Valorisation de biodéchets pour la restauration de sites dégradés de Nouvelle-Calédonie

Prescilia Velayoudon

▶ **To cite this version:**

Prescilia Velayoudon. Valorisation de biodéchets pour la restauration de sites dégradés de Nouvelle-Calédonie. Ingénierie de l'environnement. Université de la Nouvelle-Calédonie, 2015. Français. NNT : 2015NCAL0004 . tel-02942519

HAL Id: tel-02942519
https://unc.hal.science/tel-02942519

Submitted on 18 Sep 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Ecole Doctorale : Milieux Insulaire Ultra-Marins (Université de la Nouvelle-Calédonie)

Thèse

Présentée par

VELAYOUDON Prescilia

Pour obtenir le grade de

Docteur ès Sciences de l'Université de la Nouvelle-Calédonie

Valorisation de biodéchets pour la restauration de sites dégradés de Nouvelle-Calédonie

Thèse dirigée par GUIRESSE Maritxu et co-dirigée par PAGAND Pascal.

Soutenue publiquement le 20/02/2015 devant le jury composé de :

Mr Thierry GAUQUELIN, Professeur, Université d'Aix-Marseille	Rapporteur
Mr Louis TREMBLAY, PhD, University of Auckland	Rapporteur
Mr Hamid AMIR, Professeur, Université de la Nouvelle-Calédonie	Examinateur
Mme Maritxu GUIRESSE, Professeur, INP Toulouse	Directrice
Mr Pascal PAGAND, MCF, Université de la Nouvelle-Calédonie	Co-directeur

Avant-propos

Ces travaux de recherche de thèse débutent en 2008 avec le stage de fin d'étude que je réalise à la calédonienne des eaux. Cette entreprise a été créée en 1989 suite à la décision de la ville de Nouméa de déléguer son service de l'eau et de l'assainissement à un privé. Ainsi, la CDE possède l'affermage pour les stations d'épuration de Nouméa et du grand-Nouméa. De ce fait, le sujet de stage concernait l'utilisation des boues d'épuration pour des essais de revégétalisation de sites dégradés.

Ensuite, le thème étant d'actualité et très intéressant pour le devenir de ce biodéchet en Nouvelle-Calédonie, en février 2009 je débute une thèse à l'Université de la Nouvelle-Calédonie au sein du laboratoire LIVE (Laboratoire Insulaire du Vivant et de l'Environnement) avec comme objectif d'approfondir mes résultats sur la valorisation de ces boues d'épuration en tant que fertilisant organique dans les sols.

Cette thèse est une thèse double sceaux entre l'Université de la Nouvelle-Calédonie et l'Institut National Polytechnique de Toulouse, sous la direction du professeur Maritxu Guiresse (Ecolab Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse) et codirigé par le maître de conférence Pascal Pagand (Live-Université de Nouvelle-Calédonie).

Ce projet n'aurait pas pu voir le jour sans le soutien financier de la province Sud qui m'a octroyé en 2009 un Prix d'Encouragement à la Recherche pour 3 ans. La CDE a également soutenue le projet en apportant son aide financière et matériel pour les expérimentations.

Début 2012, ayant l'opportunité d'accéder à un emploi intéressant et s'inscrivant dans la continuité de la thèse, j'ai décidé d'accepter un poste à la province Sud, Direction du Développement Rural (DDR). C'est donc en tant que salariée que j'ai finalisé l'analyse des derniers résultats et la rédaction du manuscrit.

Pour ce faire, j'ai eu la chance d'avoir un énorme soutien moral de Maritxu Guiresse, Pascal Pagand, ma famille ainsi que mes collègues car faire coïncider vie professionnelle, vie personnelle et la rédaction de ma thèse, cela n'a pas toujours été facile !

Grace à la participation de chacun, ce travail a pu aboutir à de nombreux résultats qui sont ou seront valorisés. A ce jour, on compte un article accepté et trois communications à des conférences nationales et internationales.

Publication:

Velayoudon P., Pagand P., Winterton P. and Guiresse M., 2014. Sewage sludge application for spontaneous plant restoration of New Caledonian ferralsol. Soil Research : 52, 76-86.

Communications :

Pagand P., Velayoudon P. 2010. Biosolids Application for Passive Vegetalisation of a Lateritic Soil Previsouly Used for Pine Production. In : conference « Residuals and Biosolids 2010 : Leveraging Biosolids in the Energy-Climate Era ». Eds : Water Environment Federation. 23-26 May, Savannah, Georgia, USA.

Velayoudon P., Pagand P., Waneisi E. and Guiresse M. Biosolids application for revegetalization of an abandoned nickel mine from New Caledonia . In : conference 19th World Congress of Soil Science. Eds : International Union of Soil Sciences . 1-6 august, Brisbane, Australia.

Velayoudon P., Pagand P., NZ Lant Treatment Collective Annual Conference » organisée par Scion en Mars 2011 à Palmerston North, Nouvelle-Zélande.

Remerciements

En tout premier lieu, je tiens à remercier Maritxu Guiresse et Pascal Pagand pour leur super encadrement tout au long de ma thèse et pour tout le soutien qu'ils m'ont apporté à travers les corrections, les échanges mail ou lors des visioconférences. Maritxu et Pascal, merci beaucoup.

Je suis honorée que Thierry Gauquelin et Louis Tremblay aient accepté d'être rapporteurs de ma thèse et les en remercie vivement.

C'est avec grand plaisir que je remercie Hamid Amir pour sa participation au jury mais aussi pour m'avoir accepté dans son laboratoire.

Je souhaite aussi remercier, toute l'équipe du LIVE et du PPME pour leur disponibilité, leurs conseils et, plus globalement toute l'aide apportée en laboratoire. Je tiens également à remercier, le personnel administratif et l'école doctorale de l'Université de Nouvelle-Calédonie.

Je tiens également à remercier les nombreux stagiaires qui se sont succédé durant ces années de recherche et particulièrement ceux dont j'ai pu suivre le travail tel Coralie Berthoux, Francois Lecorre, Marine Martinez et Kento Nagawa. Je tiens également a remercier Tom Heinz pour son travail de stage.

Je remercie tous les amis et collègues qui m'ont soutenu durant ces années de recherche et surtout cette année de rédaction.

Un grand merci également à tous les partenaires locaux, qui de près ou de loin ont œuvré à la réalisation de ce projet. Je remercierais ici, l'IAC et la Siras Pacifique pour leur aide lors de la mise en place de certains protocoles, ainsi que la province Sud et la CDE pour leur aide financière.

Je remercie mon entourage proche pour leur soutien et leur attention, qui m'ont beaucoup aidé durant ces années.

Un merci spéciale à mes deux relectrices, Anne et Marina, sans qui ce manuscrit aurait encore quelques coquilles d'orthographe.

Enfin, je tiens à remercier quelques personnes en particulier car sans elle je ne serais pas là aujourd'hui.

Ces personnes sont tout d'abord, mes parents que je remercie de tout cœur pour tout ce qu'ils ont fait pour moi et sans qui rien n'aurait été possible. Merci pour les valeurs de respects, d'humilité, de partage et de courage que vous m'avez inculquées. Mon devenir actuel je vous le dois.

Ensuite, je tiens à remercier mon petit frère qui a contribué à la réalisation de ce projet. Merci pour ton aide et surtout tes encouragements.

Le meilleur pour la fin, je souhaite remercier mon chéri, Rémi, qui est devenu en 2014 mon mari, car il n'a pas cessé de m'encourager et de me soutenir durant ces dures années. Ce travail n'aurait pas été possible sans ton soutien moral mais aussi ta compréhension et compassion lors de mes visioconférences régulières et tardives le soir !

A vous 4, un énorme merci pour tout et surtout pour avoir supporté ma mauvaise humeur tout au long de ces années...

Sigles et acronymes

ACP = Analyse en Composante Principale
AFC = Analyse Factorielle des Correspondances
AMF = Arbuscular Mycorrhizal Fungi (champignon mycorhizien à arbuscules)
BTP = Bâtiment et Travaux Publics
CDE = Calédonienne Des Eaux
CEC = Capacité d'Echange Cationique
CNRT = Centre National de Recherche et Technologique
CPCS = Commission de Pédologie et de Cartographie des Sols
DAVAR = Direction des Affaires Vétérinaires, Alimentaires et Rurales
DDR = Direction du Développement Rural
DENV = Direction de l'Environnent
DRN = Direction des Ressources Naturelles (désormais appelée DDR)
ETM = Eléments Traces Métalliques
FAO = Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (Food Agriculture Association)
ICP-MS = Spectromètre de masse couplée à un plasma
INP = Institut National Polytechnique
IRD = Institut de Recherche pour le Développement
ISEE = Institut de la Statistique et des Etudes Economiques
ISO = Organisation internationale de normalisation
JORF = Journal Officiel République Française
Kj = Kjeldahl
KNS = Koniambo Nickel SAS
LIVE = Laboratoire Insulaire du Vivant
MS = Matière Sèche
ORSTOM = Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer
PPME = Pole Pluridisciplinaire de la Matière et de l'Environnement
RPF = Référentiel Pédologique Français
SAA = Spectromètre d'Absorption Atomique
SLN = Société Le Nickel
STEP = Station d'épuration
UNC = Université de la Nouvelle-Calédonie
UNESCO = Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture
USA = United States of America
USDA = Département de l'Agriculture des Etats-Unis

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION GENERALE 15
Chapitre 1. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE 21
1.1. Les boues d'épuration 21
1.1.1. Actions sur le sol 21
1.1.2. Utilisation en production végétale 22
1.1.3. Utilisation en restauration 25
1.2. Les fientes de poules 29
1.2.1. Actions sur le sol et l'atmosphère 30
1.2.2. Utilisation en production végétale 31
1.2.3. Utilisation en restauration des sols 31
1.3. Les scories 33
1.4. Les sols 35
1.4.1. Les roches ultramafiques 35
1.4.2. Les roches ultramafiques en Nouvelle-Calédonie 35
1.4.3. Les sols sur roches ultramafiques 37
1.5. La revégétalisation 40
1.5.1. Bénéfices de la revégétalisation 41
1.5.2. Évolution des techniques de revégétalisation 41
1.6. Les espèces végétales 43
Chapitre 2. Matériel et Méthode 49
2.1. Boues de STEP 50
2.2. Les fientes de poules 51
2.3. Les scories 52
2.1. Les sites expérimentaux 53
2.1.1. Site de l'ancienne pinède (FDS) 54
2.1.2. Site de la mine orpheline (La coulée) 55
2.1.3. Site de la verse à scorie (SLN, Doniambo) 55
2.2. Les caractéristiques climatiques 56
2.3. Échantillonnage 58
2.3.1. Les sols des expérimentations 1 et 2 58
2.3.2. Les végétaux 58
2.3.3. Analyses chimiques 58
2.3.4. Analyses statistiques 61
Chapitre 3. Etude de la végétalisation spontanée 65
3.1. L'article : Sewage sludge application for spontaneous plant restoration of a New Caledonian Ferralsol (Soil Research, 2014, 52, 76-86) 65
3.1.1. Abstract. 65
3.1.2. Introduction 66
3.1.3. Materials and methods 67
3.1.4. Results 71
3.1.5. Discussion 81

3.1.6. Conclusions 84
3.2. Modèle de croissance 85
3.2.1. Relation entre les hauteurs moyennes et les durées de croissance 85
3.2.2. Relation entre les hauteurs et les diamètres 86
3.2.3. Le modèle allométrique d'Arias et al. (2011) 86
3.3. Effets sur la composition globale des sols 87
3.3.1. Densité apparente des sols 88
3.3.2. Granulométrie des sols 88
3.3.3. Les pH des sols 88
3.3.4. Fractions hydrosolubles des éléments biogènes après extraction à l'eau 89
3.3.5. Effets sur la fraction échangeable et biodisponible en Ni, Fe et Cr dans le sol 91
3.3.6. Effets sur les spores de mycorhizes 94
3.4. Conclusion 95
Chapitre 4. Etude de la végétalisation d'un site minier orphelin 101
4.1. Conditions expérimentales 103
4.2. La mortalité 111
4.3. Effets sur la croissance 113
4.4. Effets sur l'azote et le phosphore dans les végétaux 125
4.5. Effets sur les macro et micro éléments dans les plantes 128
4.6. Effets sur le sol 132
4.7. Conclusion 135
Chapitre 5. Etude de l'effet des boues d'épuration sur les scories 139
5.1. Etude préliminaire à l'échelle du laboratoire 140
5.1.1. Mise en place du protocole expérimental 140
190 cm de scories 142
5.1.2. Résultats de l'étude en laboratoire 144
5.1.3. Bilan de l'étude préliminaire 154
5.2. Etude in situ sur le site de la SLN 155
5.2.1. Dispositif expérimental 155
5.2.2. Caractéristiques physico-chimiques des boues et des scories 159
5.2.3. Effet sur la mortalité des ligneux 159
5.2.4. Effets sur le développement des graminées 160
5.2.5. Effets sur la croissance des ligneux 163
5.3. Effets sur les variables biologiques des plants de ligneux après 1 an. 166
5.4. Effets sur les teneurs et quantités en phosphore et azote absorbés par les plantes 169
5.5. Effets sur les autres éléments absorbés par les plantes 174
Chapitre 6. Synthèse et comparaison des résultats obtenus sur les différents sites expérimentaux 181
6.1. Les sols 181
6.2. Macro et micro éléments métalliques dans les végétaux 183
6.2.1. L'aluminium et le magnésium 184
6.2.2. Le chrome en fonction du fer 186
6.2.3. Le nickel en fonction du fer 188

6.2.4. Le nickel en fonction du chrome 189
6.3. Croissance 191
6.4. Biomasse 192
6.5. N, P et K apportés par les biodéchets 194
6.6. Coefficient apparent d'utilisation de l'azote et du phosphore (CAU_N et CAU_P) 195
6.7. Ratio N/P dans la biomasse aérienne totale 197
6.8. Ratio Ca/Mg (poids/poids) dans la biomasse aérienne totale 199
6.9. Conclusion - Discussion 200
Conclusion générale 203
Références bibliographiques 207
Liste des tableaux 225
Liste des figures 229

INTRODUCTION GENERALE

Depuis ces dernières années, la protection de l'environnement est une préoccupation majeure des pays industrialisés dont la Nouvelle-Calédonie. Ainsi, la gestion des déchets calédoniens est devenue une inquiétude grandissante pour les collectivités et habitants de cette île. Les boues de station d'épuration font partie des déchets organiques dont la gestion pose actuellement problème sur le territoire et leur valorisation représente un enjeu important pour le développement durable des sociétés. En effet, le nombre de station d'épuration augmente, entraînant un volume de boues d'épuration de plus en plus important mais dont l'exutoire n'est pas encore trouvé. Par dérogation, du fait de la siccité inférieure à 30%, les boues d'épuration sont enfouies dans un centre d'enfouissement technique mais cette situation ne peut perdurer car l'enfouissement de déchets non ultimes en décharge, n'est pas soutenable sur le long terme.

Les boues d'épuration ne constituent pas le seul déchet organique du pays. En effet, il existe en Nouvelle-Calédonie des élevages avicoles qui produisent également un déchet, de type fiente ou litière. Ce déchet, n'étant pas valorisé, il a été introduit, depuis quelques années, dans les techniques culturales de revégétalisation des sites miniers, dans le but d'améliorer les conditions physiques du substrat ainsi que les contraintes chimiques.

Effectivement, l'histoire géologique de la Nouvelle-Calédonie est complexe et contrairement à la majeure partie des îles du pacifique, qui sont souvent les témoins d'un volcanisme récent, la Nouvelle-Calédonie doit son existence à la dérive des continents. Ainsi, 40% de la Grande Terre est recouverte d'un feuillet de roches ultrabasiques, qui, par l'érosion et l'altération, donne naissance à des terrains miniers exceptionnellement riches en métaux lourds (tels que chrome, nickel, cobalt et manganèse), et particulièrement pauvres en éléments nutritifs (phosphore, azote et potassium) et en matière organique. De ce fait, ces terres sont propices à l'exploitation minière et représente la ressource principale de ce territoire. L'exploitation minière a donc un effet positif sur l'économie du pays mais a un effet négatif sur l'environnement de cette île. En effet il en résulte une forte dégradation des terrains et des sols qui continuent à s'éroder avec des conséquences écologiques difficilement maîtrisables en aval de ces installations minières. L'installation végétale étant extrêmement lente voire inexistante, ces sites doivent être revégétalisés après leur exploitation pour éviter toute érosion.

L'exploitation minière en Nouvelle-Calédonie, ne se limite pas à l'extraction du minerai brut. Des installations industrielles permettent de produire du nickel sur le territoire selon des processus technologiques. Deux usines (SLN et KNS) utilisent des procédés pyro-métallurgiques qui favorisent la formation d'un déchet industriel stérile nommé scories. Il s'agit d'un résidu de minerais en fusion qui, après refroidissement, forment des granulats vitrifiés et purement minéral (totalement dépourvu de matière organique). Ces résidus peuvent être utilisés comme remblais ou dans l'industrie du béton. Toutefois, face à la forte production, ces scories sont généralement stockées sous forme de terril dont l'accumulation des dépôts constitue une problématique croissante pour la Nouvelle-Calédonie et

particulièrement pour la ville de Nouméa. Ainsi, outre les verses de stériles des sites miniers en fin d'activité, les verses à scories font également partie des substrats à revégétaliser.

Ce manuscrit a pour vocation de répondre à ces deux enjeux majeurs, d'une part les sols dépourvus de végétation, faiblement chargés en nutriments et en matière organique et d'autre part, la valorisation des déchets organiques. L'hypothèse de départ est que l'ajout de biodéchets dans ces sols très peu fertiles pourrait constituer un débouché à la fois pour remédier à l'érosion des sols par l'amélioration de la croissance végétale et valoriser ces biodéchets. Pour essayer de trouver une solution pérenne et respectueuse de l'environnement, cette valorisation pose de nombreuses questions qui nécessitent des travaux expérimentaux.

D'après la réglementation, les boues d'épuration ne peuvent être épandues si les teneurs en éléments traces métallique dans les sols dépassent certains seuils tels que Cr = 150 $mg.kg^{-1}$ MS, Cu = 100 $mg.kg^{-1}$ MS, et Ni = 50 $mg.kg^{-1}$. Or les sols des sites expérimentaux que nous avons étudiés ont des teneurs en Cr et Ni bien plus importantes que ces valeurs seuils imposées par la réglementation. Ainsi, en Nouvelle-Calédonie, pour pouvoir épandre ces boues d'épuration sur les sols dont les teneurs en ETM sont fortes (Cr = 68 000$mg.kg^{-1}$; Ni = 1 300$mg.kg^{-1}$), il est indispensable de faire des études préliminaires pour montrer que ces teneurs totales ne sont pas représentatives d'un risque réel de biodisponibilité de ces métaux dans les milieux.

De plus, les boues ne doivent pas être épandues sur des sols dont le pH avant épandage est inférieur à 6, sauf lorsque les trois conditions suivantes sont simultanément remplies :

- Le pH est supérieur à 5 ;
- Les boues ont reçu un traitement à la chaux ;
- Le flux cumulé maximum des éléments apportés aux sols est inférieur aux valeurs du tableau 3 de l'annexe 1 (JORF, 1998).

L'apport de boue de station d'épuration sur ces sols de Nouvelle-Calédonie est une première dans le domaine de la recherche, de même que la valorisation des boues d'épuration pour restaurer les sites miniers dégradés par l'extraction du nickel. A l'exception de quelques mémoires d'étudiants, aucun travail n'a été publié sur l'apport de boues d'épuration comme fertilisant organique pour la revégétalisation des sites démantelés de ce territoire.

Dans le premier chapitre, il sera tout d'abord réalisé une revue détaillée de nos connaissances actuelles sur les utilisations des boues d'épuration dans le monde avec un focus sur les utilisations dans le domaine de la sylviculture et des sites dégradés. Les effets de ces apports sur les végétaux et les sols, mentionnés dans la littérature, seront présentés. Ensuite, une synthèse bibliographique sera faite sur la valorisation des fientes de poules ainsi que sur l'utilisation des scories. Enfin, un état de l'art sera réalisé sur les sols calédoniens et la revégétalisation.

Le deuxième chapitre présentera les matériels et méthodes des différentes expérimentations qui ont été réalisées et suivies pendant ces travaux de thèse. Toutefois les protocoles expérimentaux de chaque site seront détaillés dans leurs chapitres respectifs.

Dans un troisième chapitre, nous analyserons l'effet de l'apport de différentes doses de boues d'épuration comme amendement organique sur une ancienne zone sylvicole. L'attention sera portée sur les croissances végétales et les modifications du sol. Ce chapitre sera consacré aux résultats de la 1ère expérimentation.

Le quatrième chapitre sera consacré à la comparaison entre boues d'épuration et fientes de poules sur les croissances de végétaux plantés sur une mine orpheline. Ce sont les résultats de la 2ème expérimentation qui seront détaillés dans ce chapitre.

Dans un cinquième chapitre, les résultats présentés porteront sur la 3ème expérimentation : nous nous attacherons à mettre en évidence le résultat d'un apport de boue d'épuration sur une verse à scorie avec plantation de différentes espèces végétales.

Enfin, le sixième chapitre sera consacré aux conclusions faites suite à l'apport de ces biodéchets sur les différents types de sol ou pseudo-sols.

CHAPITRE I

Synthèse Bibliographique

CHAPITRE 1. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1. Les boues d'épuration

La recherche de nouvelles destinées pour les boues d'épuration est toujours d'actualité tant l'élimination en mer est interdite depuis le 31/12/1998 (directive européenne n° 91/271/CEE du 21 mai 1991) et les voies de stockage dans les zones d'enfouissement technique ne sont possibles que pour des boues d'épuration avec une siccité de 30% (arrêté du 9/09/97 modifié le 19/01/06). Les coûts techniques et économiques permettant d'atteindre une siccité de 30% (condition d'admissibilité dans les centres d'enfouissement) sont relativement importants. Par conséquent des voies de valorisation sont activement recherchées et plusieurs solutions existent. La plus ancienne voie de valorisation et la plus utilisée de nos jours est la fertilisation de terres agricoles. L'utilisation pour l'amendement de sols est une alternative économique à l'enfouissement (McKay et Moffat, 2001; Saviozzi et al., 2002) et, l'utilisation pour la production végétale est connue depuis plusieurs décennies (DeTurk, 1935).

En Europe, en 2003, 11% des boues sont incinérées, 40% sont déposées dans des centres d'enfouissement et 37% sont destinées à l'épandage agricole (Aparicio et al., 2009).

1.1.1. Actions sur le sol

Aspect physique

L'apport de boue d'épuration modifie l'aspect physique du sol ou des substrats de cultures. De nombreux auteurs témoignent d'une meilleure résistance des sols face à l'érosion et d'une meilleure structuration du sol (Mata-González et al., 2002). Le maintien de la stabilité du sol n'est peut-être pas lié directement à l'apport de boue d'épuration mais indirectement, cela favorise le développement végétal dont le système racinaire permet le maintien (Sopper et Kerr, 1981).

Les boues d'épuration peuvent être impliquées dans les modifications des valeurs du pH et de la conductivité du sol ou des substrats amendés. Le sens de modification de ces valeurs va dépendre de la qualité initiale de ces supports.

Aspect chimique

L'apport de boues de station d'épuration consiste en un apport important de matière organique, et, par voie de conséquence, de fertilisants organiques pour les espèces végétales et les sols. De nombreux travaux ont démontré que le dépôt de boues sur les sols contribue à l'amélioration de la fertilité du sol (Garcia et al., 1991; Guerrero et al., 2001; Larchevêque et al., 2006; Mata-González et al., 2002), mais cet effet diminue avec le temps.

Toutefois, cet apport ne se limite pas aux seuls nutriments et peut avoir un effet tant sur l'apport d'éléments traces dans les sols que sur les éléments traces déjà présents dans le sol. Les boues sont responsables d'un changement de la forme disponible des métaux dans le sol (Abbott et al., 2001). Ce changement avait été constaté pour l'aluminium et le fer (Pietz et al., 1989a). Toutefois le lessivage de ces métaux augmente avec la profondeur (certainement lié à la diminution du pH). Cependant, aucun effet néfaste n'a été observé sur les eaux profondes

suite à l'apport de boue d'épuration (infiltration de lixiviats), ni sur les eaux de surface (par ruissellement), même après une période de 12 ans (Sopper et Seaker, 1990; Sopper et Kerr, 1981). D'ailleurs, les métaux contenus dans les boues sont, pour l'essentiel, faiblement disponibles pour les plantes (Alonso et al., 2006). Par contre, l'apport de boues d'épuration chargées en azote semble présenter un potentiel important de relargage de métaux (Al, Mn, Cu, Ni, Pb et Zn) dans l'environnement (Stehouwer et al., 2006).

Aspect biologique

Certains auteurs observent des effets sur les microorganismes mais les réponses varient en fonction des espèces (Barbarick et al., 2004; Garcia-Gil et al., 2004). Il résulte une augmentation de la biomasse bactérienne et une augmentation de la respiration et de l'activité métabolique bactérienne (Banerjee et al., 1997; Sastre et al., 1996; Saviozzi et al., 2002; Selivanovskaya et Latypova, 2006). Sur des travaux en lysimètre à partir de déblais miniers, il a été démontré une nette augmentation des paramètres microbiologiques tant sur la biomasse que sur l'activité métabolique (respiration et activité enzymatique) et celle-ci persiste tout au long de l'année de l'étude (Domene et al., 2010). Toutefois, il peut résulter des effets inhibiteurs sur les macro-invertébrés, effet temporaire car au bout d'un an, cet effet a disparu. Ces auteurs notent peu d'effet des lixiviats sur les bactéries aquatiques confirmant un effet faible sur les eaux profondes malgré des charges importantes en contaminants organiques dans les boues (acide linéaire d'alkylbenzene sulfonate, nonylphenols polyethoxylés).

L'effet des boues peut tout aussi être observé sur les champignons mycorhiziens à arbuscule (AMF) participant notamment à l'apport de phosphore pour les plantes tout comme d'autres aliments et la résistance contre des facteurs biotiques et abiotiques (Alguacil et al., 2006; Arriagada et al., 2004; Smith and Read, 1996). L'apport de boues d'épuration empêche la colonisation d'Eucalyptus globulus, par contre, les plants préalablement inoculés montrent une plus forte biomasse racinaire en présence de boues (Arriagada et al., 2009). Ces AMF sont de grandes importances car pour permettre aux espèces végétales de Nouvelle-Calédonie de résister aux conditions difficiles du milieu, elles sont souvent mycorhizées. Des espèces indigènes (Alphitonia neocaledonica et Cloezia artensi) inoculés avec Glomus etunicatum, grossissent plus vite dans des sols chargés en nickel, même si le nickel peut réduire le taux de mycorhisation (Amir et al., 2013). Selon ces auteurs, les mycorhizes agiraient comme une barrière à l'absorption du nickel. En effet, les spores de mycorhize isolées de sols ultramafiques montrent une meilleure tolérance au nickel que les autres spores (Amir et al., 2008).

1.1.2. Utilisation en production végétale

Généralités

Dans la littérature, les doses de boues appliquées varient beaucoup, selon les objectifs poursuivis, le type d'étude (in situ ou en laboratoire), et les sites étudiés (agriculture, site dégradé, sylviculture...) : entre 4 et 600 tonnes de matières sèches par hectares (Tableau 1), alors que la réglementation française et européenne (décret de janvier 1998) limite les apports sur 10 ans à 30 t $MS.ha^{-1}$. La plupart des travaux antérieurs rapportent que ces apports de

boues en surface augmentent la production végétale, surtout dans des sols particulièrement pauvres en matière organique ou des sols ayant subi une exploitation intensive.

Cela se remarque chez de nombreuses espèces malgré une inhibition initiale, surtout dans le cas d'usage de boues non compostées (Gallardo-Lara et Nogales, 1987; Garcia et al., 1991; Haraldsen et Pedersen, 2003). En effet, les boues brutes ont un plus fort taux de décomposition que celui des boues compostées (Adegbidi et Briggs, 2003). Cependant, l'augmentation de la production végétale dépend des espèces concernées. Brofas et al. (2000) indiquent que, avec leurs conditions expérimentales, seule l'ivraie, en plus des espèces autochtones installées spontanément, était capable de se développer en présence de boue. Le sainfoin, la luzerne et le brome ne se développent pas ou très mal.

Des essais réalisés en laboratoire ont montré que l'apport de boue d'épuration pouvait également améliorer la germination du chiendent (Agropyron ; Wong et Su, 1997). Toutefois, dans certains cas, la production de biomasse peut être inférieure à l'apport d'engrais inorganiques (à taux d'azote égal), tant une partie des boues de stations d'épuration peut être réfractaire à la minéralisation. Il en résulte donc une plus faible production de biomasse de laitue par rapport à un engrais inorganique. Cependant l'étude n'a été réalisée que sur une période de 2,5 mois.

La production horticole demande l'utilisation de topsoil ou de tourbe, et l'exploitation de ces derniers peut perturber l'équilibre écologique et conduire, tout comme l'industrie minière, à des problèmes de dégradation de site. Il est important de trouver d'autres sources pour support de culture, et, l'utilisation de déchets organiques tels que les boues de station d'épuration compostée peut contribuer à la limitation de l'utilisation des sols de surface tout en réduisant les besoins en produits fertilisants.

Tableau 1 : Doses de boue de stations d'épuration utilisées dans des travaux de restauration de sites dégradés ou en sylviculture.

Taux épandage t MS.ha^{-1}	Type de boue	Type d'expérience	Auteurs
22 ; 224	Digestion anaérobie	Terrain minier	Roberts et al. (1988)
300	Fraîche	Sylviculture	Harrison et al. (1994)
400 [a]	Boue liquide	Sylviculture	Mitchell et al. (2000)
0 ; 300 ; 600 [a]	Boue liquide	Sylviculture	Wang et al. (2004)
60	Boue anaérobie stabilisée	Sylviculture	Fuentes et al. (2007)
224	Digéré	Terrain minier	Pichtel et al. (1994)
0 à 120	Digestion aérobie	Terrain minier	Brofas et al. (2000)
25	Boue stabilisée	Terrain minier	Rate et al. (2004)
50-250	Boue anaérobie stabilisée	Terrain minier	Gardner et al. (2012)
10-165 44-155	Boue compostée Boues mixées	Terrain minier	Brown et al. (2003)
0 ; 200 ; 400	Fraîche	Site brulé	Larchevêque et al. (2006, 2005)
0 ; 40	Compostée	Site agricole Surexploité	de Andrés et al. (2007)
0 ; 4 ;8 ; 16 ; 32 ; 64	Boue séchée	En pot Oléiculture	Gasco and Lobo (2007)
0 ; 30 ; 90	Compostée	Lysimètre sur ancienne carrière	Jordán et al. (2007)

[a] en kg N.ha^{-1}

Des études ont été menées sur des espèces exploitées comme plantes ornementales et les travaux d'Ozdemir et al. (2004) sur le troène du Japon ont montré que l'effet est significativement plus important avec l'usage de boues de stations d'épuration plutôt que l'usage d'autres types de déchets organiques (fumier, compost municipal). D'après ces auteurs, la boue serait plus décomposable que les autres matières organiques utilisées lors de leur expérience et rendrait les nutriments plus disponibles pour les végétaux. Pour le palmier du Mexique, il y a peu de différence de résultats suivant les substrats organiques utilisés. Toutefois, selon ces auteurs, les boues d'épuration peuvent être considérées comme un bon fertilisant pour la croissance des végétaux. En revanche, le compost apporte peu de nutriment pour la croissance mais permet une meilleure germination des semences qui peut, à l'inverse, être inhibée par les boues brutes.

Sylviculture

Les premiers travaux concernant la valorisation des boues d'épuration pour l'amendement des terres sylvicoles ont été entamés aux Etats-Unis dans les années 60. Ces travaux concernent essentiellement des essences de conifères (Berry, 1987, 1985; Henry et Cole, 1986). L'intérêt de l'utilisation en sylviculture par rapport aux épandages agricoles réside essentiellement dans le risque limité de transmission dans la chaîne trophique (Harrison et al., 1994).

Cependant, de trop forts amendements peuvent être nuisibles pour les arbres. Au-delà de la sylviculture, dans le cas de l'olivier (Olea europaea), des amendements supérieurs à 60 $t.ha^{-1}$ conduisent à des « brulures » des pointes des feuilles puis à leur chute après 4 mois (Gasco et Lobo, 2007). Cet effet est attribué aux fortes charges en sels apportées par les boues dans le sol car dans le cadre de cette expérience, les concentrations métalliques étaient sous le seuil de toxicité pour les plantes. En revanche, ces auteurs observent des valeurs de conductivité s'étalant de 1,3 à 3,9 $dS.m^{-1}$pour des amendements de 0 à 128 $t.ha^{-1}$ de boue d'épuration. Le Royaume Uni préconise un apport de 50 $t.ha^{-1}$ pour des boues d'une siccité à 30% (Moffat, 2006).

L'effet positif des boues sur la croissance de nombreuses essences forestières a souvent été évalué à partir d'essais en pot : on peut noter Pinus pinea (Hernández-Apaolaza et al., 2005), Eucalyptus globulus (Arriagada et al., 2009). De même, il est reconnu que l'application de boues de station d'épuration sur une plantation forestière (Pinus radiata, Poplar sp) améliore la nutrition et la production sans effet nuisible sur l'environnement, tout en fournissant un gain économique (Kimberley et al., 2004; Shen et al., 2007; Wang et al., 2004).

