la plante sont élevées. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet significatif des doses de chaux sur les concentrations de Fe dans les feuilles ($F = 9,45$; $P<0,01$), la tige ($F = 6,27$, $P<0,05$) et les racines ($F = 27,96$; $P<0,01$) de la plante. Ces résultats indiquent que l'application de la chaux calcique influence significativement la concentration du Fe dans les organes de la plante.

Les valeurs moyennes des concentrations en Cu dans les biomasses de la plante (sur base sèche) ont suivi l'ordre suivant : racines (21,9 mg/kg) > feuilles et tige (3,7 mg/kg) (Fig. 13). En réalité, la plus grande concentration en Cu dans les racines pourrait être expliquée par une intense activité racinaire, principalement l'augmentation de la complexation des métaux lourds stimulée par les exsudats racinaires (Pulford et Watson, 2003). En considérant l'ensemble des données, les concentrations de Cu dans les feuilles, la tige (bouture) et les racines sont plus élevées dans la plante cultivée sur les échantillons du sol non chaulé (D0) que sur les sols chaulés (D1, D2 et D3) (Fig. 13). Ces résultats indiquent que plus la quantité de chaux calcique est élevée, plus les concentrations de Cu dans les biomasses de la plante sont basses. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet très hautement significatif ($P<0,001$) des doses de chaux sur les concentrations de Cu dans les feuilles ($F = 1427$), la tige ($F = 99,8$) et les racines ($F = 31,6$) de la plante. Ces résultats indiquent que l'application de la chaux calcique influence significativement la concentration du Cu dans les organes de la plante.

Les valeurs moyennes des concentrations de Zn dans les biomasses de la plante (sur base sèche) ont suivi l'ordre suivant : racines (126,3 mg/kg) > feuilles (85,7 mg/kg) > tige (36,2 mg/kg) (Fig. 13). En considérant l'ensemble des données, les concentrations de Zn dans les feuilles, la tige (bouture) et les racines sont plus élevées dans la plante cultivée sur les échantillons du sol chaulé (D1, D2 et D3) que sur le sol témoin (D0) (Fig.13). Les valeurs du rapport Zn_{Tige}-D3/Zn_{Tige}-D0, $Zn_{Feuilles}$-D3/$Zn_{Feuilles}$-D0, $Zn_{Racines}$-D3/$Zn_{Racines}$-D0 sont 1,64, 1,32 et 1,54, respectivement. Ces résultats indiquent que plus la quantité de chaux calcique est élevée, plus les concentrations de Zn dans les biomasses de la plante sont élevées. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet très hautement significatif ($P<0,001$) des doses de chaux sur les concentrations de Zn dans les feuilles ($F = 119,4$) et la tige ($F = 213,3$) de la plante. Ces résultats indiquent que l'application de la chaux

calcique influence significativement la concentration du Zn dans les organes de la plante.

5.2.3.3 Conclusions

La production de biomasse aérienne est fortement influencée par l'apport de chaux calcique. Bien que la chaux calcique possède des sites de fixation de métaux nutritifs, elle a permis d'augmenter le prélèvement (concentration x rendement) total (biomasse aérienne + biomasse racinaire) des métaux nutritifs (Cu, Fe, Mn et Zn) par la plante, dû à l'augmentation substantielle en matière sèche des biomasses aériennes et racinaires. En favorisant le développement de la plante, l'apport de chaux calcique raisonné (i.e. non excédentaire) favorise également le prélèvement des cations nutritifs. Le sol amendé et fertilisé peut constituer un substrat propice pour la croissance et pour le développement du saule. En conclusion, l'étude a montré que l'usage de la chaux calcique est nécessaire pour cultiver des saules sur les sols issus des tourbières résiduelles de la Péninsule acadienne du Nouveau Brunswick.

5.3. Effet de la fertilisation sur quelques propriétés chimiques du sol ainsi que sur la croissance et le rendement du saule

Cet essai a pour objectif d'examiner l'effet de l'addition de quatre doses d'engrais à base de N, de P et de K, en présence d'une chaux dolomitique, à un sol minéral acide dégradé issu d'une tourbière résiduelle sur les valeurs de quelques paramètres édaphiques (pH, Al-Mehlich 3 (Al-M3), CÉ, (indice de salinité), fractions labiles de quatre éléments traces métalliques (Cu, Fe, Mn et Zn) ainsi que sur les paramètres de croissance et de rendement du saule et les teneurs en certains métaux (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb et Zn) dans les organes de la plante.

5.3.1. Propriétés chimiques du sol cultivé

L'ajout d'une seule dose de chaux dolomitique aux doses de l'engrais NPK a généré des valeurs de pH comprises entre 5,85 et 6,90 (Tableau 8), soit supérieures à celles obtenues avec les doses de chaux calcique en présence d'une seule dose d'engrais (pH variant entre 4,52 et 5,90) (Tableau 6). Ces valeurs de pH, qui sont optimales pour la croissance de la majorité des plantes (Kopp et al., 1996), ont demeuré > 5,85 jusqu'à la fin de la croissance du saule. En raison de sa forte capacité de neutralisation de l'acidité du sol, la chaux dolomitique exerce un effet neutralisant à long terme, comme l'ont démontré Musil et Pavlíček (2002) dans le cadre de leur essai de neutralisation de

parcelles de sols forestiers (Cambisol) sous couverture d'épinettes de Norvège (*Picea abies*) où l'effet de la chaux dolomitique (5,1 t/ha) a duré 6 ans après son application.

Bien que les valeurs de pH aient tendance à diminuer avec l'augmentation de la dose d'engrais (Tableau 8), l'effet des doses croissantes de l'engrais n'est pas significatif au seuil de 5%. Cette tendance à la baisse a été observée par d'autres chercheurs dont Arsova (1995) qui a trouvé que la valeur du pH du sol forestier sous culture de maïs (*Zea mays* L.) a chuté de 5,9 au niveau $N_0P_0K_0$ à 5,2 au niveau $N_{30}P_{25}K_{18}$. L'azote, le phosphore et le potassium étaient ajoutés au sol sous forme de nitrate d'ammonium, de superphosphate et de chlorure, respectivement.

Tableau 8: Quelques propriétés chimiques des échantillons de sol cultivé avec du saule

Paramètre de sol	Doses d'engrais*	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
pH	E0	6,33	0,38	5,84	6,90
	E1	5,97	0,19	5,73	6,25
	E2	5,89	0,21	5,70	6,26
	E3	5,85	0,41	5,58	6,56
CÉ (µS/cm)	E0	51	7,5	40,5	61,6
	E1	187	60	1123	279
	E2	291	107	194	471
	E3	512	127	304	623
Al-M3 (mg/kg)	E0	274	138	90	478
	E1	298	80,9	169	389
	E2	360	108	258	531
	E3	425	209	199	765

* E0, E1, E2 et E3 = 0, 3,8, 5,9 et 9,0 g (N-P-K)/pot.

D'une façon générale, les valeurs de Al-M3 augmentent avec l'augmentation de la quantité d'engrais (Tableau 8). Après trois mois de croissance du saule, la valeur moyenne d'Al-M3 du sol ayant reçu la dose E3 (pH 5,85) était 1,55 fois supérieure à

celle obtenue avec E0 (pH 6,33). Cette augmentation, qui n'est pas significative au seuil de 5%, s'expliquerait par la variation du pH (Bojórquez-Quintal et al., 2017). En effet, les valeurs de pH des échantillons de sol sont négativement corrélées avec les valeurs de Al-M3 ($r = -0,635$, $P<0,05$, $n=20$), confirmant ainsi le fait que plus le pH du sol augmente, plus la concentration de Al-M3 (Al labile) sera basse.

Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet très hautement significatif ($P<0,001$) des doses d'engrais sur les valeurs de la CÉ ($F = 24,2$). Ces résultats indiquent que la fertilisation d'un sol préalablement chaulé augmente significativement la salinité du sol en raison de la présence d'une quantité accrue d'éléments solubles dans la solution du sol.

5.3.2. Fractions chimiques de quatre oligoéléments métalliques

Les teneurs moyennes ($n = 3$) des métaux Cu, Fe, Mn et Zn dans les fractions chimiques du sol chaulé sous culture de saule sont illustrées dans la Figure 14.

Le Cu se retrouve majoritairement sous forme liée à la matière organique (Fig. 14). Les valeurs moyennes (% de l'ensemble des fractions extraites) des fractions chimiques de Cu du sol fertilisé (préalablement chaulé) ont suivi l'ordre suivant : Cu_{MO} (46,8%) > Cu_{FL} (18,2%) > Cu_{OX} (19,5) > Cu_{ML} (8,3%) (Fig. 14). Ces résultats démontrent qu'une fraction considérable de Cu est liée à la matière organique du sol. Ces résultats sont en accord avec ceux de Casséus et al. (2006) qui ont trouvé qu'une forte proportion du Cu était accumulée dans la phase organique d'un sol minéral chaulé (chaux calcique et chaux dolomitique) et fertilisé sous culture de maïs. Li et al. (2005) ont montré à travers une étude de fractionnement du Cu d'un sol traité avec un fongicide contenant du Cu (bouillie bordelaise) que le Cu était principalement associé aux phases organiques et oxydes (selon la méthode de fractionnement de Shuman) ou aux phases organiques, oxydes et carbonates (selon la méthode de fractionnement de Tessier et al., 1979). En utilisant la méthode BCR, Medunić et al. (2013) ont trouvé que le Cu était principalement associé aux phases organiques et résiduelles.

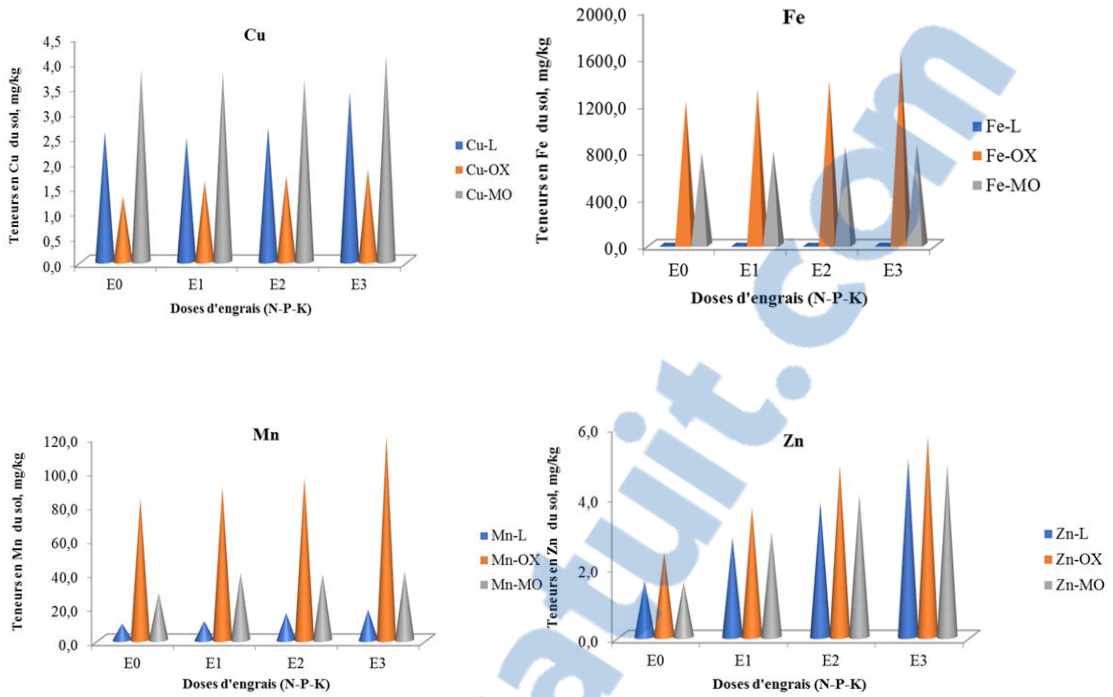

Figure 14: Teneur de Cu, Fe, Mn et Zn sous formes labiles (L) et associès aux phases oxydes (OX) et organiques (MO) dans le sol cultivé, en fonction des doses d'engrais E0, E1, E2 et E3 = 0; 3,8; 5,9; et 9,0 g (N-P-K)/pot, respectivement

Les valeurs moyennes (% de l'ensemble des fractions extraites) des fractions chimiques du Fe du sol chaulé et fertilisé ont suivi l'ordre suivant : Fe_{OX} (63,2%) > Fe_{MO} (37,2 %) > Fe_{ML} (0,50%) > Fe_{FL} (0,13%) (Fig. 14). Le Fe est majoritairement fixé par les oxydes à des concentrations élevées, ce qui est en phase avec les résultats de Wu et Luther (1995) et Casséus et al. (2006).

La répartition du Mn et du Zn dans les fractions chimiques du sol chaulé est similaire à celui du Fe. Les valeurs moyennes (% de l'ensemble des fractions extraites) des fractions chimiques de Mn ont suivi l'ordre suivant : Mn_{OX} (66,1%) > Mn_{MO} (24,8%) > Mn_{FL} (6,7%) > Mn_{ML} (2,4%) (Fig. 14). Les valeurs moyennes des fractions chimiques du Zn ont suivi l'ordre suivant : Zn_{OX} (39,2%) > Zn_{MO} (30,6%) > Zn_{FL} (27,2%) > Zn_{ML} (3,0%) (Fig. 5.12). Ces résultats démontrent que la phase oxyde retient plus de Fe, de Mn et de Zn que les autres fractions mesurées. Dans une expérience portant sur le fractionnement des métaux Cu, Fe, Mn et Zn dans un sol calcaire du sud de la Floride préalablement fertilisé (engrais minéral) et amendé avec des biosolides compostés. Zinati et al. (2001) ont trouvé que le Mn était associé principalement aux oxydes de Fe et de Mn. Une autre étude menée sur 29 sols agricoles acides (Alfisol, Inceptisol et

Rapport-Gratuit.com

Entisol) du centre de l'Espagne a permis de constater que la majorité du Mn était associée à la phase des oxydes des sols (Rico et al., 2009). En outre, les quantités de Zn extractibles aux solutions 0,05 *M* EDTA et 0,1 *M* HCl étaient corrélées avec celles de Zn associées à la phase des oxydes.

D'une manière générale, la fertilisation du sol dégradé acide a eu un effet significatif sur les teneurs en métaux sous formes labiles dans le sol cultivé. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet significatif (P<0,01) à très hautement significatif (P<0,001) des doses d'engrais sur les valeurs des formes labiles des métaux suivants : Cu_L (F = 11,1 P<0,01), Mn_L (F = 11,7; P<0,01), Zn_L (F = 43,2; P<0,001). Ces résultats indiquent que la fertilisation affecte significativement les quantités de métaux labiles dans le sol préalablement chaulé durant la période de croissance de la plante (Fig. 15). Les teneurs moyennes en métaux labiles (FL + ML) (Cu : 2,58 – 3,37 mg/kg; Fe : 12,3 – 14,5 mg/kg; Mn : 9,5 – 17,8 mg/kg; Zn : 1,6 – 5,1 mg/kg) du sol cultivé sont faibles.

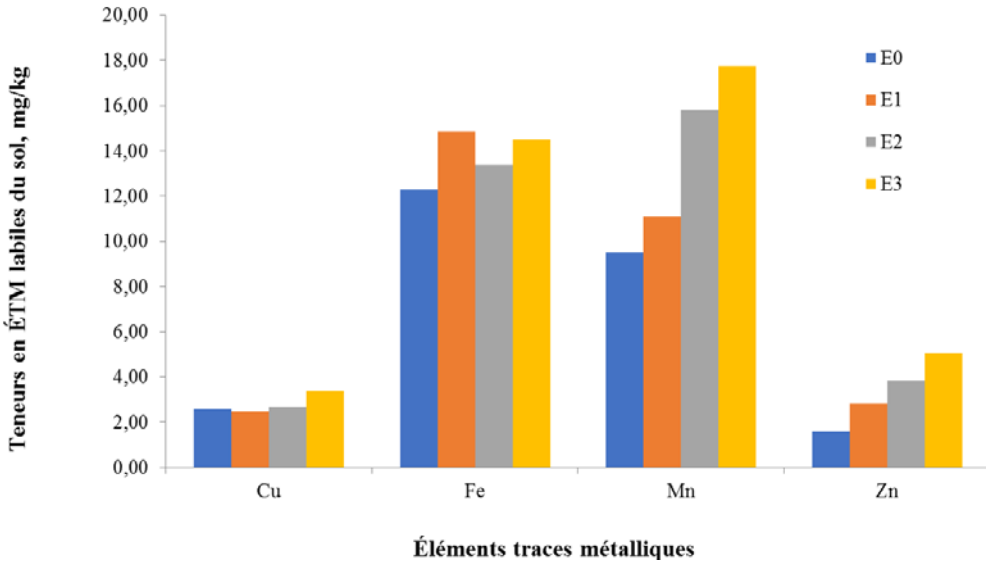

Figure 15: Teneurs moyennes des formes labiles de Cu, Fe, Mn et Zn dans le sol cultivé, en fonction des doses de chaux calcique. E0, E1, E2 et E3 = 0; 3,8; 5,9 et 9,0 g (N-P-K)/pot, respectivement

Au demeurant, comme l'ont déjà démontré de nombreux chercheurs (Tessier et al.,1979; Casséus et al., 2006), il est probable qu'une forte proportion de chaque métal soit accumulée dans la fraction résiduelle (e.g. incorporée dans les minéraux argileux) (Castaldi et al. 2004; Casséus et al., 2006) qui n'a pas été évaluée dans cette expérience.

5.3.3. Croissance, rendement et teneurs en quelques métaux du saule

5.3.3.1. Croissance et développement du saule

La Figure 16 montre la croissance et le développement des différentes parties du saule cultivé dans le sol chaulé en fonction des doses d'engrais. D'une façon générale, le saule s'est bien développé dans les milieux croissance.

Figure 16: Croissance du saule cultivé dans le sol chaulé et fertilisé

Le Tableau 9 rapporte l'effet de la fertilisation (N, P et K) en présence d'une dose de chaux dolomitique sur les paramètres de croissance du saule, à savoir : nombre de rameaux, hauteur des plants, diamètre de la tige (bouture), masse sèche des parties aériennes (tiges, rameaux) et masse sèche des racines.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Tableau 9: Paramètres de croissance du saule cultivé en serre dans un sol ayant reçu des doses croissantes d'engrais et une dose de chaux dolomitique (39,03 g/pot)

Doses d'engrais (g/pot)	Nombre de rameaux	Hauteur des plants (cm)	Diamètre de la tige (mm)	Poids sec des rameaux (g/pot)	Poids sec des tiges (g/pot)	Poids sec des racines (g/pot)
0 (E0)	1,4±0,55	30,1±5,47	9,54±0,24	9,31±1,37	14,43±1,13	1,92±0,66
3,8 (E1)	1,8±0,45	130,2±6,97	11,15±0,87	27,48±1,88	17,66±1,24	3,08±0,57
5,9 (E2)	3,0±0,00	147,2±4,46	11,58±0,90	32,34±2,01	21,60±1,77	4,62±0,40
8,0 (E3)	3,4±0,55	158,4±4,14	11,90±0,22	36,07±2,06	25,14±0,96	6,10±0,80

D'une façon générale, les valeurs des paramètres de croissance du saule cultivé dans les échantillons de sol ayant reçu des doses croissantes d'engrais sont plus élevées que celles obtenues avec le témoin (E0). Le nombre de rameaux augmente graduellement avec la dose d'engrais; avec 3,4 rameaux pour la dose E3 et 1,4 rameaux pour E0. Les diamètres des tiges (boutures) sont caractérisés par la même évolution que la hauteur des plants; ils sont plus élevés avec E3 (11,9 mm) et plus bas avec E0 (9,54 mm). Le rendement en matière sèche des parties aériennes (tige + rameaux) a passé de 23,74 g/pot pour le témoin (E0) à : (i) 45,14 g/pot pour E1; (ii) 53,94 g/pot pour E2 et (iii) 61,21 g/pot pour E3. Les rapports des paramètres de croissance du saule produits par E3 sur ceux produits par E0 sont de 2,43 pour le nombre de rameaux; 5,27 pour la hauteur des plants; 1,25 pour le diamètre de la tige (bouture); 3,87 pour la masse sèche des tiges; 2,58 pour la masse sèche des rameaux et 3,18 pour la masse sèche des racines.

Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet très hautement significatif (P<0,001) des doses d'engrais sur les valeurs des paramètres suivants : nombre de rameaux (F = 22,7); hauteur moyenne des rameaux (F = 59,7); diamètre de la bouture (F = 13,1); poids sec des rameaux (F = 205), poids sec de la tige (bouture) (F = 63,4), poids sec total de la partie aérienne

(feuilles + branchettes + tige) (F = 254) et poids sec des racines (F = 42,2). L'obtention de hauts rendements requiert donc l'application combinée de chaux dolomitique et d'engrais minéraux. Les résultats obtenus, qui sont en accord avec les travaux de Day et al. (2006) et de Boyter et al. (2009), démontrent l'effet bénéfique de la fertilisation en présence de la chaux dolomitique sur la croissance du saule cultivé dans le sol issu de tourbières résiduelles.

L'effet bénéfique de la fertilisation sur la croissance des plantes a été déjà confirmé sur les sols organiques et minéraux par les travaux de Day et al., (2006) et Marron (2015) où le rendement de la plante augmentait avec l'augmentation du niveau de la fertilisation. Labrecque et al., (1997) ont trouvé la même tendance dans un essai de fertilisation du saule utilisant 4 doses de boues d'épuration (0, 100 kg/ha N soit 7,5 t/ha; 200 kg/ha N soit 15 t/ha; 300 kg/ha N soit 22,5 t/ha). La plus forte dose de N (300 kg/ha) avait produit le meilleur rendement. Marron (2015) et William et Richard (2015) ont trouvé le même résultat avec l'utilisation de résidus de fumiers, du compost, des boues d'épuration et des eaux usées. Il est connu que les éléments N, P et K sont indispensables pour la croissance des plantes (Havlin et al., 2013). De nombreuses études ont démontré l'effet bénéfique de l'apport combiné de N, de P et de K sur l'amélioration de l'état de fertilité et des propriétés biologiques des sols, ainsi que sur la croissance et la nutrition minérale des plantes, le développement du système racinaire et l'obtention de hauts rendements en biomasse aérienne pour la plupart des plantes cultivées sur différents types de sols, de sédiments ou de résidus miniers (Casséus et al., 2006; Manna et al., 2007; Hedhli et al., 2010; Shen et al., 2010; Aajjane et al., 2014; Zhang et al., 2015; Ohshiro et al., 2016; Yousaf et al., 2017). La fertilisation (NPK) et le chaulage empêchent la dégradation des sols acides peu fertiles (Dong et al., 2012).

D'une manière générale, la croissance du saule est meilleure lorsque le sol est traité avec la chaux dolomitique (Tableaux 7 et 9) qu'avec la chaux calcique (Tableau 6). Le rendement en matière sèche de la biomasse aérienne (tige+rameaux) obtenu avec E3 (39,03 g de chaux dolomitique + 8g de $N_{15}P_{20}K_{20}$ $B_{0,15}Zn_{0,15}$) est 2,76 fois supérieur à celui obtenu avec D3 (39,03 g de chaux calcique + 8 g de $N_{15}P_{20}K_{20}$ $B_{0,15}Zn_{0,15}$). Les avantages des amendements calcaires contenant du Mg sont bien connus de tous. En plus de réduire plus efficacement l'acidité du sol, la chaux dolomitique est une chaux équilibrée car elle fournit une quantité importante de deux cations nutritifs secondaires, Ca et Mg, indispensables au bon développement et favorisant une croissance optimale des plantes. Il est connu que le Mg possède plusieurs fonctions physiologiques dans les plantes; il joue un rôle important entre autres pour la réalisation de la photosynthèse où il occupe le centre de chaque molécule de chlorophylle, pour le transfert de l'énergie nécessaire à la formation d'un feuillage abondant, et pour la catalyse enzymatique, la synthèse des acides nucléiques et l'aggrégation des ribosomes (Wilkinson et al., 1990; Shaul, 2002; Tanoi et Koyashi, 2015).

Contrairement à l'effet des éléments traces sur le rendement en biomasse du saule obtenu par Druart et al. (2013), sur boue de dragage; la concentration négligeable des éléments traces métalliques dans le sol de tourbière n'a eu aucun effet délétère sur le rendement du saule.

5.3.3.2. Teneurs en quelques métaux du saule

Les concentrations des métaux dans les différentes parties de la plante sont illustrées dans les Figures 17 et 18.

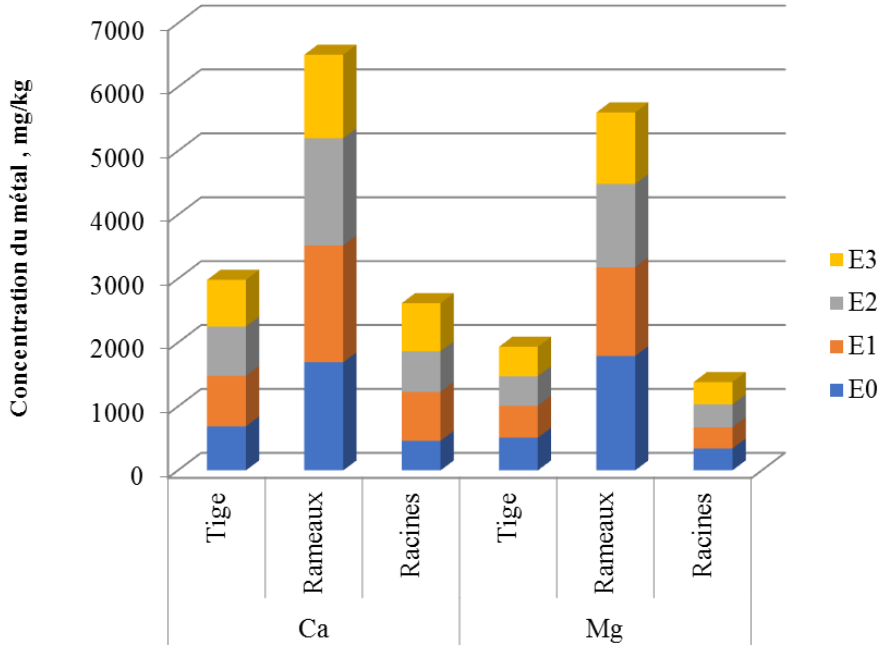

Figure 17: Concentrations de Ca et Mg dans les organes du saule en fonction des doses d'engrais E0, E1, E2 et E3 = 0; 3,8; 5,9 et 9,0 g (N-P-K)/pot, respectivement

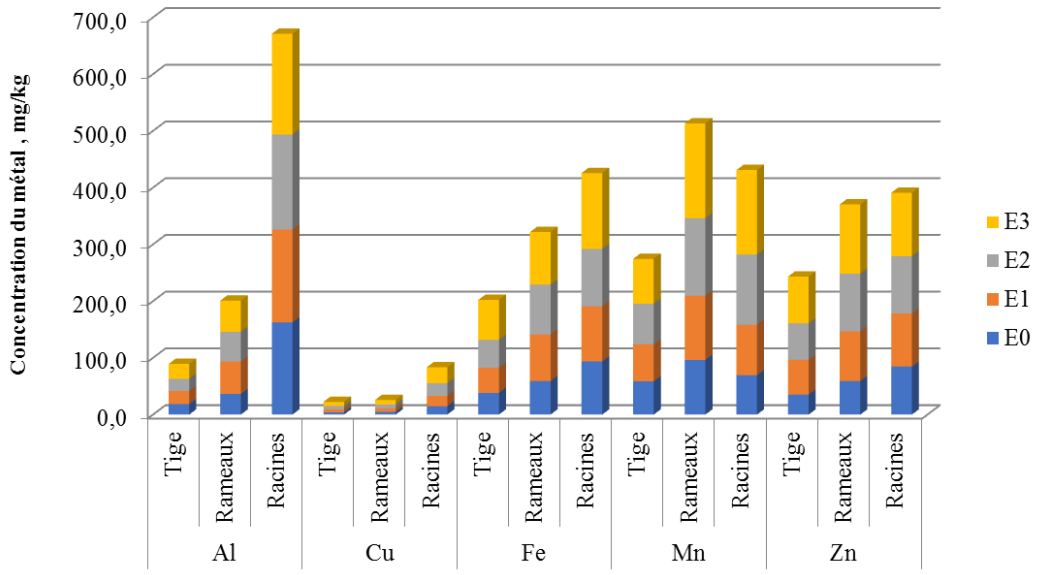

Figure 18: Concentration de cinq métaux (Al, Cu, Fe, Mn et Zn) dans les organes de saule en fonction des doses d'engrais. E0, E1, E2 et E3 = 0; 3,8; 5,9 et 9,0 g (N-P-K)/pot, respectivement

D'une manière générale, les concentrations des métaux Ca, Mg et Mn ont été retrouvées majoritairement dans les rameaux (feuilles + branchette). En revanche, les concentrations des métaux Al, Fe, Cd, Cu, Pb et Zn sont plus élevées dans les racines.

Les valeurs moyennes des concentrations de Ca dans les biomasses de la plante (sur base sèche) ont suivi l'ordre suivant : rameaux (1627 mg/kg) > tige (745 mg/kg) > racines (654 mg/kg) (Fig. 17). En considérant l'ensemble des données, les concentrations de Ca dans la tige (bouture) et les racines sont plus élevées chez la plante cultivée sur les échantillons de sol chaulés et fertilisés (E1, E2 et E3) que sur le sol chaulé mais non fertilisé (E0) (Fig. 17). Les valeurs du rapport Ca_{Tige}-E3/Ca_{Tige}-E0 et $Ca_{Racines}$-E3/$Ca_{Racines}$-E0 sont 1,06 et 1,63, respectivement. Toutefois, cette augmentation n'est pas significative au seuil de 5%. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet hautement significatif (P<0,01) des doses de l'engrais sur les concentrations de Ca dans les rameaux (F = 7,62). Ces résultats sont en accord avec ceux de Picchioni et al. (2001) qui ont trouvé que la concentration en Ca dans les feuilles étaient supérieures à celles de Ca dans les racines du lupin (*Lupinus havardii*). Dans une étude récente, Domingues et al. (2016) ont

trouvé que l'accumulation du Ca dans les feuilles et les grains des haricots augmente linéairement avec l'apport de Ca dans le milieu de culture.

Les valeurs moyennes des concentrations de Mg dans les biomasses de la plante (sur base sèche) ont suivi l'ordre suivant : rameaux (1400 mg/kg) > tige (483 mg/kg) > racines (345 mg/kg) (Fig. 17). En considérant l'ensemble des données, les concentrations de Mg dans les racines sont légèrement plus élevées chez la plante cultivée sur les échantillons de sol chaulés et fertilisés (E1, E2 et E3) que sur le sol chaulé mais non fertilisé (E0) (Fig. 17). La valeur moyenne du rapport $Mg_{Racines}$-E3/$Mg_{Racines}$-E0 est 1,02. Toutefois, cette légère augmentation n'est pas significative au niveau 5%. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) n'ont révélé aucun effet significatif (P<0,05) des doses d'engrais sur les concentrations de Mg dans les organes de la plante. Ces résultats s'expliqueraient par le peu de variation de la concentration de Mg dans les sols dû à l'application d'une dose optimale de chaux dolomitique, ce qui a enrichi l'ensemble des échantillons de sol en ions Ca^{2+} et Mg^{2+}. L'effet de la chaux dolomitique sur le prélèvement des ions Mg^{2+} est prépondérant.

Les valeurs moyennes des concentrations de Mn dans les biomasses de la plante (sur base sèche) ont suivi l'ordre suivant : feuilles (128,3 mg/kg) > racines (107,7 mg/kg) > tige (68,6 mg/kg) (Fig. 18). Cette séquence a été observée par de nombreux chercheurs dont Flores et al. (2017) qui ont examiné l'effet de la fertilisation manganique sur la croissance, la nutrition et le rendement du panic maximal ou herbe de Guinée (*Panicum maximum*) cultivé sur un sol du Brésil. En général, le Mn a tendance à s'accumuler dans les parties aériennes des plantes (Millaleo et al., 2010). En considérant l'ensemble des données, les concentrations en Mn dans les feuilles et dans les racines sont plus élevées chez la plante cultivée sur les échantillons de sol chaulés et fertilisés (E1, E2 et E3) que sur le sol chaulé mais non fertilisé (E0) (Fig.18). Les valeurs des rapports $Mn_{Rameaux}$-E3/$Mn_{Rameaux}$-E0, Mn_{Tiges}-E3/Mn_{Tiges}-E0 et $Mn_{Racines}$-E3/$Mn_{Racines}$-E0 sont 1,74; 1,35 et 2,15; respectivement. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet significatif des doses d'engrais sur les concentrations de Mn dans les rameaux (F = 85,5; P<0,001), la tige (F = 6,27; P<0,05) et les racines (F = 5,58; P<0,05) de la plante. Ces résultats indiquent que l'application d'engrais combinée à la chaux dolomitique influence significativement la concentration du Mn dans les organes de la plante. Les engrais qui contiennent des oligo-éléments comme le Mn favorisent la croissance des plantes et le prélèvement du Mn. Il est connu que le Mn exerce plusieurs fonctions physiologiques dans les plantes; il joue un rôle important entre autres dans la synthèse des protéines et de l'amidon, la respiration, les réactions enzymatiques, la perméabilité de la membrane et l'assimilation des nitrates (Ducic et Polle, 2005; Millaleo et al., 2010; Kabata-Pendias, 2011; Flores et al., 2017). En augmentant les doses de Mn (sous forme de sulfate de Mn), Flores et al. (2017) ont

observé une augmentation proportionnelle du Mn dans les feuilles et les racines du panic maximum.

Les valeurs moyennes des concentrations de Fe dans les biomasses de la plante (sur base sèche) ont suivi l'ordre suivant : racines (106,4 mg/kg) > rameaux (80,4 mg/kg) > tige (50,5 mg/kg) (Fig.18). Timmer (1985) a trouvé le même type de distribution avec le peuplier. En considérant l'ensemble des données, les concentrations de Fe dans les rameaux, les tiges (boutures) et les racines sont plus élevées chez la plante cultivée sur les échantillons de sol chaulés et fertilisés (E1, E2 et E3) que sur le sol chaulé mais non fertilisé (E0) (Fig.18). Les valeurs du rapport Fe_{Tiges}-E3/Fe_{Tiges}-E0, $Fe_{Feuilles}$-E3/$Fe_{Feuilles}$-E0, $Fe_{Racines}$-E3/$Fe_{Racines}$-E0 sont 1,84; 1,57 et 1,43; respectivement. Ces résultats indiquent que plus la quantité d'engrais est élevée, plus les concentrations en Fe dans les biomasses de la plante sont élevées. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet très hautement significatif (P<0,001) des doses de l'engrais sur les concentrations de Fe dans les rameaux (F = 79,3), les tiges (F = 68,2) et les racines (F = 17,6) de la plante. Ces résultats indiquent que l'application de l'engrais en présence de la chaux dolomitique influence significativement la concentration du Fe dans les organes de la plante. Les engrais qui contiennent des oligo-éléments comme le Fe favorisent la croissance des plantes et le prélèvement du Fe.

Les valeurs moyennes des concentrations de Cu dans les biomasses de la plante (sur base sèche) ont suivi l'ordre suivant : racines (20,8 mg/kg) > rameaux (6,4 mg/kg) > tiges (5,6) (Fig.18). En considérant l'ensemble des données, les concentrations en Cu dans les rameaux, les tiges (boutures) et les racines sont plus élevées chez la plante cultivée sur les échantillons de sol chaulés et fertilisés (E1, E2 et E3) que sur le sol chaulé mais non fertilisé (E0) (Fig.18). Ces résultats indiquent que plus la quantité d'engrais est élevée, plus les concentrations de Cu dans les biomasses de la plante sont élevées. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet très hautement significatif (P<0,001) des doses d'engrais sur les concentrations de Cu dans les rameaux (F = 21,4) et les tiges (F = 40,4) et un effet hautement significatif (P<0,01) sur les racines (F = 13,8) de la plante. Ces résultats indiquent que l'application de l'engrais en présence de la chaux dolomitique influence significativement la concentration du Cu dans les organes de la plante.

Les valeurs moyennes des concentrations de Zn dans les biomasses de la plante (sur base sèche) ont suivi l'ordre suivant : racines (97,7 mg/kg) > tiges (2,3 mg/kg) > rameaux (92,5 mg/kg) (Fig.18). En considérant l'ensemble des données, les concentrations de Zn dans les rameaux, les tiges (boutures) et les racines sont plus élevées chez la plante cultivée sur les échantillons de sol chaulés et fertilisés (E1, E2 et E3) que sur le sol chaulé mais non fertilisé (E0) (Fig.13). Les valeurs du rapport Zn_{Tiges}-E3/Zn_{Tiges}-E0, $Zn_{Rameaux}$-E3/$Zn_{Rameaux}$-E0, $Zn_{Racines}$-E3/$Zn_{Racines}$-E0 sont 2,34, 2,06 et 1,32,

respectivement. Ces résultats indiquent que plus la quantité d'engrais est élevée, plus les concentrations en Cu dans les biomasses de la plante sont élevées. Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet très hautement significatif (P<0,001) des doses d'engrais sur les concentrations de Zn dans les tiges (F = 96,1), les rameaux (F = 46,9) et les racines (F = 28,6) de la plante. Ces résultats indiquent que l'application de l'engrais en présence de la chaux dolomitique influence significativement la concentration du Zn dans les organes de la plante.

Finalement, en ce qui concerne les métaux Al (Fig.18) et Pb et Cd (Fig. 19), ils sont plus concentrés dans les racines que dans les parties aériennes de la plante. Les concentrations moyennes (mg/kg) de ces trois métaux dans les parties aériennes ont varié : i) entre 22,3 (tiges) et 50,2 (rameaux) pour Al (Fig.18), ii) entre 1,5 (tiges) et 1,8 (rameaux) pour Cd (Fig.19) et iii) entre 13,0 (tiges) et 16,2 (rameaux) pour Pb (Fig.19). Les concentrations de Pb et de Cd dans les parties aériennes de la plante sont largement inférieures ou négligeables par rapport à celles retrouvées chez les plantes cultivées sur des sols pollués ou riches en Pb (Salazar et Pignata, 2014) ou en Cd (Quezada-Hinojosa et al., 2015). Il faut noter que le substrat original ainsi que les engrais et la chaux dolomitique contenaient une quantité négligeable de Pb et de Cd. En outre, les métaux Al, Pb et Cd sont phytotoxiques et peuvent causer des effets délétères sur la croissance de certaines plantes peu tolérantes (Kabata-Pendias, 2011; De Maria et al., 2013). Les concentrations de l'Al dans les parties aériennes sont également basses (Kabata-Pendias, 2011). Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet significatif (P<0,05) des doses de l'engrais uniquement sur les concentrations de Al dans les rameaux (F = 5.6).

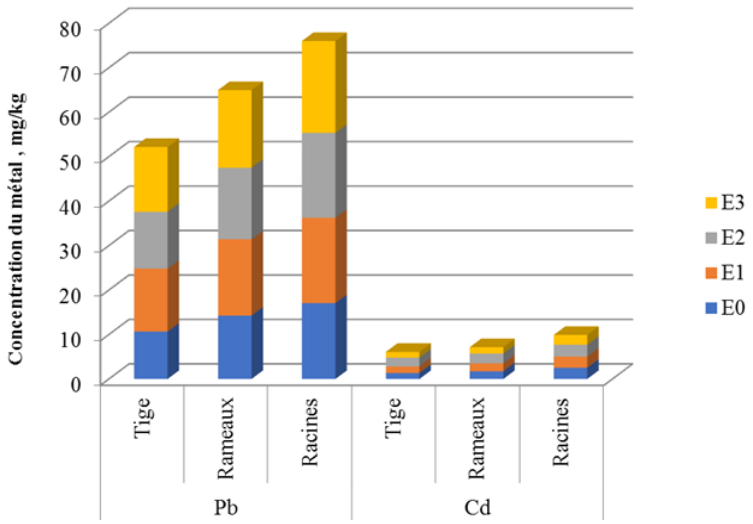

Figure 19: Concentration de Pb et Cd dans les organes du saule en fonction des doses d'engrais E0, E1, E2 et E3 = 0; 3,8; 5,9; et 9,0 g (N-P-K)/pot, respectivement

5.3.3.3. Conclusions

Le saule répond bien à la fertilisation minérale en présence de la chaux dolomitique. La production de la biomasse aérienne est fortement influencée par l'apport de l'engrais NPK en présence de la chaux dolomitique. Bien que la chaux dolomitique possède des sites de fixation des oligoéléments métalliques (Cu, Fe, Mn et Zn), elle a aidé la plante à bien se développer sur le substrat peu fertile. En favorisant le développement de la plante, l'apport de l'engrais (NPK) favorise également le prélèvement des cations nutritifs. Les concentrations des oligoéléments métalliques dans les parties aériennes du saule sont en deçà des valeurs seuils de toxicité. La concentration négligeable des métaux toxiques tels que Al, Cd et Pb dans le sol de tourbière n'a eu aucun effet délétère sur la croissance et le rendement en biomasse du saule. Le sol amendé et fertilisé peut constituer un substrat propice pour la croissance et le développement du saule. En conclusion, l'étude a montré que la fertilisation complète (NPK) combinée à l'apport de chaux dolomitique est indispensable pour cultiver des saules sur les sols acides issus des tourbières résiduelles de la Péninsule acadienne du Nouveau Brunswick.