Des essais de plantations d'épinette de stika (Picea sitchensis) ont été réalisés sur une lande où, si aucun fertilisant n'est apporté, il ne se développe aucune autre espèce que la bruyère (Dutch et Wolstenholme, 1994). Ces auteurs montrent qu'en apportant de la boue d'épuration, quelle que soit la dose apportée (13 ou 26 t $MS.ha^{-1}$ sous forme liquide), la croissance est significativement plus importante que dans le cas d'apport de fertilisant inorganiques. D'autre part, l'utilisation combinée de boues d'épuration et de plants d'eucalyptus inoculés avec des champignons ou des mycorhizes, montre un effet sur la

production de biomasse et sur les activités enzymatiques (Arriagada et al., 2009). Cette technique est en cours d'étude en Nouvelle-Calédonie avec le programme CNRT Nickel-Biotop.

1.1.3. Utilisation en restauration

Les sites dégradés, tels que les anciens sites miniers ou les zones de stockages de déblais, ne garantissent pas une fertilité suffisante pour l'installation d'une couverture végétale. Aussi, l'utilisation des boues de stations d'épuration est préconisée pour la restauration de sites dégradés plutôt que d'avoir recours à l'enfouissement (Brown et al., 2004; Delschen, 1999).

Restauration de mines et carrières

Alors que la loi impliquant la restauration des sites miniers (Code minier, Loi du pays n°2009-6 du 16 avril 2009) est relativement récente en Nouvelle-Calédonie, applicable depuis le 1er mai 2009, une loi comparable est appliquée depuis le début des années 80 en Espagne pour imposer des règles de restauration des sites exploités (notamment des carrières) avant toute autorisation d'exploitation. Les boues de stations d'épuration peuvent ainsi être considérées comme des aides économiques à la remise en fertilité d'un sol (Tableau 2). Il est démontré que l'application de boue d'épuration avec un semis d'herbacées sur des déblais miniers conduit à une végétalisation rapide et persistante sur la totalité de la période expérimentale (3 années, Sopper et Kerr, 1981). Dans cette étude, même après 12 années de fonctionnement, le site présentait toujours une augmentation continue de la production de biomasse sur la zone fortement amendée (184 $t.ha^{-1}$; Sopper et Seaker, 1990).

Cas des déblais de mines

L'exploitation minière conduit à une grande production de déchets qui doivent être stockés, et sont susceptibles de libérer des éléments contaminants dans les sols. Les résidus miniers sont souvent caractérisés par des hautes teneurs en éléments métalliques, une pauvre concentration en nutriments et une mauvaise structuration du sol qui conduit à des résultats médiocres dans l'installation de la biomasse végétale. Aussi, des apports de matière organique comme les boues de station d'épuration peuvent améliorer sur le long terme la qualité du substrat. Les types de déblais miniers peuvent être très variés d'un point de vue qualitatif : il peut s'agir de mines pour l'exploitation du charbon jusqu'aux mines pour l'exploitation de minerais métalliques.

Dès les années 80, des études ont été engagées sur des talus de déchets de mines d'anthracite (Seaker et Sopper, 1983). Les travaux de ces auteurs ont démontré que des apports de boues de 80 à 100 $t.ha^{-1}$ permettent l'installation de la couverture végétale, en améliorant notamment la croissance des espèces végétales. Ils précisent par ailleurs que l'apport de boue implique une légère augmentation des métaux traces dans le sol. Toutefois, aucune phytotoxicité n'a été démontrée à ces concentrations (80 et 108 t $MS.ha^{-1}$ de boue d'épuration) tout comme aucun effet notable sur l'environnement. L'apport de boues de stations d'épuration permet un maintien sur le long terme de l'espèce en culture par rapport à

l'usage de fertilisant ou de sciure de bois. Les boues étaient en accord avec les conditions de revégétalisation de l'époque, où l'on préconisait une durée de 5 ans. Après l'amendement d'une ancienne mine de charbon de Virginie (USA), le site est considéré plus fertile qu'avant l'exploitation minière. La production de bois d'un pin hybride (issu du croisement Pinus rigida x Pinus taeda) est plus importante lors d'apport de matière organique telles que les sciures de bois ou des boues de stations d'épuration, qu'en présence de fertilisants inorganiques (Moss et al., 1989). En effet, ces auteurs montrent que sur un sol issu d'une ancienne mine de charbon, la fertilisation inorganique provoque une nette augmentation de la hauteur et des diamètres du tronc des pins jusqu'à 5 fois la valeur observée dans le contrôle (fertilisation inorganique). Toutefois, la croissance des arbres se trouve réduite avec une augmentation de la mortalité lorsque la dose de boue utilisée augmente au-delà de 56 $t.ha^{-1}$, où, dans ces cas, on ne tire plus d'avantage par rapport au témoin. Il est également démontré un fort accroissement de la biomasse en plantes fourragères sur des déblais de mines de charbon lorsqu'ils sont amendés avec des doses de boues chaulées inférieures à 80 $t.ha^{-1}$ (Topper et Sabey, 1986). Sur des déblais de mines de bauxite calcaire, il est observé des accroissements de la biomasse et de la densité d'une espèce avec des taux inférieurs à 40 $t.ha^{-1}$ mais celle-ci diminue avec le temps (Brofas et al., 2000). Dans le cas des déblais pyritique susceptibles de relarguer de l'acide sulfurique, un apport de boues d'épuration a permis de maintenir une couverture de légumineuses (Pichtel et al., 1994).

Des essais de production de couverture d'herbacées sur ces déblais ont montré que la fétuque roseau a des productions de biomasse d'autant plus importantes que l'apport de boues est important, avec des valeurs allant de 4 à 11 t $MS.ha^{-1}$ pour des amendements en boues de 20 à 225 t $MS.ha^{-1}$ (Roberts et al., 1988). Dans leur expérience, l'apport de topsoil (horizon de surface) n'améliore en rien la production par rapport au témoin sans apport.

A l'échelle du laboratoire, lors d'une expérience en pot sous serre, il est montré que l'utilisation de boue jusqu'à 400 $t.ha^{-1}$ avec des déblais de mine de cuivre, accroît la production de Lolium perenne (Santibánez, et al., 2008). Il en résulte une nette augmentation de la teneur en azote et en chlorophylle dans la partie aérienne des plantes. De la même manière, la teneur en métaux augmente aussi (Cu et Zn), tout en ne dépassant pas le niveau de phytotoxicité (Santibánez, et al., 2008). Par contre, il semble que l'absorption de matière organique semble être réduite.

Essais sur carrières

Une étude microcosmique, faisant appel à des lysimètres placés sur le terrain, a permis d'étudier l'effet de différents types de boue (aérobies ou anaérobies ; séchées ou compostées) pour la restauration de carrières de calcaire (Domene et al., 2009). Les débris de carrières, caractérisés par un pH élevé, présentent des propriétés chimiques et biologiques améliorées par l'apport de boues avec, dans certaines conditions, un effet qui se maintient au-delà d'un an.

Restauration de sols brulés

Le feu en détruisant la couverture végétale rend les sols vulnérables aux précipitations, ce qui favorise l'érosion pouvant aller jusqu'à la disparition du sol de surface. Après des

incendies, les sols sont davantage lessivés et caractérisés par une couche très fine et un niveau très bas de fertilité. L'apport de matière organique sous la forme de boues d'épurations conduit à une accélération de la revégétalisation de ces sites. Une étude de terrain avec apport d'un compost issu d'un mélange de boues d'épurations et de déchets verts, a permis de rétablir une zone végétale sur des sites brulés du sud de la France, avec des effets sur la dynamique des populations végétales (Larchevêque et al., 2006, 2005). Ces auteurs remarquent un effet notable sur l'installation de Quercus coccifera, puis sur l'installation du romarin, tout en constatant un effet de mulch (recouvrement naturel du sol) qui permet aux nouvelles graines de s'installer et de germer. L'apport de ce type de compost au pied des plantules (Quercus ilex et Pinus pinea) peut maintenir leur survie dans des conditions hydriques très défavorables (Larchevêque et al., 2006). Cependant, ce n'est pas le cas pour toutes les espèces telles que Quercus pubecens ou Pinus halenpensis (Larchevêque et al., 2009, 2006).

Tableau 2 : Quelques caractéristiques de boues d'épuration déposées sur sites dégradés

Variable		Wang (1997)	Banerjee et al. (1997)	Bendfeldt et al. (2001)	Dudeney et al. (2004)	Jensen and Jepsen (2005)	Gasco and Lobo (2007)	Jordán et al. (2007)	Egiarte et al. (2008)	Gardner et al. (2012)
MO	% MS	33		38	30					
COT			5,44				12,8	44,4	20,51	30,2
pH			7,1	6,8	5,6		6,65		7,7	
NT		2,53	5,44	2,6	0,43			3,7	4,24	4,1
PT		1,05		0,6	0,30			0,27		
Ca	$mg.kg^{-1}$			37000	10000		45000	900	3,49	25000
Mg				3800	2000		7100	800	0,31	4500
K		7400		8800	2400		5100	200	0,2	13000
Na							600		0,14	
Zn		2246	1650	880	750	700	1344	768	8488	970
Cd		1,9	17,6	6		1,3	1,7	0 ,97	3	5,8
Cr		620				21	518	21	803	67
Cu		548	1400	245		243	377	289	605	968
Ni		192		80	100	20	63	18	167	26
Pb		127		175	240		229	121	155	108
Hg		3,31		3,5		1,1		1,23		
Fe					430000	50		5480		1075000

Lutte contre la désertification

L'utilisation des boues résiduaires pour améliorer les conditions du sol du nord de la Chine, sujet à la désertification, a été testée (Shen et al., 2007). Ces auteurs ont mis en place une étude de terrain pour la restauration artificielle d'une parcelle d'un hectare en désertification (faible désertification), en utilisant des mélanges de cendres volatiles et de

boues d'épuration. Des plants de Populus deltoides ont été plantés avec une densité de 978 arbres.ha^{-1}. L'amendement a conduit à une amélioration significative de la qualité du sol d'origine tant en qualité de nutriment que texture, en permettant de réduire la porosité du sol sableux d'origine. La croissance des peupliers se trouve nettement améliorée tant sur la hauteur que sur le diamètre des troncs d'arbres.

Ainsi, l'apport de boues d'épuration, compostées ou non, améliore le développement végétal sur les sites dégradés. L'effet est positif tant sur la croissance de nombreuses espèces plantées que sur des espèces en germination (Tableau 3). Cependant, à ce jour, aucune étude d'apport de boues d'épuration sur des sites miniers calédoniens ou sur des sites dégradés de type ferralsol n'a été réalisée. Par ailleurs, il existe aussi très peu d'information bibliographique sur la possible végétalisation passive de zones dégradées avec seulement un apport d'amendement organique, et encore moins sur les espèces végétales endémiques à la Nouvelle Calédonie.

En effet, aucun essai expérimental sur l'utilisation des boues d'épuration en tant qu'amendement organique n'a été réalisé auparavant en Nouvelle-Calédonie. Il n'y a donc pas d'études néocalédoniennes auxquelles nous pouvons comparer nos travaux de recherche.

Tableau 3 : Liste des espèces déjà étudiées ou mises en contact avec les boues de station d'épuration

Espèce	Usage	auteur
Acer pseudoplatanus	Déblais miniers	Whitbread-Abrutat (1997)
Agropyrosnm ithii	Déblais miniers	Sabey et al. (1990)
Agrostis alba	Déblais miniers	Joost et al. (1987)
	Sol minier	Evanylo et al. (2005)
Alnus glutinosa	Déblais miniers	Whitbread-Abrutat (1997)
Amelanchier alnifolia	Dépot minier	Voeller et al. (1998)
Amorpha fructuosa	Mine de potasse	Kahl et al. (2000)
Artemisitar identata	Déblais miniers	Sabey et al. (1990)
Atriplex canescens	Déblais miniers	Sabey et al. (1990)
Avena sativa	Déblais carrière de sable	Hortenstine et Rothwell (1972)
Berberis repens	Dépot minier	Voeller et al. (1998)
Bothriochloa caucasia	Sol minier	Evanylo et al. (2005)
Bromus inermis	Déblais miniers	Pietz et al. (1989)
Ceanothus sanguineus	Dépot minier	Voeller et al. (1998)
Colutea arborescens	Sol agricole abandonné	de Andrés et al. (2007)
Coronilla varia	Sol minier	Evanylo et al. (2005)
Dactylis glomerata	Dépot minier	Seaker (1991)
	Sol minier	Evanylo et al. (2005)
Eleagnus angustifolia	Mine de potasse	Kahl et al. (2000)
Eucalyptus globulus	Sylviculture	Arriagada et al. (2009)
Festuca arundinacea	Sol minier	Roberts et al. (1988)
	Déblais miniers ou sol miniers	Stehouwer et al. (1995)
		Pietz et al. (1989)
		Joost et al. (1987)
		Seaker (1991)
		Alberici et al. (1989)
		Evanylo et al. (2005)
Festuca rubra	Sol minier	Dudeney et al. (2004)
Hilaria mutica	Zone désertique	Benton et Wester (1998)

Espèce	Usage	auteur
Holcus lanatus	Résidu bauxite	Courtney et Timpson (2005)
Kummerowia striata	Sol minier	Evanylo et al. (2005)
Lespedeza cuneata	Sol minier	Evanylo et al. (2005)
Ligustrum lucidum	Horticulture	Ozdemir et al. (2004)
Lolium multiflorum	Dépots miniers	Svendson et al. (2007)
Lolium perenne	Dépot minier	Brown et al. (2005)
		Santibánez, et al. (2008)
	Sols miniers	Dudeney et al. (2004)
	Résidu de bauxite	Courtney et Timpson (2005)
	Sols brulés	Villar et al. (1997) Villar et al. (2004)
Lolium rigidum	sol sableux	Rate et al. (2004)
Lotus corniculatus	Dépot minier	Seaker (1991)
	Sol minier	Evanylo et al. (2005)
Medicago saliva	Déblais miniers	Pietz et al. (1989)
Panicum virgatum	Déblais miniers	Rodgers and Anderson (1995)
		Evanylo et al. (2005)
Phacelia tanacetifolia	Depot bauxite	Brofas et al. (2000)
Phalaris arundinacea	Déblais miniers	Joost et al. (1987)
	Sol minier	Evanylo et al. (2005)
Pinus resinosa	Sylviculture	Brockway (1983)
Pinus rigida x Pinus taeda	Sol minier	Moss et al. (1989)
Pinus taeda	Dépot minier	Berry et Marx (1977)
Populus deltoides	Desertification	Shen et al. (2007)
	Mine de potasse	Kahl et al. (2000)
Salix geyeriana	Dépot minier	Bourret et al. (2005)
Salix monticola	Dépot minier	Bourret et al. (2005)
Sanguisorba minor	Depot bauxite	Brofas et al. (2000)
Setaria italica	Sol minier	Evanylo et al. (2005)
Sorghum bicolor	Déblais carrière de sable	Hortenstine et Rothwell (1972)
	Dépot de carrière	Mislevy et Blue (1981)
Sporobolus airoides	Zone désertique	Benton et Wester (1998)
Symphoricarpos albus	Dépot minier	Voeller et al. (1998)
Symphoricarpos rivularis	Mine de potasse	Kahl et al. (2000)
Trifolium repens	Sol minier	Evanylo et al. (2005)
		Dudeney et al. (2004)
Trifolium subterraneum	sol sableux	Rate et al. (2004)
Washingtonia robusta	Horticulture	Ozdemir et al. (2004)
Zea mays	Dépot de carrière	Mislevy et Blue (1981)

1.2. Les fientes de poules

A l'instar des boues de station d'épuration, les fientes de poules permettent d'améliorer les propriétés physiques des sols (notamment en diminuant la densité apparente et en augmentant la rétention d'eau), et d'augmenter la disponibilité des nutriments pour les plantes (Adeleye et al., 2010; Agbede et al., 2008; Coyne et al., 1998). Beaucoup plus concentré en MS (Tableau 4), ce biodéchet conduit notamment à une augmentation des concentrations de Ca, Mg, P et K dans le sol, et par voie de conséquence améliore la production végétale. Les fientes de poules peuvent être utilisées seules ou mixées avec d'autres résidus tels que les cendres volatiles issues des centrales thermiques fournissant de l'énergie à partir du charbon, la sciure de bois, ou de la zéolite. En Nouvelle-Calédonie, la production de fiente représente 6 000 $t.an^{-1}$ de matière fraîche pour les 10 principaux exploitants, situés en Province Sud (sur

les 1430 élevages de Nouvelle-Calédonie), qui concentre 75% du cheptel total (385 000 volailles ; données ISEE, DAVAR).

Tableau 4 : Caractéristiques de différentes fientes de poules utilisées pour des expérimentations.

Variables		Shortall et Liebhardt (1975)	Sims (1987)	Vázquez et al. (1996)	Tejada et al. (2006)	Chiu et al. (2006)	Neculita et Zagury (2008)	Agdebe (2008)	Opafunso et al. (2008)	Dorivar et al. (2008)	Moore et al. (2010)	Maliba et al. (2011)	Waldrip et al. 2011)
Siccité	%						32,8			31			70
pH			8,3	8,1	7,1	4,2	7,9			5,7	8		6,8
MO	g.kg^{-1}				614				260				
C				38,2		49,6	28,2						33,5
$N_{(TKN)}$	%MS	3,69	5,5	4,5	4,1	1,9	1,3	2,1	1,8	5,3	3,5	2,4	4
P		1,5	1,6	1,1	1,7	1,52	1,2	0,4	2,6	2,5	2,2	1,4	1,9
C/N					8,7		20	6,5		6,4			
K	g.kg^{-1}	16,4	29,4	32,7	21,2	0,3		20,8	1129	32,8	26,4	18	34
Ca		19,9		25,8	0,5			13,5	0,09		34,1		153
Mg		5200		6400	50			4700	750		6600		6900
Fe		80			180	902					1095		1100
Cu	mg.kg^{-1}	>1000	720		1,6	90					750	21	
Mn		400	590		4,2						960	168	
Zn		300	460		3,3	240					720		
Cd											3		
Ni											15		
CE	mS.cm^{-1}					8,6					6,6		

1.2.1. Actions sur le sol et l'atmosphère

Un apport de fientes (à raison de 8 t de matière fraiche par an) peut en outre maintenir le développement des vers de terre dans la couche de surface d'un sol agricole (Scullion, 1994), ce qui permettrait de distribuer la matière organique en profondeur (Scullion et Malik, 2000). Il est indiqué que ce type de biodéchets est fortement chargé en phosphore, impliquant un rapport N/P relativement faible (Sharpley et al., 2007). Le phosphore peut être transporté par ruissellement et ainsi provoquer quelques problèmes environnementaux à court terme. Ces auteurs pensent qu'une gestion intégrée peut limiter ce problème, mais celle-ci peut être difficile à mettre en place. La libération de phosphore est 10 fois plus importante dans les fientes que dans les boues d'épuration (Eldridge et al., 2009). Selon ces auteurs, le phosphore serait plus mobilisable dans les fientes. Afin de limiter cette perte de phosphore par ruissellement, il a été proposé de traiter ces litières de poules par du sulfate d'aluminium ou des résidus de traitement de l'eau potable riche en aluminium (Codling et al., 2000; Moore et al., 2000). Cette technique permet de limiter la volatilisation de l'azote ammoniacal qui peut représenter, en fonction de la saison, de 3 à 24% de l'azote apporté dans le sol pour une application de 90 à 140 kg N.ha^{-1} (Sharpe et al., 2004). La pratique de mélange des fientes

avec le sol par un labour profond permet de réduire très fortement ces pertes de phosphore par ruissellement (Kaiser et al., 2009). Cette perte de phosphore est plus faible dans le cas d'apport de matière organique compostée (Dere et al., 2008).

L'effet sur l'environnement peut se sentir sur le compartiment atmosphérique. En effet, l'apport de fientes fraiches (mélangées avec de la pulpe de papier) conduit à une augmentation de la production de CO_2 et et de N_2O. Cependant, ce phénomène n'est observé que pendant les trois premiers jours d'incubation et n'a pas lieu quand il s'agit de compost de fientes (Dutta et al., 2014). Les fientes séchées et compactées sous forme de pellettes diffusent plus de N_2O que les fientes fraiches, surtout après une période de pluie (Hayakawa et al., 2009). De toute façon, ces deux types de fientes diffusent significativement plus de N_2O dans l'atmosphère que les engrais chimiques. Le flux mesuré fait état de 5 à 13 mg $N\text{-}N_2O.m^{-2}.h^{-1}$ dans un sol fertilisé avec du fumier de poules (Coyne et al., 1994).

1.2.2. Utilisation en production végétale

Il a été montré que l'apport de fientes de poules (5 à 10 $t.ha^{-1}$) en mélange avec des cendres volatiles conduit à une augmentation de la production de biomasse des herbacées semées sur le site expérimental (Punshon et al., 2002). Dans une étude expérimentale, il est observé une augmentation de la production de maïs en présence de fientes de poules (Boateng et al., 2006). Ces auteurs estiment qu'une charge de 4 $t.ha^{-1}$ est le meilleur compromis pour obtenir une production de grains équivalente à celle obtenue avec des engrais inorganiques. La production de maïs est significativement améliorée par l'apport de fumier de poules et cette production est maximale pour 12 $t.ha^{-1}$, le plus fort apport opéré (Farhad et al., 2009). Des charges plus importantes ont déjà été tentées avec des valeurs s'étalant entre 0 et 225 $t.ha^{-1}$ sur plusieurs années consécutives (Liebhardt, 1976). La production de maïs a été efficace chaque année même lors d'une période d'arrêt d'amendement. D'après cet auteur, le type de sol utilisé semble être capable d'accepter des excès d'application de fientes sans poser de problème de toxicité pour les plantes. Toutefois, il ne donne aucune indication quant à d'éventuels effets sur l'environnement.

1.2.3. Utilisation en restauration des sols

Puisque les fientes peuvent améliorer la productivité végétale, une voie de valorisation qui peut être bénéfique pour l'environnement consiste à les utiliser pour la réhabilitation de sites dégradés comme les sols ayant subi des incendies. La couche de sol contenant les cendres permet la germination des graines en présence ou non de fientes. Par contre la productibilité est plus importante en présence de cette matière organique et cela n'affecte pas la nodulation des légumineuses (Vázquez et al., 1996). Ces auteurs concluent que les déjections de poules participent à la limitation de l'érosion des sols abimés par le feu.

La réhabilitation d'anciennes carrières a été testée en Afrique du Sud (Maliba et al., 2011). Il a été rapporté une nette augmentation de la couverture végétale à partir d'herbacées semées en présence de fientes de poules par rapport aux parcelles témoins. Toutefois, la biomasse produite n'est pas significativement supérieure. Dans les conditions de cette étude, seuls les fertilisants semblent avoir une meilleure productivité. Par contre, d'autres travaux

sur la réhabilitation d'anciennes carrières indiquent que le mélange avec de la zéolite (issue des champs Phlégréens) montre un meilleur rendement sur la production de fourrage que l'utilisation d'un compost commercial (Buondonno et al., 2013). Les valeurs atteignent 7,8 $g.kg^{-1}$ de sol contre 2, respectivement avec une couverture végétale de 87% contre 75%.

Figure 1 : Site minier abandonné avant (gauche) et après (droite) l'apport de matière organique composté (Dere et al., 2008)

L'apport de fientes de poules pour la restauration de sites miniers montre une certaine efficacité pour la tenue des sols (Coyne et al., 1998). Ces auteurs ont notamment utilisé un mélange de 25 t fientes.ha^{-1} avec 40 t de sciure de bois. Dans les zones à fortes productions avicoles, où les terres agricoles ne peuvent plus accepter ces déchets organiques, il a été proposé d'utiliser les fientes fraiches de poules mélangées avec des boues de papeterie ou des fientes compostées pour la restauration de sites miniers (Dere et al., 2008; Dere and Stehouwer, 2011). Ces auteurs appliquent de 50 à 150 t.ha^{-1} impliquant un apport de 2 à 4 t N.ha^{-1} et 1 à 2 t P.ha^{-1} (Figure 1). Cependant, ils n'observent pas de production significativement plus forte que le contrôle (chaulage et apport de fertilisants). De plus, il a été montré que les apports de fientes donnent un meilleur rendement que les apports de boues sur un dépôt minier mais cela peut dépendre du type de sol minier (Yam, 1984).

Des fientes de poules ont été utilisées pour réhabiliter un sol dégradé d'Espagne avec des taux de 5 à 10 t.ha^{-1} (Tejada et al., 2006). Ces auteurs obtiennent une installation spontanée de plantes dès la première année, pour atteindre près de 90% de recouvrement de la surface des parcelles au bout de 4 ans. Selon ces auteurs, cet apport améliore les paramètres biologiques des sols. En effet, les activités enzymatiques bactériennes se voient augmentées pendant la période d'étude et les résultats sont meilleurs que ceux observés avec les déchets de coton compostés.

Dans une étude en laboratoire, l'apport de ce type de matière organique dans un sol pollué aux métaux lourds tel que le cadmium, permet de réduire de plus de 50% la partie biodisponible de celui-ci pour les plantes. Ce phénomène est attribué au changement de pH et à la liaison du Cd avec la matière organique (Chen et al., 2010). Il est observé que la fraction du plomb extractible issue d'un sol est réduite en présente de déjections de poules (Hashimoto

et al., 2008). Cependant ils observent que la fraction résiduelle se trouve fortement augmentée. Toutefois, dans le cas de Jatropha curcas, une euphorbiacée du Brésil, l'apport de fientes de poules conduit à une augmentation de l'absorption de métaux lourds (Cu et Cr notamment), rendant cette espèce une bonne candidate à la phytoextraction (Gumi and Aisha, 2012).

1.3. Les scories

Les scories correspondent à un déchet industriel inhérent aux processus d'extraction pyrométallurgique. Ce type de déchet se retrouve notamment lors de la production d'acier ou de l'exploitation du cuivre, du fer ou du nickel et peut représenter jusqu'à 90% du minerai entrant dans le processus d'extraction. Collins et Miller (1979) distinguent trois grands types de scories : (i) les scories de hauts-fourneaux, (ii) les scories issues de la production d'acier et (iii) les scories issues de la production de métaux lourds pour lesquelles la composition est très variable. En Nouvelle-Calédonie, les scories produites appartiennent à la troisième catégorie et sont caractérisées par une forte charge en magnésium (Ochida, 1984). Les caractéristiques physiques de ce déchet sont une densité comprise en 2,85 et 3,05, une masse volumique apparente variant de 1,43 $kg.L^{-1}$ à 1,51 $kg.L^{-1}$, et sur le plan de la granulométrie, la scorie de nickel se présente sous la forme d'un sable grossier. En ce qui concerne la composition chimique de ces scories de nickel calédoniens, il est logique, de par la nature du minerai, de retrouver comme composants principaux, les éléments non volatilisés suivants : la silice (SiO_2), la magnésie (MgO) et le fer (FeO) qui totalisent 93% des oxydes présents.

La production calédonienne annuelle constitue environ 1,5 millions de tonnes ce qui est proche de la production de la Grèce (près de 2 millions de tonnes en 2005). Dans le cas de la Chine, la production de scories issue de l'exploitation du fer représente 30 millions de tonnes par an. Ces résidus sont directement déposés à la surface des sols au détriment des terres agricoles, impliquant des conséquences écologiques (Yi et al., 2012). Déjà en 1979, Collins et Miller recensaient des nuisances tant sur la santé publique que sur l'environnement ou le changement esthétique du paysage. Toutefois, ces auteurs précisent que les scories peuvent présenter des conditions techniques favorables pour leur réutilisation. Aussi, les scories sont considérées comme des déchets inertes et non toxiques qui peuvent être réutilisées sans conséquence pour l'environnement (Negrea et al., 2006). Yi et al. (2012) proposent quelques alternatives usuelles ou en développement pour réduire le stockage. Ces auteurs présentent des usages qui peuvent être très variés avec notamment une utilisation pour augmenter le pH des sols (à l'instar du chaulage), une utilisation en cimenterie ou dans les techniques de traitement de l'eau.

Les efforts mis en place pour rechercher des débouchés à ces déchets industriels ne sont pas récents. Sherwood (1979), parmi tous les déchets inorganiques qu'ils étudiaient, estimaient que seules les scories (issues de l'exploitation du fer dans leur étude) étaient utilisables pour la construction de routes. Collins et Miller (1979), Emery (1982) confirment que ce matériau, une fois concassé, était intéressant pour la construction d'autoroute, et dressent un schéma directeur d'utilisation de ces scories (Figure 2).

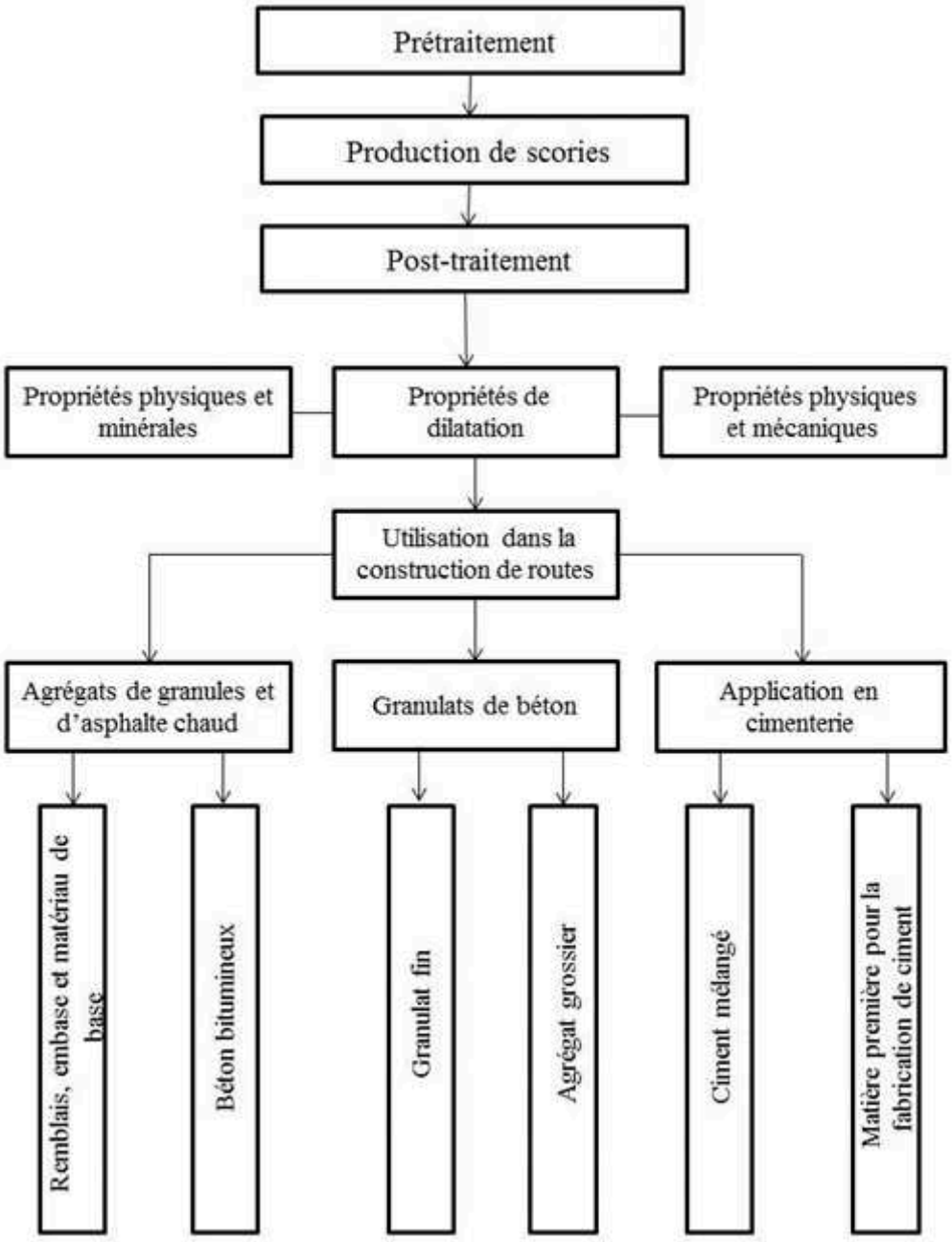


Figure 2 : Aperçu du procédé de recyclage des scories dans la construction de route (d'après Emery, 1982)

Les débouchés usuels consistent à les diriger vers l'industrie du ciment, la fabrication de béton ou la conception de matériaux de construction (Fidancevska et al., 2007; Kirillidi and Frogoudakis, 2005; Vassilev et al., 2007). La force mécanique des bétons produits à partir de scories liées à la production d'acier est suffisante en construction même si la flexibilité est plus faible que celle des bétons conventionnels (Chunlin et al., 2011).

En Nouvelle-Calédonie, ces scories sont essentiellement utilisées dans l'industrie du bâtiment et travaux publics. On retrouve leurs usages dans le terrassement, les remblais et la production de matériaux de construction (Ochida, 1984)

Des études récentes ont été développées dans le but de fabriquer un géopolymère dont les propriétés sont intéressantes quant à la solidité et l'imperméabilité de ce matériau

(Komnitsas et al., 2007; Maragkos et al., 2009). Il est possible de produire de la céramique décorative à partir de déblais miniers et de scories (Liu et al., 2007). D'ailleurs, un mélange de verre et de scories riches en fer, forme une céramique proche de la porcelaine (Ponsot et Bernardo, 2013).