5.4. Effet de la fertilisation NPK sur la croissance et la teneur en quelques oligoéléments métalliques de l'alpiste roseau.

Cet essai a pour but général d'examiner l'effet de la fertilisation NPK sur la croissance à très court terme (43 jours) de l'alpiste roseau cultivé sur le sol minéral acide d'une tourbière résiduelle après son chaulage au moyen de la chaux dolomitique (39 g/pot). Les éléments N et P sont apportés par le phosphate bi-ammoniacal (11-52-0) et le K par le chlorure de potassium (0-0-60). Les douze combinaisons de N, P et K sont identifiées comme suit : F1 ($N_{0,20}$ $P_{0,41}$ $K_{0,12}$), F2 ($N_{0,20}$ $P_{0,41}$ $K_{0,25}$), F3 ($N_{0,23}$ $P_{0,48}$ $K_{0,12}$), F4 ($N_{0,23}$ $P_{0,48}$ $K_{0,25}$), F5 ($N_{0,36}$ $P_{0,76}$ $K_{0,12}$), F6 ($N_{0,36}$ $P_{0,76}$ $K_{0,25}$), F7 ($N_{0,40}$ $P_{0,82}$ $K_{0,12}$), F8 ($N_{0,40}$ $P_{0,82}$ $K_{0,25}$), F9 ($N_{0,53}$ $P_{1,10}$ $K_{0,12}$), F10 ($N_{0,53}$ $P_{1,10}$ $K_{0,25}$), F11 ($N_{0,56}$ $P_{1,17}$ $K_{0,12}$) et F12 ($N_{0,56}$ $P_{1,17}$ $K_{0,25}$). Le témoin (sans ajout d'engrais) est représenté par F0 (N0P0K0). Les valeurs en indice représentent la quantité de l'élément dans l'engrais global ajouté au pot (g/pot).

5.4.1. Effet de la fertilisation sur la croissance de la plante

La Figure 20 montre la croissance de l'alpiste roseau après 43 jours du semis, en fonction de quelques traitements. D'une façon générale, l'alpiste roseau s'est bien développé dans les milieux croissance.

Rapport-Gratuit.com

Figure 20: Croissance de l'alpiste roseau après 43 jours du semis, en fonction de quelques traitements

Les Figures 21 et 22 illustrent l'effet de l'ajout d'engrais NPK, en présence de la chaux dolomitique, sur les trois paramètres de croissance de l'alpiste roseau suivants: hauteur des plants, masse sèche des tiges et masse sèche des racines.

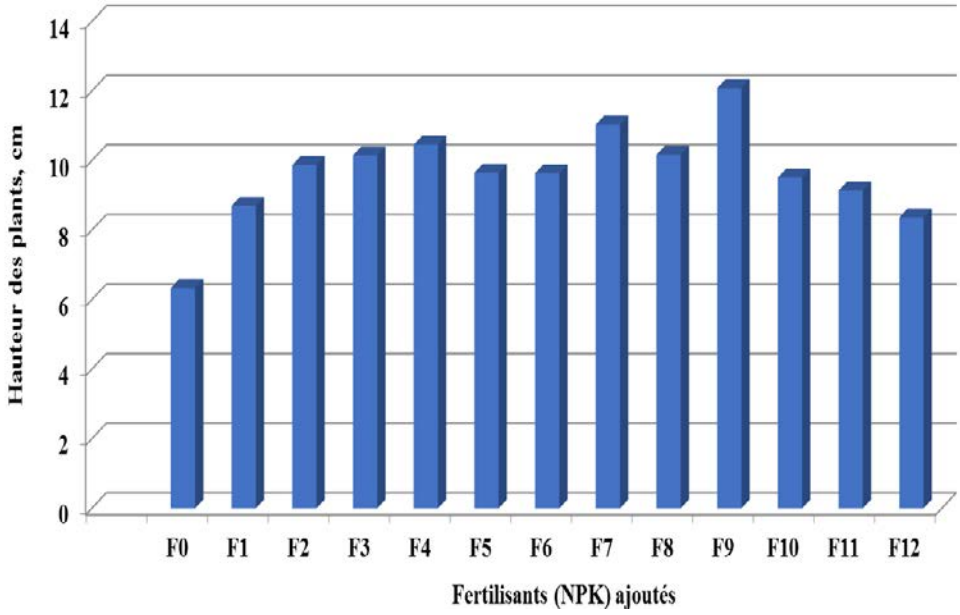

Figure 21: Effet des fertilisants sur la hauteur moyenne des plants de l'alpiste roseau cultivé dans un sol chaulé. La durée de croissance de la plante est de 43 jours.

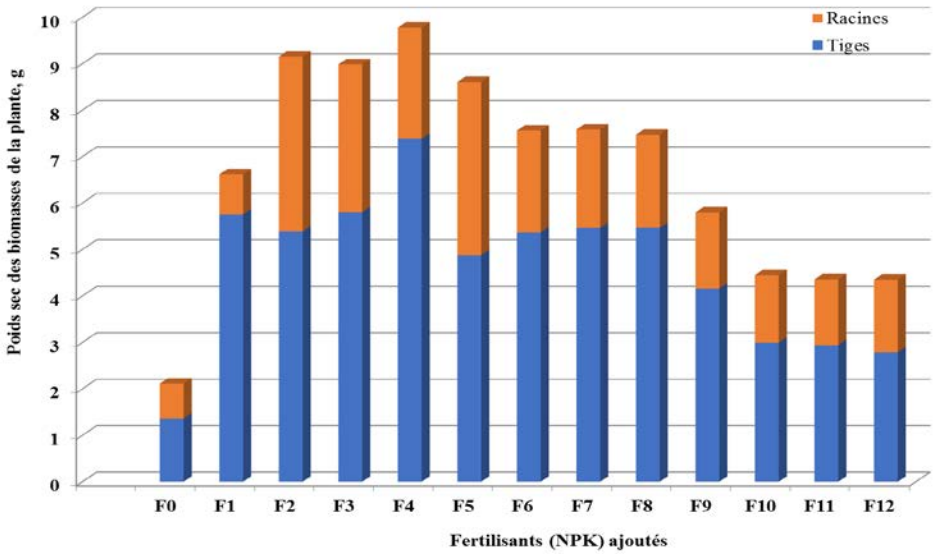

Figure 22: Effet des fertilisants sur le rendement en matière sèche des tiges (g/pot) et des racines (g/pot) de l'alpiste roseau cultivé dans un sol chaulé. La durée de croissance de la plante est de 43 jours

La hauteur des plantes d'alpiste a différé significativement (valeur de F = 2,84; *P*<0,01) entre le témoin (F0) et l'ensemble des combinaisons d'engrais (F1 à F12). Comme l'indique la Figure 21, les valeurs de la hauteur des plants de l'alpiste roseau cultivé dans les échantillons de sol ayant reçu des doses croissantes de fumures minérales complètes (F1 à F12) sont plus élevées que celles obtenues avec le témoin (F0). La combinaison F9 a induit la hauteur de la plante la plus élevée (11,03 cm) suivie de la combinaison F4 (10,45 cm). La hauteur de la biomasse aérienne la plus courte a été obtenue par F0 (sans engrais). Les valeurs moyennes des hauteurs des plants (cm) ont suivi l'ordre suivant : F0 (6,33±1,06) < F12 (8,36±1,38) < F1 (8,70±2,10) < F11 (9,13±1,66) < F10 (9,51±1,53) < F6 (9,63±2,30), F5 (9,65±2,33) < F3 (10,15±1,83), F8 (10,17±2,50) < F4 (10,45±2,08) < F9 (11,03±2,18). Les valeurs de la hauteur des plants sont positivement corrélées (*P*<0,05; n=78) avec les quantités (g/pot) de N et de P ajoutées au sol comme suit: N (r = 0,256) et P (r = 0,252).

Ces résultats sont en accord avec ceux de Guertin et al. (2013) qui ont trouvé la même évolution de la hauteur des plants de l'alpiste roseau à la récolte de l'année 2010. Ces auteurs ont observé que le sol témoin, ne recevant pas d'éléments nutritifs, a produit les hauteurs les plus faibles. L'alpiste roseau était cultivé sur des parcelles de sol loameux ayant reçu des doses croissantes de N (0, 30, 60, 90 et 120 kg/ha) ou de P_2O_5 (0, 25, 50

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

et 75 kg/ha). Ils ont conclu que l'effet de la fertilisation devient marquant ou visible si les parcelles de sols sont initialement pauvres en N, P et K.

Les valeurs de la hauteur des plants sont linéairement corrélées (P<0,05; n=78) avec les quantités totales (g/pot) des engrais (di-ammonium phosphate + muriate) ajoutées au sol (r = 0,264). Toutefois, une relation de type polynomiale décrit mieux la relation entre la hauteur des plants et les quantités totales de l'engrais (Fig. 23). Ces résultats démontrent l'effet bénéfique de la fertilisation sur la hauteur de l'alpiste roseau cultivé dans le sol issu de tourbières résiduelles.

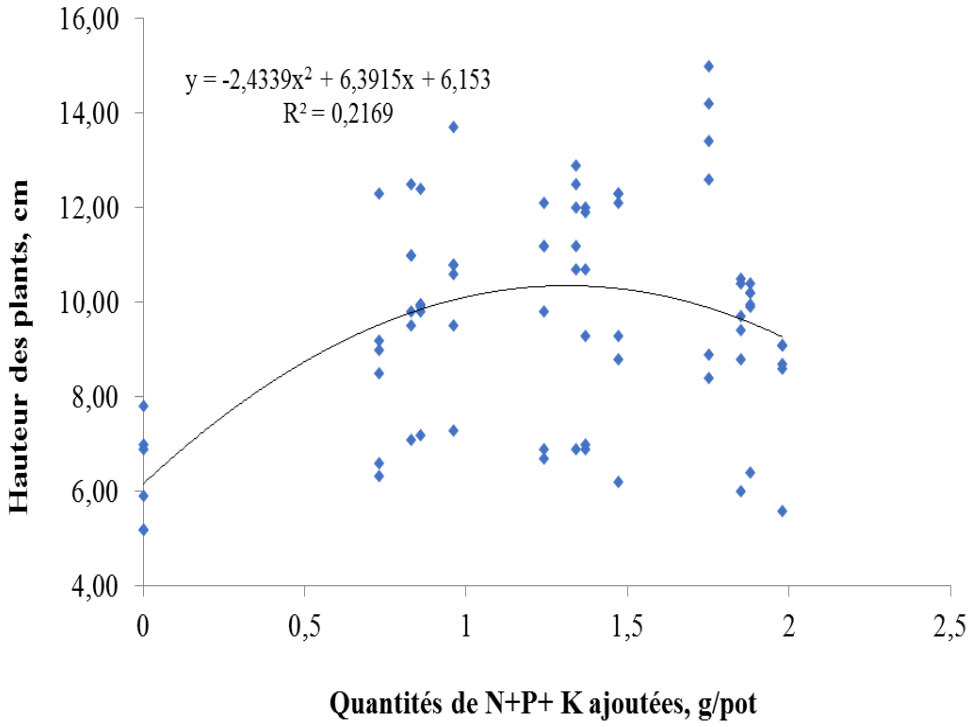

Figure 23: Effet des quantités de N+P+K sur la hauteur des plants de l'alpiste roseau cultivé dans un sol chaulé. La durée de croissance de la plante est de 43 jours

D'une façon générale, les valeurs des masses sèches (MAS) des tiges (MAS_{tiges}) et des racines ($MAS_{racines}$) de l'alpiste roseau cultivé dans les échantillons de sol ayant reçu des doses croissantes de fumures minérales complètes (F1 à F12) sont plus élevées que celles obtenues avec le témoin (F0).

Les rendements des MAS_{tiges} (g/pot) ont différé très significativement (valeur de F = 6,36; P<0,001) entre le témoin (F0) et l'ensemble des combinaisons d'engrais (F1 à

F12). Les valeurs des MAS_{tiges} de l'alpiste roseau cultivé dans les échantillons de sol ayant reçu des doses croissantes de fumures minérales complètes (F1 à F12) sont plus élevées que celles obtenues avec le témoin (F0) (Fig. 22). La combinaison F4 a induit un rendement en tiges la plus élevée (7,38 g) suivie de la combinaison F3 (5,80 g). Le rendement en tiges le plus faible a été obtenu par F0 (sans engrais). Les valeurs moyennes des MAS_{tiges} (g/pot) ont suivi l'ordre suivant: F0 (1,33±1,06) < F12 (2,79±0,38) < F11 (2,94±0,62) < F10 (2,99±0,50) < F9 (4,16±1,16) < F5 (4,88±1,46) < F6 (5,37±1,53) < F2 (5,39±1,90) < F7 (5,46±1,60), F8 (5,46±1,66) < F1 (5,76±1,38), F3 (5,80±2,40) < F4 (7,38±2,15). Ces résultats indiquent que les combinaisons incluant les quantités de N les plus élevées (F9 à F12) génèrent les tiges les plus faibles. Cette observation est confirmée par la relation de type polynomiale entre MAS_{tiges} et les quantités (g/pot) de N dans les combinaisons d'engrais (F1 à F12) (Figure 24).

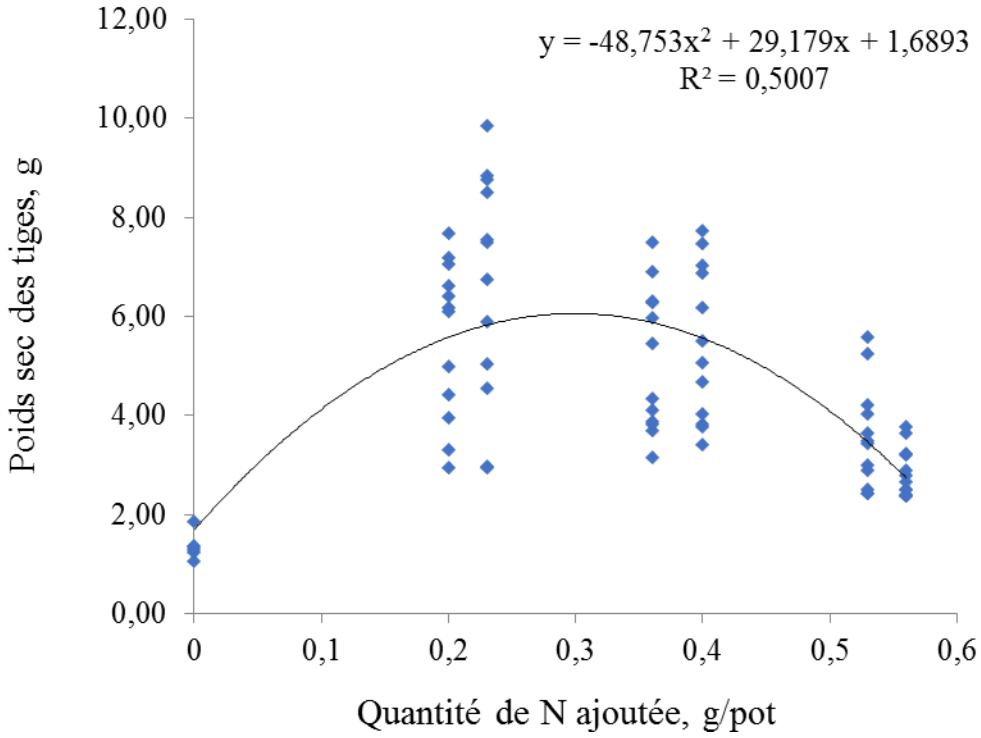

Figure 24: Effet des quantités (g) de N dans les combinaisons d'engrais sur le rendement en matière sèche des tiges de l'alpiste roseau cultivé dans un sol chaulé. La durée de croissance de la plante est de 43 jours.

Les rendements des $MAS_{racines}$ sont caractérisés par la même évolution que ceux des MAS_{tiges} comme le confirme la corrélation très hautement significative (P<0,001) entre MAS_{tiges} et $MAS_{racines}$ (r = 0,798). Les rendements de MAS_{tiges} (g/pot) ont différé très significativement (valeur de F = 6,36, P<0,001) entre le témoin (F0) et l'ensemble des combinaisons d'engrais (F1 à F12). Comme l'indique la Figure 22, les valeurs des $MAS_{racines}$ de l'alpiste roseau cultivé dans les échantillons de sol ayant reçu des doses croissantes de fumures minérales complètes (F1 à F12) sont plus élevées que celles obtenues avec le témoin (F0). Les valeurs moyennes des $MAS_{racines}$ (g/pot) ont suivi l'ordre suivant: F0 (0,86±0,14) < F11 (1,41± 0,21) < F10 (1,45±0,27) < F12 (1,56 ±0,14) < F9 (1,64±0,36) < F7 (1,87±0,39) < F8 (2,00±0,56) < F6 (2,12±0,73), F5 (2,19±0,41) < F3 (2,39±1,30) <F2 (3,18±1,60) < F4 (3,73±1,17), F1 (3,76±1,65). Ces résultats indiquent que les combinaisons incluant les quantités de N les moins élevées (F1 à F4) génèrent des $MAS_{racines}$ les plus élevées. Cette observation est confirmée par les corrélations négatives (P<0,05; n=78) obtenues entre $MAS_{racines}$ et les quantités (g/pot) de N (r = -0,271) et de P (r = -0,272). Toutefois, une relation de type polynomiale décrit mieux la relation entre $MAS_{racines}$ et les quantités (g/pot) de N totales dans les combinaisons d'engrais (F1 à F12) (Figure 5.23). Labrecque et Teodorescu (2001) ont déjà montré qu'au-delà d'une certaine limite, la fertilisation induit une diminution de l'efficience d'utilisation du N.

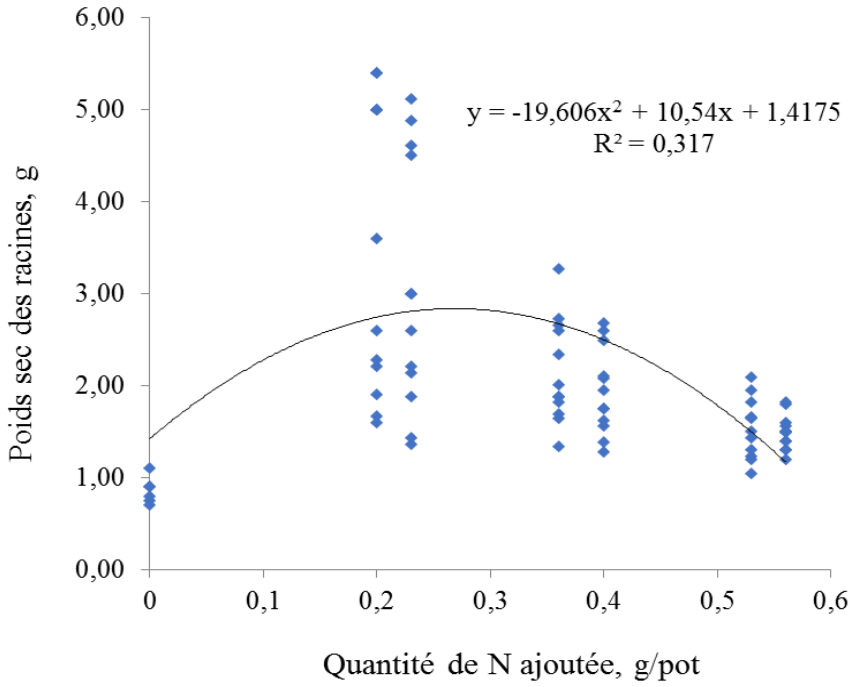

Figure 25: Effet des quantités (g) de N dans les combinaisons d'engrais sur le rendement en matière sèche des racines de l'alpiste roseau cultivé dans un sol chaulé. La durée de la croissance est de 43 jours.