Certains auteurs ont démontré l'importance des scories pour l'amélioration des propriétés physiques de sols sujets à de forts problèmes d'érosion. En effet, il a pu être démontré que l'apport de scories broyées issues de hauts-fourneaux de sidérurgie améliore la tenue d'un sol colluvial d'Australie, avec un meilleur coût que celui issu du chaulage (Indraratna, 1996). Les scories de hauts-fourneaux peuvent même être utilisées pour la rétention du fer issue des lixiviats de déblais miniers (Batty et Younger, 2004).

Outre ces utilisations techniques, les scories ont pu être utilisées pour le développement des espèces végétales. Les travaux en pot d'Hashimoto et al. (1957) montrent que l'apport de scories ferromagnésiennes ou de ferronickel sur des sols très pauvres en magnésium a des effets intéressant sur la maturation de l'orge et la production de grain. Selon ces auteurs, ces scories modifieraient l'aspect limitant du potassium après introduction dans le sol. A plus grande échelle, Dželetović et Filipović (1995) démontrent une bonne croissance de différentes espèces cultivées sur un support issu d'un mélange de scories et de cendres volatiles (seigle, luzerne et orge). Ces auteurs précisent que la production de grain est de bonne qualité.

Malgré toutes ces méthodes de valorisation disponibles, les volumes utilisés restent relativement restreints face à la forte production annuelle. Il est très difficile d'utiliser la totalité de la production et la voie du BTP ne suffit pas. Aussi, le dépôt reste la solution la plus pratiquée. Concernant la Nouvelle-Calédonie, la production de scorie est telle que les voies de valorisation ne suffisent pas pour éliminer la totalité des quantités produites annuellement. Aussi, la seule alternative qui se présente est le stockage sur site, comme le fait la plupart des pays producteurs pour ce type de déchet. L'alternative consisterait à « dissimuler » ce déblai par un processus de végétalisation. Toutefois, à ce jour, aucune étude n'a été faite sur l'apport des scories sur les sols et les conséquences associées.

1.4. Les sols

1.4.1. Les roches ultramafiques

Les roches ultramafiques (ultrabasiques) ne représentent qu'environ 1% de la surface de la Terre (Proctor et Naggy, 1992). Elles proviennent de la partie supérieure du manteau terrestre (Coleman et Jove, 1992) et sont riches en magnésium et en fer. Les éléments minéraux sidérophiles tels que Fe, Co, Cr et Ni, sont en proportions importantes dans ces roches (Brooks, 1987). Par contre les éléments Ca, N, P et K sont en faibles quantités, car ils ont peu d'affinités avec les minéraux ferromagnésiens.

1.4.2. Les roches ultramafiques en Nouvelle-Calédonie

L'histoire géologique de la Nouvelle-Calédonie conduit à la formation des roches ultramafiques et des gisements de nickel actuels (Pelletier, 2001). En effet, la mise en place de ces roches date de la fin du Crétacé (environ 90 Ma) où un fragment de croute continentale

appartenant au supercontinent Gwondwana se détache et dérive lentement vers l'Est. Ensuite, durant l'éocène supérieur (35-40Ma), la plaque Indo-Australienne sur laquelle est située la Nouvelle-Calédonie se heurte à la plaque Pacifique et subducte. Lorsque la Grande-Terre atteint cette zone de subduction, la plaque commence à s'enfoncer, mais, du fait de sa faible densité, elle bloque le mécanisme et force au contraire les roches de la croûte océanique de la plaque Pacifique à chevaucher. C'est ainsi qu'à l'Eocène supérieur (37Ma), deux fragments de lithosphère océanique se retrouvent charriés sur le socle continental calédonien : c'est l'obduction des massifs basaltiques et de la nappe de péridotites (Picard, 1999). De ce chevauchement, seules les péridotites ne vont subsister.

Les serpentinites ainsi que le péridotites sont constituées de silicates ferro-magnésiens et sont caractérisées par des teneurs en silice <45%, des teneurs très faibles en aluminium, calcium et potassium, des teneurs moyennes en manganèse (0,3%), des teneurs très élevées en magnésium (40%), élevées en fer (6-8%), ainsi qu'en certains métaux : nickel (0,3%), chrome (0,6%), cobalt (0,2%), rangés habituellement parmi les éléments traces des roches (Guillon, 1975).

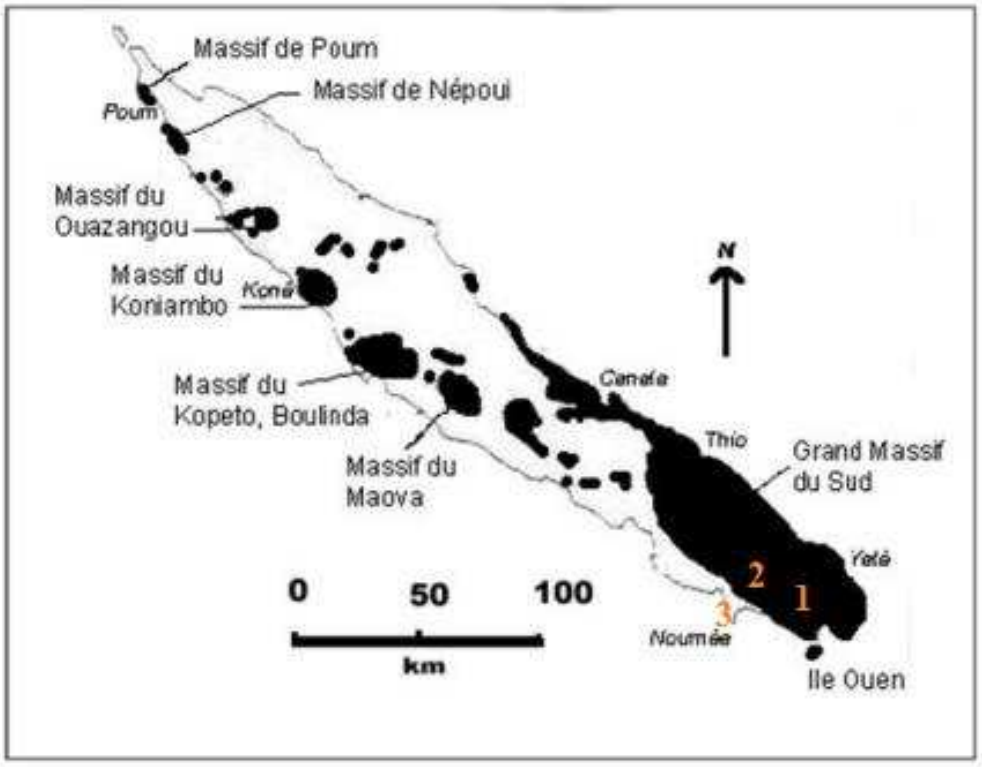


Figure 3 : répartition des massifs de roches ultramafiques en Nouvelle-Calédonie (Jaffré et al., 1987); 1= site d'étude n°1 ; 2= site d'étude n°2 et 3=site d'étude n°3.

Les roches ultramafiques occupent environ le tiers de l'île principale, soit une superficie de 6900 km². On peut distinguer 3 grandes régions (Figure 3) :

- Le grand Massif du Sud (5 000km²), prolongé sur la côte Est en direction du Nord ;
- Le massif de la côte Ouest (1 000km²), constitué d'un chapelet de petits massifs ;
- Les massifs ultramafiques de la chaine centrale (900 km²), au niveau de Koné notamment.

1.4.3. Les sols sur roches ultramafiques

Il existe deux principaux types de sols sur roches utramafiques (Brooks, 1987). Aux serpentinites sont associés les sols bruns hypermagnésiens, et associés aux péridotites, les sols appelés localement « terres rouges ».

Les sols bruns hypermagnésiens, associés aux serpentinites :

Ils se situent principalement à la base des massifs et occupent environ 4 000 ha (Cornuet et al., 1987). Ils sont généralement peu épais, caillouteux et de couleur brune à noirâtre. Ils ont une texture argileuse du fait de la présence de smectite et un pH faiblement acide à basique, en raison des fortes teneurs en magnésium. La teneur en éléments traces métalliques (ETM) est importante (Ni, Co, Cr) tandis que la teneur en Ca, K et P est faible. Ces sols présentent une bonne rétention en eau sauf en cas de forte pluie où ils deviennent plastiques et imperméables. La capacité d'échange cationique est forte mais saturée en majorité par Mg^{2+} (Jaffré et Latham, 1974; Latham et al., 1978).

Les sols ferralitiques, associés aux péridotites et plus communément appelées « terres rouges » ou « latérites » :

Généralités

Ils représentent la majeure partie des sols issus des roches ultramafiques et sont le siège de l'exploitation minière.

Ces sols oxydiques du sud de la Grande Terre sont classés dans les Acrorthox selon la Soil Taxonomy (USDA, 1960), dans les sols ferralitiques ferritiques selon la classification française (C.P.C.S., 1967), dans les ferralitisols selon le référentiel pédologique français (A.F.E.S., 1990), et dans les Ferralsols selon la classification WRB (F.A.O., 2006).

D'après l'étude de Nalovic et Quantin (1972), l'originalité des sols ferralitiques-ferritiques de Nouvelle-Calédonie issus de péridotites tient surtout dans trois faits essentiels :

- Leur richesse exceptionnelle en hydroxydes de fer et en d'autres éléments de transition : nickel, chrome, manganèse et vanadium, éléments, qui, ailleurs seraient considérés comme traces.
- Le comportement inhabituel de la silice, qui s'individualise en quartz au lieu de participer à la constitution de réseaux argileux.
- L'intégration de l'aluminium, relativement peu abondant, au système cristallin de la goethite.

Profil d'altération type

Sur un profil type (Figure 4), non remanié par des phénomènes d'érosion ou de colluvionnement, on distingue différents horizons :

- Un horizon supérieur correspondant à un stade ultime de l'altération est une cuirasse constituée de goethite (oxy-hydroxyde de fer) et d'un peu d'hématite (oxyde de fer).

C'est cette partie du sol qu'un grand nombre d'êtres vivants ont colonisé et qui forme le « topsoil ». Il abrite donc toute la biodiversité terrestre de la Nouvelle-Calédonie ;

- La latérite rouge correspondant à des horizons remaniés majoritairement, composés de goethite et d'hématite ;
- La latérite jaune qui résulte de l'altération des saprolites, horizon inférieur constitué essentiellement d'oxy et hydroxydes de fer plus ou moins cristalisés en goethite. La teneur en nickel est faible mais peut varier considérablement d'un endroit à l'autre ;
- L'horizon des saprolites, constitué de la roche mère partiellement décomposée, mais ayant conservé la structure de la péridotite. Cet horizon concentre le fer et le nickel au détriment de la magnésie ;
- La roche mère péridotitique.

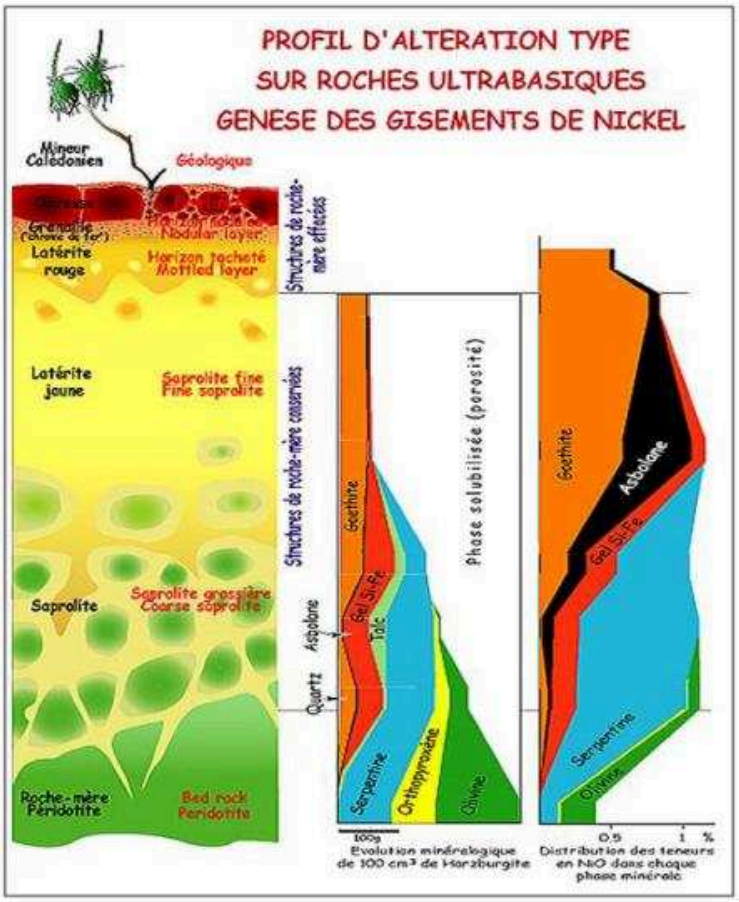


Figure 4: schéma du profil d'altération des roches péridotitiques en Nouvelle-Calédonie (Pelletier, 1990)

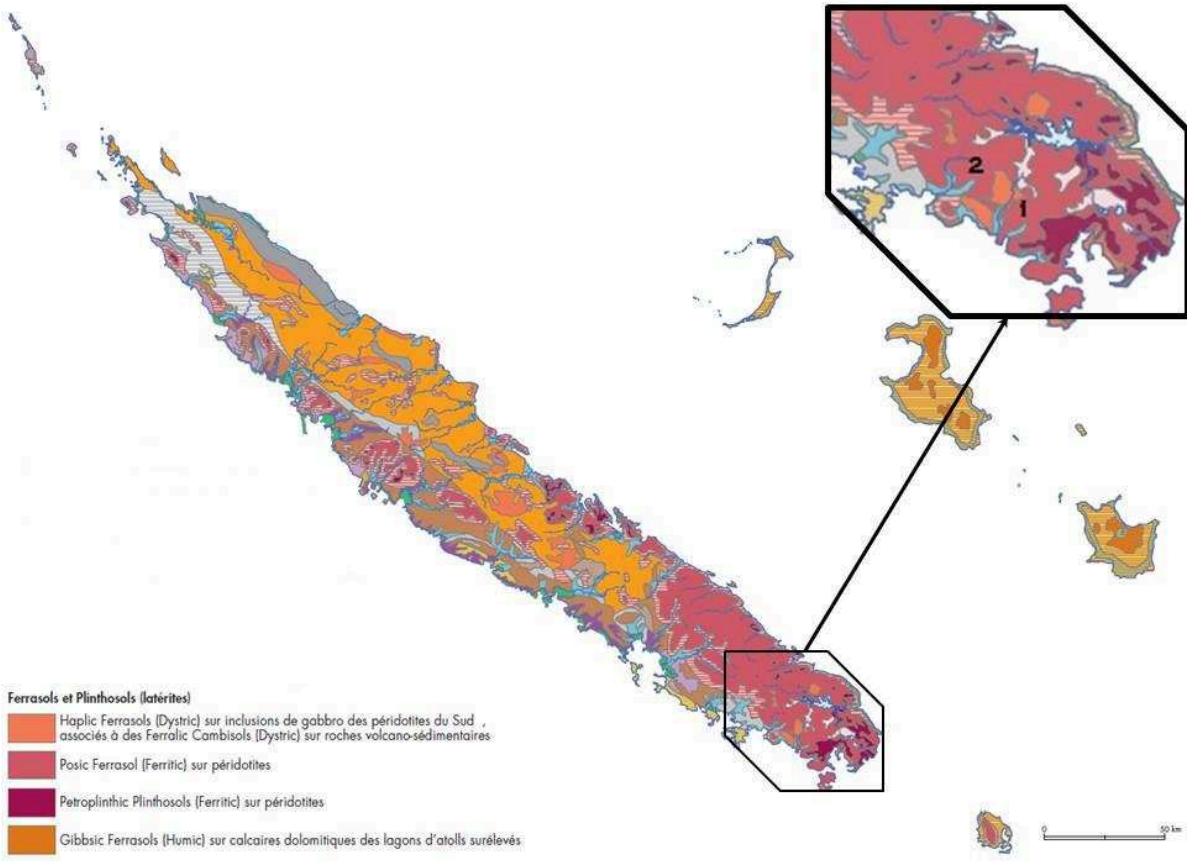


Figure 5 : Carte des sols de Nouvelle-Calédonie : 1 = site de l'ancienne pinède et 2 = site de la mine orpheline (d'après Fritsch, 2012).

La carte des sols de 2012 est une version révisée de la carte pédologique de la Nouvelle-Calédonie de Latham (1981), dans laquelle, il a été rajouté deux unités (les cuirasses latéritiques et les dépôts fluvio-lacustres de la région de la plaine des Lacs), et modifié le contour de deux autres (les altérations de gabbro à kaolinite et gibbsite de cette plaine, et les sols alluviaux à mangrove). Le système de référence pour la légende de la carte est le World Reference Base Soil Resources (FAO, 2006) qui a remplacé le référentiel pédologique français (C.P.C.S., 1967) utilisé par Latham. Les ferralsols occupent essentiellement les positions hautes des paysages et sont souvent considérés comme les sols climaciques du pays (sols ferralitiques, encore qualifiés de latérites).

Caractéristiques physico-chimiques de ces sols

Les argiles minéralogiques ont été totalement altérées et les produits finaux de cette altération sont des sesquioxydes de fer ou d'aluminium. Ceci leur confère des caractéristiques très particulières, avec notamment une pauvreté chimique marquée et une très forte capacité d'adsorption du phosphore, à tel point que peu de plantes peuvent se développer spontanément sur certains de ces sols. Des carences en silice et des toxicités en nickel y sont par ailleurs présentes. Les potentialités de ces sols à l'état naturel sont donc très limitées (Latham et al., 1978).

La présence d'oxydes et d'hydroxydes de fer dans ces sols leur confère une couleur rouge brun. Les teneurs en Ni sont exceptionnellement élevées (1% de Ni sous forme de NiO_3). De même, Cr, Co et Mn sont des éléments majoritaires dans ces sols.

La concentration en magnésium est faible (<1%), mais la teneur en calcium aussi, et par conséquent le rapport des teneurs Ca/Mg est déséquilibré au profit du Mg. La faible teneur en azote est la conséquence de la faible quantité de matière organique (Brooks, 1987), mais les teneurs en P, K, S et Ca sont aussi déficitaires. La déficience en Ca est la plus limitante.

Ces sols ont un pH fortement à moyennement acide (entre 4,5 et 6,5) dans les horizons supérieurs, et aux alentours de 7 à la base du profil.

L'étude de Bourdon et Becquer (1992) montre, de plus, que ces sols ont une capacité d'échange cationique très faible (quelques $meq.100g^{-1}$), car ils sont généralement dépourvus d'argile et ont peu de matière organique, hormis en surface. La somme de leurs bases échangeables (calcium, magnésium, potassium, sodium) reste faible à nulle.

L'altération des latérites profondes conduit à la formation d'une surface compacte et craquelée appelée cuirasse, impropre à une bonne rétention d'eau (Pelletier, 2001). Cette dernière limite la pénétration des racines (Bourdon et al., 1997) et induit un ruissellement important lors de fortes pluies, ces sols ont donc un faible pouvoir drainant.

Toutes ces caractéristiques, peu de matière organique, pH acide, faible CEC, faibles teneurs en macroéléments essentiels et fortes teneurs en ETM concourent à une très faible fertilité de ces sols, peu propice au développement de la végétation. Compte tenu que la quantité en matière organique est négativement corrélée à la toxicité des ETM, la présence de substances humiques au niveau de la matière organique permet, du fait de sa charge négative, d'attirer les cations et notamment les ETM, ces derniers sont ainsi rendus moins disponibles pour la plante (Persans et Salt, 2000; Persans and Salt, 2000). De plus, la matière organique étant généralement en faible quantité, la biodisponibilité des ETM peut s'avérer être importante dans un autre type de sol (Brooks, 1987).

L'érosion sur ces sols est importante ce qui demande une attention particulière pour la revégétalisation et c'est la problématique que nous étudions dans ce manuscrit.

1.5. La revégétalisation

La revégétalisation se définit simplement comme le rétablissement d'un couvert végétal, souvent appelé reverdissement. En fonction des objectifs recherchés, elle peut mener à la récupération du milieu (sans retour à son état d'origine), à sa réaffectation (nouvel usage de l'écosystème) ou encore à sa restauration écologique d'origine. Dans l'un ou l'autre de ces cas, la revégétalisation d'un site dégradé peut être réalisée afin d'éliminer la source de contamination ou de pollution que génère ou que constitue le site. De ce fait, elle peut représenter une forme de phytorestauration. Le dictionnaire de l'environnement (Melquiot, 2003) définit cette dernière comme étant : «Ensemble des technologies qui utilisent les plantes comme principal agent de traitement des pollutions et vise à restaurer les ressources essentielles que sont l'eau, les sols et l'air, mais aussi la valeur sociale, économique, écologique et paysagère des sites traités». Ainsi, la revégétalisation peut non seulement servir

à restaurer un écosystème, mais également à éliminer la source de contamination ou de pollution d'un sol (Figure 6).

Figure 6 : Un site dégradé sans revégétalisation (gauche) et avec revégétalisation (droite).

1.5.1. Bénéfices de la revégétalisation

Le rétablissement d'un couvert végétal sur site minier dégradé offre de nombreux avantages. Il s'agit notamment d'éviter l'élimination de la couche du sol de surface par la réduction des agents érosifs (vents, précipitations) et la réduction du ruissellement par les végétaux, tout en favorisant l'infiltration des eaux des précipitations. Il en résulte une régulation des eaux de ruissellement et la diminution du transport des sédiments. L'installation de la flore permet aussi d'améliorer les propriétés physico-chimiques du sol. Le système racinaire des plantes améliore la cohésion du sol et permet la formation d'une litière végétale qui contribue à la rétention d'eau. En effet, la formation d'acides humiques et fulviques due à la décomposition des résidus végétaux permet la fixation des éléments minéraux et provoque le développement d'agrégats. Ces derniers engendrent une augmentation de la porosité du sol, de sa perméabilité et de la rétention d'eau (Dubourguier et al., 2001; Jaffré et al., 1994).

Les végétaux représentent également un réservoir notable de carbone, d'azote et d'autres éléments minéraux. Ils jouent un rôle de régulateur thermique en diminuant l'échauffement du sol lors de canicules (Rey et al., 2004) et servent d'habitat à la faune. Cette dernière participe à son tour au fonctionnement de la flore en favorisant son développement via le transport de semences et la pollinisation. On peut penser que le rétablissement de l'écosystème du sol, participe à redonner de la résilience à ces sols dégradés.

Tous ces bénéfices offerts par les végétaux font de la revégétalisation une technique de restauration efficace.

1.5.2. Évolution des techniques de revégétalisation

En Nouvelle-Calédonie, la revégétalisation fut amorcée en 1971. Depuis, près d'une trentaine d'essais ont été réalisés. Au fil du temps, l'accumulation des connaissances a permis d'affiner grandement les méthodes et les techniques employées.

Au départ, la majorité des essais étaient réalisés avec des plantes exotiques rustiques telles que certaines espèces *d'Acacia,* de Poeceae et le Pinus caribaea (Jaffré et al., 1976). Néanmoins, celles-ci présentèrent une faible croissance et de piètres performances pour l'installation pérenne d'une flore secondaire. D'autres espèces indigènes telles que le gaïac (Acacia spirorhis) et le bois de fer (Casuarina collina), offrirent de meilleurs résultats de croissance. Cependant, ces espèces ont la particularité de former des groupements mono spécifiques qui rend difficile l'installation d'une flore secondaire.

Devant le faible succès de ces essais, les sociétés minières ont progressivement expérimenté avec des plantes indigènes du maquis minier local. À cet effet, en 1988, l'institut de recherche ORSTOM (répondant maintenant sous le nom de l'IRD) a commencé à inventorier et tester les espèces des maquis miniers potentiellement utilisables pour la revégétalisation (Pelletier and Esterle, 1995). Les résultats obtenus démontrèrent la possibilité d'utiliser certaines espèces pionnières locales bien adaptées à l'environnement du milieu. Ils mirent aussi en évidence certains avantages tels qu'une limitation d'apport d'engrais, une réduction de l'utilisation d'espèces locales présentant des caractères d'espèces grégaires invasives (gaïac et bois de fer), ainsi qu'une diminution d'invasion par des espèces allochtones (Jaffré et al., 1997, 1994). L'utilisation d'espèces indigènes fixatrices d'azote telle que Gymnostoma deplancheanum (famille des Casuarinaceae) permit aussi d'offrir de meilleurs résultats que le gaïac et le bois de fer, au niveau de la diversité floristique et du taux de recouvrement spontané (McCoy et al., 2002, 1996). Les différentes familles de plantes utilisées en Nouvelle-Calédonie et leurs rôles dans la restauration minière sont données dans l'ouvrage de l'L'Huillier et al. (2010).

Actuellement, le Code minier n'exige ni la restitution de la faune et de la flore originelles lors des travaux de réhabilitation, ni l'utilisation de plantes indigènes. Cependant, il renvoie à la charte des bonnes pratiques minières pour l'application des méthodes de revégétalisation appropriées. Celle-ci recommande notamment l'utilisation de plantes pionnières originaires et endémiques des massifs miniers ainsi que la conservation d'îlots de végétation naturelle, ceci afin de favoriser la dissémination d'espèces secondaires locales.

En ce concerne les opérations de revégétalisation, celles-ci sont principalement orientées vers la plantation et l'ensemencement. Quoique plus longue et plus coûteuse à cause de la main d'œuvre qu'elle nécessite, la plantation est largement utilisée pour les résultats rapides et fiables qu'elle procure. Son application se limite cependant aux zones relativement planes et faciles d'accès (L'Huillier et al., 2010).

Quant à la végétalisation par régénération naturelle, celle-ci est habituellement complémentaire à la plantation et à l'ensemencement puisqu'elle s'effectue à partir du topsoil et dépend grandement de sa qualité, de sa préservation, de la quantité disponible et de la diversité des semences qu'il contient. Elle offre toutefois de nombreux avantages tels que l'implantation d'espèces indigènes locales adaptées au milieu, une meilleure diversité spécifique et le développement naturel de symbioses mycorhiziennes. Cependant, peu d'étude ont été sur ce type de végétalisation menés.

De par ses caractéristiques, le topsoil constitue un substrat beaucoup plus fertile que les stériles miniers. Sa réapplication est d'ailleurs considérée comme la méthode de revégétalisation la plus efficiente (Bradshaw, 1997; Tordoff et al., 2000; Van Kekerix and Kay, 1986; Williamson et al., 1982). Son retour à la parcelle permet, lorsqu'il est bien conservé, de retrouver la productivité et les fonctionnalités biologiques du sol. Ainsi, lorsqu'il est disponible et de bonne qualité, il est généralement versé au-dessus du dépôt de stériles.

Cependant les sols nus dégradés par l'activité minière, qui représentent en Nouvelle-Calédonie une superficie de 25 000 ha (communication DIMENC), ne disposent plus de cette couche de sol. Le faible pouvoir fertilisant de ces sites représente donc un important obstacle à la constitution rapide d'un couvert végétal. Toutefois, en corrigeant leurs carences nutritives et en améliorant leurs conditions physico-chimiques, il est possible d'accélérer l'installation des végétaux, d'accroître leur vitesse de croissance, et d'améliorer le taux de recouvrement (Jaffré et al., 1994; Lagrange, 2009; Sarrailh, 2001).

Quant aux sites miniers dont le topsoil fut conservé, la plupart d'entre eux manqueront tout de même de 18 à 27 % de l'amendement terrigène nécessaire (Phillips, 1994). Ceci est dû à la compaction de la matière au fil du temps. Ainsi, l'utilisation d'un topsoil de substitution composé d'un sol amélioré par un apport d'amendement organique, permet de remédier au problème.

1.6. Les espèces végétales

Les espèces utilisables en Nouvelle-Calédonie pour la restauration des sites miniers fait l'objet de propositions dans l'ouvrage de L'Huillier et al. (2010) et dans le code de l'environnement des provinces. Ces espèces ligneuses plantées sur les sites en phase de restauration sont des essences pionnières de Nouvelle-Calédonie. Ces espèces ont souvent été décrites dans les travaux de Jaffré depuis le début des années 70 (Dagostini et al., 1997; Gillespie et al., 2011; Gillespie and Jaffré, 2003; Jaffré, 1974; Jaffré and Rigault, 1989; Morat et al., 2001). Parmi les espèces utilisées au cours de ces travaux, Grevillea exul rubiginosa, Carpolepis laurifolia et Gymnostoma deplancheanum ont montré des résultats intéressants pour la revegétalisation de substrats saprolitiques (Jaffré et al., 1994).

Pinus caribaea est une espèce de la famille des pinaceae. Ce n'est pas une espèce endémique et ce n'est pas une espèce préconisée pour la restauration de sites dégradés (L'Huillier et al., 2010) car considérée comme invasive depuis 2004 (Richardson and Rejmánek, 2004). Toutefois, cette espèce est plantée en Nouvelle-Calédonie depuis les années 70 dans les programmes sylvicoles. En revanche, cette espèce est l'espèce de pin tropical la plus étudiée et la plus commercialisée au Brésil (Moura et Dvorak, 2001).En effet, Pinus caribaea, a été choisi du fait de sa répartition dans les régions tropicales, de sa tolérance à la salinité (Sun et Dickinson, 1993), et surtout du fait de sa croissance rapide.

D'après (Kadeba, 1994), cette espèce peut immobiliser dans sa biomasse entre 72% et 176% du phosphore disponible dans les sols. L'accumulation d'humus dans les sols sous forêt de pins des Caraïbes peut augmenter la disponibilité de N, P et S organiques dans les sols pour les plantes, et par conséquent améliorer la fertilité des sols. Cependant, la transformation

d'une grande zone de savane brésilienne en plantation de Pinus caribaea résulte en une acidification du sol (Lilienfein, 2000).

Sannantha leratii est une espèce de la famille des Myrtaceae et dont les anciens noms de genre étaient Babingtonia et Baeckea. C'est un arbrisseau pouvant atteindre 2m de haut. Les rameaux sont dressés, les feuilles sont opposées-decussées, coriaces et presque cylindriques, de 5 à 12 x 0,6 à 1 mm, avec un sillon au milieu du limbe. L'inflorescence se compose de 1 à 3 fleurs, lesquelles sont blanches, abondantes et d'environ 5 mm de diamètre. Les capsules ont une taille de 1,5 mm de haut et 2 mm de diamètre. Les critères de reconnaissance de cette espèce sont des feuilles disposées sur 4 rangs, relativement petites, presque cylindriques, à sommet arrondi, éricoïdes (rappelant la bruyère Erica sp.), par ses pédoncules et pédicelles courts et par ses petites fleurs blanches ayant un petit nombre d'étamines. Sannantha leratii est une espèce commune sur habitat ultramafique dans le Sud. Il existe également deux populations plus au nord (mont Do et col de Petchikara). Elle est présente à la fois en maquis, en zone humide et en savane, entre 0 et 1000 m d'altitude.

Gymnostoma deplancheanum, le bois de fer du Sud, est une espèce de la famille des Casuarinaceae. C'est une espèce endémique de la Nouvelle-Calédonie dont l'aire de répartition est située dans le sud de la Nouvelle-Calédonie, notamment au niveau de la plaine des Lacs (Veillon, 1993). Cette espèce semble dominer cette région et avoir remplacer Nothofagus spp. à la suite de feux successifs au court des temps géologiques (Hope et Pask, 1998). En effet, il semble que cette espèce soit capable de coloniser très tôt un site qui a été dégradé par le feu (McCoy et al., 1999). Au cours de leur croissance, l'ombrage et la couche de litière augmentent et favorisent l'installation des autres espèces du site. Comparée à Casuarina collina ou Acacia spirorbis, Gymnostoma, apparaît être une espèce qui permet une bonne diversité spécifique et peut être considéré comme un bonne espèce « nourricière » (McCoy et al., 1996). Elle participe à la fertilisation en azote tant elle est capable de former des nodules avec Frankia sp., l'actinomycète fixateur de N_2 (Gauthier et al., 2000, 1999). Cependant McCoy et al. (1996) précisent que dans le cadre d'un processus de revégétalisation, seules les petites graines sont capables de passer au travers de la litière pour germer et s'installer.

Dodonea viscosa est une espèce de la famille des Sapindaceae. C'est une espèce indigène de Nouvelle-Calédonie mais qui présente une plus grande répartition que Gymnostoma deplacheanum. Ce n'est pas une espèce endémique à la Nouvelle-Calédonie puisqu'on la retrouve dans de nombreuses régions telles que la Nouvelle-Zélande (Stewart et al., 2004) ou l'Australie. Elle est utilisée comme plante ornementale mais a beaucoup été étudiée pour ses vertus médicinales. En effet, cette espèce présente des propriétés antibiotiques (Nair et Chanda, 2004) et cicatrisantes (Ramya et al., 2011) ; de plus, elle contient des flavonoides qui peuvent être utilisées contre les inflammations de la peau. Une utilisation de cette plante est possible contre les taeniasis en Ethiopie mais la toxicité de cette plante par ingestion rend son utilisation très anecdotique (Desta, 1995). D'ailleurs, (de Oliveira Cattani et al., 2004) ont observé que la consommation de Dodonea viscosa par des bovins a provoqué une insuffisance hépatique conduisant à la mortalité des animaux.

D'un point de vue écologique, l'information concernant Dodonea viscosa est moins soutenue. Il s'agit d'une espèce pionnière qui est considérée comme indicateur de dégradation du milieu tant elle se retrouve comme espèce dominante dans les zones en jachère (Manner, 1981). Cet auteur décrit son utilisation dans les programmes de reforestation des terres agricoles de Papouasie Nouvelle-Guinée. Elle est capable de recouvrir, naturellement, les laves issues d'éruptions volcaniques (Leonard, 1959) ou les zones d'exploitation minière du phosphate à Nauru (Manner et al., 1984). Aussi, l'utilisation de cette espèce en restauration de sites semble intéressante. Les travaux de Prafulla et Uniyal (2011) sur un site minier en Inde montre que cette espèce plantée résiste mais que la densité diminue au court du temps au profit d'autres espèces. Ceci implique une forte succession d'espèces au cours de la période de restauration. Toutefois, il semble que la strate herbacée peut constituer un frein à l'installation de cette espèce (Denslow et al., 2006).

Croton insularis est une espèce de la famille des Euphorbiaceae et qui appartient à un genre très important tant d'un point de vue répartition géographique que de sa diversité. Cette espèce appartient à un genre qui est connu pour sa production de terpènoïdes, molécules actives dont les propriétés anti-ulcères et anti-tumeurs sont avérées (Nath et al., 2013; Setzer et al., 2001). D'ailleurs, (Graikou et al., 2005, 2004) ont isolé trois nouveaux terpènes à partir de tissus foliaires issus de l'espèce de Nouvelle-Calédonie.

Berry et al. (2005) ont étudié 88 taxa de Croton et montrent que C. insularis appartient à un subclade constitué de 15 espèces originaires de la région du sud-est asiatique, incluant la Chine, la Thaïlande, l'Inde, le Sri Lanka, l'Australie, la Micronésie et Bornéo. Cette espèce est naturellement présente en Nouvelle-Calédonie avec une aire de répartition qui s'étale sur tout le territoire. Elle est très abondante en Nouvelle-Calédonie et se retrouve dans plus de 70% des sites étudiés par Gillespie et al. (2011). Elle se retrouve sur des substrats très diversifiés et notamment dans les forêts sclérophylles et les forêts tropicales humides (Gillespie and Jaffré, 2003; Morat et al., 2001; Verhaegen et al., 2013). C'est une espèce qui présente une certaine résistance vis-à-vis des cyclones (Metcalfe et al., 2008).

Carpolepis laurifolia est une espèce de la famille des Myrtaceae. C'est une espèce de maquis minier qui se distingue en deux variétés (demonstrans et laurifolia), qui sont très répandues sur le territoire. On la retrouve notamment sur le plateau du massif du Koniambo. Cette espèce est une candidate potentielle pour la revégétalisation d'ancien sites miniers en remplacement des espèces disparues (Jaffré et al., 1994; Sarrailh and Ayrault, 2001). Leur fort taux de mycorhization confère à cette espèce une possibilité de l'utiliser dans des milieux particulièrement difficiles (Perrier et al., 2006).

A l'instar de C laurifolia ou G. deplancheanum, Grevillea exul rubiginosa est aussi une espèce utilisée pour la revégétalisation de sites miniers (Jaffré et al., 1994). Cette espèce est capable de s'installer de manière « spontanée », auprès de Cyperaceae, dans les anciens sites miniers du Koniambo (Jaffré et al., 1977). C'est une Proteaceae endémique des sols serpentiniques de la Nouvelle-Calédonie. Cette espèce est résistante aux fortes concentrations de métaux tels que le nickel. Cet élément est principalement accumulé dans le phloème par rapport au xylème et à l'épiderme (Rabier et al., 2008). Toutefois, le Ni se localise préférentiellement dans les racines. Cependant, testées dans des conditions de laboratoire, les

fortes concentration de nickel, sous sa forme ionique (Ni^{2+}), semblent inhiber la germination avec une solution de 100 à 500 mg $Ni.L^{-1}$ sous forme de chlorure, sulfate ou acétate (Leon et al., 2005), mais n'inhibe pas la croissance des plants (Rabier et al., 2007). Ces concentrations simulées ne sont pas représentatives de celles retrouvées dans les sols calédoniens en général. Cette espèce peut également être considérée comme hyperaccumulatrice de Mn sous forme de Mn^{2+} dans la partie foliaire (Fernando et al., 2010).

Les espèces végétales des terrains miniers sont dotées de caractéristiques biologiques et physiologiques particulières leur permettant de s'approvisionner en éléments nécessaires à leur développement à partir de sols pauvres. Certaines espèces sont, en outre, capables de résister à l'intoxication par des métaux présents en quantités assimilables excessives dans certains sols. Les teneurs foliaires en nickel des plantes sur les sols d'origine non ultramafiques ne dépassent habituellement guère 5 ppm de la matière sèche. Les espèces des terrains miniers de Nouvelle-Calédonie ont des teneurs en nickel comprises entre 0,001% et 0,01% (soit 10 et 100 ppm) pour 60% d'entre elles, entre 0,01% et 0,1% pour 27%, soit dans ce cas des teneurs supérieures au seuil de toxicité de la plupart des plantes cultivées. Les premières sont qualifiées de « non accumulatrices » et les secondes d' « hemi-accumulatrices ». Une quarantaine d'espèces qualifiées d' « hyperaccumulatrices » peuvent avoir des teneurs en nickel supérieures à 0,1% (L'Huillier et al., 2010). La Nouvelle-Calédonie demeure, avec Cuba (Reeves et al., 1999), l'une des régions du monde les plus fournies en espèces hyperaccumulatrices de nickel (Reeves, 2003).

CHAPITRE II

Matériels et Méthodes

CHAPITRE 2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

Le chapitre précédent nous a montré une littérature assez pauvre en ce qui concerne les sols calédoniens et les utilisations de boues d'épurations sur ces sols ou pseudo-sols. Ainsi, afin d'acquérir des données dans ce domaine, trois expérimentations sont menées pendant cette thèse. Leurs résultats sont décrits dans les chapitres 3, 4 et 5.

Dans ce chapitre, il sera présenté les principales techniques et les protocoles d'analyses utilisés pour les trois expérimentations réalisées sur le terrain, dont l'objectif commun consiste à trouver une voie de valorisation des boues de stations d'épuration en tant que fertilisant organique, tout en assurant leur innocuité environnementale. Les analyses propres à chaque expérimentation seront détaillées dans les chapitres consacrés aux sites.

Le Tableau 5 présente un résumé des sites expérimentaux qui feront, compte tenu de la diversité des conditions expérimentales, chacun l'objet d'une présentation détaillée dans leur chapitre respectif. Il s'agira notamment :

- d'évaluer et de caractériser l'effet des boues de STEP sur un sol ferralitique avec topsoil pour une revégétalisation passive (chapitre 3) ;
- de comparer le potentiel des boues de STEP à celui des fientes de poules pour la revégétalisation des sites dégradés sans topsoil, technique habituellement utilisée par la DDR pour la revégétalisation des sites miniers (chapitre 4) ;
- de favoriser le développement de végétaux sur un déchet industriel, les scories (chapitre 5).

Tableau 5: bref résumé des principales caractéristiques des sites expérimentaux et des principales mesures

Site	**Ancienne pinède (Ferme du sud, FDS)**	**Mine orpheline (mine Claudette)**	**Verse à scorie (SLN)**
Numéro du site et des expérimentations concernées	1	2	3
lieu	Mont Dore	Coulée, Mont Dore	Site Doniambo, Nouméa
sol	Sol ferralitique	Sol ferralitique	Dépôt scories
Horizon surface	présent	absent	-
Plantation	non	oui Gymnostoma deéplancheanum Carpolepis laurifolia Grevillea exul rubiginosa	oui : Dodonaea viscosa Croton insularis
Semis	non	non	oui : Chloris gayana Cynodon dactylon
Apport organique	Boues d'épuration	Boues d'épuration Fientes de poules	Boues d'épuration

2.1. Boues de STEP

La quantité de boues de station d'épuration produite annuellement en province Sud est de 5 000 t MB.an^{-1}. Les boues de station d'épuration utilisées pour ces travaux proviennent de la même STEP à savoir la station à boues activées de Koutio située sur la commune de Dumbéa. Cette station est prévue pour le traitement de l'équivalent de 30 000 habitants possèdant un réseau unitaire. Les techniques utilisées sont normalisées et garantissent une qualité d'eau traitée respectant les normes françaises pour l'évacuation dans le milieu extérieur. Après une phase de dégrillage et de dessablage, les eaux usées sont traitées par procédé biologique, où des bactéries vont dégrader la matière organique particulaire dans un bassin d'aération (Figure 7). Les particules sont ensuite séparées dans un bassin de clarification par floculation grâce à un polymère poly-électrolyte cationique de nature organique. Les boues d'épuration sont obtenues après passage des eaux de fond du clarificateur sous un filtre à bande, permettant d'obtenir des boues avec un état physique "pâteux" à 15% de siccité en moyenne (Figure 8). Ces boues font l'objet, au minimum, d'une analyse annuelle qui est effectué juste avant notre utilisation (Tableau 6). Les boues d'épuration utilisées pour ces expérimentations contiennent environ 7% d'azote et 2% de phosphore total. Les quantités de Mg dans ces boues sont également importantes, de l'ordre de 10 000 mg.kg^{-1}, ainsi que celles de K qui sont comprises entre 3000 mg.kg^{-1} et 8500 mg.kg^{-1}. Concernant les teneurs en éléments traces, elles sont inférieures au limites de la réglementation (JORF, 1998), avec, par exemple, des teneurs en Ni comprises entre 30 et 70 mg.kg^{-1}, des teneurs en Cr variant de 120 à 160 mg.kg^{-1} et des teneurs en Pb aux alentours de 30 mg.kg^{-1}.

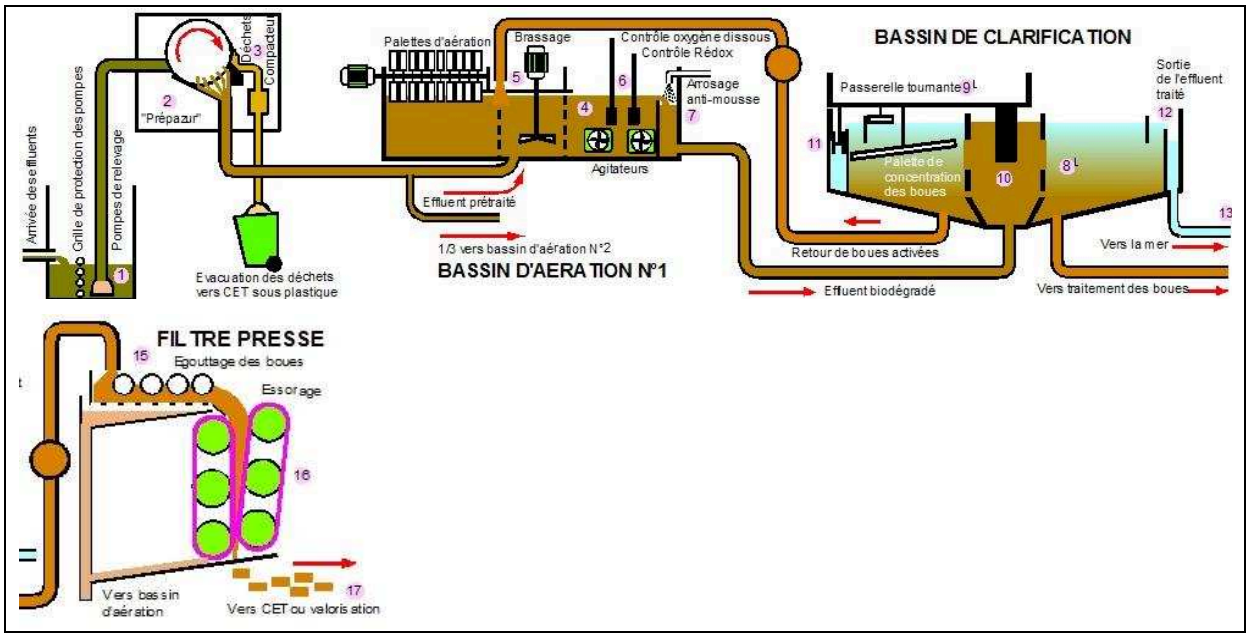


Figure 7 : Schéma de fonctionnement de la station d'épuration de Koutio, Nouvelle-Calédonie.

Tableau 6 : Les paramètres physico-chimiques des boues pâteuses utilisées

Paramètres	Analyse (site 1)	Analyse (sites 2 et 3)
pH	6,4	7,8
Siccité (%)	14,6	16,2
	% MS	
MO	75,5	73
MM	24,5	27
COT	28,05	24
N_{Kj}	6,44	7,11
N_{Total}	6,53	7
P_{Total}	2,86	1,3
	$mg.kg^{-1}$MS	
Ca	10770	10292
Mg	11133	9588
K	8636,5	3279
Zn	505,5	530
Cd	0,78	<2
Cr	119,5	160
Cu	133,5	120
Ni	33,5	70
Pb	19	30
Hg	1,15	<5
Fe	8665,5	10800
Co	10	6
Mn	195,5	180
Se	<4	12

Figure 8 : Les boues pâteuses de la STEP de Koutio utilisées dans ces expérimentations.

2.2. Les fientes de poules

La quantité de fientes de poules produite annuellement en province Sud est d'environ 6 000 t $MB.an^{-1}$. Les fientes de poules utilisées pour l'expérimentation du chapitre 4 proviennent d'un élevage de poules pondeuses situé dans le sud de la Nouvelle-Calédonie. Les poules pondeuses sont élevées en cage et sur caillebotis. Ainsi les fientes obtenues sont le résultat du nettoyage des sous-caillebotis avec de l'eau. Ces fientes ont fait l'objet d'analyses dont les résultats sont regroupés dans le Tableau 7.

Ce déchet montre une siccité moyenne de 30%, une concentration d'azote d'environ 14% MS et de phosphore de 6% MS. Avec une siccité deux fois plus forte que dans les boues d'épuration, les fientes ont ainsi un état physique plus « solide ». Elles sont deux fois plus concentré en N et P que les boues d'épuration (Tableau 6 et Tableau 7). La teneur en Mg est également quasiment deux fois plus concentrées dans les fientes (17 000 $mg.kg^{-1}$ MS) que dans les boues d'épuration, ainsi que la teneur en K, qui elle est presque 4 à 11 fois plus importante. La teneur en Ca est très proche de celle des boues, 10 000 $mg.kg^{-1}$ MS pour les boues et 9 000 $mg.kg^{-1}$ MS pour les fientes. Concernant les teneurs en éléments traces dans ces fientes, elles sont inférieures à celles de boues d'épuration, à l'exception du Zn dont les

teneurs sont quasi identiques. Pour le Ni, les valeurs sont trois fois plus faibles et pour le Cr, vingt fois plus faibles.

Tableau 7 : les paramètres physico-chimiques des fientes de poules utilisées.

Paramètres	Analyse (site 2)
pH	7,4
Siccité (%)	30
	% MS
MO	73,1
MM	27
COT	36,5
Nkj	14
N_{Total}	14
P_{Total}	6,4
	$mg.kg^{-1}MS$
Ca	9100
Mg	17200
K	36900
Zn	512
Cd	0,12
Cr	6,4
Cu	50,8
Ni	8,2
Pb	<3,3
Hg	<0,1
Se	1

2.3. Les scories

La fusion du minerai de nickel entraîne la production d'un composé minéral vitrifié stérile appelé scorie. Sa valorisation dans le bâtiment ne permet pas d'écouler la totalité du déchet qui est alors stocké sur le site en formant une montagne (Figure 9, Figure 13) qui devrait, dans 40 ans, former une montagne artificielle d'une hauteur de 63 m. Ce dépôt de stériles doit être végétalisé pour répondre au défi « Doniambo propre », lancé par la SLN. Ce résidu industriel est caractérisé par une granulométrie très grossière (Tableau 8), sans colloïde, ce qui laisse penser à priori à une forte perméabilité et par conséquent un risque important dans le transfert des contaminants dû à l'absence de matière organique (0,5% MS) et de colloïdes. Les teneurs en CaO sont très faibles, de l'ordre de 0,5 à 1,5% et on ne détecte pas de Na_2O ni de K_2O.

Les caractéristiques des scories utilisées dans nos expérimentations (Tableau 8), sont bien conformes à ce que la littérature rapporte, comme le mentionne le chapitre précédent.

Tableau 8 : les paramètres physico-chimiques des scories utilisées.

Paramètres	Analyse
pH	9,4
	% MS
MO	0,5
N_{Total}	0
P_{Total}	0
	$mg.kg^{-1}MS$
Mg	2811
K	62
Fe	899
Al	131
Cr	88
Ni	26
Pb	0
Mn	47
Granulométrie	Proportion %
Graviers	42,3
Sables	57,7
Limons	0
Argiles	0

Figure 9 : zone de stockage des scories sur le site industriel de Doniambo

2.1. Les sites expérimentaux

Les 3 sites expérimentaux se situent en province Sud, sur les communes du Mont-Dore et de Nouméa. Le premier site, (chapitre 3, Figure 10, n°1) se situe dans une zone de maquis minier, d'abord utilisée en foresterie et actuellement exploitée à des fins agricoles. Le second site, (chapitre 4, Figure 10, n°2) concerne une ancienne mine exploitée pour son nickel. Le dernier site, (chapitre 5, Figure 10, n°3) est une zone de déblais de scories liée à l'exploitation du minerai par la SLN.

Selon la carte des sols (Figure 5), les deux premiers sites expérimentaux sont dans la zone de sols ferralitiques typiques dénommés « posic ferralsol (ferritic) sur péridoties ». Ce sont des sols ferralitiques avec une très faible CEC, un pH acide et un très faible taux de matière organique. Toutes ces caractéristiques sont bien celles des sols étudiées dans les chapitres suivants.

Remarque : le sol du site n°3 n'apparait pas sur cette carte car ce n'est pas un sol mais un déblai de déchet de scories.

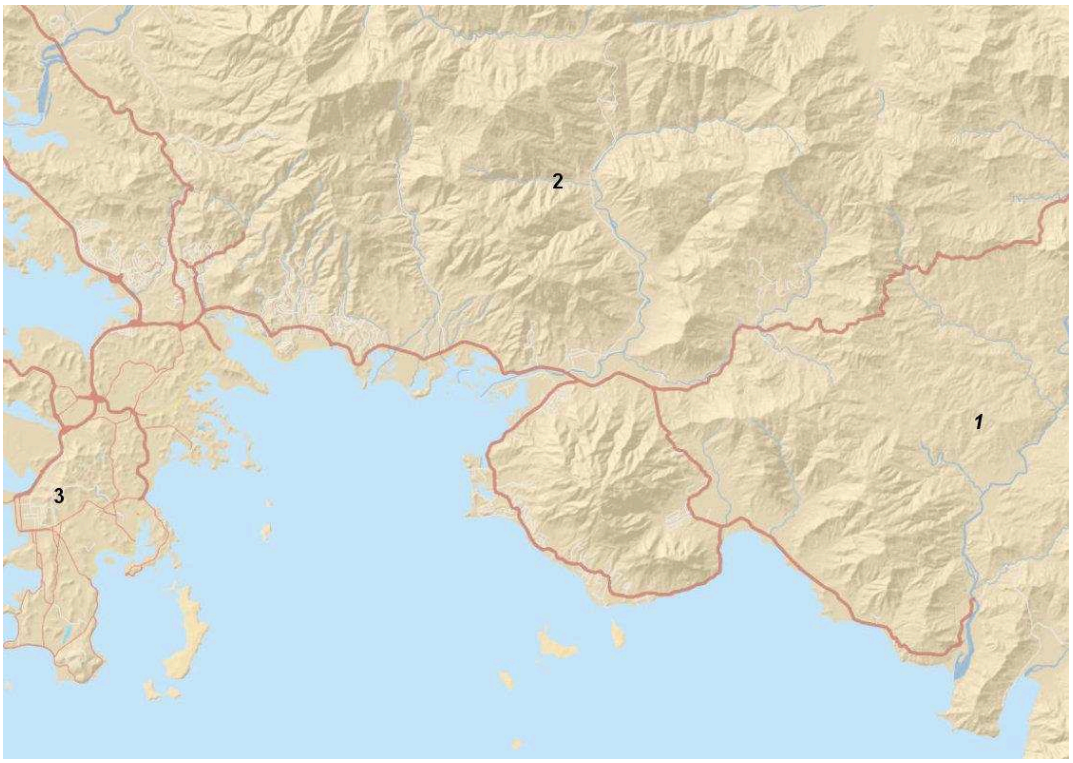


Figure 10 : situation des sites expérimentaux. 1 : ancienne pinède (FDS) ; 2 : mine orpheline (mine Claudette) ; 3 : verse à scories (SLN). (carte IGN 1/100000)

2.1.1. Site de l'ancienne pinède (FDS)

Le site de la Ferme du Sud est une ancienne zone sylvicole (Figure 11), situé dans le sud de la Nouvelle-Calédonie, sur un sol de type ferralsol. Cette expérimentation a pour but de déterminer la dose optimale de boues d'épuration à apporter pour une revégétalisation passive sur un sol sans végétation mais avec présence du topsoil.

Figure 11 : Vue satellite du site de l'ancienne pinède

2.1.2. Site de la mine orpheline (La coulée)

Situé dans le sud de la Nouvelle-Calédonie (Figure 12), la mine Claudette est une mine orpheline réhabilitée par la DRN (Direction des Ressources Naturelles) et la DDR (Direction du Développement Rural). En effet, cette mine de nickel a été exploitée il y a quelques années puis laissée telle quelle quand l'extraction n'était plus économiquement favorable. L'objectif de cet essai est de comparer l'effet des fientes des poules par rapport à celui des boues d'épuration sur la croissance végétale des espèces plantées.

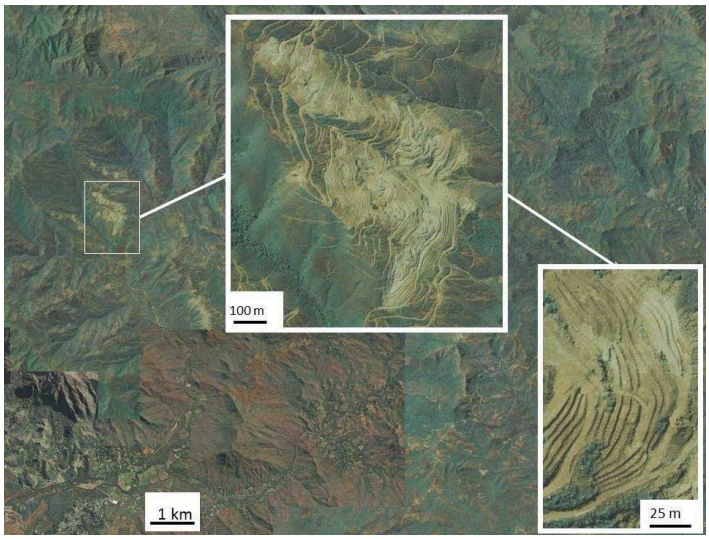


Figure 12 : Vue satellite du site de la mine orpheline (La Coulée)

2.1.3. Site de la verse à scorie (SLN, Doniambo)

Cette expérimentation se situe au centre de Nouméa sur un site industriel appelé SLN (Société Le Nickel) à Doniambo (Figure 13). L'étude expérimentale s'intéresse aux effets de la charge en biodéchet (présence ou absence de boues d'épuration), de l'inclinaison du terrain et du type de végétal mis en culture sur un substrat particulier, un déchet de l'industrie minière. Dans le cadre de cette expérience, il s'agit de valoriser deux déchets (Figure 14).

Figure 13 : vue satellite du site industriel de Doniambo (usine SLN).

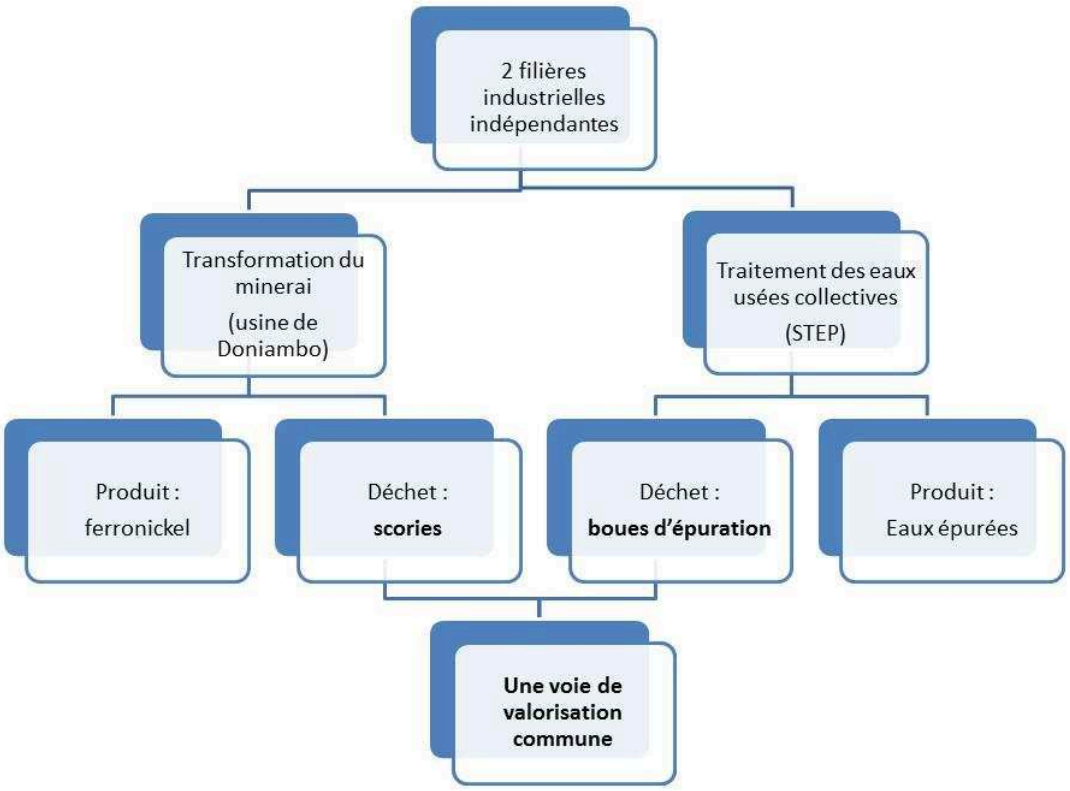


Figure 14 : Synoptique de l'expérimentation du site 3

2.2. Les caractéristiques climatiques

Les sites expérimentaux sont situés dans le Sud de la Grande Terre et assez proche de Nouméa. Les caractéristiques climatiques fournis par Météo-France indiquent des températures moyennes journalières qui présentent une évolution saisonnière de type sinusoïdale avec des valeurs entre 18°C en saison fraîche et 30°C pendant la période estivale. Le niveau d'ensoleillement est élevé et présente le même type d'évolution que celui de la température (Figure 15).

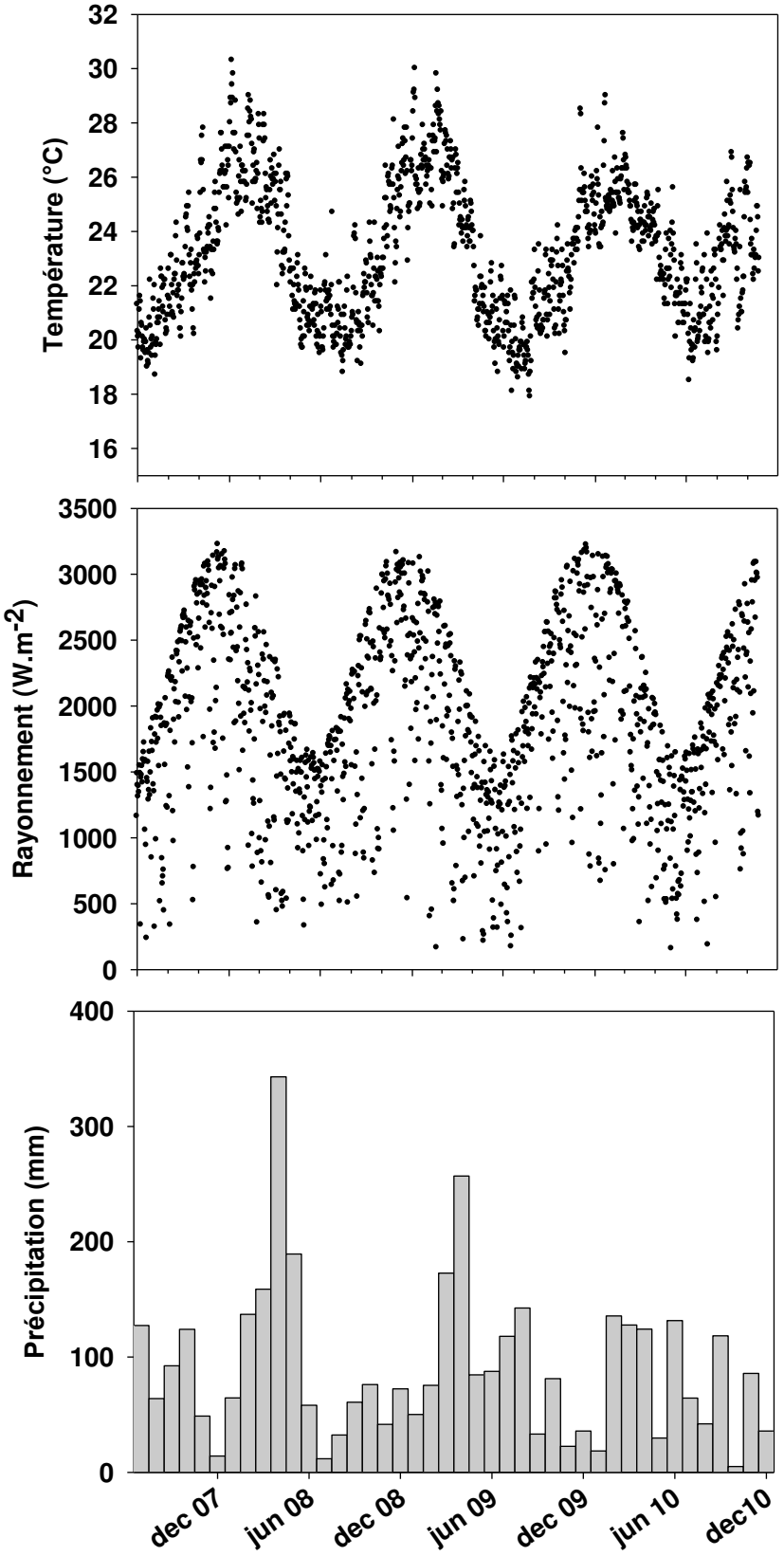


Figure 15 : Evolution des variables climatiques pendant la période expériementale (Données Météo-France, Station de Nouméa).

2.3. Échantillonnage

2.3.1. Les sols des expérimentations 1 et 2

Les prélèvements de sol sont effectués à l'aide d'une tarière Edelman sur une profondeur de 20 cm sur chacune des placettes. L'échantillon moyen est obtenu à partir de 9 prélèvements effectués de manière aléatoire sur chacune des placettes. Les échantillons sont mis en sachets pour un séchage à l'air libre, homogénéisés manuellement à l'intérieur du sac de prélèvement. Il est ensuite tamisé à l'aide d'un tamis de 2 mm puis mis de nouveau à sécher en étuve à 70°C pendant une journée minimum avant analyse.

2.3.2. Les végétaux

Les prélèvements de végétaux sont effectués de différentes manières selon les sites étudiées, arbre en entier pour le site de l'ancienne pinède ainsi que la verse à scories, feuilles et branches uniquement pour le site mine orpheline. Quel que soit l'échantillon, le traitement post récolte est identique pour tous. Dans un premier temps, une partie de l'échantillon est mis en sac au congélateur puis lyophilisé. Une autre partie est mise directement dans l'étuve à 70°C pour séchage avant minéralisation ou autre traitement.

Les échantillons lyophilisés sont stockés pour, si besoin, refaire des analyses complémentaires.

2.3.3. Analyses chimiques

***Capacité d'Echange Cationique* (CEC) des sols**

Pour les sols ferralitiques de Nouvelle-Calédonie, la méthode préconisée est celle basée sur $BaCl_2$ ur les sols tamisés (<2 mm) et séchés. Environ 2.5 g de sol est introduit dans un tube à centrifuger d'environ 50 mL. Il est rajouté 30 mL de la solution de baryum et le tube est mis sous agitation pendant 1h. Après cette agitation les tubes sont centrifugés à 3000 g pendant 10min. Le surnageant est alors transvasé dans une fiole jaugée de 100 mL. Cette manipulation (ajout de 30 mL de la solution de chlorure de baryum, agitation et centrifugation) est répétée 2 fois. Le volume de la fiole est complété au trait de jauge à l'aide de la solution de chlorure de baryum. Après agitation et filtration, le filtrat est conservé pour la détermination de la teneur en Na, K, Ca et Mg.

Sur l'agrégat de sol après traitement, il est ajouté 30 mL de la solution de chlorure de baryum et le tube est mis à centrifuger à 3000 g pendant 10 min. Le surnageant de cette centrifugation est jeté. Le tube avec son contenu et son bouchon sont alors pesés. Sur l'agrégat de sol, il est ajouté 30 mL de la solution de sulfate de magnésium et le tube est remis sous agitation pendant une nuit. A la fin de cette agitation, les tubes sont centrifugés à 3000 g pendant 10 min. La solution surnageante est transvasée, à travers un filtre de papier grossier (7 cm de diamètre) dans une fiole conique et conservée pour la détermination de Mg en excès.

La détermination des différents éléments Na, K, Ca, Mg et Mg en excès est réalisée par ICP-MS. Ainsi la CEC est calculée par différence de concentration entre les deux mesures.