En considérant l'ensemble des données, il ressort que la fertilisation NPK, plus particulièrement la fertilisation azotée, favorise la croissance de la plante. Kätterer et al. (1998) ont déjà mentionné que la fertilisation azotée peut augmenter le rendement de l'alpiste roseau (Kätterer et al., 1998). Dans un essai cultural mené sur 4 sols acides (pH_{KCl} : 5,03 – 5,94) de texture contrastante (loam argileux, loam sableux, loam) ayant reçu 60 kg P_2O_5/ha et 60 kg K_2O/ha, Strašil (2012) a trouvé que le rendement en biomasse aérienne de l'alpiste roseau augmentait significativement avec la fertilisation azotée (0, 40 et 80 kg N/ha). Adamovics et al. (2015) ont trouvé que les applications de plus de 30 kg/ha de N (soit 60, 90, 120,150 et 180 N/ha) ont permis d'augmenter les rendements en matière sèche de l'alpiste roseau (de 21,05 à 75,4%) cultivé sur un sol calcaire (pH_{KCl} = 6,7). Les parcelles avaient également reçu 80 kg P/ha et 120 kg K/ha.

Toutefois, les apports élevés en N ne sont pas nécessaires pour obtenir un rendement supérieur. De nombreux travaux ont révélé que les doses élevées de N n'augmentent pas significativement les rendements par rapport aux doses moins élevées. Au-delà d'une certaine quantité ou dose d'engrais, le rendement plafonne puis peut diminuer. Allison et al. (2012) ont établi des parcelles d'alpiste roseau sur trois sols sableux de la ferme expérimentale Woburn, à Bedfordshire (Angleterre). Les parcelles ont reçu une seule dose de KCl (50 kg K/ha) et trois doses de nitrate d'ammonium (0, 150 et 250 kg/ha). Bien que les rendements de la plante cultivée sur les parcelles fertilisées à l'azote 150 et 250 kg/ha) étaient significativement supérieures aux rendements de la plante cultivée sur les parcelles sans fertilisation azotée, la différence entre les rendements générés par les deux doses de N n'était pas significative. Bélanger et al. (2016) ont examiné les conséquences de trois dates de récolte (fin juillet, début septembre et mi-octobre) dans un régime à coupe unique et de quatre doses d'application de N (0, 40, 80 et 160 kg/ha) sur la biomasse et les propriétés de l'ensilage de l'alpiste roseau semé en 2007 dans un sol argileux de la série Kamouraska (pH 6,2), puis fauché et ensilé en 2008 et 2009, après application printanière de N. Les parcelles ont également reçu une fertilisation phosphatée (30 kg P/ha appliquée en 2008 et 18 kg P/ha appliquée en 2009) ainsi qu'une fertilisation potassique (80 kg K/ha). Ils ont observé une hausse du rendement en biomasse sèche de la plante avec l'augmentation des doses de N.

Finalement, en présence de la fertilisation azotée et phosphatée, l'effet de la fertilisation potassique (deux niveaux de K) n'a pas eu un effet marquant sur la croissance de l'alpiste roseau. Ces résultats sont en accord avec ceux de Shield et al. (2012) qui ont trouvé une baisse de rendement de l'alpiste roseau lorsque les parcelles de sol sableux peu fertile avaient reçu une fertilisation combinée, N (50 ou 150 kg/ha) + K (50 ou 100 kg/ha, sous forme de chlorure ou de sulfate) par rapport aux parcelles ayant reçu une fertilisation azotée seule. Leurs résultats montraient un effet significatif de la dose de N sur le rendement de la plante, peu importe le type d'engrais potassique ajouté.

5.4.2. Concentrations des métaux dans les tiges et les racines de la plante

Le Tableau 10 montre l'effet de l'ajout d'engrais minéraux (N+ P+K) sur les teneurs en certains ÉTM de la biomasse sèche (tiges et racines) de l'alpiste roseau. D'une façon générale, les teneurs en Al, Fe, Cu, Mn et Zn des tiges (Al_T, Fe_T, Cu_T, Mn_T et Zn_T) et de racines (Al_R, Fe_R, Cu_R, Mn_R et Zn_R) de l'alpiste roseau cultivé dans les échantillons de sol ayant reçu de doses croissantes de fumures minérales complètes (F1 à F12) sont plus élevées que celles obtenues avec le témoin (F0). Il est connu que les engrais NPK commerciaux renferment des ÉTM comme impuretés (McBride et Spiers, 2001; Nziguheba et Smolders, 2008), et par conséquent, deviennent une source de certains ÉTM pour les plantes (Carbonell et al., 2011). En termes de concentration, les métaux suivent la séquence suivante : Mg > Ca >> Fe > Mn > Al > Zn > Cu. Dans un essai cultural ayant pour objet l'évaluation des quantités d'éléments nutritifs exportées par 2 coupes de l'alpiste roseau en fonction des doses croissantes de N (0, 56, 112, 168, 224, 336, 448 et 672 kg/ha), Dean et Clark (1972) ont trouvé que la plante prélevait : i) plus d'ÉTM avec l'augmentation des doses de N, et ii) plus de Mg que de Ca. Ces auteurs ont trouvé que les quantités prélevées (concentration x rendement aérien) par hectare suivaient l'ordre suivant : Mg (en kg) > Ca (en kg) >> Fe (en g) > Mn (en g) > Zn en g) > Cu (en g).

Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) révèlent des effets significatifs de la fertilisation NPK sur les valeurs des métaux suivants : Al_R (F= 5,29, P<0,001), Fe_T (F = 14,3, P<0,001), Fe_R (F = 2,78, P<0,01), Cu_T (F = 5,38, P<0,001), Mn_R (F = 2,03, P<0,05) et Mg_T (F = 2,28, P<0,05). Ces résultats indiquent que la fertilisation minérale peut jouer un rôle important dans l'accumulation des métaux dans les tissus végétaux due à l'augmentation de la taille et de la biomasse de la plante (Dean et Clark, 1972).

Toutefois, les concentrations des ÉTM dans les tissus de la plante (Tableau 10) ne sont pas toxiques et n'ont pas entravé la bonne croissance de l'alpiste roseau. Lorsque la plante est cultivée dans des sols contaminés ou amendés avec des biosolides municipaux riches en métaux, elle a la capacité de prélever des quantités élevées de métaux lourds toxiques tels que As, Cd et Pb ou d'autres ÉTM (Poisa, 2010; Antonkiewicz et al., 2016).

Tableau 10: Concentration (mg/kg, base sèche) de métaux dans les tiges et les racines de l'alpiste roseau cultivé dans un sol chaulé

Fertilisants	Al_T	Al_R	Ca_T	Cu_T	Cu_R	Fe_T	Fe_R	Mg_T	Mn_T	Mn_R	Zn_T	Zn_R
F0	49	133	1471	3,9	14,0	167	677	2606	147	158	55	85
F1	103	220	1294	11,3	35,5	243	1519	1965	154	265	74	121
F2	105	202	1371	15,2	33,0	324	1200	2358	146	239	55	113
F3	107	210	1455	16,3	33,8	310	1204	2282	137	201	62	106
F4	92	200	1391	18,1	34,8	292	1428	1953	154	249	67	110
F5	114	192	1363	15,3	33,5	173	1584	1263	155	256	61	110
F6	95	193	1274	14,3	33,3	180	1618	2277	157	247	78	107
F7	101	149	1184	12,7	36,3	209	1428	1818	159	198	68	119
F8	101	138	1324	9,7	36,8	197	1191	2175	144	263	60	116
F9	86	141	1396	14,0	35,8	197	1163	1296	150	239	66	108
F10	83	152	1260	15,0	33,0	271	1099	1910	145	235	60	109
F11	90	133	1286	14,3	33,5	205	966	2012	127	258	82	112
F12	101	148	1339	14,7	35,3	199	899	2196	131	243	60	106

Les concentrations des ÉTM accrues dans la biomasse de la plante enregistrées chez les sols fertilisées peuvent s'expliquer par les valeurs de pH plus basses des sols fertilisés. Effectivement, la fertilisation NPK a contribué à abaisser les valeurs du pH des sols chaulés, probablement dû à l'utilisation du phosphate mono-ammoniacal (11-52-0) comme source de N et de P. Les valeurs du pH des sols cultivés ayant reçu des doses croissantes de fumures minérales complètes (F1 à F12) ont varié entre 5,28 et 5,86, tandis que la valeur du pH du sol chaulé non fertilisé était de 7,09. Les valeurs de pH faibles (<5,85) n'ont pas limité la croissance des plantules d'alpiste roseau. L'alpiste roseau est une plante qui tolère des valeurs de pH aussi bien acides (<6,0) qu'alcalines (>7,0), allant de 4,9 à 8,6 (Sheafter et al., 1990). Lévesque et Mathur (1983b) ont évalué l'effet de doses croissantes (0,5 – 30 t/ha) de la pierre à chaux agricole sur le rendement de l'alpiste roseau cultivé sur un Mésisol typique (tourbe forestière) et un Mésisol humique (tourbe de laîches) prélevés des tourbières Omstown et Farnham (Québec). Ils ont trouvé que le chaulage, qui a rehaussé les valeurs de pH de 3,0 à 5,8, a eu un effet significatif sur les rendements moyens (8 coupes) de la plante cultivée dans les sols (pH

3,4 à 3,6) ayant reçu les plus faibles doses de chaux (< 6 t/ha). En 2014, Šiaudinis et al. ont réalisé un essai cultural sur un sol initialement acide (pH_{KCl} 4,25-4,85) ayant reçu deux doses de $CaCO_3$ (3,0 et 6,0 t /ha), une dose de superphosphate simple 60 kg P_2O_5/ha), une dose de chlorure de potassium (60 kg K_2O/ha) et trois doses de nitrate d'ammonium (0, 60 et 120 kg N/ha). Ils ont trouvé que la plus faible dose de chaux (3 t/ha) a augmenté significativement le rendement en matière sèche de l'alpiste roseau à la première coupe; les autres coupes successives n'étaient pas significativement affectées par les doses de chaux. Ils ont donc conclu que l'effet du $CaCO_3$ sur le rendement de la plante devient significatif que lorsque les sols ont un pH original fortement acide (pH <4,0). De leur avis, le chaulage ne constitue pas un moyen efficace pour améliorer la productivité de l'alpiste roseau. Dans leur essai, l'augmentation du rendement de la plante était due à la fertilisation azotée; de façon hautement significative avec la dose 120 kg/ha.

Il est à souligner que le chaulage au moyen de la chaux dolomitique a rehaussé le rapport $(Ca_T + Mg_T)/Al_T$ du sol, i.e. a diminué la concentration de Al_T dû à l'augmentation du pH des sols, telle que confirmée par le coefficient de corrélation très hautement significatif (P<0,001) entre les valeurs de Al_T et du pH des sols (r = 0,906). D'une manière générale, les plus fortes concentrations des métaux Al, Cu, Fe, Zn et Mn ont été retrouvées dans les racines, en accord avec les résultats de Karam et al., 2006) qui ont cultivé du maïs (*Zea mays* L.) dans un sol sabonneux pollué aux métaux lourds.

5.4.3. Conclusions

L'action combinée de la chaux dolomitique-fumure minérale a eu un effet bénéfique sur la croissance de l'alpiste roseau. Le faible niveau de réserve (quantité) en plusieurs éléments nutritifs majeurs du sol explique la réponse de la plante à une fertilisation NPK. Les concentrations des ÉTM (Al, Cu, Fe, Mn et Zn) dans les tissus de l'alpiste roseau n'ont pas causé de problèmes de phytotoxicité. Globalement les ÉTM sont plus concentrés dans les racines que dans les tiges. En conclusion, l'étude a montré que la fertilisation complète (NPK) combinée à l'apport de chaux dolomitique est indispensable pour cultiver de l'alpiste roseau dans les sols acides issus des tourbières résiduelles de la Péninsule acadienne du Nouveau Brunswick.

5.5. Essais au champ

Cet essai a pour but général d'examiner l'effet de la fertilisation NPK sur la croissance et le rendement du Saule et de l'alpiste roseau cultivés dans les couches organiques de surface de la tourbière résiduelle (La Mousse Acadienne) après leur chaulage au moyen

de la chaux dolomitique. Une seule récolte est effectuée pour le Saule. Deux coupes sont effectuées (après 12 mois et 16 mois du semis) pour évaluer le rendement aérien en matière sèche (MS) total de l'alpiste roseau.

5.5.1. Saule

5.5.1.1. Propriétés chimiques des parcelles de sols organiques

Les sols (0-15 cm) de la tourbière résiduelle contenaient entre 71,50% et 98,5% de MO. Ces sols sont classés organiques. L'exploitation horticole de cette tourbière n'a pas épuisé ou délogé toutes les couches organiques du site et par conséquent on y retrouve des sols tourbeux à la surface de la tourbière résiduelle. La variation des valeurs de MO démontre l'hétérogénéité des couches de tourbes demeurant sur le site.
Les valeurs moyennes de MO de neuf parcelles de sol non fertilisées ont varié entre 73,34 et 98,53% tandis que celles des parcelles de sol fertilisées ont varié entre 71,50 et 97,28%. La fertilisation des parcelles n'a pas eu un effet significatif (valeur de F de l'analyse de variance ANOVA non significative au niveau de $P \leq 0,05$) sur le contenu en MO des sols. Selon Meng et al. (2014), la MO accumulée dans les tourbières est récalcitrante et difficile à biodégrader. Cela est dû au fait que le taux de minéralisation du C organique est contrôlé par des facteurs géochimiques, environnementaux et microbiologiques (Amha et al., 2015).

Le chaulage et la fertilisation des sols organiques avant la culture de Saule ont généré des valeurs de pH comprises entre 3,54 et 4,18 (moyenne de 3,82±0,22), n = 9 parcelles) pour les parcelles non fertilisées et entre 3,49 et 4,09 (moyenne de 3,68±0,24) pour les parcelles fertilisées. Bien que la fertilisation ait tendance à diminuer le pH du sol, son effet sur les valeurs de pH n'est pas significatif au seuil de 5%.
D'une façon générale, la salinité moyenne du sol augmente avec la fertilisation du sol. Les valeurs moyennes de CÉ des parcelles de sol fertilisées (64,8-113,0 µSm/cm) étaient 1,98 fois supérieures à celles des parcelles sans fertilisation (63,3-88,9 µSm/cm). Cette augmentation, qui est significative au seuil de 5% (F = 14,45), s'expliquerait par le fait que la fertilisation d'un sol préalablement chaulé augmente la quantité d'éléments solubles dans la solution du sol.

5.5.1.2. Teneurs en quelques éléments traces métalliques (Fe, Cu, Mn, Zn) sous formes labiles et potentiellement labiles dans le sol

Les teneurs moyennes (n = 6) des métaux Cu, Fe, Mn et Zn dans les fractions chimiques du sol chaulé et fertilisé sous culture de saule sont illustrées dans la Figure 26.

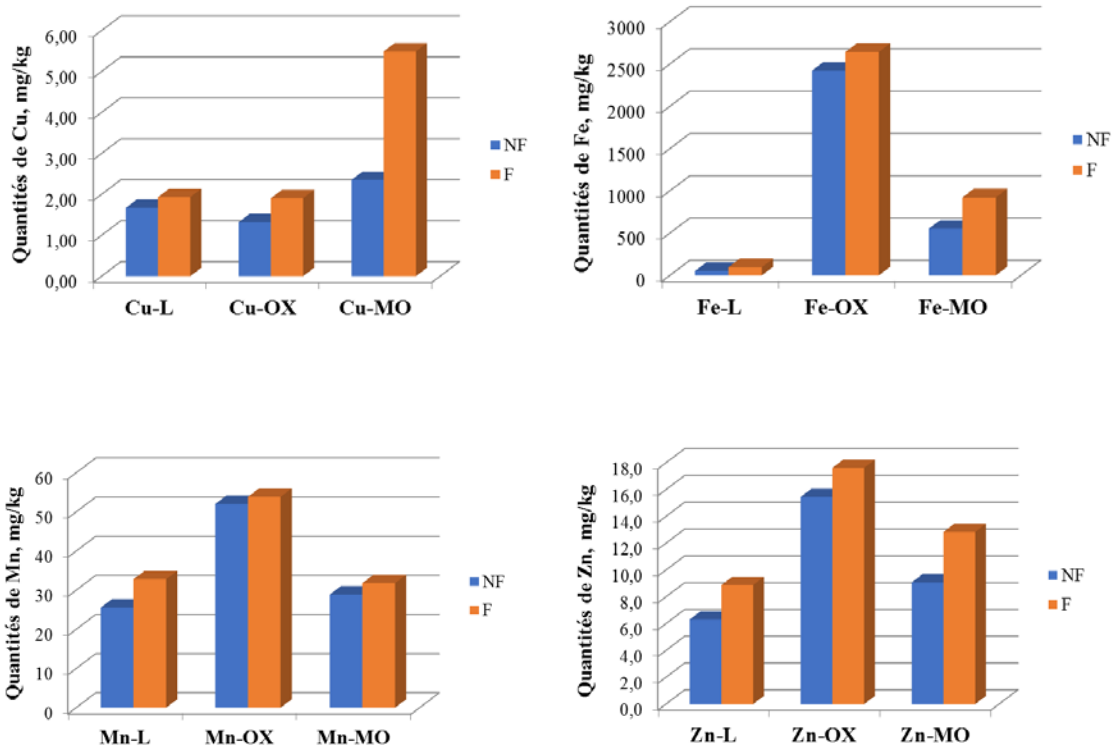

Figure 26: Teneurs de Cu, Fe, Mn et Zn sous formes labiles (L) et associès aux phases oxydes (OX) et organique (MO) dans le sol cultivé, en fonction de la fertilisation (NF = sans fertilisation, F=avec fertilisation)

Les métaux ont été majoritairement retenus par les oxydes et la MO; ce qui est en accord avec les résultats de Koenings (1976), Krom et Sholkovitz (1978), Yarlagadda et al. (1995) et Ibrahim et al. (2010).

D'une manière générale, la fertilisation du sol organique a eu un effet significatif sur les teneurs des éléments suivants : Cu_L (F = 6,9; *P*<0,05), Cu_T (F = 41,7; *P*<0,001), Fe_L (F = 23,6; *P*<0,05); Fe_T (F = 17,5; *P*<0,01), Mn_L (F = 5,15; *P*<0,05), Mn_T (F = 11,4; *P*<0,01), Zn_L (F = 13,7; *P*<0,01) et Zn_T. (F = 5,3; *P*<0,05); Cu_T, FeT, Mn_T, Zn_T étant les fractions totales pour chaque élément.

Le Cu se retrouve majoritairement sous forme liée à la matière organique (Fig. 26). Les valeurs moyennes (% de l'ensemble des fractions extraites) des fractions chimiques de Cu des parcelles de sol fertilisées (préalablement chaulées) sous culture de saule ont suivi l'ordre suivant : Cu_{MO} (58,9%) > Cu_L (20,7%) > Cu_{OX} (20,4). Ces résultats démontrent qu'une fraction considérable de Cu est liée à la matière organique du sol. Ces résultats sont en accord avec ceux de Casséus et al. (2006) qui ont trouvé qu'une

forte proportion du Cu était accumulée dans la phase organique d'un sol minéral chaulé (chaux calcique et chaux dolomitique) et fertilisé sous culture de maïs. Zaccone et al. (2007) ont trouvé que les AH extraits de sols tourbeux étaient riches en Cu, Ni et Br mais pauvres en Fe, Zn et Pb.

Les valeurs moyennes (% de l'ensemble des fractions extraites) des fractions chimiques du Fe du sol chaulé et fertilisé ont suivi l'ordre suivant : Fe_{OX} (72,1%) > Fe_{MO} (25,2 %) > Fe_L (2,6%). Le Fe est majoritairement fixé par les oxydes à des concentrations élevées, ce qui est en phase avec les résultats de Wu et Luther (1995), Casséus et al. (2006) et Zaccone et al. (2007). Les métaux Mn et Zn se retrouvent aussi majoritairement fixés par les oxydes. Les valeurs moyennes (% de l'ensemble des fractions extraites) des fractions chimiques de Mn ont suivi l'ordre suivant : Mn_{OX} (42,1%) > Mn_L (32,8%) > Mn_{MO} (25,0%). Les valeurs moyennes des fractions chimiques du Zn ont suivi l'ordre suivant : Zn_{OX} (44,7%) > Zn_{MO} (32,7%) > Zn_L (26,6%).

5.5.1.3. Croissance, rendements en biomasses et concentration en quelques métaux du saule

Durant la période de l'essai cultural, la température moyenne de l'air a tourné autour de 18,3 °C et l'humidité autour de 80 %. La pluviomètrie moyenne entre le 1er juin et le 18 septembre a oscillé autour de 377,7 mm en 2014 et 312,2 mm en 2015. Il ressort que la pluie a été plus abondante en 2014 qu'en 2015. D'ailleurs, cette différence a été matérialisée par une sécheresse de début de cycle préjudisciable aux plantes.