Phosphore Olsen modifiée Dabin

Cette méthode d'analyse du phosphore assimilable est adaptée aux sols ferralitiques qui sont acides (Olsen, 1954). L'analyse est effectuée sur 2 g de sol tamisé et le phosphore est extrait par une solution d'hydrogénocarbonate de sodium et de fluorure d'ammonium, puis déterminé par colorimétrie.

pH du sol

Pour les mesures sur scories, les valeurs de pH et de conductivité sont mesurées à l'aide d'un analyseur multi-paramètres de terrain Consort C535.

Deux mesures de pH sont effectuées, une dans une suspension réalisée avec de l'eau distillée (pH_{eau}), et une autre avec du KCl 1M (pH_{KCl}) selon la norme internationale ISO 10390 (ISO, 1996). La mesure se réalise sur exactement 10 g de sol tamisé à 2 mm, et la lecture se fait à l'aide d'un pH-mètre (CyberScan pH 110, EUTECH instruments). La différence des deux mesures (pH_{H2O}-pH_{KCl}) indique le comportement du complexe d'échange : échangeur de cations quand ΔpH est positif, échangeur d'anions quand ΔpH est négatif.

Extraction du Fe, Ni et Cr échangeable et biodisponible dans les sols

Les fractions solubles, facilement échangeables et adsorbées, sont extraites par différentes solutions. En simulant les échanges ioniques responsables de la libération de métaux adsorbés sur la phase solide du sol, les solutions salines comme KCl (1 M) sont utilisées pour évaluer la teneur en métaux échangeables. Le DTPA permet de mettre en solution les éléments qui sont complexés à la matière organique. C'est donc l'agent chélatant le mieux adapté (log K [Fe^{2+}] = 16,2 ; log K [Fe^{3+}] = 27,7 et log K [Ni^{2+}] = 20,1) pour évaluer la biodisponibilité de métaux vis à vis des plantes (tel que Ni, Fe, Al, Pb, Cu, Zn, Cd, etc...) d'après Baker et Amacher (1982) et Lindsay et Norvell (1978). La biodisponibilité d'un élément est sa capacité à passer du sol à la plante, et cette concentration peut-être quantifiée par le DTPA (Juste et al., 1995). La mobilité et la biodisponibilité du fer, nickel et chrome sont réalisées à partir d'un extrait du sol tamisé à 2mm selon deux techniques :

- Par une solution de DTPA (0,005M) + CaCl2 (0,01M) selon la norme NF ISO 14870.

- Par une solution de KCl (1M)

Une analyse en spectrométrie d'absorption atomique (SAA), à la flamme, permettra de doser les concentrations de ces métaux (de l'ordre du $mg.L^{-1}$). Cette analyse consiste à faire passer un liquide à l'état de vapeur atomique et de mesurer la concentration déduite par quantité de lumière absorbée par les atomes lorsqu'ils sont éclairés par une source lumineuse adaptée à chaque élément (lampe spectrale). Dans le cas où les concentrations sont plus faibles (de l'ordre du $\mu g.L^{-1}$), la flamme est remplacée par un four graphite à l'intérieur duquel un tube en carbone graphite sèche, décompose et atomise l'échantillon.

Lixiviation des ions majeurs du sol

La concentration en phosphore, azote et autres ions majeurs, est déterminée par lixiviation à l'eau distillée puis analysée par chromatographie ionique. L'eau distillée simule

les conditions naturelles du lessivage du sol. Les racines puisent les éléments nutritifs nécessaires à la plante pour son développement dans l'eau du sol, il est donc important de s'intéresser au contenu de l'eau au contact du sol.

Les échantillons sont dosés par Chromatographie ionique sur colonne (881 Compact IC pro, METROHM) pour doser les ions Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^- , Br^- , NO^{3-}, SO_4^{2-}, F^-, NO_2^- et $P0_4^{3-}$.

Minéralisation des échantillons de matière sèche de végétaux

- **Minéralisation DigiPrep**

La minéralisation se réalise sur 0,5 g d'échantillon séché ainsi que sur un produit de référence (tomato leaves NIST 1573A). Cette minéralisation s'effectue par méthode à l'eau régale modifiée (un mélange de deux acides, l'acide nitrique et l'acide chlorhydrique) puis à l'eau oxygénée sur un appareil monobloc en graphite 24 positions, relié à un contrôleur à écran tactile (DigiPREP MS).

Les réactifs de minéralisation utilisés pour cette.

- **Minéralisation HACH Digesdhal**

La minéralisation se réalise sur 0.2g d'échantillon séché ainsi que sur un produit de référence (tomato leaves NIST 1573A) dans les mêmes conditions. Pour le dosage de l'azote, les digestions avec le Digesdahl utilisent l'acide sulfurique puis l'eau oxygénée sans catalyseurs métalliques. Le minéralisateur Digesdhal est composé d'un dispositif de chauffage, d'une cheminée de protection dans laquelleest positionné la fiole de minéralisation. Celle-ci est surmontée d'une colonne de fractionnement avec entonnoir à capillaire permettant d'ajouter l'eau oxygénée en gouttes à gouttes.

Mesure de l'azote dans les végétaux

L'analyse de l'azote total se réalise à l'aide de la méthode Nessler, une méthode colorimétrique nécessitant un spectrophotomètre mono faisceau DR5000 (Hach Lange). L'analyse se fait avec le kit TKN (Total Kjeldahl Nitrogen) sur 3 mL d'échantillon minéralisé par la méthode Digesdahl.

Mesure du phosphore dans les végétaux

L'analyse du phosphore total a été réalisée à l'aide de deux méthodes suivant le site d'étude.

Le produit de minéralisation au digesdhal est utilisé pour une révélation par la méthode colorimétrique Murphy et Riley (1962). Cette méthode nécessite, au préalable, un rehaussement du pH du minéralisat à une valeur proche de 2. Lorsque les concentrations sont sous le seuil de détection, l'analyse du phosphore total est effectuée sur les cendres : Une masse de végétaux est placée au four à moufle pendant 4 heures à 552°C, puis les cendres sont dissoutes dans une solution de HCl 1N. L'analyse des orthophosphates est ensuite réalisée par la méthode précédente.

La seconde technique analytique est l'analyse par ICP-MS (Agilent).

Analyse des métaux

L'analyse des métaux se réalise sur des échantillons minéralisés via un spectromètre de masse couplé à un plasma inductif (ICP-MS, Agilent). Cet appareil permet d'analyser simultanément plus de 20 métaux et autres éléments à l'état de traces et ultra-traces.

Analyse du carbone

Le carbone est analysé sur des échantillons de végétaux en poudre par analyse directe par analyseur CHN (Perkin Elmer 24010).

2.3.4. Analyses statistiques

Afin de mettre en évidence l'effet significatif entre les différents traitements, des tests de comparaisons sont réalisés à l'aide du logiciel SigmaStat 11.0 et Statgraphics Centurion XVI.

Les comparaisons entre les différents traitements sont réalisées à l'aide de test ANOVA à un seul facteur avec le seuil de significativité fixé à 0,05. Lorsque des différences significatives sont mises en évidence, des tests de Tukey ou Holm-Sidak sont réalisés pour distinguer les différences significatives entre les groupes. Malgré la robustesse de ce type d'analyse, lorsque les tests de normalité ou de variance ne sont pas suffisants, des tests non paramétriques Kruskal-Wallis sont réalisés.

Lorsqu'il est envisagé plusieurs variables explicatives, des ANOVA à 2 ou 3 facteurs sont employés. Toutefois, les conditions de validité ne sont pas toujours au rendez-vous et certains résultats sont donnés avec prudence.

Pour voir l'effet d'un facteur sur une variable étudiée en utilisant les mêmes individus d'un même traitement (évolution de la croissance par exemple au sein d'un même groupe), des tests ANOVA appariés sont réalisés.

La comparaison de la moyenne de variables issues de deux traitements différents est réalisée à l'aide de test-t.

L'étude de la répartition des effectifs en fonction d'une variable ou d'un couple de variable est évaluée par des tests de Chi-2. Toutefois, lorsque les effectifs attendus ne sont pas suffisants pour satisfaire les conditions de validité du test, même après regroupement, un test de Fisher-exact est effectué. Dans ce cas, un tableau de contingence 2×2 est mis en place par regroupements.

Lorsque des données peuvent être modélisées par des relations linéaires, ce qui est parfois le cas dans les vitesses de croissance initiale, les régressions linéaires sont réalisées. A cet effet une attention sera portée sur l'étude des résidus. La comparaison des différentes relations linéaires est réalisée à l'aide des tests ANCOVA.

Par ailleurs, la diversité des sites ainsi que la diversité des variables étudiées pour chaque site et pour chaque individu, implique que la description de ces données soit réalisée à l'aide d'outils d'analyses multivariés.

Lorsque les variables décrites sont des données quantitatives, les analyses en composante principale (ACP) sont utilisées. Dans le cas de variables nominales, l'analyse factorielle des correspondances (AFC) est utilisée. Par ailleurs, des méthodes de classification ont pu être employées.

CHAPITRE III

Etude de la végétalisation spontanée

CHAPITRE 3. ETUDE DE LA VÉGÉTALISATION SPONTANÉE

Ce premier chapitre est consacré à l'impact d'épandages de boues d'épuration sur le potentiel de germination (et de croissance) de graines présentes dans les sols latéritiques du sud de la Nouvelle-Calédonie. Cette expérimentation a été menée sur une parcelle issue d'une ancienne pinède gracieusement mise à disposition. Ainsi, le sol contient un stock de graines dont il est intéressant d'étudier le devenir suite à un apport de matière organique exogène.

Pour ce faire, la variable testée est la dose de boue d'épuration apportée sur les placettes, à savoir quatre doses différentes (0,5 ; 2 ; 8 et 30 t MS.ha^{-1}) et un témoin (sans boue), à raison de 5 réplications. Au total 25 placettes de 25 m², alignées en deux bandes sont donc étudiées. L'application de la matière organique s'est faite en plein avec enfouissement immédiat à l'aide d'un rotovateur.

Ce chapitre fait l'objet d'une publication intitulée « Sewage sludge application for spontaneaous plant restoration of New-Caledonian ferralsol ».

Cet article est complété par des résultats supplémentaires sur les végétaux : modèle de croissance, relation hauteur/diamètre, modèle production de bois ; ainsi que sur les sols : composition globale du sol, biodisponibilité du fer, nickel et chrome dans le sol, l'étude des spores de mycorhizes et l'effet des boues d'épuration sur l'adsorption du phosphore par ce sol en condition de laboratoire.

3.1. L'article : Sewage sludge application for spontaneous plant restoration of a New Caledonian Ferralsol (Soil Research, 2014, 52, 76-86)

Prescilia Velayoudon[A], Pascal Pagand[A], Peter Winterton[B], and Maritxu Guiresse[C,D,E]

[A]LIVE (Laboratoire Insulaire du Vivant et de l'Environnement), Université de Nouvelle-Calédonie, BP R4, 98851 Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie, France.

[B]Département Langues et Gestion, Université de Toulouse III – Paul Sabatier, 118 route de Narbonne, 31062 Toulouse Cedex, France.

[C]INP, UPS, EcoLab (Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement), ENSAT, Université de Toulouse, Avenue de l'Agrobiopole, 31326 Castanet Tolosan, France.

[D]EcoLab, CNRS, 31326 Castanet Tolosan, France.

[E]Corresponding author. Email: guiresse@ensat.fr

3.1.1. Abstract.

Soils from New Caledonia typically present poor nutrient content and large quantities of heavy metals such as nickel, chromium and cobalt, resulting in slow plant development. We evaluated the impact of sewage sludge application (0–30 t dry weight (DW) ha^{-1}) on the passive revegetation of a former pine plantation. The spontaneously regenerated plant cover

was mainly represented by the dominant Pinus caribaea, a shrub (Sannantha leratii), and a grass (Costularia comosa). The density of pine seedlings was significantly higher in the moderately amended zone (1.2 and 0.2 pines m^{-2} for 0.5 and 30 t DW ha^{-1} respectively). The same tendency was observed for S. leratii, but for C. comosa, no net change was observed. With no amendment, after 5 years many species were present, although aboveground biomass (0.3 kg m^{-2}) was low, whereas, with sludge amendment, aboveground biomass was high (5 kg m^{-2}) but diversity low. Amendment increased pine tree heights from 0.15 to 3.92 m with increased amendment from 0 to 30 t DW ha^{-1}. The uptake of nitrogen (N) by pine trees was also improved with sludge supply, as was the uptake of phosphorus (P). Regarding S. leratii, N and P levels were highest at the sludge dosage of 2 t DW ha^{-1}. Carbon storage in P. caribaea biomass increased from 0.40 to 180 kg m^{-2} with increased amendment applied. Five years after spreading at the highest amendment levels, available soil P remained enhanced. For heavy metal uptake by pine trees, no significant effect of sewage sludge was observed. The optimal dosage to stimulate biodiversity was 0.5–2 t DW ha^{-1} but maximal biomass was reached at 8–30 t DW ha^{-1}.

Additional keywords:

biosolids, forest nutrient availability, mine rehabilitation, revegetation, tropical soils.

3.1.2. Introduction

Most soils in New Caledonia are derived from ultramafic rocks that have low nutrient content and high levels of heavy metals (Becquer et al., 2001). This results in slow plant growth, meaning that coverage of the soil is not rapid and the soil therefore lacks stabilisation. Faster growing and denser plant cover would address the major issue of soil erosion in New Caledonia.

Sewage sludge from wastewater treatment is an organic resource that may be spread on agricultural land, reducing the need for inorganic fertiliser (Kowaljow et al., 2010). This method is used in crop production and has been recommended since the early 1970s in numerous countries, with appropriate regulations to limit potential hazards for human health and to avoid aquifer pollution and over-fertilisation. In European countries, e.g. in France, the maximum allowable 10-year supply is 30 t dry sludge per ha (JORF, 1998; Gavalda et al., 2005; Kowaljow and Mazzarino, 2007).

Sewage sludge application improves the physical properties of the soil, raising soil porosity, water infiltration and erosion resistance (Ojeda et al., 2008). It also affects chemical properties, increasing soil organic matter and, subsequently, soil fertility through bacterial mineralisation processes (Petersen et al., 2003). Such amendment has resulted in maize, wheat and sunflower yields approaching those reached with inorganic fertilisers (Gavalda et al., 2005). In addition to agricultural application, the positive effects on plant growth have helped in restoration of degraded sites. Previous studies have demonstrated that sewage sludge enhances plant re-colonisation of former mine sites (Rate et al., 2004), post-fire sites (Larchevêque et al., 2008) and industrial sites (Cox and Whelan, 2000). Moreover, sewage sludge application in forestry sites led to a significant increase in the production of trees such

as Pinus radiata (Kimberley et al., 2004; Wang et al., 2004), P. halepensis (Fuentes et al., 2007), Quercus ilex, P. pinea (Larchevêque et al., 2006) and P. sylvestris (Bramryd, 2002; Selivanovskaya and Latypova, 2006). This use of sludge, rather than for landfill or incineration, presents all the advantages of recycling nutrients.

The demand for wood is high in New Caledonia, and to reduce wood imports, a forestry program was established in the early 1970s. Pinus caribaea was chosen for the plantations because it is native to tropical regions (Central America), is fire- and salt-wind resistant, and grows fast. Recently though, this pine has been considered an invasive species in New Caledonia (Richardson and Rejmánek, 2004) and forestry is now oriented towards endemic species such as kauris and araucarias. The literature on inorganic fertilisation of plants is abundant; however, little is known about sludge application or spontaneous germination in a former pine forest. The study was conducted to verify the effect of spreading dehydrated sewage sludge onto a Ferralsol to enhance regeneration of the plant cover. The aims were therefore to examine how the sewage sludge affects (i) the spontaneous germination of seeds in the topsoil, (ii) species diversity, and (iii) the growth of these species and their composition in nutrients, carbon and trace elements. We focussed on nickel (Ni), zinc (Zn) and particularly chromium (Cr), which are naturally rich in this soil, and followed how their levels were affected by the amendment in various plant compartments. In addition, some of the endemic species that germinated have been little studied, so the present work was also an opportunity to obtain information about them.

3.1.3. Materials and methods

Biosolids description

The municipal aerobic activated sludge wastewater plant in Koutio, New Caledonia, treats effluent only from domestic sewage (population 30 000). After pre-treatment involving screening and desanding, biological treatment in a basin was followed by settling in a clarification tank. The settled matter was passed through a filter press, giving a fresh non-sanitised sludge, with a dry matter (DM) content of 15%. Organic carbon was measured according to ISO normalisation (NF ISO 10694). The raw sludge, analysed after dissolving with the aqua regia method, had high nutrient content (nitrogen (N), phosphorus (P), calcium (Ca) and magnesium (Mg) and levels of metal trace elements below the French limits (JORF, 1998) for agricultural spreading (Tableau 9).

Tableau 9 :Sewage sludge composition and limit values permitted in France for sewage sludge application in agriculture

	Sludge data	Limit values[A]
Water content (% fresh weight)	15	
Composition on a dry matter basis		
Organic matter (%)	77	
Organic carbon (g.100 g^{-1})	22.1	
N (g 100 g^{-1})	6.26	
P (g 100 g^{-1})	2.46	
Ca (g 100 g^{-1})	1.28	
Mg (g 100 g^{-1})	1.12	
K (g 100 g^{-1})	0.88	
Cu (mg kg^{-1})	137	1000
Zn (mg kg^{-1})	591	3000
Cr (mg kg^{-1})	119	1000
Pb (mg kg^{-1})	20	800
Ni (mg kg^{-1})	78	200
Cd (mg kg^{-1})	0.8	10
Fe (mg kg^{-1})	8031	
Hg (mg kg^{-1})	1	

[A]Since January 1998 (JORF, 1998).

Soil sampling and site description

In 2005, a trial was carried out in a former plantation of Pinus caribaea to test the effects of sewage sludge on self-restoration of the plant cover from the soil seed bank. The study site was in the south of New Caledonia (22°10′44.48″S, 166°42′41.69″E; altitude 145 m). Meteorological records since the start of the test give the mean annual rainfall as 1800 mm, annual mean temperature 23°C, and average global radiation 1870 J cm^{-2} day^{-1} (Bonvallot et al. 2013).

In each plot, soil was sampled using an Edelman auger (AMS Inc., American Falls, ID, USA) to a depth of 20 cm. Ten units were randomly taken, placed into a polyethylene bag and vigorously homogenised. The soil samples were then dried in the open air for 72 h and sieved to 2 mm. The red-coloured soil was an Acric Ferralsol according to World Soil Reference Base, naturally poor in organic matter as described in Tableau 10. The pH of the soil was ~5, and as expected for an acid soil, the cation exchange capacity was very low. The soil fertility was poor with low levels of available P; Olsen's modified Dabin's method (Mathieu and Pieltain, 2003) gave 1.2 mg kg^{-1}. Total N was analysed by the Kjeldahl method (Bremner et al., 1996). Trace element content was determined in aqua regia digest; 3 g soil was mixed with 21 mL HCl and 7 mL HNO_3 for 12 h, then heated to 150°C for 2 h, according to ISO normalisation (ISO 11466). Trace metals were present in low amounts, except Cr, Zn and Ni. The Cr, analysed by atomic absorption spectroscopy and then polarography, was not in the highly toxic Cr(VI) form but mainly occurred as Cr(III) (oxides and hydroxides). Both aqua regia and alkaline fusion extraction gave the same values, except for Zn, where the aqua regia value (76.3 mg.kg^{-1}) was within with regulatory requirements (300 mg kg^{-1}) whereas alkaline fusion dissolved all of the Zn, resulting in higher levels (356 mg kg^{-1}), which were therefore above the norm. Soil levels of Cr and Ni were also above the norm for soils

considered suitable to receive sludge. These were total soil concentrations and not bioavailable concentrations.

Tableau 10 : Main physical and chemical properties of the soil (n = 6) and limit values permitted in France for sewage sludge application. CEC, Cation exchange capacity; EC, exchangeable cations, measured in ammonium acetate

	Soil data	Limit values[A]
pH_{water}	5.22	
pH_{KCl}	4.90	
Total C (g kg^{-1} soil)	14.5	
Total N (g kg^{-1} soil)	1.8	
Total P (g kg^{-1} soil)	0.004	
CEC ($cmol_c.kg^{-1}$ soil)	4.45	
EC K ($cmol_c.kg^{-1}$ soil)	0.03	
EC Mg ($cmol_c.kg^{-1}$ soil)	0.05	
EC Ca ($cmol_c.kg^{-1}$ soil)	0.14	
EC Na ($cmol_c.kg^{-1}$ soil)	0.03	
Particle size distribution		
Sand %	76.3	
Silt %	14.8	
Clay %	8.9	
Analysed after soil alkaline fusion		
Fe_2O_3 (g 100 g^{-1})	26.2	
Al_2O_3 (g 100 g^{-1})	12.8	
SiO_2 (g 100 g^{-1})	36.7	
Cr_2O_3 (g 100 g^{-1})	10.14	
TiO_2 (g 100 g^{-1})	0.76	
Co (g 100 g^{-1})	0.02	
CaO (g 100 g^{-1})	0.6	
K_2O (g 100 g^{-1})	0.02	
MgO (g 100 g^{-1})	0.02	
Mn (mg kg^{-1} soil)	790	
Cu (mg kg^{-1} soil)	19	100
Zn (mg kg^{-1} soil)	356.5 (76.3[B])	300
Cr (mg kg^{-1} soil)	68 000	150
Pb(mg kg^{-1} soil)	<25	100
Ni (mg kg^{-1} soil)	1315.3	50

[A]Since January 1998 (JORF 1998).

[B]Aqua regia extraction.

The experimental zone comprised two 6-m-long bands covering a total surface area of 0.1 ha (Figure 16). Within this area, five main plots were marked out and each was separated into five subplots. Each subplot measured 5 by 5 m and was surrounded with a 1-m buffer zone to allow movement around the subplots and to limit subplot interactions.

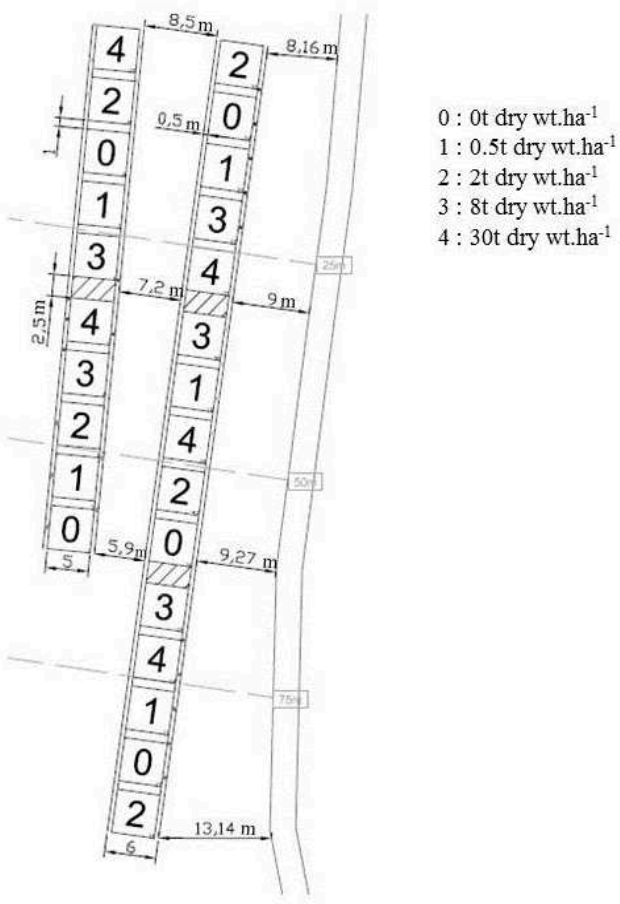


Figure 16 : Experimental site set-up.

Experimental design

To prepare the experimental plots, both strips of land were completely cleared of vegetation. The stumps of the old planted pines were mechanically removed and the rest of the vegetation was flailed to fragments. The topsoil was tilled to 20 cm depth with a grubber, and the plots were marked out with wooden corner posts.

Sewage sludge was taken at the outlet of the water treatment station and transported directly to the experimental site for immediate spreading in September 2005. All five subplots from each main plot were randomly amended with one of five sludge dosages: 0 (control subplot), 0.5, 2, 8 and 30 t dry weight (DW) ha^{-1}. The dewatered fresh sludge was manually spread on the surface of each plot and rotavated into the soil to 20 cm depth.

Vegetation monitoring and sampling

Observations were conducted on the plants that had emerged from the seeds naturally present (soil seed bank). Species composition was dominated by three plants. Follow-up work focussed on two or three dominant species, based on the data obtained. Measurements were repeated 2.5, 3, 3.5 and 5 years after sludge application. Mortality was calculated between two measurements.

In 2010, the aboveground biomass of all of the dominant species was removed and all other species were sampled on 10% of the surface of each treatment plot. The different parts of the plants (stems, foliage and branches) were separated and weighed. Samples from each treatment and each subplot were dried for 1 week at 60°C in an oven for analysis. Separation of different plant parts was not the same in all species, i.e. trees were separated into three compartments (foliage, branches and stems) and shrubs into two compartments (stems and foliage). Total aboveground biomass was also measured.

Chemical analyses

Vegetation samples were digested with concentrated HNO_3/H_2O_2 in a digestion apparatus (DigiPREP: SPS Science, Quebec), and P and heavy metals in the digest were determined using inductively coupled plasma-mass spectroscopy (ICP-MS) (Agilent 7700; Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA).

The mineralisation accuracy was estimated using tomato leaves (1573A, NIST) as a standard reference material. Depending on the metal, recovery was ~80%.

To assess N uptake by plants (except the dominant species), samples were digested in sulfuric acid and hydrogen peroxide at high temperature (440°C) in a digestion apparatus (Digesdahl®, Hach Co., Loveland, CO, USA). Nitrogen was quantified with Nessler's procedure using a DR5000 spectrophotometer (Hach procedure). Carbon and N in the dominant species (P. caribaea) were determined by CHN method on powdered samples.

Statistical analyses

The effect of the amendment on tree heights, mortality, and nutrient and heavy metal concentrations in biomass was evaluated using a one-way analysis of variance (ANOVA). A Kruskal–Wallis one-way ANOVA on the ranks was used when normality or equal variance tests failed. When the difference between treatments was found to be significant, multiple comparisons were made using Tukey's or Dunn's tests. Comparisons of mean heights of a single plot between two measurement periods were analysed using a t-test. All statistical analyses were carried out using SigmaPlot v11 software (Systat Software Inc., San Jose, CA, USA). For trace element comparisons, a two-way ANOVA was carried out to compare treatments, plant parts and their interactions (treatments × plant parts).

3.1.4. Results

Properties of sewage sludge

Concentrations of N and P were high (6.26% and 2.46%, respectively, in sludge DW; Table 2). Calcium (1.28%) and Mg (1.12%) were also quite high. Therefore, the sludge was relatively rich in the major nutrients (N, P, Ca and Mg). Concentrations of trace elements were low and well below the French limits for land application (JORF, 1998), even for Ni and therefore should not limit use through land application.

Plant cover after 5 years

Five years after spreading of sludge, the plant cover on all subplots of the experimental site was mainly accounted for by the exotic tree P. caribaea, a local shrub Sannantha leratii, and an endemic grass Costularia comosa. As mentioned, P. caribaea was introduced into New Caledonia in forestry plantations to enhance wood productivity but is now considered as an invasive species. Sannantha leratii (Myrtaceae, previously named Babingtonia leratii) is a small shrub (~1.5 m) with rapid growth and low water and sunlight requirements. It is frequently found among the scrub growing in mining spill on ultramafic substrate. Costularia comosa (Cyperaceae) grows in clumps of diameter up to 1.5 m. It also contributes to mining scrub.

These three species showed very different behaviour regarding density (Figure 17). Pinus caribaea showed a constant density for the first four treatments (~1.1 trees m^{-2}) and then a sharp drop (0.2 trees m^{-2}) for the highest dosage treatment. The density of S. leratii decreased from 1 to 0.1 shrub m^{-2} as the sludge dosage increased. In the case of C. comosa, density increased for the first two treatments and then decreased for the last three, higher dosages. The highest density was at 0.5 t DW ha^{-1}, while density was zero at 30 t DW ha^{-1}.

Sannantha leratii and P. caribaea were the most recurrent ligneous species in this experiment (Figure 18), and therefore, they were the only two considered separately for the biomass and nutrient study. Costularia comosa was considered only in the 'Other' group because it did not present enough biomass. The 'Other' group included another indigenous grass (Lepidosperma perteres), juvenile trees (Myodocarpus fraxinifolius, Alphitonia neocaledonica, Eugenia sp., Cloezia sp.), an exotic grass (Paspalum sp.), lichen (Cladonia pycnoclada) and moss. Litter was defined as all dead plant material deposited on the ground.

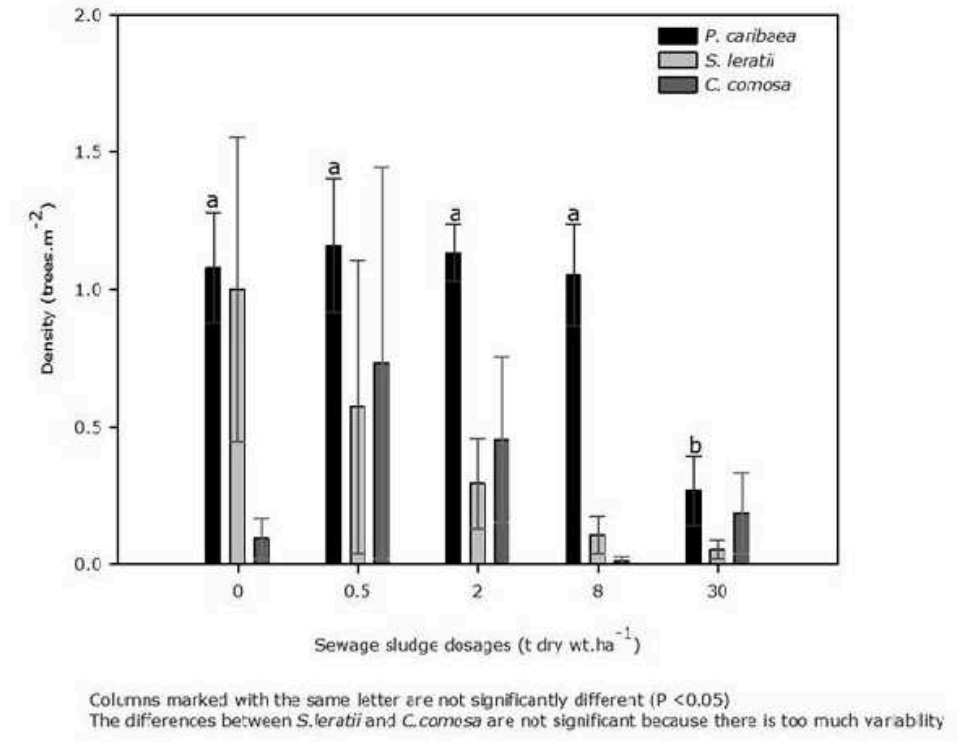


Figure 17 : Density of three dominant ligneous species v. quantity of sludge over the 5 years of amendment.

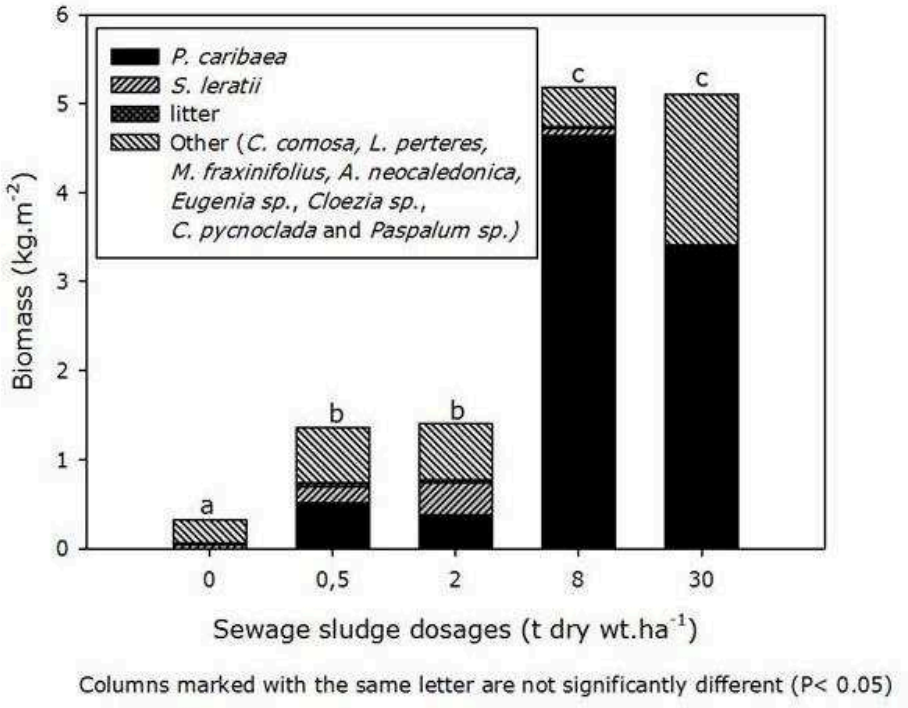


Figure 18 :Total aboveground biomass at 5 years as a function of the dosage of sludge amendment.