Les taux moyens de survie des plantes de saule ont varié entre 81,3±15,3% (57,8-99,7%) pour les parcelles non fertilisées et 86,4±12,6% (69,8-100%) pour les parcelles fertilisées. La fertilisation du sol organique a eu un effet significatif sur le taux de survie.

Dans un essai de longue durée portant sur la production de biomasses dans un sol minéral acide (pH de 4,5), après une rotation de 4 ans au préalable et sans fertilisation, Walle et al. (2007) ont trouvé des taux de survie qui rentrent dans cette fourchette à savoir : 75,8 % pour le Bouleau; 96,8 % pour l'Érable; 86,3 % pour le Peuplier et 97,6 % pour les saules. Kopp et al. (1996) ont enregistré, avec des essais de fertilisation de saule, des taux de survie variant entre 67 et 94 % pour les parcelles fertilisées et entre 80 et 94 % pour les parcelles non fertilisées. Les hauteurs moyennes des plants de saule ont varié entre 51,4±17,2 cm (15-87 cm) pour les parcelles non fertilisées (n = 207) et 89,8±30,2 cm (36-185 cm) pour les pracelles fertilisées (n=144). Les diamètres moyens des rameaux ont varié entre 4,3 ±1,06 mm (1,54-8,26 mm) pour les parcelles non fertilisées (n = 207) et 7,7±2,0 mm (3,3-15,9 mm) pour les pracelles fertilisées (n=144). Le nombre moyen de rameaux a varié entre 2,9±1,4 (1 à 6) pour les parcelles non fertilisées (n = 207) et 3,1±1,3 (1 à 7) pour les pracelles fertilisées (n=144). La hauteur et

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

le diamètre des rameaux des saules ont différé significativement entre les traitements de fertilisation au seuil de 0,1 %. Cependant, il n'y a pas eu de différences significatives entre les nombres de rameaux en fonction de la fertilisation. Les hauteurs des plants sont corrélées avec les diamètres des rameaux (r = 0,508, n=352).

De manière globale, l'étude montre que la fertilisation a induit une augmentation assez consistante de la croissance et du développement des plantes de saules (Fig. 27).

Figure 27: Croissance des plants de saule cultivé dans les parcelles de sol organique de la tourbière résiduelle

Les rendements aériens en matière sèche (MS) de la plante ont varié entre 29,3 et 437,0 kg/ha (moyenne : 171,9 kg/ha, n = 12 parcelles) pour les parcelles non fertilisées et entre 477,4 et 6161,6 kg/ha (moyenne : 1486,4 kg/ha, n = 12 parcelles) pour les parcelles fertilisées. Le rendement en MS des plantes a différé entre les traitements au seuil de 0,1 % (F = 8,6). Ces résultats sont en accord avec ceux de Kopp et al. (1996), Muylle et al. (2015) et Larsen et al. (2016).

Les parcelles fertilisées ont fourni un rendement maximum de 6161,6 kg/ha en 16 mois au moment où les non fertilisées ont assuré un rendement maximum de 437,0 kg/ha. Ces rendements obtenus en 1ére année d'essai sont normaux si l'on se réfère aux travaux de Tahvanainen et Rytkonen (1999) qui ont enregistré, en moyenne sur 11 plantations de clones issus de *Salix Viminalis*, un rendement compris entre 90 kg/ha et 5290 kg/ha la 1ére année et entre 890 kg/ha à 13,14 t/ha la 3éme année. Comparativement sur la tourbe, l'exploitation du Bouleau a produit un rendement en biomasse qui oscille entre 500 kg/ha et 1900 kg/ha (European SRF planations of birch, cité par Walle et al., 2007). Dans la même veine, Walle et al. (2007) ont trouvé dans leurs travaux liés à la production de biomasse sur sol minéral (pH de 4,5), après une rotation de 4 ans sans fertilisation, un rendement moyen de 2600 kg/ha/année pour le Bouleau; 1200 kg/ha/année pour l'Érable et 3500 kg/ha/année pour le Peuplier.

Toutefois, de nombreux travaux révèlent des rendements très élevés. Adegbidi et al. (2001) ont obtenu après 4 ans d'expérience de fertilisation organique des saules, des rendements compris entre 15 et 22 t/ha de MS tandis que Labrecque et Teodorescu (2001) ont enregistré, après 3 ans de culture, des rendements variant entre 14,62 et 45,28 t/ha avec respectivement des espèces de *S. Viminalis et S. discolor* sous 2 traitements (fertilisé avec des boues d'épuration et de sols témoins sans fertilisation). Un essai cultural mené sur des sols minéraux par Quaye et Volk (2013), traités avec divers amendements ou fertilisants (chimique, compost, fumiers de bovins laitiers) contenant chacun 150 à 200 kg de N/ha sur 3 sites, a généré après rotation pour SX64 les rendements annuels suivants/site : 13,2 à 19 t/ha; 9 à 15 t/ha; 5,5 à 9,3 t/ha. Pour le clone 9882-34, les rendements annuels enregistrés ont été pour les 3 sites : 9 à 11,6 t/ha; 3,4 à 8,8 t/ha et 3,5 à 7,7.

En réalité, le rendement aérien du saule enregistré dans la présente étude aurait pu être plus élevé si les plantes n'étaient pas confrontées à une sécheresse de début de cycle pendant la 2éme année (autour de 2 semaines). Elles ont dû user de stratégies d'adaptation à la sécheresse, particulièrement la sclérification des tiges ou diminution de la biomasse aérienne (Martin et Stephens, 2006; Pucholt et al., 2015) pour limiter les pertes d'eau et l'alimentation minérale. Mais dans des conditions optimales, le saule peut donner des rendements substantiels après 24 ou 36 mois. Vanbeveren et al. (2016) ont obtenu un rendement en biomasse totale de 13,75 t/ha. Stolarski et al., (2013 a, b), ont obtenu après expérimentation en sol argileux des rendements allant de 12,3 à 16,4 t/ha selon différents clones. Pourtant avec une rotation de 6 ans, le Peuplier produit seulement 22,1 t/ha sur sol minéral fertilisé avec des biosolides (Felix et al., 2008). Dans la même foulée, les auteurs ont montré que plus le cycle de récolte est élargi, plus le rendement et la qualité de la biomasse augmente

La nutrition minérale des saules est assurée par une architecture racinaire qui varie en fonction des contraintes hydrominérales. Dans les parcelles non fertilisées, les racines

étaient petites en diamètre et peu nombreuses, mais elles étaient en forme de tapis horizontal (entre 1 et 3 m de long et 10 cm de haut). En revanche, dans les parcelles fertilisées, les racines étaient nombreuses avec un diamètre plus gros (Fig. 28). Elles étaient plus courtes horizontalement (entre 40 et 50 cm en moyenne). Ainsi, il a été aisé de remarquer que les plantes de saules ont développé des stratégies d'adaptation liées à leur morphologie racinaire face aux stress abiotiques que sont la sécheresse et la nutrition minérale.

Figure 28: Racines des saules cultivés dans les parcelles de sols organiques fertilisées

D'une manière générale, les concentrations des métaux Ca, Mg et Mn ont été retrouvées majoritairement dans les rameaux (feuilles + branchette). En revanche, les concentrations des métaux Al, Cu, Fe et Zn sont plus élevées dans les racines.

Les concentrations moyennes (mg/kg) des métaux dans les rameaux (n = 6 parcelles) ont suivi l'ordre suivant : (i) Mg (2242±539) > Ca (2135±442) > Mn (258±25) > Fe (113±13,8) > Al (85,2±15,3) > Zn (62±25) > Cu (6,44±1,56) pour les saules cultivées dans les parcelles non fertilisées et (ii) Mg (2190±806) > Ca (2170±246) > Mn (244,1±40,6) > Al (103±11,5) > Fe (92±33) > Zn (79±19,2) > Cu (9,0±1,4) pour les saules cultivées dans les parcelles fertilisées.

Les concentrations moyennes (mg/kg) des métaux dans les tiges (n = 6 parcelles) ont suivi l'ordre suivant : (i) Mg (1373±75) > Ca (492±146) > Mn (133±38) > Fe (104±38,2) > Al (69,7±16,2) > Zn (60±15,4) > Cu (4,11±1,57) pour les saules cultivées dans les parcelles non fertilisées et (ii) Mg (1592±202) > Ca (590±215) > Mn (136,3±33,3) > Fe (60,7±22,0) > Al (89±7,1) > Zn (71±22,7) > Cu (8,2±1,0) pour les saules cultivées dans les parcelles fertilisées.

Les concentrations moyennes de métaux dans les racines ont suivi l'ordre suivant : (i) Mg (999±266) > Ca (415±84) > Fe (121±11,3) > Al (110±38,3) > Mn (75±18,7) > Zn (67±12) > Cu (18,2±7,15) pour les saules cultivées dans les parcelles non fertilisées et (ii) Mg (1119±192) > Ca (393±127) > Al (122,5±28,4) > Fe (110,1±13,3) > Mn

(88,4±8,5) > Zn (108±12,4) > Cu (21,8±7,3) pour les saules cultivés dans les parcelles non fertilisées.

Les résultats de l'analyse de variance (valeur de F du modèle d'ANOVA à un seul facteur) indiquent un effet significatif de la fertilisation sur les concentrations des métaux suivants : Al dans les rameaux (F = 5,11, *P* <0,05), Al dans les tiges (F = 7,08, *P* <0,05), Cu dans les rameaux (F = 9,03, *P* <0,05), Cu dans les tiges (F = 24,5, *P* <0,001), Mg dans les tiges (F = 6,2, *P* <0,05), et Zn dans les racines (F = 34,0, *P* <0,001).

5.5.1.4. Capacité calorifique du saule

Le pouvoir calorifique ou capacité calorifique (CC) d'une plante se définit comme étant l'énergie libérée par la combustion de la masse végétale avec de l'oxygène (Fournel, 2015). Il est relié à la quantité d'oxygène requise pour obtenir une combustion complète. Plusieurs facteurs influent sur la CC des biomasses végétales dont leurs teneurs en cendres et en eau. La teneur en eau d'un matériau combustible (TE) est corrélée négativement à l'efficacité énergétique. (Fournel, 2015).

La teneur en cendres (TC) et en eau (TE) des saules et la valeur de CC n'ont pas différé entre les parcelles fertilisées et les parcelles non fertilisées. Les valeurs de TC des saules ont oscillé entre 1,95 et 2,76% pour les plantes cultivées dans les parcelles non fertilisées et entre 2,25 et 3,36% pour les plantes cultivées dans les parcelles fertilisées. Labrecque et al., (1997) ont obtenu des valeurs de TC comprises entre 1,40 et 3,81 pour des saules cultivés dans un sol argileux. Alakangas (2016) a enregistré des valeurs de TC comprises dans la fourchette 0,4-4 %.

Les teneurs en eau des plantes ont varié entre 6,25 et 6,60% pour les plantes cultivées dans les parcelles non fertilisées et entre 5,59 et 6,65% pour les plantes cultivées dans les parcelles fertilisées, ce qui est en accord avec les résultats d'Alakangas (2016), qui a séché de la paille dans une fourchette de 2 à 6 % avant combustion; la limite admise étant de 20 % (Alakangas, 2016). Les valeurs obtenues (5,59 à 6,65%) permettent d'obtenir une bonne capacité énergétique, ce qui a été démontré par Labrecque et al. (1997).

Dans le cadre de la présente étude, les valeurs de CC des saules ont oscillé entre 8534,7 et 8733,2 BTU/lb (i.e. British Thermal Unit/livre) pour les plantes cultivées dans les parcelles non fertilisées et entre 8245,55 et 8637,03 Btu/lb pour les plantes cultivées dans les parcelles fertilisées. Les valeurs de CC sont légèrement plus élevées pour les saules cultivés dans les parcelles non fertilisées, ce qui est en accord avec les travaux de Labrecque et al. (1997) qui ont obtenu des valeurs comprises entre 19,21 et 19,59 kj/g (1 kj/g = 429,923 Btu/lb) pour les expèces *Salix discolor*, *Salix petiolaris* et *Salix viminalis* fertilisés avec des biosolides municipaux.

Les plantes de saule cultivées dans la tourbière résiduelle ont permis d'atteindre des valeurs de CC qui dépassent les valeurs normalement rencontrées dans la littérature pour différentes espèces végétales (Damien, 2013) par odre croissant de CC (Btu/lb) : bouleau (8303,1) > pâturage mixte (82297,5) > saules (7915,9) > dactyle (7867,6) > peuplier et panic érigé (7743,8) > fétuque (7738,6) > roseau de Chine ou (*Miscanthus sinensis*) et raygrass perenne (7609,6) > maïs (7351,7) > sorgho (7325,9) > luzerne (7227,5) > roseau (4517,2). Dans le même sens, Jones et al. (2012) et Fournel (2015) ont trouvé des valeurs de CC pour le saule proches ou différents de nos résultats (respectivement 8168,52 Btu/lb; 8168,53 Btu/lb et 6018,9 Btu/lb). Stolarski et al. (2013 a,b) ont aussi obtenu une capacité calorifique pour des saules contenant 1,45 % de matière sèche et 19,02 % d'eau presque similaire à celle enregistrée dans notre essai (8370,59 Btu/lb). Les valeurs de CC des saules cultivées dans la tourbière résiduelle sont supérieures aux valeurs de CC rapportées par Purbasari et al. (2017) pour les plantes (8,76 à 12% d'eau) suivantes : *Gigantochloa apus* (7471,8 Btu/lb), *G. levis* (7489,8), *G. atroviolacea* (7354,8 Btu/lb), *Leucaena leucocephala* (7551 Btu/lb) et *Hibiscus tiliaceus* (7552,8 Btu/lb).

5.5.2 Alpiste roseau

Cet essai a pour but général d'examiner l'effet de la fertilisation NPK sur la croissance et le rendement de l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*) cultivé sur du sol organique de la tourbière résiduelle après son chaulage au moyen de la chaux dolomitique. Deux coupes ont été effectuées (après 12 mois et après 16 mois du semis) pour évaluer le rendement aérien en MS total de la plante.

5.5.2.1 Propriétés chimiques des sols organiques

Le chaulage et la fertilisation de l'alpiste roseau ont généré des valeurs de pH_{eau} comprises entre 3,45 et 3,88 pour les parcelles non fertilisées et entre 3,46 et 3,86 pour les parcelles fertilisées (Tableau 11). L'effet de la fertilisation sur les valeurs de pH n'est pas significatif au seuil de 5%. Les valeurs de pH des échantillons de sol sont négativement corrélées avec les valeurs de AÉ ($r = -0,747$, $P<0,001$), confirmant ainsi le fait que le pH des sols organiques ait été affecté entre autres par l'acidité échangeable (Caron et Rivière, 2003).

Tableau 11: Quelques propriétés chimiques des parcelles de sols organiques (0-15 cm) cultivées avec l'alpiste roseau

Paramètre de sol	Traitement*	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
pH	NF	3,65	0,17	3,45	3,88
	F	3,64	0,16	3,46	3,86
CÉ (µS/cm)	NF	59,1	10,6	51,6	74,0
	F	80,3	10,2	68,6	90,5
AÉ ($cmol_c/kg$)	NF	9,27	6,7	2,0	20,0
	F	8,03	5,6	2,2	15,0
MO (%)	NF	57,8	18,3	40,1	81,1
	F	66,0	13,2	44,6	80,0

* NF et F = sans fertilisant et avec fertilisant (NPK).

Les quantités de MO dans les couches 0-15 cm de la tourbière résiduelle varient entre 40,1% et 80,1% (moyenne de 57,8%) pour les parcelles non fertilisées et entre 44,6% et 80,0% (moyenne de 66,0%) pour les parcelles fertilisées (Tableau 11). Ces résultats démontrent l'hétérogénéité des couches de sols abandonnées en raison de l'exploitation des couches de surfaces et profondes de la tourbière à des fins horticoles. La fertilisation n'a pas eu un effet significatif (valeur de F de l'analyse de variance ANOVA à un seul facteur non significatif au niveau de $P \leq 0,05$) sur le contenu en MO des échantillons de sols organiques de la tourbière résiduelle. Selon Meng et al. (2014), la MO accumulée dans les tourbières est récalcitrante et difficile à biodégrader. Cela est dû au fait que le taux de minéralisation du C organique est contrôlé par des facteurs géochimiques, environnementaux et microbiologiques (Amha et al., 2015).

D'une façon générale, la salinité du sol augmente avec la fertilisation du sol. Après seize mois de croissance de l'alpiste roseau, la valeur moyenne de CÉ des parcelles de sol fertilisées était 1,4 fois supérieure à celle obtenue avec F0 (sans fertilisation). Cette augmentation, qui est significative au seuil de 1% (F = 12,42), s'expliquerait par le fait que la fertilisation d'un sol préalablement chaulé augmente la quantité d'éléments solubles dans la solution du sol.

5.5.2.2. Teneurs en quelques éléments traces métalliques (Fe, Cu, Mn, Zn) sous formes labiles et potentiellement labiles dans le sol

D'une manière générale, la fertilisation du sol organique a eu un effet significatif sur les teneurs des éléments suivants : Fe_{FL} (F = 11,7, *P*<0,01), Fe_{ML} (F = 81,9, *P*<0,001), Fe_L (F = 65,9, *P*<0,001) , Fe_{MO} (F = 10,5, *P*<0,01), Fe_T (F = 7,2; *P*<0,05), Mn_{FL} (F = 52,2, *P*<0,001), Mn_{ML} (F = 28,2, *P*<0,001), Mn_L,(F = 54,1, *P*<0,001) Mn_T (F = 27,0, *P*<0,001) Zn_{ML} (F = 10,8, *P*<0,01), Zn_L (F = 8,7, *P*<0,05), Zn_{MO},(F = 16,9, *P*<0,01) et Zn_T.(F = 8,0, *P*<0,05).

Le Cu se retrouve majoritairement sous forme liée à la matière organique. Les valeurs moyennes (% de l'ensemble des fractions extraites) des fractions chimiques de Cu du sol fertilisé (préalablement chaulé) sous culture d'alpiste roseau ont suivi l'ordre suivant : Cu_{MO} (53,8%) > Cu_{OX} (23,2) > Cu_L (22,5%). Ces résultats démontrent qu'une fraction considérable de Cu est liée à la matière organique du sol. Ces résultats sont en accord avec ceux de Casséus et al. (2006) qui ont trouvé qu'une forte proportion du Cu était accumulée dans la phase organique d'un sol minéral chaulé (chaux calcique et chaux dolomitique) et fertilisé sous culture de maïs. Les valeurs moyennes (% de l'ensemble des fractions extraites) des fractions chimiques du Fe du sol chaulé et fertilisé ont suivi l'ordre suivant : Fe_{OX} (67,8%) > Fe_{MO} (29,2 %) > Fe_L (3,0%). Le Fe est majoritairement fixé par les oxydes à des concentrations élevées, ce qui est en phase avec les résultats de Casséus et al. (2006). Les métaux Mn et Zn se retrouvent majoritairement fixés par les oxydes. Les valeurs moyennes (% de l'ensemble des fractions extraites) des fractions chimiques de Mn ont suivi l'ordre suivant : Mn_{OX} (36,4%) > Mn_L (37,2%) > Mn_{MO} (26,4%). Les valeurs moyennes des fractions chimiques du Zn ont suivi l'ordre suivant : Zn_{OX} (40,4%) > Zn_{MO} (31,5%) > Zn_L (28,3%).

5.5.2.3. Croissance, rendements et concentration en quelques métaux de l'alpiste roseau

Tout d'abord, il faut noter que le taux de survie de l'alpiste roseau cultivé dans le sol organique non fertilisé était excessivement faible. La majorité des semences d'alpiste roseau n'ont pas germées et pour celles qui ont poussé, les plants ont crevé quelques

jours après la germination. En revanche, l'alpiste roseau s'est bien développé dans les parcelles de sol organique fertilisées (Fig. 29). Ce résultat démontre que la fertilisation complète (NPK) combinée à l'apport de chaux dolomitique est indispensable pour cultiver de l'alpiste roseau dans les couches organiques des tourbières résiduelles.

Figure 29: Croissance de l'alpiste roseau cultivées dans les parcelles de sols organiques fertilisées

Les valeurs moyennes de la hauteur des plants d'alpiste roseau (à la récolte du 3 septembre 2015), cultivé dans les parcelles de sol fertilisées sont comprises entre 60 et 125 cm (moyenne : 88,5 cm). Ces valeurs rentrent dans la fourchette des hauteurs de plants observée par Melissa (2010).