The total aboveground biomass is presented (Figure 18) for the control and four treatment groups (kg dry biomass m^{-2}): 0.32 for the control; 1.35 and 1.40 for 0.5 and 2 t DW sludge ha^{-1}, respectively; and 5.17 and 5.10 for 8 and 30 t DW sludge ha^{-1}. For the three lowest sludge treatments, P. caribaea biomass was less than that of the rest of the biomass (S. leratii and 'Other'). For the two highest levels of sludge application, the P. caribaea biomass was dominant. For the 30 t DW ha^{-1} treatment, 'Other' was mainly represented by Paspalum sp. (95%). For P. caribaea biomass, the foliage represented 30% of total biomass, stems 60% and branches 10%.

Plant cover was diversified but dominated by pine trees, which alone were to be monitored for the whole 5 years.

Pine tree mortality and growth

Pine germination was highest on the control plot (Figure 19). After a 2.5-year growth period, the tree density on each plot decreased from 1.2 ± 0.1 to 0.3 ± 0.1 plants m^{-2} with increasing sludge dosage. Nevertheless, only the plots treated with 30 t DW ha^{-1} of sewage sludge presented a significantly lower density of trees during the whole 5 years of monitoring ($P < 0.01$).

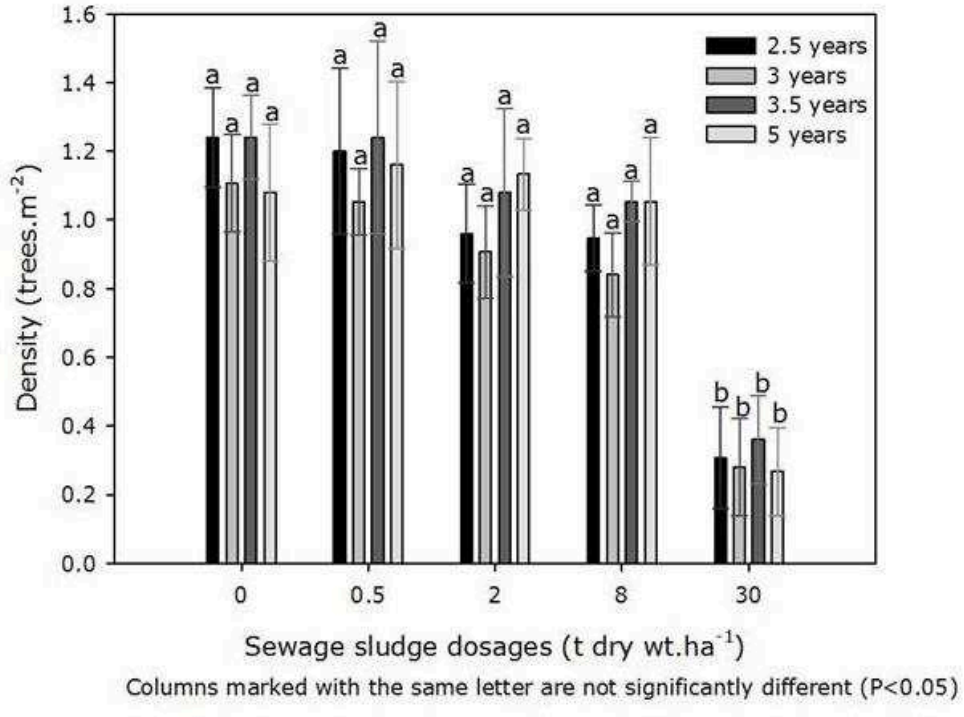


Figure 19 : Pine tree density v. sludge application dosage for the different periods of time. Capped lines are ± s.e.

Between the first and second measurement, the control series presented the highest plant mortality (25%) compared with the highest dose (14%). Between the second and the third measurements, new pines trees emerged so no overall mortality was observed. However, between the third and the last measurement, mortality occurred once more. In general, due to

the appearance of new trees, between the first and the last measurement, mortality appeared only for the control plot (20%).

Increasing the sludge level in the soils resulted in an increase in pine height (Figure 20). Comparison of all five treatments, at each measurement time, indicated a first group with the highest growth (including the treatments 8 and 30 t DW ha^{-1}) and a second group with the lowest growth (including the treatments 0.5 and 2 t DW ha^{-1}), with no significant differences observed within groups (P = 0.132 and P = 0.051 for the first and second groups, respectively, after 5 years). Sapling heights in these two groups were significantly greater than in the control group (P < 0.001). This means that growth was greatest for the highest level of amendment, 30 t DW ha^{-1}.

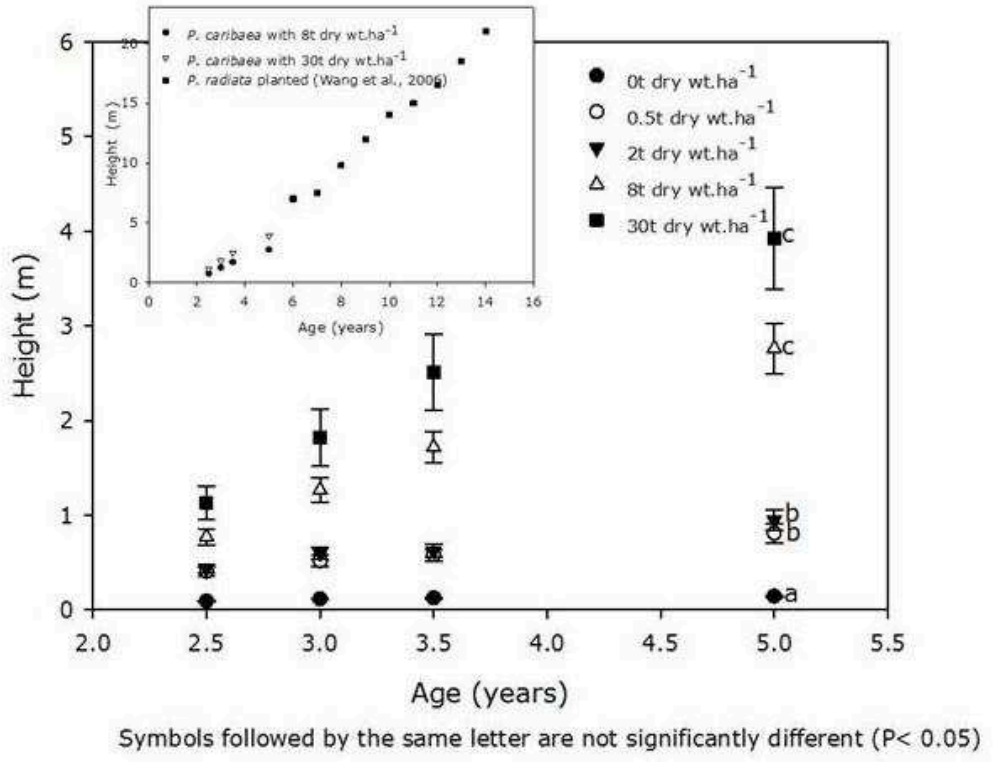


Figure 20 : Pine tree height v. age as a function of the different dosages of amendment in the current study and from Wang et al. (2006). Capped lines are ± s.e.

During the 5 five years of the experiment, pine growth rates were linear and can be represented by the slope of each regression. All linear models were significant (P < 0.01) except in the case of the control plot (P = 0.056). Moreover, all slopes were significantly different from zero except that for the control plot. With no amendment, the growth rate was 0.018 m $year^{-1}$. For the treatment 2 t DW ha^{-1} the growth rate was 0.20 ± 0.01 m $year^{-1}$, for 8 t DW ha^{-1} growth rate was 0.78 ± 0.05 m $year^{-1}$, and for 30 t DW ha^{-1} growth rate was 1.10 ± 0.08 m $year^{-1}$.Treatments with low dosages showed similar growth rates (0.16 and 0.20 m $year^{-1}$ for 0.5 and 2 t DW ha^{-1}, respectively; P > 0.05). For the highest level of amendment, growth rates were significantly higher (P < 0.001). The growth of trees in the current study (Figure 20) for treatments 8 and 30 t DW ha^{-1} agree with the study of Wang et al. (2006), who reported similar growth for a plantation of P. radiata.

Moreover, application of amendment significantly increased diameter of P. caribaea trees and, consequently, tree volumes. There was a direct relationship between height and diameter of pines; after 5 years without sludge, average diameters were 0.01 m for 0.08 m height. With sludge treatment of 30 t DW ha^{-1}, average diameters were ~0.09 m for a height of 6 m.

Nutrient content in biomass

Regardless of species, the distributions of N and P concentrations in the plant were similar (Figure 21). Across treatments, the concentration of N in P. caribaea (Figure 21) was significantly higher in foliage than in stems and branches (P = 0.010 and P = 0.020 for stems and branches, respectively). Nevertheless, groupings were not clearly established between treatments for foliage, except for the control plot where foliage N was significantly higher than for all other treatments. The level of N in S. leratii (foliage and stems) showed no difference between treatments. However, concentrations were higher in foliage than in stems for each treatment, as for P. caribaea.

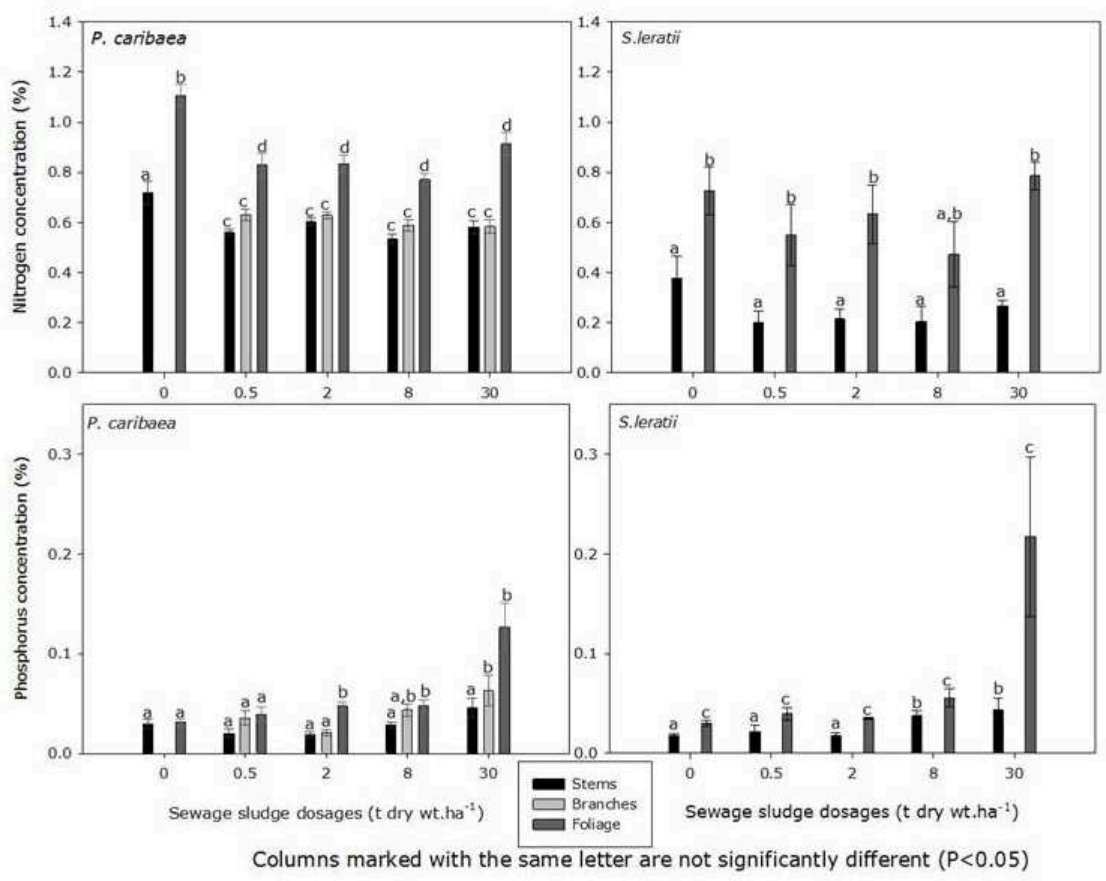


Figure 21 : Nitrogen and phosphorus concentrations in 5-year-old P. caribaea and S. leratii as a function of the dosage of sludge amendment. Capped lines are ± s.e.

For P concentrations in P. caribaea, no significant differences occurred across treatments except at 2 and 30 t DW ha^{-1}, where P in foliage was found to be higher than in branches. Unlike the N concentration in S. leratii, the P concentrations were statistically higher (0.22% for foliage and 0.04% for stems) at the highest application levels. Unlike N, in

both parts of the plant, P concentration was highest in the higher treatment plots. Whatever the species, there were no statistical differences in the concentrations of P and N.

The biomasses of species were, however, very different, so the quantities obtained for each species were different, by a factor of 10 for P. caribaea. Expressed per unit biomass (Figure 22), the shape of the graphs changed drastically between the two plant species. Nitrogen and P quantities were >100-fold greater in P. caribaea than S. leratii. Considering P. caribaea, the quantity of N and P increased with sludge application rate. By contrast, the quantity of N and P in S. leratii increased with sewage sludge dose for the first three doses, and then decreased with the two highest doses.

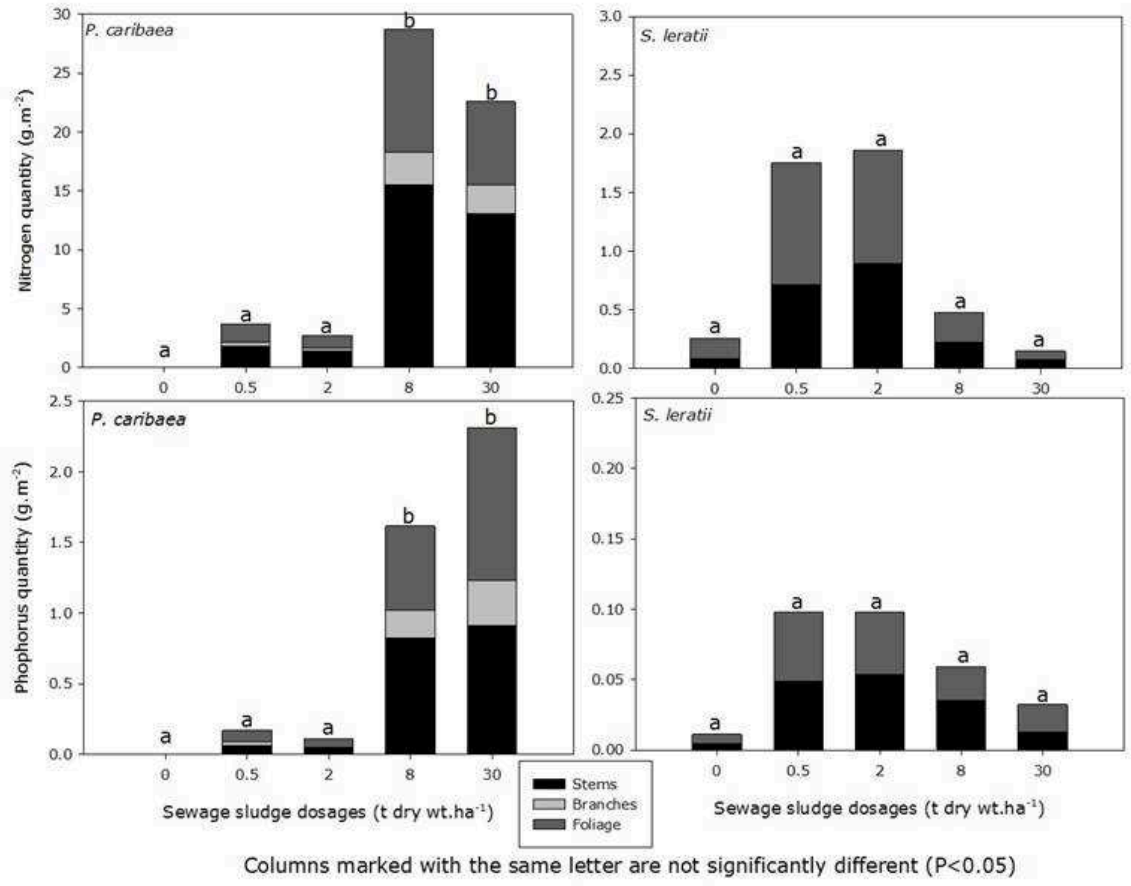


Figure 22 :Quantities of nitrogen and phosphorus as a function of the dosage of sludge amendment.

Available soil phosphorus

Five years after sludge application, the amount of soil P potentially available for the plant showed two main trends (Figure 23). The first comprises the four treatments with 2–10 mg P kg^{-1}. The second trend was for the sludge treatment of 30 t DW ha^{-1}, with ~80 mg kg^{-1} of P potentially available for plants, which was ~8 times higher than with the other amendments. This treatment had a significant effect on soil P availability.

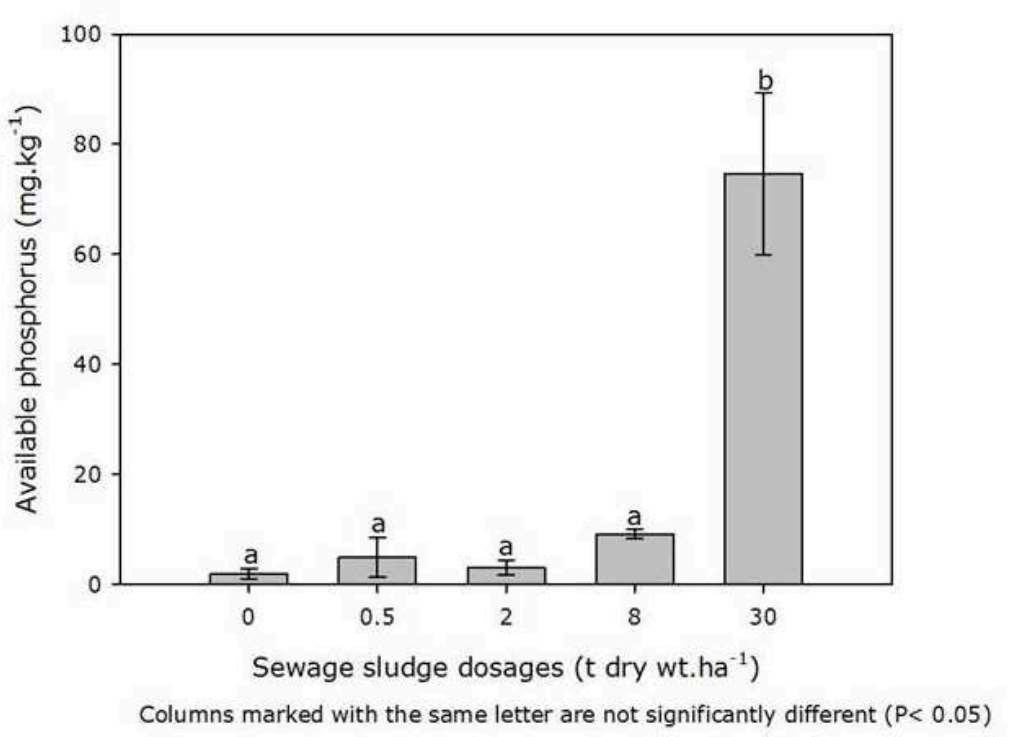


Figure 23 : Available soil phosphorus versus sewage sludge dosage 5 years after spreading. Capped lines are ± s.e.

Clearly from Figure 21and Figure 23, a good correlation exists between the concentration of P in plants and the potentially available soil P extracted with Olsen's modified Dabin's method.

Carbon content in pines

The carbon concentration in the aboveground biomass of P. caribaea ranged between 48% and 51% of the dry weight (Figure 24). The level of carbon in P. caribaea was greater in stems than in other compartments. In branches, when this compartment was relevant, carbon levels were lower than in either foliage or stems. Furthermore, the amount of carbon stored in the form of biomass was negligible for the first three treatments, whereas for the last two the quantities were high. The maximum amount stored in plants in the treatment 8 t DW ha^{-1} was 1.4, 0.6 and 0.2 kg m^{-2} for stems, foliage and branches, respectively.

Pine carbon storage in biomass was ~2 t C ha^{-1} for treatments of 0.5 and 2 t DW ha^{-1} and ~20 t C ha^{-1} for the two highest sludge treatments. With no sludge, carbon storage by pine trees was only 0.003 t C ha^{-1}.

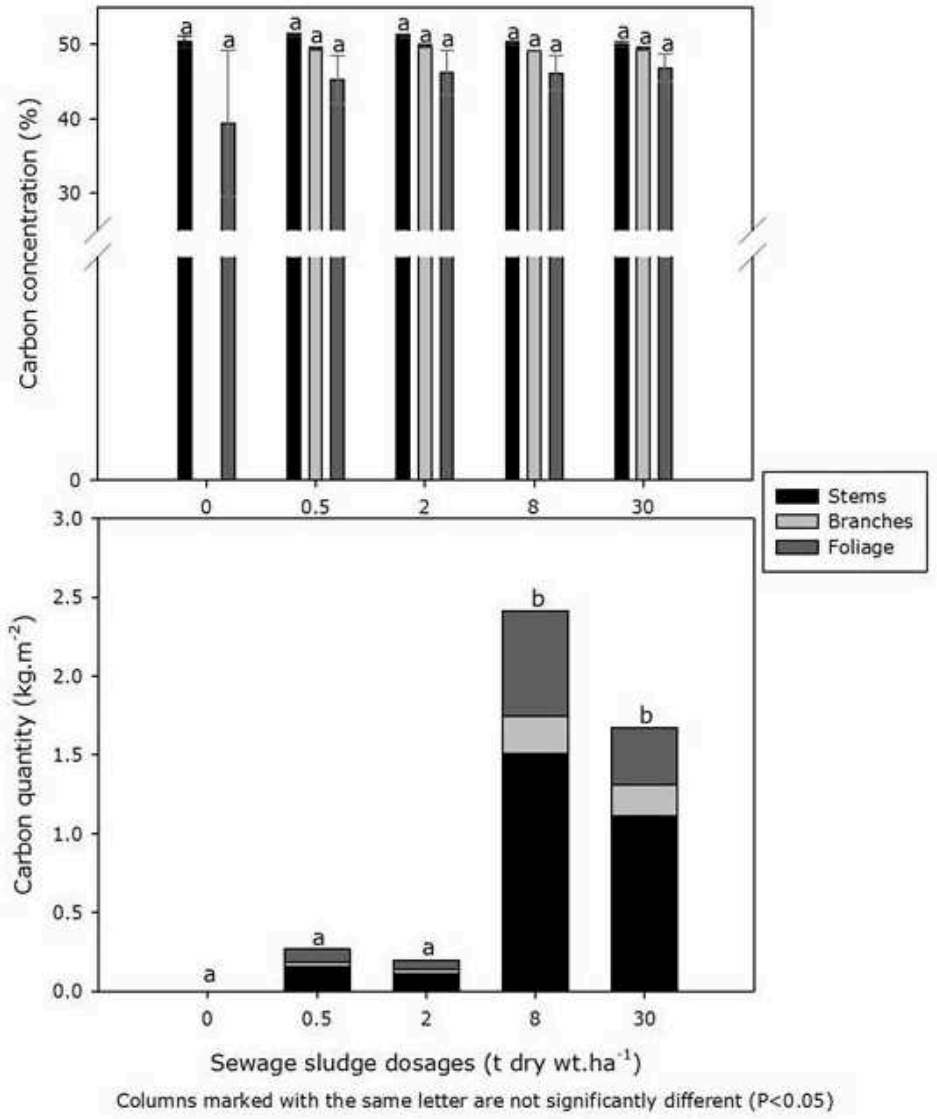


Figure 24 : Carbon concentration and carbon quantity in 5-year-old pine trees. Capped lines are ± s.e.

Plant heavy metal content

Trace element concentrations in the aboveground biomass (Tableau 11) are specified by treatment, by plant part, and in whole aboveground biomass. For the branch compartment, there were no data for the control plot as no branches had formed.

Trees from the control plot were very small and covered with earth dust. Despite repeated rinsing, a little dust always remained on the plants. Consequently, the geochemical signature of the soil influenced the metal analysis values, resulting in high amounts of Cr, Ni, iron (Fe) and aluminium (Al) in the small plants of the control plots. Accordingly, for this plot, only values from the two highest and least dusty trees were noted. Due to its low representativity, the control plot was not taken into account for statistical studies of metal distribution. Regarding the effect of sludge treatment on metal concentration in the different

parts of the plants (stems, branches or foliage), no significant differences were observed for most trace metals. However, Al and Ni did present small differences; in foliage, Al concentrations were significantly higher in the 30 t DW ha^{-1} treatment than in the two lowest treatments (0.5 and 2 t DW ha^{-1}); for Ni, stem concentrations were significantly greater for the highest sludge treatment than for the others. Except for these two metals, no effect of sludge dose on metal absorption was evident. Due to contamination with the soil, control plot values showed higher values.

Regarding the effect of plant compartment on metal concentration for the different sludge treatments, no significant differences were observed for Mg, Cr, Fe, Ba or Cd. For Al, Ca, Co, Mn, Zn and Ni, the foliage concentrations were usually significantly greater than the concentrations for all sludge treatment levels. For Cu, differences were not as clear.

Two-way ANOVA performed only on the amended plots indicated that combined effect (treatment × plant compartment) had no effect on plant metal absorption. For metal concentrations in the whole plant, the highest were found in the control plot where contamination with soil may occur. Some trace elements appeared to slightly increase with sludge treatments (Al, Fe, Co, Ni, Zn, Ba); nevertheless, no significant differences were established.

Tableau 11 : Concentrations (µg g^{-1}) of trace elements in pine trees 5 years after sludge application. Values in italics do not include all data, only those from the most representative trees, and are not taken into account in analyses. Within a column, means followed by the same letter are not significantly different at P = 0.05. n.d., Not determined

Appl. rate (t DW ha^{-1})	Mg	Al	Ca	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ba
Stem											
0	312	273	440	9.8	182	286	0.3	5.1	3.1	19.7	5.2
0.5	340 ± 35	105 ± 9	309 ± 46	1.8 ± 0.5	26 ± 4	66 ± 12	0.1 ± 0	2.9a ± 0.7	3.0 ± 0.4	8.1 ± 1.3	2.1 ± 0.7
2	572 ± 8	105 ± 14	221 ± 20	2.3 ± 0.7	34 ± 7	86 ± 17	0.1 ± 0	2.5a ± 0.9	4.2 ± 1.1	11.5 ± 1.6	4.3 ± 1.6
8	502 ± 76	115 ± 11	330 ± 43	1.9 ± 0.9	22 ± 3	115 ± 65	0.1 ± 0	2.0a ± 0.6	2.5 ± 0.2	9.9 ± 1.3	2.4 ± 0.8
30	467 ± 98	140 ± 30	254 ± 49	2.1 ± 0.7	40 ± 19	87 ± 22	0.2 ± 0.1	10.3b ± 3	4.3 ± 2.2	10.9 ± 2.2	2.9 ± 0.7
Branch											
0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
0.5	393 ± 75	104 ± 16	373 ± 46	3.7 ± 1.1	63 ± 8	93 ± 20	0.1 ± 0	4.7 ± 1.6	5.3 ± 1.2	14.2 ± 2.1	3.7 ± 1.1
2	534 ± 76	122 ± 51	341 ± 25	4.8 ± 3.8	43 ± 5	172 ± 120	0.2 ± 0	4.9 ± 1.3	5.7 ± 1.9	11.9 ± 1.8	1.7 ± 0.4
8	548 ± 79	138 ± 26	513 ± 43	1.3 ± 0.2	78 ± 21	69 ± 8	0.2 ± 0	4.2 ± 0.7	7.2 ± 1.6	18.0 ± 1.4	4.3 ± 1.0
30	554 ± 87	153 ± 51	407 ± 91	0.9 ± 0.2	62 ± 20	71 ± 27	0.1 ± 0	10.3 ± 3.4	2.6 ± 0.5	15.2 ± 2	3.8 ± 1.0
Foliage											
0	387	299	995	3.2	545	132	0.3	7.4	2.2	21.3	3.2
0.5	554 ± 108	193a ± 16	706 ± 47	1.5 ± 0.2	231 ± 34	69 ± 6	0.2 ± 0	9.4 ± 2.1	1.9 ± 0.2	20.4 ± 3	4.8 ± 3.1
2	823 ± 121	222a ± 25	789 ± 88	1.6 ± 0.3	181 ± 27	104 ± 28	0.3 ± 0	5.2 ± 1.4	3.3 ± 1.1	16.0 ± 1.7	2.3 ± 0.5
8	694 ± 106	274ab ± 31	784 ± 111	1.7 ± 0.2	156 ± 19	121 ± 35	0.2 ± 0	7.9 ± 1.7	3.7 ± 1.5	18.8 ± 1.8	5.1 ± 1.3
30	677 ± 176	332b ± 49	799 ± 183	1.8 ± 0.3	189 ± 26	80 ± 10	0.2 ± 0	10.1 ± 3	3.4 ± 0.6	23.8 ± 2.9	4.9 ± 1.2
Whole plant											
0	335	281	606	7.8	291	240	0.3	5.8	2.8	20.2	4.6
0.5	411 ± 70	130 ± 11	428 ± 56	1.7 ± 0.4	86 ± 8	68 ± 7	0.1 ± 0	4.9 ± 1.6	2.9 ± 0.4	12.1 ± 1.4	3.2 ± 0.9
2	606 ± 152	135 ± 5	385 ± 9	2.0 ± 0.1	69 ± 10	88 ± 17	0.2 ± 0	3.4 ± 0.5	3.7 ± 1.2	12.8 ± 1.6	3.3 ± 1.2
8	463 ± 61	147 ± 11	458 ± 38	1.5 ± 0.6	63 ± 5	92 ± 31	0.2 ± 0	3.9 ± 0.4	3.5 ± 0.1	12.2 ± 1.4	3.4 ± 0.4
30	485 ± 68	177 ± 28	432 ± 55	2.1 ± 0.3	78 ± 15	73 ± 15	0.2 ± 0	8.2 ± 3.2	4.5 ± 2.3	15.7 ± 2.4	3.6 ± 0.2

3.1.5. Discussion

In this study, seeds from the topsoil were left to germinate spontaneously. The composition of the resulting plant cover depended on the dosage of sewage sludge applied; for the lowest doses, the soil still presented low fertility and was favourable for native species, the main ones being S. leratii and C. comosa. By contrast, for the highest levels of application, the soil was greatly enriched and more favourable to exotic species suited to these conditions. Consequently, P. caribaea and Paspalum sp. predominated, and although native species germinated they were unable to develop.

The density of successfully germinated pine seedlings decreased as amendment increased. The salts contained in the sludge, leading to high electrical conductivity, might have a negative effect on germination as previously shown by Myers and Couper (1989). Although the control plot presented higher pine densities, mortality was higher but decreased when the soil was amended. Selivanovskaya and Latypova (2006) showed that sludge application decreased the mortality of Pinus sylvestris. However, increased mortality has been observed for P. echinata and P. taeda (Berry, 1977) and adult P. caribaea (Watanabe et al., 2009). This effect was attributed to competition through the growth of herbaceous plants leading to water depletion.

In the current study, P. caribaea growth was greatly improved with amendment by sludge. Other authors have demonstrated improvement of pine growth following application of organic amendments: P. sylvestris (Selivanovskaya and Latypova, 2006), P. radiata (Kimberley et al., 2004; Wang et al., 2004) and P. halepensis (Bastida et al., 2007). In the present study, the growth of P. caribaea was low in the control plots, indicating that this low-nutrient soil was not suitable for the natural development of this species at this site. After 5 years on the control plots, the mean height of the pine trees was just ~15 cm. As demonstrated in the experiment of Srivastava et al. (1979) and Maghembe and Redhead (1984), this corresponds to the height of a 6-month-old P. caribaea grown in pots with NPK mineral fertiliser.

In the present study, the growth rate of P. caribaea was obviously improved by sludge application, reaching 1.1 m $year^{-1}$ at the highest dose. These values are in accordance with results from plantation experiments (Arias et al., 2011; Maghembe and Redhead, 1984; Srivastava et al., 1979). Whereas previous experiments were mainly conducted with inorganic fertilisers and transplanted trees, our study concerned spontaneous revegetation and organic amendment in a single application. Wang et al. (2006) reported 1.75 m $year^{-1}$ in an experiment with a plantation receiving two sewage sludge amendments (600 kg N ha^{-1}). For a 6-year-old P. caribaea stand, Arias et al. (2011) reported 1.7 m $year^{-1}$ but in very fertile Andic soil. According to those authors, growth rates were more dependent on soil conditions and quality than on genetic variability.

Sewage sludge improved tree growth and, consequently, biomass production. In the present study, the productivity of the pines with the highest levels of application was ~8–10 t ha^{-1} $year^{-1}$, which is slightly under values reported for this species. Egunjobi and Bada (1979) and Arias et al. (2011) obtained aboveground biomass of 10–12 t ha^{-1} $year^{-1}$.

Ambagahaduwa et al. (2009), with data from the literature, developed a polynomial relationship estimating the P. caribaea biomass with stand age. The model takes account of available literature data (15 species of pines trees) and is therefore mainly based on plantations receiving inorganic fertilisation. Large variations may be observed due to location, altitude, rainfall, stand management, tree densities. Nevertheless, the estimated value from this polynomial model was 8 t ha^{-1} $year^{-1}$. In fact, pine productivity from a self-regenerated system using sewage sludge may result in the same productivity range as a planting system. From this biomass, the stem represents the major compartment of the tree (nearly 60%). This is in accordance with data usually reported in the literature for this species, where the trunk represents 70% of the total aboveground biomass for a 6–10-year-old P. caribaea population (Egunjobi and Bada, 1979). The same values were obtained by Arias et al. (2011) for trees >14 m high. For smaller trees (<8 m), the stem biomass only represents 50% of the total aboveground biomass. The proportion of stem thus seems to increase with the height of the trees. In our study, foliage (needles) represented the second compartment of the aboveground biomass (30%). This was not the case in the study of Arias et al. (2011) where the proportion of foliage was <10%. The organic amendment used here seems to be favourable for pine foliage development.

Pinus caribaea and S. leratii nutrient contents were greater in needles than in stem and branches. For N, the needles presented the highest levels of nutrient whatever the amendment level. For P, only the highest level of amendment presented a significantly higher concentration in needles (near 0.2%). This nutrient distribution was also in accordance with literature values focussing on plantations (Bramryd, 2002; Egunjobi and Bada, 1979; Kadeba, 1994; Wang et al., 2004), whereas the current study concerns passive restoration.

The P contribution to P. caribaea growth may be linked to a deficiency in this nutrient. As presented in Güsewell (2004), for the terrestrial ecosystem, N : P ratios (w : w) <10 and >20 correspond to N- and P-limited plants, respectively. In the current study the N : P ratio of the sewage sludge was ~2.5, which means that P was in excess with respect to N. In our control experiment, the N : P ratio in whole pine plants was near 28. This value therefore corresponds to P-limitation of tree growth. A sludge application 0.5–8 t DW ha^{-1} resulted in whole-tree N : P values of ~15. The trees thus do not seem limited for either of these nutrients. With the highest level of amendment (30 t DW ha^{-1}), the P input was relatively high and pine trees became N-limited (N : P = 5). This may explain how the plots with the highest level of amendment still showed available P higher than with the other treatments even 5 years after spreading. Wang et al. (2004), for P. radiata amended with sewage sludge, observed N : P ratios <9, which indicates borderline N limitation, in contrast to most other studies. Srivastava et al. (1979) and (Manikam and Srivastava, 1980) observed for P. caribaea, in plastic pots, that P was the only element that promoted height gain. According to those authors, the most striking effect was achieved with a contribution of 330 kg P ha^{-1}, resulting in a growth of 30 cm height in 6 months. In our field experiment, for a similar dosage but of organic form, the effect of P was confirmed on growth from sludge application at 8 t DW ha^{-1}. Phosphorus is an essential nutrient and may be insufficient in ultramafic soils, where it is immobilised by ferrous oxides, reducing its availability for plants. However, Gavalda et al. (2005) found that, in an Alfisol, the P-extractable content was enhanced by

sludge supply and this was observable in our study for the highest dosage where P was in excess. This is interesting because the current study concerns a soil containing much more iron oxide than the soil used in Gavalda et al. (2005).

The nutrient content in pine trees implies nutrient storage in the biomass. For Egunjobi and Bada (1979), this storage in the total aboveground biomass of 6-year-old P. caribaea was 1 g P and 22 g N m^{-2}. For the stems only, those authors found 0.4 g P and 10 g N m^{-2}, similar to levels reported by Arias et al. (2011) of 0.5 g P and 11 g N m^{-2}. These data were in accordance with our values for applications of 8 and 30 t sludge ha^{-1}, with organic input for passive restoration compared with mineral fertilisation and planting.

In the current study, an average of 50% of the tree biomass was stored carbon, which is in agreement with literature values; the stem, the main part of the aboveground biomass, presented the highest carbon content, followed by branches and needles. Arias et al. (2011) observed the same distribution in several trees including P. caribaea. For those authors, carbon storage in their pine specimens (50 years old) was 74 t C ha^{-1}. For P. sylvestris (a 69-year-old stand; Janssens et al. 1999) and P. radiata (a 16-year-old stand; Guo et al., 2008), mean carbon storage was ~90 and 75 t C ha^{-1}, respectively. For P. ponderosa, Laclau (2003) estimated 44 t C ha^{-1} of carbon storage in the aboveground biomass at different sites (15–20-year-old stand); moreover, the author observed that the total carbon storage in biomass was dependent on the total rainfall at the stand. As at our experimental site rainfall was sufficient (1800 mm $year^{-1}$), and the total carbon storage in pine biomass depended on the nutrient supply to the soil. With no amendment, carbon storage was negligible, whereas for the highest sludge treatments, mean carbon storage in 5-year-old P. caribaea was estimated at 15–20 t C ha^{-1}. For the same species, in an 18-year-old stand, Shin et al. (2007) estimated aboveground carbon storage at 60–130 t C ha^{-1} depending on the stand soil quality. These values represent mean annual storage of 3–7 t C ha^{-1}, i.e. 15–35 t C ha^{-1} for a 5-year-old stand. These values are in accordance with our experimental measurement, implying that using sewage sludge with spontaneous regrowth results in as much carbon storage as in a pine plantation. Thus, sewage sludge may be considered as assisting carbon storage in biomass, as recently reported for farm manure (Ghosh et al., 2012).

Soils derived from serpentines are especially elevated in Cr, sometimes to >100 000 mg kg^{-1}. Despite the very high Cr soil concentration, this element was poorly available, only 2 μg g^{-1} in whole plant compared with values from Kabata-Pendias (2010), who found higher concentrations of Cr in pine trees in the Ukraine: 4 mg kg^{-1} for older needles, 1.6 mg kg^{-1} for branches and 0.3 mg kg^{-1} for wood. Effectively, in ultramafic soils, Cr occurs mainly in the insoluble phases. However, organic substances added in the sewage sludge to the soil caused a significant increase of two Cr species, one associated with hydrous oxides and the other bound to organic matter Kabata-Pendias (2010). That may explain why Cr concentration was very low in plants. Regarding plant effects, Cr is not subjected to specific uptake but Cr compounds were reported highly toxic to plants and detrimental to their growth and development (Shanker et al., 2005).

In the present study, concentrations were greater in plants of the control plots, so there was probably an effect of dilution in the biomass that masked concentration changes and

especially an effect of the 'soil dust' stuck to small trees. Moreover, our values correlated with those of Wang et al. (2004), who demonstrated that the sludge did not appear to increase absorption of metals by plants. There were two exceptions: for aluminium, where values were dose-dependent, and for iron, where our values were higher, but not dose-dependent. However, the values found for iron were similar to those found by Latham and Verlière (1973) for P. caribaea in New Caledonia. Compared with that study, all values were in the range showing no particular effects from sewage sludge.

Kabata-Pendias (2010) gave approximate concentrations of trace elements in mature leaf tissues. Compared with their values, values below normal were found for Cu (5–30 mg kg^{-1}) and Zn (27–150 mg kg^{-1}) and normal values were found for Mn (30–300 mg kg^{-1}). For Cr concentrations, values found were above normal (0.1–0.5 mg kg^{-1}) but below excessive (5–30 mg kg^{-1}). Cobalt concentrations were considered normal (0.02–1 mg kg^{-1}) and Ni concentrations between normal (0.1–5 mg kg^{-1}) and toxic (10–100 mg kg^{-1}).

3.1.6. Conclusions

This study, performed on a Ferralsol in Southern New Caledonia, showed that although the application of sludge decreased the potential of seeds from the soil storage bank to germinate, those that did emerge showed much improved growth.

The germination established durable plant cover, essential for the prevention of erosion. The application of sludge led to an increase of nutrient availability (N and P) for the development of plants and consequently of plant biomass. For P, with the three lower doses, the sludge effect was observed only for plants, but with higher doses, it was observed for plants and also for soil. For the highest dose, P was in excess in the plant with respect to N, and consequently present in large quantities in the soil. For the ratio N : P, the optimum sludge supply leading to the maximum biomass without any P excess in soil should be slightly below 30 t DW ha^{-1}.

Carbon storage in the biomass produced was increased at least 10-fold by the nutrient in the organic amendment spread on the land. So, sludge amendment may be used to promote trapping of atmospheric carbon. Sludge does not seem to affect the levels of metals absorbed by plants, even for Cr, which was present at high levels in the soil.

However, the application of abundant organic amendment encouraged the growth of undesirable exotic species. From these results, the optimal dose of sewage sludge depended on the objectives. The results of the current study provide valuable information to support the use of sewage sludge on New Caledonian soil. To stimulate biodiversity, optimal dosage seems to be 0.5 or 2 t DW ha^{-1} but to reach maximal biomass, the best level of application is 8–30 t DW ha^{-1}, probably ~20 t DW ha^{-1}.

3.2. Modèle de croissance

3.2.1. Relation entre les hauteurs moyennes et les durées de croissance

Durant la période de suivi, la vitesse de croissance des pinus semble être linéaire (Figure 25). Les caractéristiques des droites sont regroupées dans le Tableau 12, où la pente représente la vitesse de croissance. C'est sur les hauteurs moyennes que le modèle est réalisé. Sans boue, le modèle linéaire n'est pas significatif (P=0,056) alors qu'avec boue, les modèles sont significatifs (P<0,01).

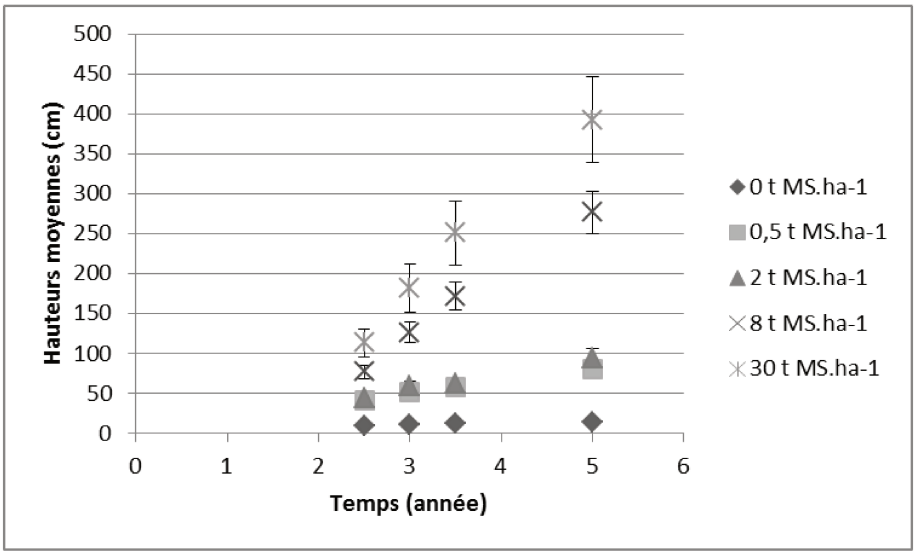


Figure 25: Hauteurs moyennes des pins en fonction des années de mesure

Sans boue, la vitesse de croissance est de 0,018m par an. A l'opposé, un amendement de 30 t MS.ha^{-1} de boue augmente la vitesse de croissance à 1,099 m par an. Les traitements avec des faibles doses ont des vitesses similaires : 0,157 m par an pour l'amendement 0.5 t MS.ha^{-}1 et 0,196 m pour l'amendement et 2 t MS.ha^{-1} (P>0,05). Pour le plus fort amendement, le taux de croissance est très significativement supérieur (P<0,001). Toutes les pentes sont significativement différentes de zéro, sauf pour les arbres des parcelles témoins.

Tableau 12 : Modèles linéaires de croissance en fonction de la dose de boues (H représente la taille des arbres en mètres et t le temps en années).

Traitement (t MS.ha^{-1})	Equations	R^2	P
0	H = 0,018t + 0,05	0,89	0,056
0,5	H = 0,157t + 0,02	0,99	<0,01
2	H = 0,196t – 0,03	0,98	<0,01
8	H = 0,783t -1,11	0,99	<0,01
30	H = 1,099t – 1,50	0,99	<0,001

Pour des doses inférieures à 8 t MS.ha^{-1} et des durées de croissance inférieures à 6 ans, les vitesses de croissance (V en cm.an^{-1}) montrent une tendance linéaire avec l'augmentation de l'amendement en boue (B en MS.ha^{-1}) :

$$v = 9{,}115 \times B + 4{,}953$$

où :

v représente la vitesse de croissance des pins en $cm.an^{-1}$

B représente le taux d'amendement en boue en $t\ MS.ha^{-1}$

3.2.2. Relation entre les hauteurs et les diamètres

Avec toutes les mesures de hauteurs et de diamètres des troncs des pinus âgés de 5 ans, il a été réalisé une relation hauteur en fonction du diamètre (Figure 26). Cette Figure 26 met en évidence une droite moyenne, d'équation :

$$H = 8{,}645 \times D - 15{,}072 \quad (r^2 = 0{,}993)$$

où :

H représente la hauteur des pins en m

D représente le diamètre du tronc en m

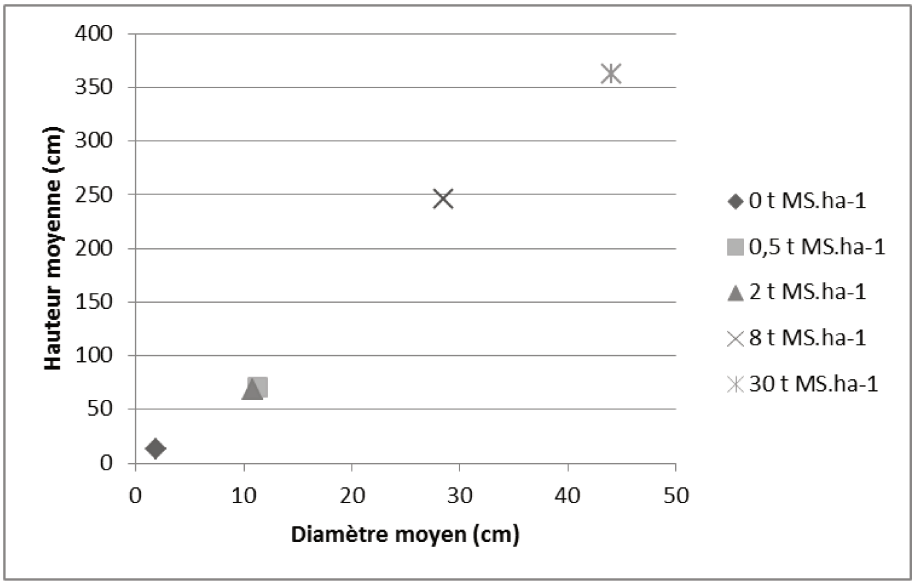


Figure 26 : Relation entre les hauteurs des pins et les diamètres des troncs pour tous les individus suivis.

Pour la plus forte dose, les pentes sont supérieures à la pente moyenne, ce qui semble indiquer que l'amendement de boue agit en faveur de la hauteur plutôt que du diamètre. En revanche pour les doses inférieures à 30 t $MS.ha^{-1}$, les pentes sont inférieures à la pente moyenne, ce qui indique qu'à faible apport de boue c'est la croissance du diamètre qui prime sur la croissance en hauteur.

3.2.3. Le modèle allométrique d'Arias et al. (2011)

Arias et al. (2011) ont proposé un modèle de production de biomasse totale aérienne du Pinus caribaea Morelet var hondurensis en $t.ha^{-1}$ en fonction du diamètre du tronc à hauteur de poitrine (DBH). Pour obtenir ce modèle, ils ont travaillé sur 6 espèces végétales, 4 natives

et 2 introduites. Cette étude s'est faite sur 13 sites de la région Sud du Costa Rica avec des jeunes plantations. Les équations de biomasse ont été calées sur 24 échantillons collectés. L'équation du modèle est la suivante :

$$B = 0{,}1602 \times DBH^{2{,}1937}$$

où :

B représente la biomasse en t

DBH représente le diamtre à hauteur de poitrine en cm

En utilisant ce modèle d'Arias et al. (2011) et les valeurs de DBH déduites de la Figure 26, on peut en déduire les valeurs de biomasse produites sur notre site. La Figure 27, présente les productions de biomasse de l'arbre entier calculées par le modèle d'Arias et al. (2011) et les productions réelles mesurées sur nos placettes. On remarque que pour les faibles doses de boues, les valeurs déduites du modèle sont similaires aux valeurs mesurées alors que pour les deux plus fortes doses, le modèle prédit une quantité nettement inférieure à ce qui est mesuré. Cela laisse donc penser que la boue a un effet positif sur le développement autre que la hauteur du plant, comme par exemple le nombre et par conséquent le poids des aiguilles mais aussi, probablement, sur la taille du tronc.

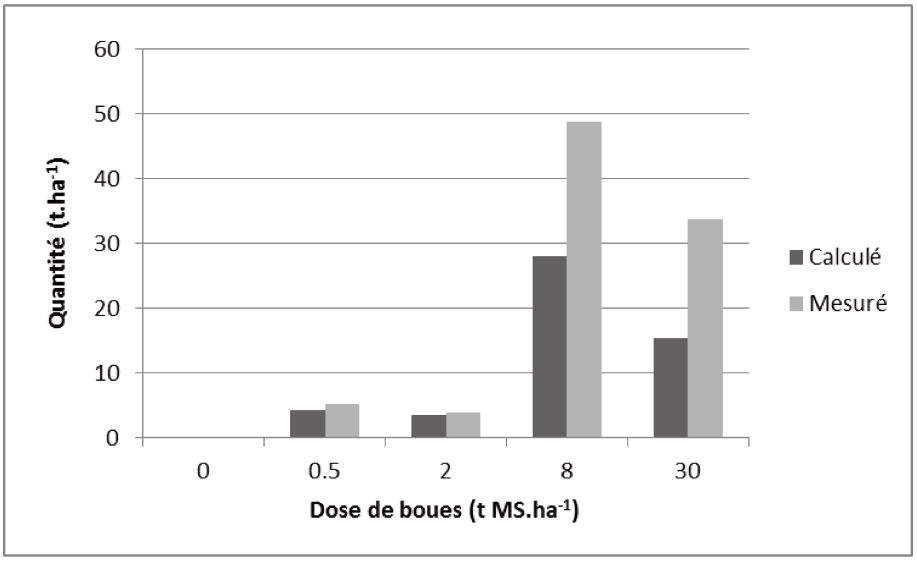


Figure 27 : Quantité de biomasse totale mesurée et calculée selon le modèle d'Arias et al. (2011).

3.3. Effets sur la composition globale des sols

Au bout de 5 ans d'expérimentation, sur ces sols amendés ou non, des prélèvements ont été faits sur les parcelles afin de réaliser différentes analyses telles que densité apparente par la méthode du cylindre, granulométrie, pH, composition élémentaire totale après fusion alcaline, fractions hydrosolubles des éléments biogènes après extraction à l'eau, fractions extraites au DTPA et KCl et le dénombrement des spores de mycorhizes.

3.3.1. Densité apparente des sols

D'après le Tableau 13, la densité apparente de ces sols est aux alentours de 1,6, quel que soit le traitement. On peut observer une légère diminution de cette densité pour les deux plus fortes doses, sans qu'elle soit significative, densité apparente de 1,55 et 1,56 pour les doses 8 et 30 t MS.ha^{-1} respectivement. L'apport de matière organique a tendance à alléger le sol sans pour autant modifier les densités apparentes

Tableau 13 : densité apparente des sols (5 ans après le début de l'expérimentation)

Traitement	Densité apparente moyenne	SE
0 t MS.ha^{-1}	1,61	0,14
0,5 t MS.ha^{-1}	1,59	0,14
2 t MS.ha^{-1}	1,60	0,10
8 t MS.ha^{-1}	1,55	0,08
30 t MS.ha^{-1}	1,56	0,05

3.3.2. Granulométrie des sols

D'après la Figure 28, il n'y a pas de différence significative entre les traitements, pour les différentes phases granulométriques. Les sols ont une texture sableuse, 30% de sable fin et 40% de sable grossier. La proportion de limon est d'environ 12% et celle d'argile de 10%. Les boues d'épuration ne semblent donc pas avoir d'effet sur la répartition granulométrique du sol qui reste identique à celle mesurée avant l'expérimentation, avec une très large dominance des fractions sableuses.

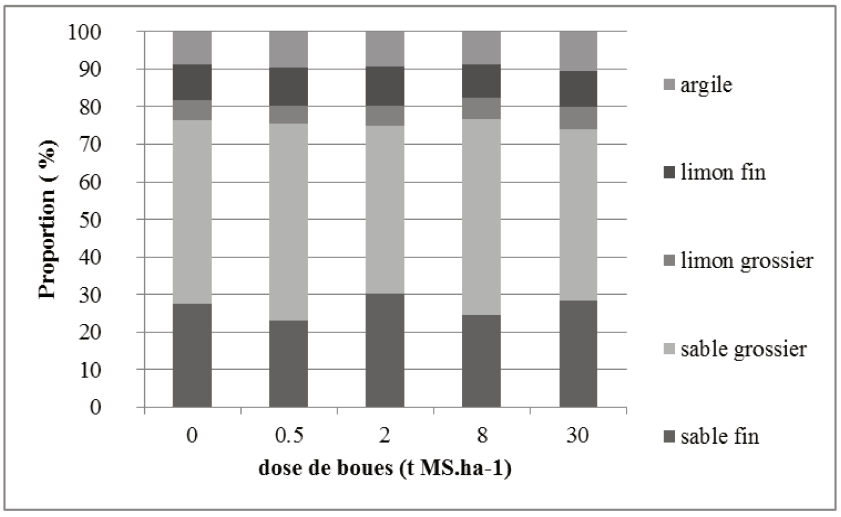


Figure 28 : Répartition granulométrique des sols selon les amendements en boues d'épuration.

3.3.3. Les pH des sols

Sur ces sols latéritiques amendés en boues de STEP ou non il y a 5 ans, des mesures de pH_{eau} et pH_{KCl} sont réalisées (Figure 29). Pour ce faire, 10 g de sol tamisé sont mélangés à 25 mL d'eau ou de KCl, puis mis en agitation. Après cette agitation, les tubes sont mis de côté pour un repos de 2h et ensuite mesurés via un pH-mètre.

Le pH_{eau} est de 5,2 et le pH_{KCl} est de 4,9 au début de l'expérimentation, avant application des boues. Le pH eau semble être modifié par l'apport de boue, il augmente avec la dose de boue apportée, atteignant 5,4 avec la forte dose.

Concernant le pH_{KCl}, les valeurs semblent diminuer avec l'apport de boue d'épuration, il est de 4,8 pour la dose 30t MS.ha^{-1}.

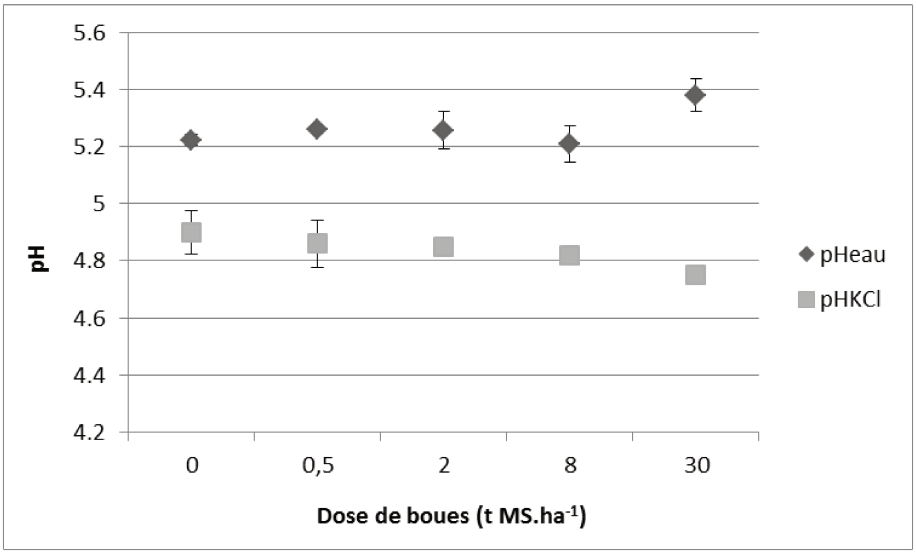


Figure 29 :pH_{eau} et pH_{KCl} des sols en fonction des doses d'apports de boue d'épuration.

Quelle que soit la méthode d'analyse et quels que soient les traitements, le pH reste aux alentours de 5, donnant un sol acide.

Le ΔpH est positif pour tous les traitements mais il est influencé par les apports de boues d'épuration. En effet, le témoin montre un ΔpH de 0,30, les traitements 0,5, 2 et 8 t MS.ha^{-1}donnent des valeurs aux alentours de 0,35, et le traitement 30 t MS.ha^{-1} donne un ΔpH de 0,57. Le ΔpH étant positif il y a un échange de cations dans ces sols, cet échange étant fortement augmenté avec l'apport de boue d'épuration.

3.3.4. Fractions hydrosolubles des éléments biogènes après extraction à l'eau

L'effet des boues sur la solution ionique du sol est décrit sur la Figure 30. L'extraction est faite sur 10 g de sol dans des tubes de 50 mL d'eau mis en agitation pendant 2 heures. Après centrifugation, les lixiviats obtenus sont filtrés et le dosage se fait par chromatographie ionique. Cette lixiviation permet de simuler les précipitations qui peuvent se produire dans les conditions réelles et de voir ainsi les conséquences environnementales induites.

On observe que les ions sulfates (SO_4^{2-}) sont sujets à une augmentation croissante avec les doses de boues, les placettes amendées avec 30 t MS.ha^{-1} contiennent trois fois plus de sulfates que les placettes témoins. Ce sont les ions les plus importants avec une quantité maximum de 10 mg.kg^{-1}pour le plus fort amendement et une quantité minimum de 3 mg.kg^{-1} pour le témoin. Ces quantités ramenées à l'hectare, donnent respectivement 48 kg contre 14. Cet ion est important pour la plante, donc le fait d'augmenter les quantités avec les boues représente un effet positif pour la croissance végétale.

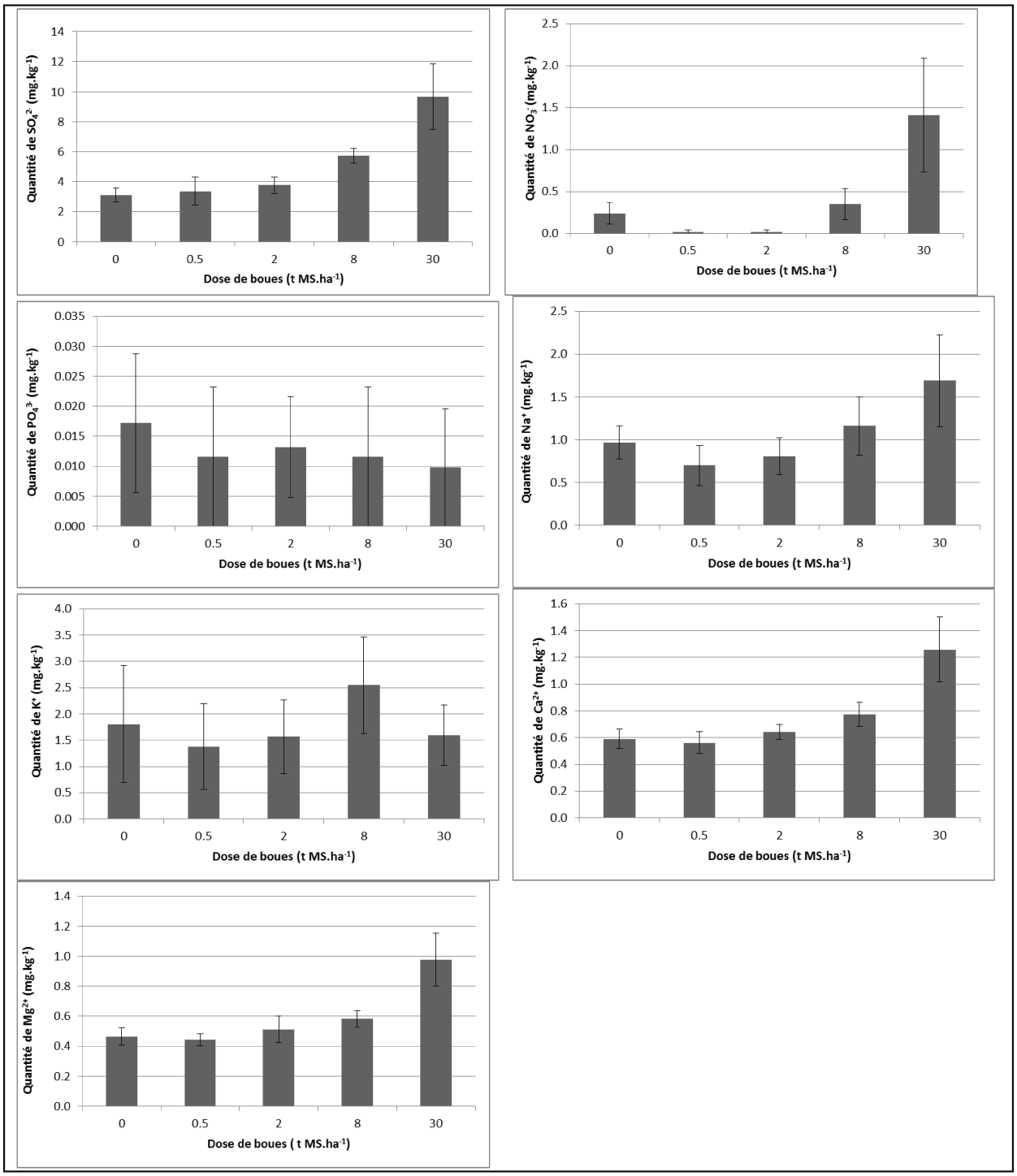


Figure 30: Concentrations de différents ions dans les fractions hydrosolubles des sols.

Concernant les ions nitrate hydrosolubles (NO_3^-), les placettes témoins et les placettes 8 t MS.ha^{-1} ont des concentrations d'environ 0,4 mg.kg^{-1} et sont plus concentrés en ces éléments que les placettes 0,5 et 2 t MS.ha^{-1}. Ces dernières montrent une quantité d'ions nitrate très faible voire nulle. Les placettes 30 t MS.ha^{-1} montrent une concentration d'environ 1,4 mg.kg^{-1}, soit trois fois plus que les placettes témoins et 8 t MS.ha^{-1}.

Les teneurs en PO_4^{3-} hydrosolubles sont faibles, de l'ordre de 0,0015mg.kg^{-1}. De plus, ces ions phosphate (PO_4^{3-}) sont plus concentrés dans les parcelles témoins (0,015 mg.kg^{-1}) que dans les autres placettes (0,010 mg.kg^{-1} pour les autres placettes). Rapporté à l'hectare, les quantités de phosphate diminuent avec l'apport de boues d'épuration, passant de 81,6 g.ha^{-1} à 48 g.ha^{-1}. Ceci peut s'expliquer par le fait que le phosphore soit absorbé par les plantes présentes en biomasse importante sur les placettes amendées. Alors que l'on a vu précédemment que la teneur en P total augmente, c'est l'inverse concernant les phosphates hydrosolubles. La teneur en phosphore existe donc essentiellement sous forme organique. L'apport de boue permet d'augmenter les concentrations de phosphore dans le végétal sans augmentation du phosphate hydrosoluble dans les sols. Ainsi, il semblerait que ces ions PO_4^{3-}, accessibles à la plante, ne se retrouvent pas dans les fractions hydrosolubles. Ces résultats sont satisfaisants pour l'épandage de boue d'épuration car, d'un point de vue environnemental, ils démontrent la non lixiviation de ces ions via la pluie, et par conséquent la non contamination des rivières qui peuvent se trouver à proximité, ou la non contamination des eaux souterraines.

La Figure 30 montre une augmentation croissante des cations sodium (Na^+) avec l'apport de boue, et confirme l'augmentation déjà relevée sur les teneurs totales. Pour le témoin, la quantité est d'environ 1,0 mg.kg^{-1}, alors que pour les placettes fortement amendées, la quantité est d'environ 1,8 mg.kg^{-1}.

Pour les ions potassium (K^+), il n'y a pas d'augmentation croissante en fonction de l'amendement en boue. Les quantités sont aléatoires, avec la plus forte dose de boues la concentration est de l'ordre de 1,5 mg.kg^{-1} et très proche de la valeur mesurée sur le traitement témoin, 1,7 mg.kg^{-1}. Les plus fortes quantités d'ion potassium sont relevées pour le traitement 8 t MS.ha^{-1}, avec 2,5 mg.kg^{-1}.

Pour les cations Ca^{2+} et Mg^{2+} on remarque une tendance à l'augmentation des concentrations avec les amendements croissants. Les quantités d'ions calcium passent de 0,6 mg.kg^{-1} pour les placettes témoins à 1,2 mg.kg^{-1} pour les placettes amendées avec 30 t MS.ha^{-1}. Pour les ions magnésiums, les teneurs sont plus faibles, allant de 0,4 mg.kg^{-1} pour les placettes témoins à environ 1 mg.kg^{-1} pour l'amendement maximal. Pour ces 2 cations, seules les teneurs pour le traitement 30 t MS.ha^{-1} montrent une différence significative avec les concentrations des autres traitements.

3.3.5. Effets sur la fraction échangeable et biodisponible en Ni, Fe et Cr dans le sol

La Figure 31 représente les concentrations moyennes en Fe, Ni et Cr dans les sols des différents placettes amendées ou non en boues après 5 ans.

Pour ces métaux, 2 types d'extraction (KCl et DTPA) sont faites sur 10 g de sol tamisé dans 50 mL de solvant. Après 2 heures d'agitation, les tubes sont centrifugés et après filtration du lixiviat, la mesure est faite par spectroscopie d'adsorption atomique.