Dans le cas où la récolte a été effectuée 12 mois après le semis, les rendements aériens en matière sèche (MS) de la plante ont varié entre 0,48 t/ha et 4,85 t/ha (moyenne : 1,93 t/ha, n = 24 parcelles), tandis qu'après 16 mois, les rendements aériens en MS de la plante ont varié entre 0,50 t/ha et 4,95 t/ha (moyenne : 2,0 t/ha). Les rendements totaux ont varié entre 1,07 t/ha et 9,6 t/ha (moyenne de 3,94 t/ha). Les rendements aériens totaux sont très significativement corrélés avec les hauteurs des plants (r = 0,856, n = 24

parcelles). Muylle et al. (2015) ont trouvé avec l'alpiste roseau, après 16 mois de croissance, un rendement aérien en MS de 3 t/ha. Lord (2015) en a enregistré dans ses travaux sur un sol marginal un rendement en MS compris entre 3,5 à 6,7 t/ha. Selon Bagg (2003), l'alpiste roseau pourrait atteindre des rendements de l'ordre de 9,5 t MS/ha dans le sud de l'Ontario et de 8,0 t MS/ha dans le nord de l'Ontario. Kukk et al. (2011) rapportent toutefois un potentiel de rendement de l'ordre de 6 à 7 t MS/ha dans des conditions de fertilité du sol plus limitantes en Europe.

Par ordre décroissant, les teneurs moyennes (mg/kg) en métaux des tiges (n = 6 parcelles) ont suivi l'ordre suivant : Mg (2400±561) > Ca (1440±75) > Fe (160,1±38,4) > Mn (128,7±29,6) > Al (67,5±15,6) > Zn (29,7±4,8) > Cu (3,8±1,2). Les teneurs moyennes en métaux des racines ont suivi l'ordre suivant : Mg (1409±295) > Ca (1318±105) > Fe (594±72) > Al (115,3±45,6) > Mn (95,2±29,0) > Cu (54,7±2,9) > Zn (32,5±8,4). Excepté le Mn, les autres ÉTM sont plus concentrés dans les racines. Les concentrations des ÉTM (Al, Cu, Fe, Mn et Zn) dans les tiges de la plante ne sont pas toxiques.

5.5.2.4 Capacité calorifique de l'alpiste roseau

Les teneurs en cendres des plantes d'alpiste roseau ont varié entre 2,46 et 12,84%; les teneurs en eau des plantes ont varié entre 3,88 et 6,1%. Le taux de cendre de l'alpiste est plus élevé que celui des saules. Plus le taux de cendre est élevé, moins grande est la capacité énergétique (Alakangas, 2016). De l'avis de Demirbas (2002), une teneur en cendres élevée rend la plante peu intéressante comme combustible.

La biomasse aérienne de l'alpiste roseau a permis d'atteindre des pouvoirs calorifiques, qui sont plus élevés que ceux lus habituellement dans la littérature. Les capacités calorifiques (CC) des plantes cultivées ont varié entre 7166,65 et 8386,69 Btu/lb.

D'ailleurs la comparaison avec les valeurs de CC de différentes espèces établies par Damien (2013) confirme ce résultat. Dans la même veine, Butkute et al., (2014), ont enregistré avec certaines plantes des capacités énergétiques faibles par rapport à celles obtenues avec l'alpiste roseau de la présente étude. Il s'agit de celles du dactyle aggloméré (Dactylis glomerata L.) avec 5408,42 Btu/lb; celle de la fétuque élevée (*Festuca arundinacea* Schreb.) avec 5025,8 Btu/lb; celle d'alpiste roseau avec 5386,9 Btu/lb. Forbes et al. (2014) ont trouvé, sur sol forestier, des capacités énergétiques de certaines plantes proches de celles observées dans la présente étude. Ainsi, il a été observé une valeur de CC de 8598,45 Btu/lb avec le pin; 8598,4 Btu/lb avec l'Épicéa; 8168,52 Btu/lb avec le Miscanthus; 8168,53 Btu/lb avec des saules. Pour ce qui est du saule torréfié, la valeur de CC est très élevée, elle est autour de 10318,2 Btu/lb (Jones et al., 2012).

Pilu et al. (2013) ont enregistré dans le cadre de leurs travaux sur sol minéral une valeur de CC de 8512,5 Btu/lb pour *Arundo donax*; 7652,6 Btu/lb pour le panic érigé; 8383,91 Btu/lb pour le miscanthus; 8727,43 Btu/lb pour le peuplier. Enfin, Fournel (2015) a trouvé avec l'alpiste roseau une valeur de CC plus faible (6448,8 btu/lb) que celle obtenue dans le cadre de la présente étude.

5.5.3. Conclusions

Le saule et l'alpiste roseau répondent bien à la fertilisation minérale en présence de la chaux dolomitique. En favorisant le développement de la plante, l'apport de l'engrais (NPK) favorise le prélèvement des cations nutritifs ainsi que la production de biomasses aériennes. La culture de l'alpiste roseau sur les tourbières résiduelles requiert inéluctablement l'usage d'engrais minéraux. Les concentrations des oligoéléments métalliques dans les parties aériennes du saule et de l'alpiste roseau sont en deçà des valeurs seuils de toxicité. La concentration négligeable des métaux toxiques tels que Al, Cd et Pb dans le sol de tourbière résiduelle n'a eu aucun effet délétère sur la croissance et le rendement en biomasse du saule et de l'alpiste roseau. Le sol amendé et fertilisé peut constituer un substrat propice pour la croissance et le développement de plantes énergétiques.

6. Conclusion générale et perspectives

Il ressort de cette étude que la culture de saule et d'alpiste roseau dans les tourbières résiduelles nécessitent l'utilisation de pratiques raisonnées de chaulage et de fertilisation. Globalement les pratiques de chaulage et de fertilisation ont amélioré les paramètres édaphiques. Le fractionnement chimique des métaux dans les sols a montré après deux ans de culture que le chaulage et la fertilisation n'ont pas contribué à rehausser les teneurs des éléments traces métalliques sous formes labiles dans le sol.

En ce qui concerne la distribution des métaux dans les plantes; ils se sont plus accumulés dans les feuilles ou rameaux, puis les racines et les tiges (Feuilles >Racines >Tiges) pour les saules tandis que pour l'alpiste, ils se sont plus concentrés dans les racines (Racines >Tiges). La capacité énergétique mesurée sur les saules et l'alpiste a été élevée et dépasse celle évaluée pour plusieurs végétaux. Cependant, la fertilisation ne l'a pas améliorée comparée à celle des plantes non fertilisées.

En termes de perspectives, il est utile d'énumérer quelques recommandations. En effet, il a été remarqué que l'effet de la chaux est très faible dans le temps. Par conséquent, il serait intéressant de poursuivre l'étude à long terme pour confirmer la nécessité d'une autre activité de chaulage et de fertilisation, de déterminer les doses optimales de fertilisants et d'étudier leur distribution dans le profil de sol et dans les organes de la

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

plante. Il serait intéressant d'étudier l'effet de l'azote et du phosphore sur la distribution des métaux lourds dans le sol et dans la plante de saule.

Compte tenu de la variabilité spatiale des propriétés chimiques ou fertilisantes des couches de sol résultant de l'exploitaion des tourbières, il est primordial de bien connaître le potentiel de la production du saule et de l'alpiste roseau sous des conditions édaphiques et de régie de fertilisation à long terme (essais de longue durée).

Comme l'ont montré Mleczek et al. (2009), le *Salix* a la propriété de produire de la biomasse avec une grande efficacité en phytoremédiation, par conséquent l'étude de son application pratique serait intéressante sur sol organique riche en métaux lourds. Enfin, il serait intéressant de tester des saules arborescents sur la tourbe résiduelle, qui sont très rustiques aux sols marginaux. En effet, Kajba et Andric (2014) ont obtenu avec des saules arborescents, sans fertilisation et sans pesticides sur sol marginal, des rendements de 19,1 à 20,6 t/ha après 2 ans de culture.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Aajjane A., Karam A. & Parent L.E. (2014). Availability of three phosphorus fertilizers to corn grown in limed acid-producing mine tailings. Journal of Bioremediation & Biodegradation, 5. Open access journal. http://dx.doi.org/10.4172/2155-6199.1000229.

Adamovics A., Platace R. & Sivicka I. (2015). Influence of nitrogen fertilization on perennial grass dry matter yield and suitability for heat oroduction dry matter. Dans: S. Zverte-Rivza (ed) " Nordic view to sustainable rural development", Proceedings of the 25th NJF Congress, Riga, Latvia, 16-18 June 2015, pp. 165-169.

Adegbidi H. G., Volk A. T., Edwin H. W., Lawrence P. A., Russell D. B. & Donald H. B. (2001). Biomass and nutrient removal by willow clones in experimental bioenergy plantations in New York State. Biomass and Bioenergy, 20: 399-411.

Adriano D.C. (1986). Trace elements in the terrestrial environment, New York: Springer-Verlag.

Alakangas E. (2016). Biomass and agricultural residues for energy generation. Fuel Flexible Energy Generation. 59-96p. http://dx.doi.org/10.1016/B978-1-78242-378-2.00003-1.

Allison G.G., Morris C., Lister S.J., Barraclough T., Yates N., Shield I. & Donnison I.S. (2012). Effect of nitrogen fertilizer application on celle composition in switchgrass and reed canary grass. Biomass and Bioenergy, 40: 19-26.

Alloyay B.J. (1995). Heavy metals in soils. Springer Science & Business Media.

Amaducci S., Facciotto G., Bergante S., Perego A., Serra P., Ferrarini A. & Chimento C. (2017). Biomass production and energy balance of herbaceous and woody crops on marginal soils in the Po Valley. Bioenergy, 9: 31-45.

Amani P. (2012). Regional environmental life cycle assessment for improving food chain sustainability. Kölner Wissenschaftsverlag.

Amha Y., Bohne H. & Alsanius B. (2015). Patterns of fungal and bacterial carbon minerlaization accross northern European peatlands. Geomicrobiology Journal, 32: DOI : 10.1080/01490451.2015.1025318.

Anderson J.M., Hart D.M., Sullivan N.W., Christensen D., Horneck A. & Pirelli G.J. (2013). Applying lime to raise soil pH for crop production (Western Oregon). Oregon State University, Extension catalog: https://catalog.extension.oregonstate

Andersen B. & Lindvall E. (1997). Use of biomass from reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) as raw material for production of paper and pulp and fuel. In: Proceedings of the XVIII International Grassland Congress, Canada. 1. pp. 3. Calgary: B. R. Christie.

Antonkiewicz J., Kołodziej B. & Bielińska E.J. (2016). The use of reed canary grass and giant miscanthus in the phytoremediation of municipal sewage sludge. Environmental Science and Pollution Research, 23: 9505-9517.

Argus G.W. (1986). The genus Salix (Salicaceae) in the Southeastern United States. American Society of Plant Taxonomists 9:1-170.

Arsova A. (1995). Effect of fertilizer application and soil pH on the acidic and sorption properties of maize leaves and stems. Bulgarian Journal of Plant Physiology, 21: 52-57.

Bache B.W. (2002). Ion exchange. Dans R.L. Lal (ed) Encyclopedia of soil science. Marcel Dekker, Inc. NY. pp. 726-729.

Bader C., Müller M., Schlin R. & Leifeld J. (2017). Peat decomposability in managed organic soils in relation to land-use, organic matter composition and temperature. Biogeosciences Discussions, open access. https://doi.org/10.5194/bg-2017-187.

Bagg J. (2003). Reed Canary grass. Ontario ministry of agriculture and food. Page internet. http://www.omafra.gov.on.ca/english/crops/facts/info_reed_canarygrass.htm.

Bakker M.R., Kerisit R., Verbist K. & Nys C. (2000). Effects of liming on rhizosphere chemistry and growth of fine roots and of shots of sessile oak (*Quercus petraea*). Dans: A. Stokes (ed.), The supporting roots of trees and woody plants: form, function and physiology. pp 405-417.

Bailey J. S. (1995). Liming and Nitrogen efficiency – some effects of increased calcium supply and increased soil-pH on nitrogen recovery by perennial ryegrass. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 26: 1233-1246.

Baize D. & Girard M.-C. (2009). Référentiel pédologique 2008. Editions Quae.

Baquy M. A.-Al., Li J.-Y., Xu C.-Y., Mehmood K. & Xu R.-K. (2017). Determination of critical pH and Al concentration of acidic Ultisols for wheat and canola crops. Solid Earth, 8 : 149-159.

Barabasz W., Albińska D., Jaśkowska M. & Lipiec J. (2002). Biological effects of mineral nitrogen fertilization on soil microorganisms. Polish Journal of Environmental Studies, 11: 193-198.

Bélanger G., Tremblay G.F., Bertrand A., Mongrain D., Parent G., Savoie P., Massé D., Gilbert Y. & Babineau D. (2016). Reed canarygrass crop biomass and silage as affected by harvest date and nitrogen fertilization. Canadian Journal of Plant Science, 96:413-422.

Berggren D. & Malder J. (1995). The role of organic matter in controlling aluminum solubility in acidic mineral soil horizon. Geochimica et Cosmochimica Acta, 59: 4167-4180.

Binkley D. (1992). Sensitivity of forest soils in the western U.S. to acidic deposition. In: R.K Olson, D. Binkley & M. Bohn (eds) The response of western forests to air pollution. Ecological studies 97. Springer, NY. pp. 153-182.

Bloom P.R. & McBride M. B. (1979). Metal ion Binding and exchange with hydrogen ions in acid-washed peat. Soil Science Society of America Journal, 43 : 687-692.

Bolan N.S., Rowarth J., de la LuzMora M., Adriano D. & Curtin D. (2008). Biological transformation and bioavailability of nutrient elements in acid soils as affected by liming, Developments in Soil Science, volume 32, Elsevier, pp. 413-446.

Bojórquez-Quintal E., Escalante-Magaña C., Echevarría-Machado I. & Martínez-Estévez M. (2017). Aluminum, a friend or foe of higher plants in acid soils. Frontiers in Plant Science, 8: 1767 doi: 10.3389/fpls.2017.01767.

Boudreau S. (1999). Restauration de tourbières exploitées, abandonnées et recolonisées par diverses communautés végétales. Mémoire de maîtrise. Université Laval. Québec, Canada.

Boyter J.M., Brummer E.J. & Leininger C.W. (2009). Growth and metal accumulation of Geyer and Mountain Willow grown in topsoil versus amended mine tailings. Water Air and Soil Pollution, 198:17-29.

Bozkurt S., Moreno L. & Neretnieks I. (2000). Long-term processes in waste deposits. Science of the Total Environment, 250: 101-121.

Buckman H.O. & Brady N.C. (1968). The Nature and properties of soils. 6th edition. New York: Macmillan.

Bussières J. (2005). Potentiel d'établissement d'essences forestières et fruitières en tourbières résiduelles. Mémoire de maîtrise. Université Laval. Québec, Canada.

Butkutė B., Lemežienė N., Kanapeckas J., Navickas K., Dabkevičius Z. & Venslauskas K. (2014). Cocksfoot, tall fescue and reed canary grass: Dry matter yield, chemical composition and biomass convertibility to methane. Biomass and Bioenergy, 66: 1-11.

Burvall J. (1997). Influence of harvest time and soil types on fuel quality in reed canary grass (*phalaris arundinacea* L.). Biomass and Bioenergy, 12: 149-154.

Calvet R., Chenu C. & Houot S. (2011). Les matières organiques des sols - Rôles agronomiques et environnementaux, Éditions France Agricole.

Carbonell G., Miralles de Imperial R., Torrijos M., Delgado M. & Rodriguez J.A. (20110. Effects of municipal solid waste compost and mineral fertilizer amendments on soil properties and heavy metals distribution in maize plants (*Zea mays* L.). Chemosphere, 85: 1614-1623.

Caron J., Rancourt T. R., Bélec C., Tremblay N. & Parent L. É. (2014). Nitrogen budget for fertilized carrot cropping systems in a Quebec organic soil. Canadian Journal of Soil Scikence, 94: 139-148.

Caron J., Rivière L.-M. (2003). Quality of peat substrates for plants growtn in containers. In: Parent L.É., Ilnicki P. (eds) Organic soils and peat materials for sustainable agriculture. CRC Press, Boca Raton, pp. 67-91.

Castaldi P., Santona L. & Melis P. (2004). Heavy metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth. Chemosphere, 60: 365-371.

Casséus L.M.C., Karam A. & Parent L.E. (2011). Effect of liming on the distribution of aluminum and aluminum uptake by maize grown in a coarse textured soil. 11th International Multidisciplinary Scientific GeoConference-SGEM 2011. Albena, Bulgaria. Conference Proceedings, Vol. 2, pp. 1071-1078.

Casséus L.M.C., Karam A. & Parent L.E. (2006). Effect of liming on the distribution of heavy metals in a coarse textured soil. *Proceedings of the 31st Annual Meeting & Conference of the Canadian Land Reclamation Association (CLRA) and the 9th Meeting of the International Affiliation of Land Reclamationists (IALR*). August 20-23, 2006, Ottawa, Ontario, pp. 659-668.

Carter M. R. & Gregorich E. G. (2008). Soil Sampling and Methods of Analysis. Canadian Society of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL.

Choi I.-Y., Nguyen H. V.-M. &Choi J. H. (2017). Effects of controlled environmental changes on the mineralization of soil organic matter. Environmental Engineering Research. http://eeer.org/upload/eer-1491785946.pdf

Christian D. G., Yates N.E. & Riche A.B. (2006). The effect of harvest date on the yield and mineral content of Phalaris arundinacea L. (reed canary grass) genotypes screened

for their potential as energy crops in southern England. Journal of the Science of Food and Agriculture 86, 1181-1188.

Clymo R. S., Turunen J. & Tolonen K. (1998). Carbon accumulation in peatland, Oikos, 81: 368-388.

Clymo R.S. (1964). Ion exchange in *Sphagnum* and its relation to bog ecology, Annals of Botany, 27: 309-324.

Condron L.M., Tiessen H., Trasar-Cepeda C., Moir J.O. & Stewart J.W.B. (1993). Effects of liming on organic matter decomposition and phosphorus extractability in an acid humic Ranker soil from northwest Spain. Biology and Fertility of Soils, 15: 279-284.

CPVQ (Conseil des productions végétales du Québec). 1988. Détermination du carbone organique (Walkey-Black modifiée). Méthode MA-1. Dans Méthodes d'analyses des sols, des fumiers et des tissus végétaux. AGDEX 533. Mise à jour 1993. Québec. pp. 1-2.

Courchesne F., Turmel M.C., Cloutier-Hurteau B., Constantineau S., Munro L. & Labrecque M. (2017). Phytoextraction of soil trace elements by willow during a phytoremediation trial in Southern Québec, Canada. International Journal of Phytoremediation, 19: 545-554.

Curtin D. & Ukrainetz H. (1997). Acidification rate of limed soil in a semi-arid environment. Canadian Journal of Soil Science, 77: 415-420.

Czarnecki S. & Düring R.-A. (2015). Influence of long-term mineral fertilization on metal contents and properties of soil samples taken from different locations in Hesse, Germany Soil, 1: 23–33. doi:10.5194/soil-1-23-2015.

Damien A. (2013). La biomasse énergie : Définitions, ressources et modes detransformation. 2e édition. Dunod, Paris.

Davies B. E. (1980). Applied soil trace elements. John Wiley, Toronto. pp 272-278.

Dawson, J.E. & Nair C.K.N. (1950). The copper amalgam electrode and its application. IV. The chemical nature of copper complexes in peat, soil and plants. Dans: W.O. McElroy & B. Gless (eds.) A symposium on copper metabolism. Johns Hopkins Press, Baltimore, Maryland. pp. 315-335.

Day R.H., Thomas W. Doyle, & Draugelis-Dale R.O. (2006). Interactive effects of substrate, hydroperiod, and nutrients on seedling growth of *Salix nigra* and *Taxodium distichum*. Environmental and Experimental Botany, 55: 163-174.

De Coninck A.S. & Karam A. (2008). Impact of organic amendments on aerial biomass production, and phytoavailability and fractionation of copper in a slightly alkaline copper mine tailing. International Journal of Mining, Reclamation and Environment, 22: 247-264.

De Maria S., Puschenreiter M. & Rivelli A.R. (2013). Cadmium accumulation and physiological response of sunflower plants to Cd during the vegetative growing cycle. Plant Soil and Environment, 59: 254-261.

Della Puppa L., Bordas F., Komárek M., Bollinger J.-C. & Joussein E. (2013). Adsorption of copper, cadmium, lead and zinc onto a synthetic manganese oxide. Journal of Colloid and Interface Science, 399: 99-106.

Demirbas A. (2002). Relationships between heating value and lignin, moisture, ash and extractive contents of biomass fuels. Energy Exploration & Exploitation, 20: 105-111.

Demumbrum L.E. & Jackson M.L. (1956). Copper and zinc exchange from dilute neutral solutions by soil colloidal electrolytes. Soil Science, 81: 353-357.

Dean J.R. & Clark K.W. (1972). Nitrogen fertilization of reed canarygrass and its effects on production and mineral element content. Canadian Journal of Soil Science, 52: 325-331.

Domingues L.S., Ribeiro N.D., Andriolo J.L., Possobom M.T.D.F. & Zemolin A.E.M. (2016). Growth, grain yield and calcium, potassium and magnesium accumulation in common bean plants as related to calcium nutrition. Acta Scientiarum. Agronomy, 38: 207-217. Doi: 10.4025/actasciagron.v38i2.27757.

Dong W., Zhang X., Wang H., Dai X., Sun X., Qiu W. & Yang F. (2012). Effect of different fertilizer application on the soil fertility of paddy soils in red soil region of southern China. PLoS One. 2012; 7(9): e44504. Published online 2012 Sep 28. doi: 10.1371/journal.pone.0044504

Druart P., Husson C. & Paul R. (2013). Renaturation des berges de cours d'eau et phytoremédiation : utilisation d'écotypes ligneux de ripisylves pour l'ingénierie végétale. Les presses agronomiques de Gembloux, Cop.

Ducic T. & Polle A. (2005). Transport and detoxification of manganese and copper in plants. Brazilian Journal of Plant Physiology, 17: 103-112.

Duguet F. (2005). Minéralisation de l’azote et du phosphore dans les sols organiques cultivés du sud-ouest du Québec. Mémoire de maîtrise. Département de sols et de génie agroalimentaire. FSAA. Université Laval. 89p.

Fageria N.K. (2016). The use of nutrients in crop plants. CRC Press. Boca Raton, FL.

Fageria N.K., He Z. & Baligar V.C. (2017). Phosphorus management in crop production. CRC Press. Boca Raton, FL.

Felix E., Tilley R. D., Felton G. & Flamino E. (2008). Biomass production of hybrid poplar (*Populus* sp.) grown on deep-trenched municipal biosolids. Ecological Engineering, 33: 8-14.

Feustel I.C. (1939). The acidic properties of peat and muck. Technical bulletin no 690. US Department of agriculture. Washington, D.C.

Finell M, & Nilsson C. (2005). Variations in ash content, pulp yield, and fibre properties of reed canary-grass, Industrial Crops and Products, 22: 157-167.

Flores R.A., Damin V., Mascarenhas Y.S., Maranhao D.D.C., Arruda E.M., Guimaraes H.O., Oliveira T.C., Belo A.P.M. & Faria T.C. (2017). Manganese accumulation and dry matter production of Guinea Grass (panicum maximum) after application of increasing doses of the Mn fertilizer. Australian Journal of Crop Science, 11: 63-70.

Forbes E.G.A., Easson D.L., Lyons G.A. & McRoberts W.C. (2014). Physico-chemical characteristics of eight different biomass fuels and comparison of combustion and emission results in a small scale multi-fuel boiler. Energy Conversion and Management, 87: 1162-1169.

Fournel S., Palacios J. H., Morissette R., Villeneuve J., Godbout S., Heitz M. & Savoie P. (2015). Influence of biomass properties on technical and environmental performance of a multi-fuel boiler during on-farm combustion of energy crops. Applied Energy, 141 : 247-259.

Fournel S. (2015). Combustion à la ferme de cultures énergétiques : influence de leurs propriétés physico-chimiques sur les émissions atmosphériques, prédiction de la composition des gaz et cadre de qualité de la biomasse agricole. Thèse de doctorat. Université de Sherbrooke, Québec.

Freeman C., Ostle N.J., Fenner N. & Kang H. (2004). A regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands. Soil Biology and Biochemistry, 36: 1663-1667.

Gasser M.-O., Dufour-L'Arrivée C., Grenier M. & Perron M.-H. (2013). Bandes végétatives de saule et de graminées en baissières pour réduire les charges polluantes diffuses et produire de la biomasse dédiée. Rapport final déposé au MAPPAQ-Programme de soutien à l'innovation en agroalimentaire, IRDA, Québec.

Rapport-Gratuit.com

Geisseler D. & Scow K. (2014). Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms – A review. Soil Biology and Biochemistry 75:54–63. DOI · 10.1016/j.soilbio.2014.03.023

Ghica A., Dragomir C. & Samfima I. (2012). *Phalaris Arundinacea* a further energetic species. Research Journal of Agricultural Science, 44: 4.

Girard C.M., Walter C., Rémy C.J., Berthelin J. & Morel L.J. (2011). Sols et environnement. 2e édition. Dunod.

Ghabbour E.A. & Davies G. (2001). Humic substances: structures, models and functions. Cambridge : Royal Society of Chemistry, c2001. p. 401.

Gobat M.J., Aragno M. & Matthey W. (2011). Le sol vivant. Bases de pédologie-Biologie des sols. 3é édition. Presses polytechniques et universitaires romandes.

Gondar D., Iglesias A., Lopez R., Fiol S., Antelo J. M. & Arce F. (2006). Copper binding by peat fulvic and humic acids extracted from two horizons of an ombrotrophic peat bog. Chemosphere, 63: 82-88.

Gorham E., Dean W.E. & Sanger J. E. 1983. The chemical composition of lakes in the north-Nova Scotia, Canada, p232-233. In Ecological impacts of acid precipitation. Proc. Int. Conf. SNSF Project.

Grenier V. (2014). Analyse de l'effet de la contamination du sol sur la croissance et la physiologie de 11 cultivars de Salix. Mémoire de maîtrise. Université de Montréal. Québec, Canada.

Grum H.A. (1992). A focus on peatlands and peat mosses. The University of Michigan Press.

Guertin S.P., Martel H. & Saucier B. (2013). Évaluation des besoins NPK des prairies d'alpiste roseau cultivées en Estrie pour la production de biomasse à des fins énergétiques. Rapport final présenté à laCoopérative Bioénergie Mégantic. Programme diversification et commercialisation en circuit court en région du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

Guggenberger G., Zech W. & Thomas R. J. (1995). Lignin and carbohydrate alteration in particle-size separates of an Oxisol under tropical pastures following native savanna. Soil Biology and Biochemistry, 27: 1629-1638.

Hale B., Evans L. & Lambert R. (2012). Effects of cement or lime on Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn mobility in field-contaminated and aged soils. Journal of Hazardous Materials, 199-200: 119-127.

Haling R., Simpson R., Delhaize E., Hocking P. & Richardson A. (2010). Effect of lime on root growth, morphology and the rhizosheath of cereal seedlings growing in an acid soil. Plant and Soil, 327: 199-212.

Havlin J.L, Tisdale S.L, Nelson W.L. & Beaton D. J. (2014). Soil fertility and fertilizers. An introduction to nutrient management. 8th edition. Pearson. Boston, MA.

Hayes D.J.M., Hayes M.H.B. & Leahy J.J. (2015). Analysis of the lignocellulosic components of peat samples with development of near infrared spectroscopy models for rapid quantitative predictions. Fuel, 150: 261-268.

Haynes R.J. & Naidu R. (1998). Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and physical conditions: a review. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 51: 123-137.

Hedhli M., Karam A., Jaouich A., Giasson P. & Parent L.E. (2010). Phytoremediation of dredged polluted sediments. PRE1268ACT: Conference Proceedings. Protection and Restoration of the Environment. 5-9 July 2010, Corfu. University of Ioannina, Greece. http://www.academia.edu/18666068/Phytoremediation_of_dredged_polluted_sediments

Hossner L.R. & Hons F.M. (1992). Reclamation of mine tailings. Dans: R. Lal & B.A. Stewart (eds) Soil restoration. Advances in Soil Science, volume 17. Spinger-Verlag New York Inc. pp. 311-350.

Huang M. P., Li Y. & Sumner M.E. (2012). Handbook of soil sciences. Resource management and environmental impacts. Second Edition. CRC Press.

Huat B.B.K., Prasad A., Asadi A. & Kazemian S. (2014). Geotechnics of organic soils and peat . CRC Press, Boca Raton, FL.

Huotari N., Sutela T. E., Kauppi A. & Kubin E. (2007). Fertilization ensures rapid formation of ground vegetation on cut-away peatlands, Canadian Journal of Forest Research, 37: 874-883.

Hutchison M. (1992). Vegetation management guideline: Reed canary grass (P*halaris arundinacea* L.). Natural Areas Journal, 2: 159.

Ibrahim M., Ahamadou B., Li M., Gong C., Cai P., Liang W. & Huang Q. (2010). Fractionation of copper and cadmium and their binding with soil organic matter in a contaminated soil amended with organic materials. Journal of Soils and Sediments, 10: 973-982.

Ingerslev M. (1996). Effects of liming and fertilization on growth, soil chemistry and soil water chemistry in a Norway spruce plantation on a nutrient-poor soil in Denmark. Forest Ecology and Management, 92: 55-66.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

INRA (2001). Acidité d'un sol. https://www6.nancy.inra.fr/bef/Vulgarisation/Acidification-dans-les-Vosges/Origines/Acidite-d-un-sol

Jenkins B.M., Baxter L.L., Miles J.T.R. & Miles T.R. (1998). Combustion properties of biomass. Fuel Processing Technology, 54: 17-46.

Jones J.M., Bridgeman T. G., Darvell L.I. Gudka B., Saddawi A. & Williams A. (2012). Combustion properties of torrefied willow compared with bituminous coals. Fuel Processing Technology, 101: 1-9.

Jones L.H.P. & Jarvis S.C. (1981). The fate of heavy metals. Dans D.J. Greenland & M.H.B. Hayes (eds), The chemistry of soil processes. John Wiley & Sons Ltd.

Joosten H. & Clarke D. (2002). Wise use of mires and peatlands-background and principles, including a framework for decisions-making. International Mire Conservation Group / International Peat Society, Jyväskylä.

Kabata-Pendias P. (2011). Trace Elements in Soils and Plants. Fourth Edition. CRC Press. Boca Raton, FL.

Kabata-Pendias A. & Mukherjee A.B. (2007). Trace elements from soil to human. Springer.

Kaila A. (1956). Determination of the degree of humification of peat samples, Journal of Scientific Agriculture Society (Finland), 28: 18-35.

Kajba D. & Andric I. (2014). Selection of willows (Salix sp.) for biomass production. South-East European Forestry, 5: 145-151. DOI: http://dx.doi.org/10.15177/seefor.14-14.

Kalisz B., Lachacz A. & Glazewski R. (2010). Transformation of some organic matter components in organic soils exposed to drainage. Turkish Journal for Agriculture and Forestry, 34: 245-256.

Karalić K., Lončarić Z., Popović B., Zebec V. & Kerovec D. (2013). Liming effect on soil heavy metals availability. Poljoprivreda, 19 : 59-64. https://hrcak.srce.hr/file/153352.

Karam A. (2008). Chemical properties of organic soils. Dans: M.R. Carter, E.G. Gregorich (eds) Soil sampling and methods of analysis. Second edition. Canadian Society of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 331-340.

Karam A., Côté C. & Parent L.É. (2003). Retention of copper in Cu-enriched organic soils. Dans: L.-É. Parent, P. Ilnicki, (eds) organic soils and peat materials for sustainable agriculture. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 137-150.

Karam A., Casséus L.M.C. & De Coninck A.S. (2006). Phytoaccumulation of seven heavy metals in sweet corn grown on a lead contaminated sandy soil. Proceedings of the 31st Annual meeting & conference of the Canadian land reclamation association (CLRA).August 20-23, 2006, Ottawa, Ontario. pp 727-736.

Karp A. (2014). Willow as a source of renewable fuels and diverse products. Forestry sciences 81. DOI 10,1007/978-94-007-7076-8_27.

Karp A., Hanley S.J., Trybush S.O., Macalpine W., Pei M. & Shield I. (2011). Genetic improvement of willow for bioenergy and biofuels. Journal of Integrative Plant Biology, 53: 151-165.

Karu H., Triisberg T., Pensa M., Rõõm E. I. & Portsmuth A. (2014). Carbon fluxes in forested bog margins along a human impact gradient: could vegetation structure be used as an indicator of peat carbon emissions? Wetlands Ecology and Management, 22: 399-417.

Kastyuchik A., Karam A. & Aider M. (2016). Effectiveness of alkaline amendments in acid mine drainage remediation. Environmental Technology & Innovation, 6: 49-59.

Kätterer T., Andrén O. & Pettersson R. (1998). Growth and nitrogen dynamics of reed canarygrass (Phalaris arundinacea L.) subjected to daily fertilization and irrigation in the field. Field Crops Research, 55: 153-164.

Keys A. (1992). L'extraction de la tourbe et l'environnement au Canada, Terres humides, Communication no 1992, Conseil nord-américain de conservation des terres humides (Canada).

http://nawcc,wetlandnetwork,ca/L'Extraction%20de%20la%20Tourbe%201992-3,pdf

Klavins M., Purmalis O. & Rodinov V. (2013). Peat humic acid properties and factors influencing their variability in a temperate bog ecosystem, Estonian Journal of Ecology, 62: 35-52.

Koenings J.P. (1976). In situ experiments on the dissolved and colloidal state of Fe in an acid bog lake. Limnology & Oceanography, 21: 674-683.

Kononova M.M. (2003). Soil Organic Matter. Its Nature, Its Role in Soil Formation and in Soil Fertility. 2nd Edition. Elsevier. Published: 1st January 1966. eBook ISBN: 9781483185682

Kopp R.F., Abrahamson L.P., White E.H., Nowak C.A., Zsuffa L. & Burns K F. (1996). Woodgrass spacing and fertilization effects on wood biomass production by a willow clone. Biomass and Bioenergy, 11: 451-457.

Krom M. D. & Sholkovitz E.R. (1978). On the association of Fe and Mn with organic matter in anoxic marine pore waters. Geochimica et Cosmochimica Acta, 42: 607-611.

Kukk L., Roostalu H., Suuster E., Rossner H., Shanskiy M. & Astover A. (2011). Reed canary grass biomass yield and energy use efficiency in Northern European pedoclimatic conditions. Biomass and Bioenergy, 35: 4407–4416.

Kuzovkina Y.A. & Volk T.A. (2009). The characterization of willow (*Salix L.*) varieties for use in ecological engineering applications: Co-ordination of structure, function and autecology. Ecological Engineering, 35: 1178-1189.

Labrecque M., Teodorescu T.I. & Daigle S. (1997). Biomass productivity and wood energy of *Salix* species after 2 years growth in SRIC fertilized with wastewater sludge. Biomass and Bioenergy, 12: 409-417.

Labrecque M. & Teodorescu T.I. (2001). Influence of plantation site and wastewater sludge fertilization on the performance and foliar nutrient status of two willow species grown under SRIC in southern Quebec (Canada). Forest Ecology and Management, 150: 223–239.

Labrecque M. & Teodorescu T.I. (2003). High biomass yield achieved by Salix clones in SRIC following two 3-year coppice rotations on abandoned farmland in southern Quebec, Canada. Biomass and Bioenergy, 25: 135-146.

Labrecque M. & Teodorescu T. I. (2005). Field performance and biomass production of 12 willow and poplars in short-rotation coppice in southern Québec (Canada), Biomass and Bioenergy, 29: 1-9.

Lafond R., Cauchon C. & Ducruc P.J. (1992). Pédologie forestière. Modulo.

Larsen S.U., Jorgensen U., Kjeldsen J.B. & Laerke P.E. (2016). Effect of fertilisation on biomass yield, ash and element uptake in SRC willow. Biomass and Bioenergy, 86: 120-128.

Laxen D.P.H. (1985). Trace metal adsorption /coprecipitation on hydrous ferric oxide under realistic conditions- The role of humic substances. Water Research, 19: 1229-1236.

Lease N., Goyette G., Hayart G., Lauzier R., Martel H., Naud D., Roy C., Ruel D. & Théberge L. (2009). Évaluation du potentiel de la filière des granules combustibles fabriqués à partir des cultures pérennes. Direction de l'agroenvironnement et du

développement durable. MAPAQ. Gouvernement du Québec. 54p. Numéro publication : 08-0174.

Lemus R. & Lal R. (2005). Bioenergy crops and carbon sequestration. Critical Review in Plant Sciences, 24: 1-21.

Lévesque M. & Dinel H. (1977). Fiber content, particle-size distribution and some related properties of four peat materials in Eastern Canada. Canadian Journal of Soil Science, 57: 187-195.

Lévesque M.P. & Mathur S.P. (1983a). Soil tests for copper, iron, manganese and zinc in histosols : 3. A comparison of eight extractants for measuring active and reserve forms of the elements. Soil Science, 145: 215-221.

Lévesque M.P. & Mathur S.P. (1983b). Effect of liming on yield and nutrient concentration of reed canarygrass grown in two peat soils. Canadian Journal of Soil Science, 63: 469-478.

Li W., Zhang M. & Shu H. (2005). Distribution and fractionation of copper in soils of apple orchards. Environmental Science and Pollution Research (international), 12:168-72.

Li W. & Johnson C.E. (2016). Relationships among pH, aluminum solubility and aluminum complexation with organic matter in acid forest soils of the Northeastern United States. Geoderma, 271: 234-242.

Loganathan P., Payn T. N., Mitchell A. D. & Tillman R. W. (1999). A sequential extraction method for the determination of dissolution of magnesium from fertilizers applied to Pumice soils. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 30: 199-211.

Lord A.R. (2015). Reed Canarygrass (Phalaris arundinacea) outperforms Miscanthus or willow on marginal soils, brownfield and non-agricultural sites for local, sustainable energy crop production. Biomass and Bioenergy, 78: 110-125.

Luo Y.M., & Christie P. (1998). Bioavailability of copper and zinc in soils treated with alkaline stabilized sewage sludges, Journal of Environmental Quality, 27: 335-342.

Ma Y., Rajkumar M., Luo Y. & Freitas H. (2013). Phytoextraction of heavy metal polluted soils using *Sedum plumbizincicolainoculated* with metal mobilizing *Phyllobacteriummyrsinacearum* RC6b. Chemosphere 93, 1386-1392.

MacLeod L.B., Halstead R.L. & Finn B.J. (1972). Effects of lime on extractable aluminum and other soil properties and on barley and alfalfa grown in pot tests. Canadian Journal of Soil Science, 47: 427-438.

Manna M., Swarup A., Wanjari R., Mishra B. & Shahi D. (2007). Long-term fertilization, manure and liming effects on soil organic matter and crop yields. Soil and Tillage Research, 94: 397-409.

Marron N. (2015). Agronomic and environmental effects of land application of residues in short-rotation tree plantations: A literature review. Biomass and Bioenergy, 81: 378-400.

Masuoka N. & Kubo I. (2004). Characterization of xanthine oxidase inhibition by anacardic acids. Biochimica et Biophysica Acta, 1688: 245-249.

Mataloni G., Gonzalez Garraza G. & Vinocur A. (2015). Landscape-driven environmental variability largely determines abiotic characteristics and phytoplankton patterns in peat bog pools (Tierra del Fuego, Argentina). Hydrobiologia, 746: 1-21.

Materechera, S.A. & Mkhabela T.S. (2002). The effectiveness of lime, chicken manure and leaf litter ash in ameliorating acidity in a soil previously under black wattle (Acacia mearnsii) plantation Bioresource Technology, 85: 9-16.

Martin P. J. & Stephens W. (2006). Willow growth in response to nutrients and moisture on a clay landfill cap soil. I. Growth and biomass production. Bioresource Technology, 97: 437-448.

Mathur S.P. & Lévesque M.P. (1983). Effect of liming on the yield, nutrition and copper status of potatoes, carrots and onions grown sequentially in two peat soils. Canadian Journal of Soil Science, 63: 229-244.

Mathur S.P. & Rayment A.F. (1977). Influence of trace element fertilization on the decomposition rate and phosphatase activity of a mesic fibrisol. Canadian Jounal of Soil Science, 57: 397-408.

McBride M.B. & Spiers G. (2001). Trace element content of selected fertilizers and dairy manures as determined by ICP-MS. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 32: 139-156.

McCauley A., Jones C. & Jacobsen J. (2009). Soil pH and organic matter. Nutrient management modules 8, #4449-8, Montana State University Extension Service, Bozeman, Montana.

Medunić G., Juranović Cindrić I., Lovrenčić Mikelić I., Tomašić N., Balen D., Oreščanin V., Kampić Š. & Ivković I. (2013). Copper and zinc fractionation in apple orchard soil in the village of Bukevje (Croatia) using the revised four-step BCR extraction procedure. Arhiv Za Higijenu Rada I Toksikologiju (engl. Archives of

Industrial Hygiene and Toxicology), 64: 531-538. doi: 10.2478/10004-1254-64-2013-2326.

Melissa A.W. (2010). *Phalaris arundinacea*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). http://www.fs.fed.us/database/feis/.

Meng P., Pei H., Hu W., Shao Y. & Li Z. (2014). How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. Bioresource Technology, 157: 316-326.

Millaleo R., Reyes-Diaz M., Ivanov A.G., Mora M.L. & Alberdi M. (2010). Manganese as essential and toxic element for plants transport, accumulation and resistance mechanisms. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 10: 470-481.

Mleczek M., Iwona R., Pawel R., Zygmunt K. & Piotr G. (2009). Accumulation of selected heavy metals by different genotypes of *Salix*. Environmental and Experimental Botany, 66: 289-296.

Morard P. (1995). Les cultures végétales hors sol. Publication Agricoles Agen.

Morel R. (1989). Les sols cultivés. Technique et documentation-Lavoisier, Paris.

Morris D.R., Gilbert R.A., Reicosky D.C. & Gesh R.W. (2004). Oxidation potentials of soil organic matter in Histosols under different tillage methods. Soil Science Society of America Journal, 68: 817-826.

Musil I. & Pavlíček V. (2002). Liming of forest soils: effectiveness of particles-size fractions. Journal of Forest Science, 48: 121-129.

Muylle H., Hulle V. S., Vliegher D. A., Baert J., Bockstaele V. E. & Ruiz R. I. (2015). Yield and energy balance of annual and perennial lignocellulosic crops for bio-refinery use: A 4-year field experiment in Belgium. European Journal of Agronomy, 63: 62-70.

Nabors M. (2008). Biologie végétale, Structures, fonctionnement, écologie et biotechnologies, PEARSON Education.

Nam I.-H., Roh S.-B., Park M.-J., Chon C.-M., Kim J.-G., Jeong S.-W., Song H. & Yoon M.-H. (2016). Immobilization of heavy metal contaminated mine wastes using Canavalia ensiformis extract. Catena, 136: 53-58.

Newsholme C. (1992). Willows: the genus salix. B. T. Batford Ltd., London.

Nyborg M. & Hoyt P. B. (1978). Effect of soil acidity and liming on mineralization of soil nitrogen. Canadian Journal of Soil Science, 58: 331-338.

Nziguheba G. & Smolders E. (2008). Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in Europeans countries. Science of the Total Environment, 390: 53-57.

Ohshiro M., Hossain M.D.A., Nakamura I., Akamine H., Tamaki M., Bhowmik P.C. & Nose A. (2016). Effects of soil types and fertilizers on growth, yield, and quality of edible *Amaranthus tricolor* lines in Okinawa, Japan. Plant Production Science, 19. http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/1343943X.2015.1128087.

OMAFRA (Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs). (2017). Management of organic soils. http://www.omafra.gov.on.ca/english/crops/facts/93-053.htm

Page K., Harbottle M.J., Cleall P.J. & Hutchings T.R. (2014). Heavy metal leaching and environmental risk from the use of compost-like output as an energy crop growth substrate. Science of the Total Environment, 487: 260-271.

Pakarinen P. (1995). Classification of boreal mires in Finland and Scandinavia: A review. Vegetatio, 118: 29-38.

Paradelo R., Virto I. & Chenu C. (2015). Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review Agriculture, Ecosystems and Environment, 202: 98-107.

Parent L.-É. (2001). Classification, pédogenèse et dégradation des sols organiques. Dans: S, Payette & L, Rochefort (eds) Écologie des tourbières du Québec-Labrador, Les presses de l'Université Laval. pp. 241-254.

Parent L.E. & Tremblay C. (2003). Soil acidity determination methods for organic soils and peat materials. Dans: L.-É. Parent, P. Ilnicki, (eds) organic soils and peat materials for sustainable agriculture. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 93-104.

Payette S. & Rochefort L. (2001). Écologie des tourbières du Québec-Labrador, Les presses de l'Université Laval.

Picchioni G.A., Valenzuela-Vazquez M. & Armenta-Sanchez S. (2001). Calcium-activated root growth and mineral nutrient accumulation of *Lupinus havardii* : Ecophysiological and horticultural significance. Journal of the American Society for Horticultural Science, 126: 631–637.

Pilu R., Manca A. & Landoni M. (2013). *Arundo donax* as an energy crop: pros and cons of the utilization of this perennial plant. Maydica Electronic Publication, 58: 54-59.

Plaster J.E. (2014). Soil Science & Management Sixth edition, Delmar Cengage Learning.

Poisa L. (2010). Content of heavy metals in the reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) in the first year of harvest. Scientific Journal of Riga Technical University, 5: 86-90.

Ponthieu M., Juillot F., Hiemstra T., van Riemsdijk W.H. & Benedetti M.F. (2006). Metal ion binding to iron oxides. Geochimica et Cosmochimica Acta, 70: 2679-2698.

Preston C., Axelson E, D., Lévesque M., Mathur P, S., Dinel H. & Dudley L., R., 1989. Carbon-13 NMR and chemical characterization of particle-size separates of peat differing in degree of decomposition, Organic Geochemistry, 14: 393-403.

Pucholt P., Sjödin P., Weih M. Rönnberg-Wästljung A.C. & Berlin S. (2015). Genome-wide transcriptional and physiological responses to drought stress in leaves and roots of two willow genotypes. BMC Plant Biology, 15:244. https://doi.org/10.1186/s12870-015-0665-4.

Pulford I.D. & Watson C. (2003). Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees-a review. Environment International, 29: 529-540.

Purbasari A., Samadhi T.W. & Bindar Y. (2017). Synthesis and characterization of bamboo ash based geopolymer cement. Journal of Computational and Theoretical Nanoscience 23: 5723-5725.

Purmalis O. & Klavins M. (2012). Formation and changes of humic acid properties during peat humification process within ombrotrophic bogs, Open Journal of Soil Science, 2: 100-110.

Puustjarvi V. & Robertson R.A. (1975). Physical and chemical properties. Dans: D.W. Robinson & J.G.D. Lamb (eds) Peat in horticulture, physical and chemical properties. Academic, London. pp. 23-38

Quaye K.A. & Volk A.T. (2013). Biomass production and soil nutrients in organic and inorganic fertilized willow biomass production systems. Biomass and Bioenergy, 57: 113-125.

Quezada-Hinojosa R., Föllmi K.B., Gillet F. & Matera V. (2015). Cadmium accumulation in six common plant species associated with soils containing high geogenic cadmium concentrations at Le Gurnigel, Swiss Jura Mountains. Catena, 124: 85-96.

Quinty F. & Rochefort L. (2003). Peatland restoration guide. Canadian Sphagnum Peat Moss Association.

Rancourt G.T. (2007). Influence de l'hydrologie, du substratum et de la restauration d'une tourbière abandonnée sur la croissance de la chicoutée. Mémoire de maîtrise. Université Laval. Québec, Canada.

Rapport-Gratuit.com

Rech T.D., Zanette F., Zanatta J.C., Nuernberg N.J. & Brandes D. (2012). Recommendation of soil fertility levels for willow in the southern high lands of Santa Catarina. Revista Brasileira de Ciência do Solo [Brazilian Journal of Soil Science], 36: 877-884.

Rico M.I., Alvarez J.M., Lopez-Valdivia L.M., Novillo J. & Obrador A. (2009). Manganese and zinc in acidic agricultural soils from central Spain: Distribution and phytoavailability prediction with chemical extraction tests. Soil Science, 174: 94-104.

Rinklebe J. (2016). Metal bioavailability in phoomdi-compost from Loktak lake (Ramsar site), Manipur, north-east India. Dans: J. Rinklebe, A.S. Knox & M. Paller (eds). Trace elements in waterlogged soils and sediments. CRC Press, Boca Raton.

Rippy J.F.M. & Nelson P.V. (2007). Cation exchange capacity and base saturation variation among Alberta, Canada, moss peats. HortScience, 42: 349-352.

Ritcey G.M. (1989). Tailings management. Problems and solutions in the mining industry, Process metallurgy. Elsevier, New York.

Ryu H.W., Moon H.S., Lee E.Y., Cho K.S. & Choi H. (2003). Leaching characteristics of heavy metals from sewage sludge by *Acidithiobacillus thiooxidans* MET. Journal of Environmental Quality, 32: 751-759.

Sahramaa M. & Jauhiainen L. (2003). Characterization of development and stem elongation of reed grass under northern conditions. Industrial Crops and Products, 18: 155-169.

Salazar M.J. & Pignata M.L. (2014). Lead accumulation in plants grown in polluted soils. Screening of native species for phytoremediation. Journal of Geochemical Exploration, 137: 29-36.

Schnitzer M. & Desjardins J.G. (1966). Oxygen-containing functional groups in organic soils and their relation to the degree of humification as determined by solubility in sodium pyrophosphate solution. Canadian Journal of Soil Science, 46: 237-243.

Schnitzer M. & Khan S.U. (1978). Soil organic matter. Elsevier. NY.

Stevenson F.J. (1994). Humus chemistry: genesis, composition, reactions. Second edition. John Wiley & Sons. NY.

Schön M. (2011). Impact of N fertilization on subsoil properties– Soil organic matter and aggregate stability. Master's Thesis in Environmental Science. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil and Environment, Uppsala, Suède. https://stud.epsilon.slu.se/3263/1/schon_m_110919.pdf

Shaul O. (2002). Magnesium transport and function in plants: the tip of the iceberg. BioMetals, 15: 309–-23.

Sheafter C.C., Marten G.C., Rabas D.L., Martin N.P. & Miller D.W. (1990). Reed canarygrass. Station bulletin 595-1990, Minnesota agricultural experiment station. WW-05533.http://pss.uvm.edu/pdpforage/Materials/ForageSelection/RCG_bulletin_UMinn_1990.pdf.

Shen J.P., Zhang L.M., Guo J.F., Ray J.L. & He J.Z. (2010). Impact of long-term fertilization practices on the abundance and composition of soil bacterial communities in Northeast China. Applied Soil Ecology, 46: 119-124.

Shen J., Li C., Mi G., Li L., Yuan L., Jiang R. & Zhang F. (2013). Maximizing root/rhizosphere efficiency to improve crop productivity and nutrient use efficiency in intensive agriculture of China. Journal of Experimental Botany, 64: 1181-1192.

Shield I.F., Barraclough T.J.P., Riche A. B. & Yates N. E. (2012). The yield response of the energy crops switchgrass and reed canary grass to fertilizer applications when grown on a low productivity sandy soil. Biomass and Bioenergy, 42: 86-96.

Shuman L., M., 1991. Chemical forms of micronutrients. Dans: J.J. Mortvedt, F.R. Cox, L.M. Shuman & R.M. Welch (eds) Micronutrients in agriculture, 2nd ed., Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin. pp. 113-144.

Šiaudinis G., Karčauskienė D & Šlepetienė A. (2014). The impact of lime and nitrogen fertilization on cocksfoot and reed canary grass productivity in Albeluvisol and energy evaluation of their cultivation technology. Zemdirbyste-Agriculture, 101: 403-410.

Sparks D. 2003. Environmental soil chemistry. 2e edition. Academic Press, NY.

Soltner D. (2011). Les bases de la production végétale Tome 1 Le sol et son amélioration. 25e édition. Sciences et techniques agricoles. Renaud-Bray.

Stolarski M.J., Krzyżaniak M., Szczukowski S. & Tworkowski J. (2013a). Willow biomass as a feedstock for gasification. Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering. http://www.pimr.poznan.pl/biul/2013_1_35SKST.pdf

Stolarski M. J., Szczukowski S., Tworkowski J. & Klasa A. (2013b) Yield energy parameters and chemical composition of short-rotation willow biomass, Industrial Crops and Products, 46: 60-65.

Strašil Z. (2012). Evaluation of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) grown for energy use. Research in Agricultural Engineering, 58: 119-130.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Svensson G. (1988). Bog development and environmental conditions as shown by the stratigraphy of store mosse mire in southern Sweden. Boreas, 17: 89-111.

Système canadien de classification des sols (SCCS). 2002. Troisième édition. Publication 1646. CNRC-NRC. Presses scientifiques du CNRC. Ottawa.

Syrovetnik K., Malmström M.E. & Neretnieks I. (2007). Accumulation of heavy metals in the Oostriku peat bog, Estonia: determination of binding processes by means of sequential leaching. Environmental Pollution, 147: 291-300.

Szajdak L.W., Styła K., Gaca W., Meysner T., Szczepań ski M. & Nowak J.S. (2013). Biochemical and chemical properties of commercial growing media, fen and raised bog. ProEnvironment, 6: 247-253.

Tahvanainen L. & Rytkönen V.-M., (1999). Biomass production of *Salix viminalis* in southern Finland and the effect of soil properties and climate conditions on its production and survival. Biomass and Bioenergy, 16: 103-117.

Tan K.H. (1998). Principles of soil chemistry, Third Edition, CRC Press, Boca Raton, FL.

Tang C., Rengel Z., Abrecht D. & Tennant D. (2002). Aluminium-tolerant wheat uses more water and yields higher than aluminium-sensitive one on a sandy soil with subsurface acidity. Field Crops Research, 78: 93-103.

Tanoi K. & Kobayashi N.I. (2015). Leaf senescence by magnesium deficiency. Plants, 4: 756-772.

Tarnocai C., Kettles I.M. & Lacelle B. (2000). Peatlands of Canada. Geological Survey of Canada, Open File 3484, scale 1: 6 500 000. Ottawa, Ontario, Canada.

Teuchies J., Jacobs S., Oosterlee L., Bervoets L. & Meire P. (2013). Role of plants in metal cycling in a tidal wetland: Implications for phytoremediation. Science of the Total Environment 445-446: 146-154.

Tessier A., Campbell P.G.C. & Bisson M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particular trace metals, Analytical Chemistry, 51: 844-851.

Theander O. (1954). Studies on *Sphagnum* peat. III. A quantititave study on the carbohydrate constituents of sphagnum mosses and sphagnum peat. Acta Chemica Scandinavica, 8: 989-1000.

Thormann M.N. & Rice A.V. (2007). Fungi in peatlands. Fungal Diversity, 24: 241-299.

Timmer V.R. (1985). Response of a hybrid poplar clone to soil acidification and liming. Canadian Journal of Soil Science, 65: 727-735.

Trehan S. P. & Sekhon G. S. (1977). Effect of clay, organic matter and $CaCO_3$ content on Zn adsorption by soils. Plant and Soil, 46: 329-336.

Vaillancourt N., Parent L.E., Buteau P., Parent V. & Karam A. (1999). Sorption of ammonia and release of humic substances as related to selected peat properties. Canadian Journal of Soil Science, 79:311-315.

Valladares G.S., Pereira M.G, Anjos L.H.C., Benites V. M., Ebeling A.G. &

Mouta R.O. (2007). Humic substance fractions and attributes of Histosols and related high-organic-matter soils from Brazil. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 38: 763-777.

van Lierop W. (1990). Soil pH and lime requirement determination. Dans: R.L. Westerman (ed) Soil testing and plant analysis. 3rd edition. Soil Science Society of America Book series, no. 3. Madisobn, WI. pp. 73-126.

Vanbeveren S.P.P., Gebauer R., Plichta R., Volarík D. & Ceulemans R. (2016). Nutrients and energy in proleptic branches and leaves of poplar under a short-rotation coppice. Biomass and Bioenergy, 85: 271-277.

Vialykh E.A., Ilarionov S.A., Abdelrahman H.M. & Vialykh I.A. (2014). Changes in amino acids content of humic acids sequentially extracted from peat and sod-Podzolic soil. Canadian Journal of Soil Science, 94: 575-583.

von Uexkull H. R. (1986). Efficient fertilizer use in acid upland soils of the humid tropics. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Wachendorf C. (2015). Effects of liming and mineral N on initial decomposition of soil organic matter and post harvest root residues of poplar. Geoderma, 259-260: 243-250.

Wahsha, M., Bini C., Argese E., Fabiola M., Fontana S. & Wahsheh H. (2012). Heavy metals accumulation in willows growing on Spolic Technosols from the abandoned Imperina Valley mine in Italy. Journal of Geochemical Exploration, 123: 19-24.

Walle V., I., Camp V. N., Casteele V. L., Verheyyen K., & Lemeur R. (2007). Short-rotation forestry of birch, maple, poplar, and willow in Flanders (Belgium) I- Biomass production after 4 years of tree growth, Biomass and Bioenergy, 31: 267-275.

Warner B.G. & Rubec C.D.A. (1997). Système de classification des terres humides au Canada. 2e édition. Groupe de travail national sur les terres humides. Centre de recherche sur les terres humides. Université de Waterloo, Waterloo, Ontario. Canada.

Wilkinson S.R., Welch R.M., Mayland H.F. & Grunes D.L. (1990). Magnesium in plants: uptake, distribution, function, and utilization by man and animals. Dans: H. Sigel & A. Sigel (eds) Metal ions in biological systems. Volume 26. Compendium on magnesium and its role in biology, nutrition, and physiology. Marcel Dekker, In.c, NY, pp. 34-56.

William L.H. & Richard B.H. (2015). Biomass fly ash as foliar fertilizer for hybrid aspen trees: nutrient uptake, growth response, and compatibility with nitrogen fertilizer. Journal of Plant Nutrition, 38: 647–662.

Wrobel C., Coulman B.E. & Smith D.L. (2009). The potential use of reed canarygrass (Phalaris arundinacea L.) as a biofuel crop. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil and Plant Science, 59: 1-18.

Wu J. & Luther G. W. (1995). Complexation of Fe (III) by natural organic ligands in the Northwest Atlantic ocean by a competitive ligand equilibration method and a kinetic approach. Marine Chemistry, 50: 159-177.

Yan Y., Gao J., Wu J. & Li B. (2014). Effects of inorganic and organic acids on heavy metals leaching in contaminated sediment. Dans: Sui W. Sun Y. & Wang C. (eds) An interdisciplinary response to mine water challenges. China University of Mining and Technology Press, Xuzhou, pp. 406-410.

Yang J.Y., Yang X.E., He Z.L., Li T.Q., Shentu J.L. & Stoffella P.J. (2006). Effects of pH, organic acids, and inorganic ions on lead desorption from soils. Environmental Pollution, 143: 9-15.

Yatrabi A. & Nejmeddine A. (2000). Fractionnement et mobilité des métaux lourds dans un sol en amont des eaux usées de tanneries. Revue des sciences de l'eau, 13 : 203-349. URI http://id.erudit.org/iderudit/70539ar.

Yarlagadda P. Matsumoto M., VanBenschoten J. & Kathuria A. (1995). Characteristics of heavy metals in contaminated soils. Journal of Environmental Engineering,121: 276-286.

Yonebayashi K., Pechayapisit J., Vijarnsorn P., Zahari A. B. & Kyuma K. (1994). Chemical alterations of tropical Peat soils determined by Waksman's proximate analysis and properties of humic acids. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 40: 435-444.

Yousaf M., Li J., Lu J., Ren T., Cong R., Fahad S. & Li X. (2017). Effects of fertilization on crop production and nutrient-supplying capacity under rice-oilseed rape rotation system. Scientific Reports, 7: 1270. doi: 10.1038/s41598-017-01412-0. http://www.nature.com/articles/s41598-017-01412-0

Zaccone C., Cocozza C., D'Orazio V., Plaza C., Cheburkin A. & Mianoa T.T.M. (2007). Influence of extractant on quality and trace elements content of peat humic acids. Talanta, 73: 820–830.

Zaccone C., Rein G., D'Orazio V., Hadden R.M., Belcher C.M. & Miano T.M. (2014). Smouldering fire signatures in peat and their implications for palaeoenvironmental reconstructions. Geochimica et Cosmochimica Acta, 137: 134-146.

Zhang X., Dong W., Dai X., Schaeffer S., Yang F., Radosevich M., Xu L., Liu X.,. & Sun X. (2015). Responses of absolute and specific soil enzyme activities to long term additions of organic and mineral fertilizer. Science of the Total Environment, 536: 59-67.

Zhang M., He Z., Calvert D. V., Stoffella P. J. &, Jiang X. (2003). Surface runoff losses of copper and zinc in sandy soils. Journal of Environemental Quality, 32: 909-915.

Zhenglei X., Sun Z., Zhang H. & Zhai J. (2014). Contamination assessment of arsenic and heavy metals in typical abandoned estuary wetland- A case study of the Yellow River Delta Natural Reserve. Environmenral Monitoring and Assessment, 186:7211-7232.

Zinati G.M., Li Y. & Bryan H.H. (2001). Accumulation and fractionation of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils amended with composts. Journal of Environmental Science and Health, part B., 36: 229-243.

Zoltan C. (2010). The factors influencing the buffering capacity of soils and their importance in horticultural cultivation. Ph.D. thesis. Corvium University of Budapest.