Les quantités moyennes de fer échangeable dosées au KCl sont comprises entre 0,066 mg.kg^{-1} (placettes à 0,5 t MS.ha^{-1}) et 0,218 mg.kg^{-1} (placettes à 30 t MS.ha^{-1}). Il y a

environ 2,8 fois plus de fer échangeable dans les placettes fortement amendées que dans les placettes témoins. Il semble y avoir une tendance à l'augmentation de la quantité en fer échangeable en fonction de l'apport de boue, même si la moyenne des placettes témoins est supérieure à celle des placettes à 0,5 t MS.ha^{-1}. Toutefois, il n'y a pas de différence significative entre les traitements (P=0,089).

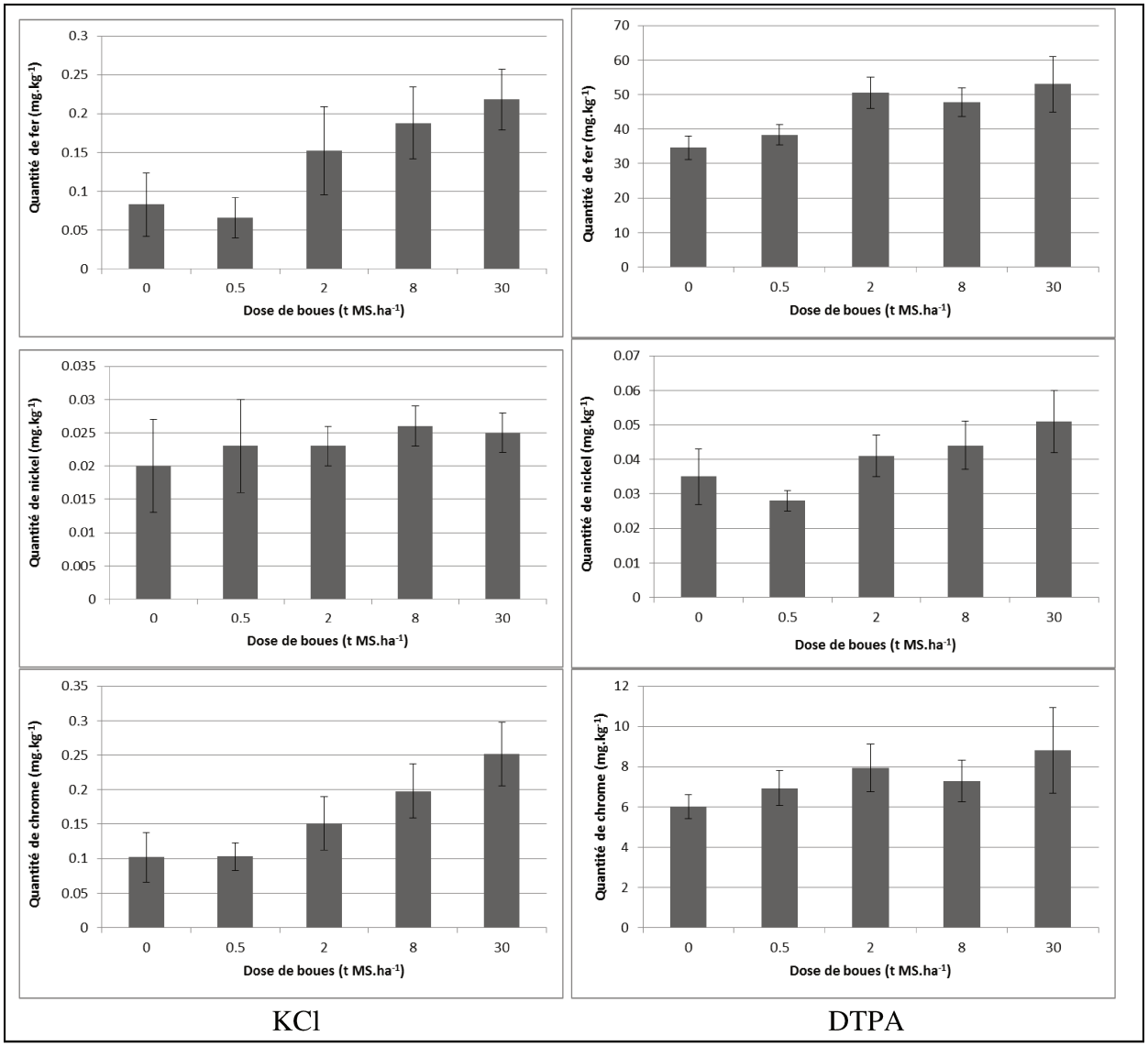


Figure 31 : Concentration en Ni, Fe et Cr dans les sols (extrait au DTPA et au KCl).

Les quantités moyennes du fer biodisponible, extraites au DTPA, sont comprises entre 35,6 mg.kg^{-1} (placette témoin) et 53 mg.kg^{-1} (placettes à 30 t MS.ha^{-1}). Il y a donc environ 1,5 fois plus de fer potentiellement disponible dans les placettes à 30 t MS.ha^{-1} que dans celles sans apport de boues. De même il semble y avoir une tendance à l'augmentation de la quantité en fer biodisponible en fonction de l'apport de boues, même si les placettes à 8t MS.ha^{-1} montrent une concentration inférieure à celle de 2 t MS.ha^{-1}. Cependant, il n'y a pas de différence significative entre les traitements (P=0,066).

Les quantités de fer biodisponible sont beaucoup plus importantes que celles de fer échangeable, avec un ratio de 200.

Quelle que soit l'extraction, les concentrations en nickel échangeable et en nickel biodisponible sont du même ordre de grandeur (0,02 à 0,05 $mg.kg^{-1}$). Ces quantités sont très faibles par rapport aux teneurs totales retrouvées dans ce type de sol qui sont de 1315 $mg.kg^{-1}$, soit 40 000 fois moins.

Les quantités moyennes de nickel échangeable, extraites au KCl, sont comprises entre 0,020 $mg.kg^{-1}$ (placettes à 0 t $MS.ha^{-1}$) et 0,026 $mg.kg^{-1}$ (placettes à 8 t $MS.ha^{-1}$). Il y a donc, environ 1,3 fois plus de nickel dans les placettes fortement amendées par rapport aux placettes témoins. Il semble y avoir une augmentation de la concentration en nickel échangeable en fonction de l'apport de boues (0,02 $mg.kg^{-1}$ à 0,025 $mg.kg^{-1}$), même si la moyenne des placettes à 30 t $MS.ha^{-1}$ est inférieure à celle des placettes à 8 t MS $.ha^{-1}$. Il semble y avoir un niveau maximum pour les quantités de nickel présentes pour les deux plus forts amendements. Un test Krustal-Wallis ne montre pas de différence significative (P=0,204).

Les quantités moyennes de nickel biodisponible, extraites au DTPA, sont comprises entre 0,028 $mg.kg^{-1}$ (placettes à 0,5 t $MS.ha^{-1}$) et 0,051 $mg.kg^{-1}$ (placettes à 30 t $MS.ha^{-1}$). Il y a donc environ 1,4 fois plus de nickel potentiellement disponible dans les placettes les plus fortement amendées par rapport aux placettes témoins. Il semble y avoir une tendance à l'augmentation de la concentration en nickel biodisponible en fonction de la dose de boue, même si la moyenne des placettes témoins est supérieure à celle des placettes à 0,5 t $MS.ha^{-1}$. Ainsi, d'après un test Anova à un facteur, il n'y a pas de différence significative entre les groupes (P=0,207 avec un degré de liberté de 0,050 ; 0,168).

La quantité de Cr total dans ce sol est très importante, 68 000 $mg.kg^{-1}$. Cependant, l'extraction au KCl donne des valeurs aux alentours de 0,25 $mg.kg^{-1}$ et celle au DTPA au alentours de 8 $mg.kg^{-1}$. Ainsi, les quantités de Cr echangeables et biodisponibles sont extrèmenent petites par rapport à la quantité totale, 270 000 fois moins pour le Cr échangeable et 8 000 fois moins pour le Cr biodisponible.

Les quantités moyennes de chrome échangeable sont comprises entre 0,102 $mg.kg^{-1}$ (placettes à 0 t $MS.ha^{-1}$) et 0,152 $mg.kg^{-1}$ (placettes à 30 t MS $.ha^{-1}$). Il y a donc environ 2,5 fois plus de chrome échangeable dans les placettes fortement amendées par rapport aux placettes témoins. Il semble y avoir une tendance à l'augmentation de la quantité en chrome échangeable avec l'apport de boues. Il existe une différence statistique entre les groupes (P=0,043). Le traitement 30 t $MS.ha^{-1}$ est significativement plus important que les traitements 0 et 0,5 t $MS.ha^{-1}$.

Les quantités moyennes de chrome biodisponible sont comprises entre 6$mg.kg^{-1}$ (placettes à 0,5 t $MS.ha^{-1}$) et 9 $mg.kg^{-1}$ (placettes à 30 t $MS.ha^{-1}$). Il y a donc environ 1,5 fois plus de chrome potentiellement disponible dans les placettes à 30 t $MS.ha^{-1}$ que dans celles sans apport de boues. Il semble y avoir une tendance à l'augmentation de la quantité en chrome biodisponible en fonction de la dose de boue, même si la moyenne des placettes à 8t $MS.ha^{-1}$ est inférieure à celle des placettes à 2 et 30 t $MS.ha^{-1}$. Cependant, il n'y a pas de différence significative entre les traitements (P=0,605).

La présence de chrome dans ces sols a fait l'objet d'une étude plus approfondie afin de connaitre la nature de celui-ci. Ainsi les mesures via polarographie montrent que le chrome présent dans ces sols ne dérivent pas des composés chromates (CrO_4^{2-}) et par conséquent n'est pas toxiques.

3.3.6. Effets sur les spores de mycorhizes

Sur ces mêmes prélèvements de sols, un second tamisage de 25 g de sol a lieu à l'aide de 2 tamis (250 et 36 µm), sous un jet d'eau pour une meilleure efficacité. Ensuite les spores sont récupérés sur le 2ème tamis puis extrait selon la technique de centrifugation au saccharose (Allen et al., 1979; Sidibé, 1993). Les spores de mycorhizes sont alors récoltés sur le tamis de 36 µm. L'échantillon de sol ainsi obtenu est transféré dans des tubes de centrifugation avec 20mL d'eau distillée. Puis à l'aide d'une seringue, 20 mL de solution de saccharose à 50% est délicatement ajouté au fond du tube, sous l'échantillon de sol, entrainant un gradient de couleur séparant le sucre en bas et l'eau au-dessus (Figure 32a).

Figure 32 : Différentes étapes de l'extraction des spores de mychorizes dans les sols.

Après centrifugation pendant 5 min à 800 tours.min^{-1}, il apparait une nouvelle interface eau/sucre (Figure 32b,c) correspondant aux spores en suspension associés à quelques déchets.

Cette interface est donc prélevée à l'aide d'une seringue et mise sur un tamis de 36 µm pour y recevoir un dernier rinçage avant de la transférer dans une boite de pétri. Le dénombrement de ces spores se réalise à la loupe binoculaire (Figure 33).

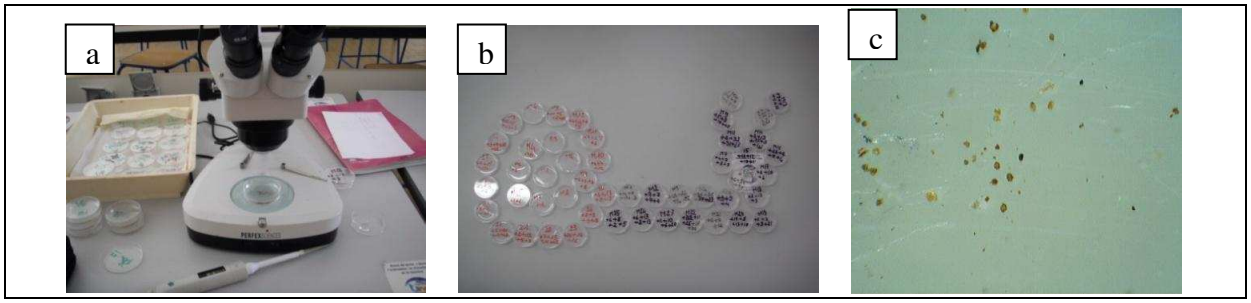


Figure 33 : L'observation des spores de mycorhizes (a: loupe binoculaire;b:boite de petri;c : l'observation via la loupe)

Ainsi d'après la Figure 34, on observe une évolution croissante du nombre de spores de mycorhizes avec les doses de boues. Cependant les placettes contenant l'amendement le plus fort ne montre pas le plus grand nombre de spores. En effet le nombre de spores évolue de

214 spores.100g^{-1} de sol pour les placettes témoin à 524 spores.100g^{-1} de sol pour les placettes à 8 t MS.ha^{-1}. Ainsi les placettes à 30 t MS.ha^{-1} révèlent un nombre de spores de 267 spores.100g^{-1} de sol. Il semble donc y avoir un effet croissant des boues sur ces spores, puis un effet contraire pour une forte dose.

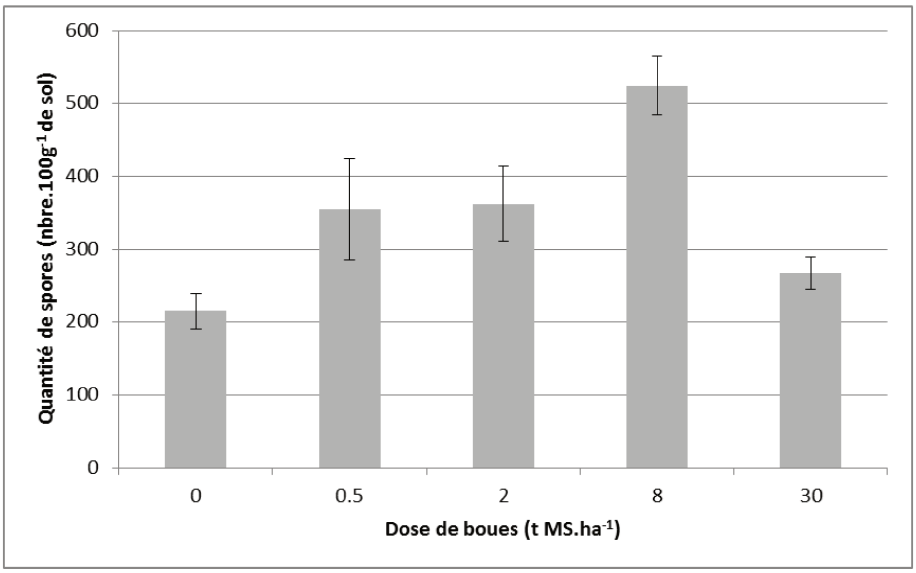


Figure 34 : Spores de champignons mycorhiziens à arbuscules dénombrés pour 100 g de sol.

Les spores dénombrés sont des spores de champignons mycorhiziens à arbuscules (MA) uniquement. Ces spores de résistance produisent des endomycorhizes appartenant au groupe des Glomales, Glomeromycètes, qui s'associent aux plantes herbacées et ligneuses. Ces champignons infectent la plupart des plantes des placettes mais pas les Pinus caribaea qui sont infectés par des champignons de type ectomycorhize. Ainsi l'apport de boues semble également jouer un rôle dans le nombre de spores de mycorhizes qui elles, contribueront à la croissance des autres plantes de la placette. Les placettes les plus fortement chargées en boues présentent une biodiversité moins importante que les autres traitements. Dans ces placettes une espèce d'herbacée domine et n'est pas connue pour être mycorhizée. La réduction du nombre de spore est peut être liée à une réduction du nombre d'espèce susceptible d'être mycorhizées.

3.4. Conclusion

Ce premier chapitre permet de conclure que cinq années après l'apport de boues d'épuration sur un sol latéritique le développement spontané d'espèce végétale dont les graines étaient présentes dans le topsoil est possible. L'effet de cet apport en biodéchets est étudié sur deux compartiments : le sol et les espèces végétales.

Concernant les sols, les fortes doses de boues ont tendance à diminuer la densité apparente du sol, sans que la composition granulométrique ne soit modifiée. D'autres caractéristiques physico-chimiques du sol se trouvent également modifiés. Cet effet se traduit dans un premier temps par une tendance à l'augmentation du pH avec l'apport de boues d'épuration. L'effet des boues est également remarqué à travers les ions présents dans la solution du sol, à savoir une augmentation des ions sulfates, calcium et magnésium, alors que

les ions phosphates diminuent. Pour les ions potassium, pas d'effet des boues, et pour les ions fluorures, nitrates et sodium, les concentrations diminuent avec les doses 0,5 et 2 t MS.ha^{-1} puis réaugmentent avec les fortes doses. Concernant les quantités de fer échangeable et biodisponible, elles ont tendance à augmenter avec l'apport de boues d'épuration.

Les quantités de fer biodisponible sont beaucoup plus importantes (250 fois) que celles de fer échangeable. Les quantités de nickel et chrome extraites au KCl et au DTPA sont très inférieures aux teneurs totales des sols, ce qui permet d'expliquer les teneurs retrouvées dans le Pinus caribaea qui restent dans les gammes de concentrations normales telles que l'indique Kabata-Pendias (2010).

Les quantités de nickel échangeable ne sont pas affectées par l'apport de biodéchets et sont aux alentours de 0,025 mg.kg^{-1}. En revanche, les quantités de nickel biodisponible sont plus importantes (0,04 mg.kg^{-1} en moyenne) mais sans effet significatif des boues d'épuration. Les quantités de chrome échangeable sont augmentées avec l'apport de biodéchets (valeurs passant de 0,1 mg.kg^{-1} à 0,25 mg.kg^{-1}), alors que celles de chrome biodisponible ne sont pas modifiées. Cependant, quel que soit l'extraction, sans ou avec boues d'épuration, les quantités de ces métaux échangeables ou biodisponibles sont infimes par rapport aux quantités totales dans ce sol. Ainsi, l'application des boues d'épuration sur ces sols malgré les teneurs naturelles élevées en ETM est possible.

Les spores de mycorhizes présents dans ces sols semblent être également affectées par les boues, les quantités augmentent avec les doses de boues croissantes pour atteindre une valeur maximum à la dose 8 t MS.ha^{-1}, puis diminuent. Cette observation étant probablement liée à une diminution des espèces susceptible d'être mycorhisées dans les placettes fortement amendées en boues.

Les phosphates hydrosolubles dans les sols diminuent après épandage de boues, alors que le phosphore total dans les végétaux augmente. Ainsi, il est intéressant de souligner que l'apport de boues d'épuration dans cette expérience, n'entraine pas de conséquence environnementale sur les phosphates dans les sols.

Pour le carbone, aucun effet des boues sur la concentration dans les pins ; en revanche, sur les quantités de carbone dans les pins, il est noté une augmentation avec le pic pour la dose 8 t MS.ha^{-1}, puis une légère baisse.

L'ajout de ces boues d'épuration sur les sols entraine également des effets indirects sur les végétaux. En effet, la régénération spontanée d'espèces dont le pool de graines était présent dans le sol est importante.

Les cinq doses de boues mettent en évidence des différences dans les résultats de biodiversité et de biomasse. En effet, plus l'amendement est important, plus les pins présents sur les placettes sont de tailles importantes, ce qui implique, par conséquent une biomasse de pinus importante. En revanche ces fortes doses ont un effet négatif sur la biodiversité végétale, à savoir une baisse de la biodiversité végétale. Pour les pins, les densités diminuent avec l'apport de boues. La croissance des pins est compatible avec un modèle linéaire. De plus, pour les pins, il existe une relation linéaire entre la taille des troncs et les hauteurs. Sur cette relation, il est mis en évidence que les faibles doses de boues ont un effet sur la

croissance du tronc alors que les fortes doses en ont sur les croissances en hauteur. Pour la production de matière par le pinus, le modèle d'Arias et al. (2011) semble correspondre pour les faibles doses alors que pour les deux plus fortes doses, la production mesurée est nettement supérieure aux prédictions du modèle. L'apport de boues modifie donc ce modèle.

Concernant P.caribaea et S.leratii, les concentrations en azote ne sont pas affectées par l'amendement, alors que celles en phosphore augmentent avec l'amendement. Rapporté à la biomasse, les quantités de phosphore et d'azote pour P.caribaea augmentent avec les doses de boues croissantes, alors que pour S.leratii, ces quantités croissent pour les 3 premières doses puis diminuent.

Les teneurs en Ni et Cr retrouvées dans le Pinus caribaea sont tout à fait normales par rapport à ce qui est trouvé dans la littérature sur des sols ayant des teneurs compatibles avec l'épandage de boues d'épuration (Kabata-Pendias, 2010). Concernant les métaux contenus dans les parties aériennes, les quantités sont faibles pour les placettes témoins et ceux malgré les fortes concentrations dans les sols. Certains métaux contenus dans les parties aériennes des pins semblent être affectés par l'apport de boues. En effet l'aluminium, le calcium, le zinc, le chrome, le baryum diminuent avec les boues. En revanche le magnésium et le manganèse augmentent puis diminuent, alors que les quantités de fer et de nickel diminuent puis augmentent. Les boues semblent donc avoir un effet sur ces éléments. Cependant, ces quantités restent faibles par rapport aux quantités totales dans les sols.

Ce chapitre nous permet de dire qu'à faible dose de boues d'épuration, l'effet observé est une forte biodiversité, alors qu'à forte dose de boues d'épuration, l'effet concerne essentiellement le P.caribaea avec une importante biomasse. Ainsi pour obtenir un bon compromis entre biodiversité et biomasse, la dose optimale de boue d'épuration est d'environ 8 t $MS.ha^{-1}$.

CHAPITRE IV

Etude de la végétalisation d'un site minier orphelin

CHAPITRE 4. ETUDE DE LA VÉGÉTALISATION D'UN SITE MINIER ORPHELIN

Le précédent chapitre a permis de montrer que l'application de boues d'épuration sur du topsoil est favorable à l'installation spontanée de la flore à partir du stock de graines naturellement présentes dans cet horizon de surface du sol. En stimulant le développement des espèces végétales, les boues ont finalement permis une recolonisation plus rapide et donc plus efficace du milieu défriché.

Lors de l'extraction minière, la couche de topsoil qui contient la part de matière organique indispensable au développement des végétaux, et le stock de graines natives indispensable à la restauration végétale, sont éliminés. Ainsi les sites miniers orphelins ou les sites dégradés (qui représentent une superficie de 25 000 ha selon la DIMENC) sont exempts de cette couche de sol. Leur faible pouvoir fertilisant représente alors un important obstacle à la constitution rapide d'un couvert végétal. Toutefois, en corrigeant leurs carences nutritives et en améliorant leurs conditions physico-chimiques, il est possible d'accélérer l'installation des végétaux, d'accroître leur vitesse de croissance, et d'améliorer le taux de recouvrement (Jaffré et al., 1994; Lagrange, 2009; Sarrailh, 2001).

Ce chapitre présente l'effet des boues d'épuration sur un sol d'une ancienne mine et par conséquent dépourvu de topsoil (absence de toutes graines et matière organique). Le sol est, comme sur le chapitre précédent, de type ferralitique, naturellement carencé en éléments minéraux principaux (azote, phosphore et potasse) et contient en excès certains oligo-éléments toxiques pour la végétation (nickel, chrome). Cette exploitation minière passée, en enlevant l'horizon humifère de surface a aggravé ainsi les caractéristiques physiques défavorables des latérites : texture argileuse, mauvaise perméabilité et capacité de rétention en eau (L'Huillier et al., 2010). Ce sol, fortement remanié pour l'extraction du nickel, a été restructuré et contient de nombreux cailloux. Aussi il faudra veiller à l'installation d'un sol artificiel accompagné de plantations.

Au cours de ce chapitre il s'agira de comparer l'apport de « boues d'épuration » avec l'itinéraire technique habituellement utilisé en revégétalisation de mines orphelines: l'apport de fientes de poules avec engrais minéraux inorganiques. D'un point de vue acceptabilité éthique, les fientes de poules ont une valorisation plus facile sur les terrains agricoles. Ainsi, il serait intéressant de voir si les boues d'épuration peuvent être un support alternatif à ces fientes de poules en étant valorisées sur les sites dégradés. L'application de boues étant une pratique novatrice sur les sols de Nouvelle-Calédonie, deux types d'application seront testés. Aussi, ces matières organiques (fientes de poules ou boues d'épuration) seront soit déposées en surface, soit enfoui dans le fond du trou de plantation. A ces intrants sont rajoutés également des engrais chimiques inorganiques, de type 3×17 NPK.

Au cours de cette étude, chaque arbre est suivi individuellement avec mesure des différentes variables biométriques une fois par an, au minimum.

Certains des résultats présentés au cours de ce chapitre ont fait l'objet d'une présentation sous la forme d'un poster lors du 19ème congrès de la science du sol (19th World Congress of Soil Science, Brisbane, Australia 1 – 6 August 2010

Biosolids application for revegetalization of an abandoned nickel mine from New-Caledonia

Prescilia Velayoudon[1], Pascal Pagand[1], Etienne Waneissi[2], Maritxu Guiresse[3]

1- Université de Nouvelle-Calédonie, Email : prescilia.velayoudon@univ-nc.nc
2- Direction du Développement Rural, Province Sud
3- EcoLab Toulouse University

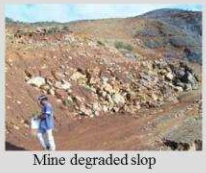
Context

- Old nickel mines from New Caledonia resulted in large unvegetalized surfaces free of top soil
- These sites are not real soil, they are characterized by remaining bedrocks
- Revegetalization of these degraded sites needs fertilization with organic matter.

Objectives

The aim of this field study consist in replacement of poultry manure (organic matter usually used as fertilizer) with biosolids for the vegetal restoration of old nickel mines

Materials and methods



Mine degraded slop

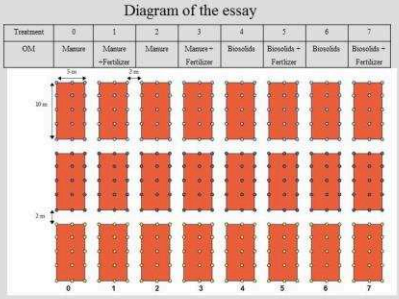
Established in August 2007

Variables tested :
-Organic Matter (biosolids or manure ± fertilizer)
- method of use (buried or surface)
- plant species

Bags of biosolids and manure

Planting

Diagram of the essay



3 species of scrub mine (15 plants by plot) :
- *Carpolepis laurifolia*
- *Grevillea exul rubiginosa*
- *Gymnostoma deplancheanum*

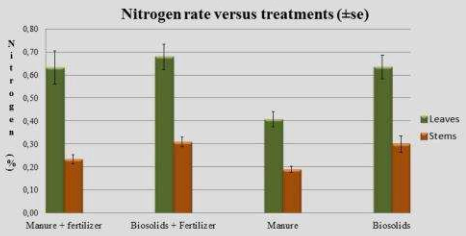
Reference = 0 : Planting usually used by the company

Planted test area

Amendment level : same nitrogen quantity so 10g/kg from each OM

Results

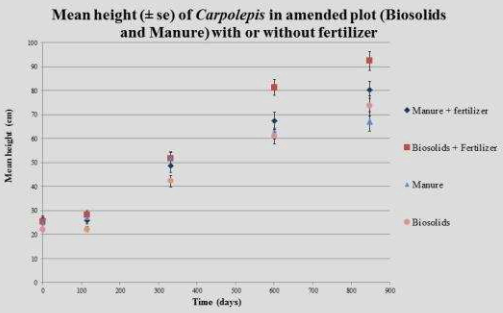
- A high rainy period have washed numerous plotted inducing a high trees disappear
- *Carpolepis sp* presented the most complete plots in field
- No statistical difference between surface and buried so the data is compiled



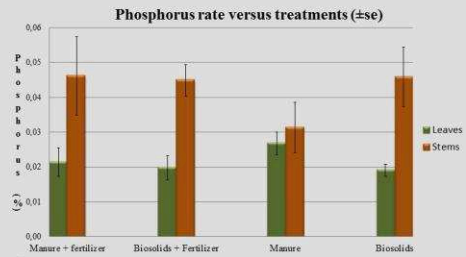
➔ Difference between leaves and stems
➔ Nitrogen rate more important in leaves
➔ With fertilizer no difference between B and M, but without fertilizer there is a difference

Carpolepis sp 2 years old

Plot of *Carpolepis sp*



➔Enhanced growth with biosolids
➔Fertilization also enhances growth
➔Better growth for the treatment biosolids + fertilizer



➔ Difference between leaves and stems
➔ Phosphorus rate more important in stems
➔ With fertilizer no difference between B and M, but without fertilizer there is a difference

Conclusions

-Biosolids were an interesting way for mining recap
-Difference between biosolids and manure after 1,5 years
-Best growth with biosolids and manure + fertilizer
-N and P are more important in leaves but no difference between treatments

Prospects

- Analysis of metals in soil and plants to study the transfer : biosolids-soil-plants

19th World Congress of Soil Science
Brisbane Australia 1-6 August 2010

4.1. Conditions expérimentales

L'expérimentation se situe sur la mine Claudette à une altitude inférieure à 600 m, dans la vallée de la Coulée, commune du Mont-Dore. La parcelle est principalement constituée d'un talus latéritique de faible pente (<30%), réhabilitée par la collectivité provinciale à travers les services de la DRN (désormais appelée DENV) pour la préparation du terrain en série de banquettes (Figure 35) et de la DDR pour la revégétalisation du site. Ces travaux permettent d'une part la gestion des eaux, et d'autre part, l'ameublissement du substrat, facilitant ensuite l'implantation d'une couverture végétale.

Le choix de la parcelle expérimentale est motivé par des critères sélectifs, à savoir :

- la facilité d'accès ;
- l'impact visuel de la parcelle dans le paysage minier.

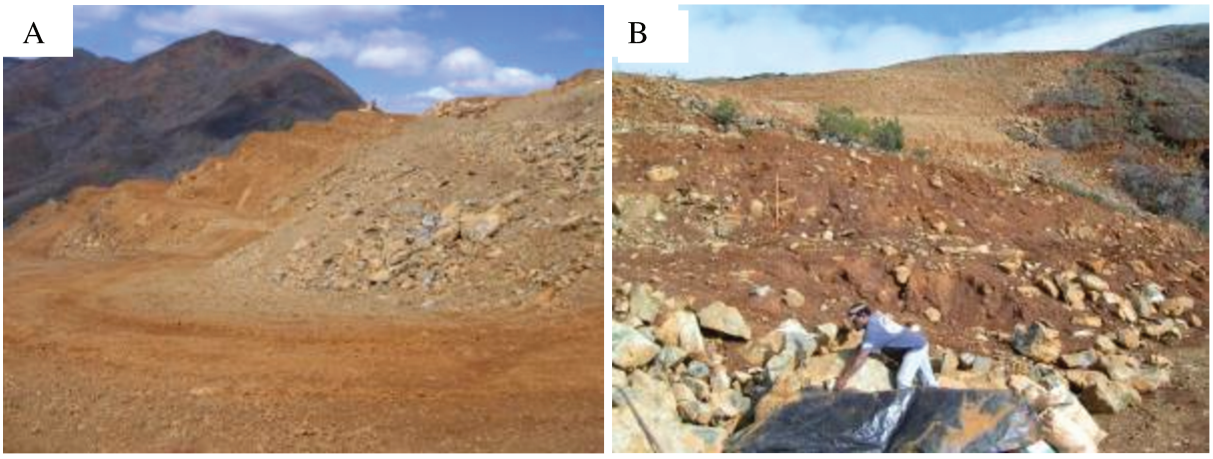


Figure 35: Photographies du site expérimental de la Mine Claudette. A : terrain restructuré ; B : zone en terrasse à revégétaliser

Six échantillons de ce sol remanié ont été prélevés de manière aléatoire, selon la méthode du zigzag, sur toute la parcelle expérimentale. Les prélèvements de sol sont effectués sur une profondeur de 30 cm.

Le sol expérimental, constitué d'un horizon de profondeur, présente une texture limon sablo-argileux et des faibles teneurs en éléments nutritifs. De plus, la capacité du sol à retenir les éléments fertilisants est quasiment nulle (1 $mEq.100g^{-1}$). Avec moins de 1% de matière organique, la teneur en azote total est également très faible. Par contre, la teneur en Mg échangeable est dix fois supérieure à celle en Ca : respectivement 1,5 contre 0,49 $mEq.100g^{-1}$). Le pH du sol est légèrement acide avec des valeurs situées entre 6,3 et 6,6. Le pH de ce sol est moins acide que celui du chapitre 3 car l'expérimentation se réalise non pas sur du topsoil, mais sur des horizons de sols plus profonds déposés en surface lors des travaux de restauration. Enfin, ce sol ne présente quasiment pas d'azote (0,13 $g.kg^{-1}$) et peu de phosphore biodisponible (3,65 ppm ; Tableau 14). Ainsi ces analyses confirment que ce type de sol est particulièrement défavorable voire même qualifié d'impropre à toute mise en culture agricole. D7e plus, ce sol contient entre 40 à 50% de cailloux. Les teneurs en métaux sont du

même ordre de grandeur que celles du précédent chapitre avec cependant moins de chrome, davantage de nickel et deux fois plus de fer.

Tableau 14 : Quelques caractéristiques physico-chimique du sol avant la mise en place de l'expérimentation

Variables	unités	Moyenne ± SE (n=9)
pH_{eau}		6,5 ± 0,0
CEC (méthode acétate d'ammonium)		1,04 ± 0,20
Na		0,08 ± 0,01
Mg	$mEq.100g^{-1}$	1,42 ± 0,07
K		0,05 ± 0,00
Ca		0,15 ± 0,02
MO	$g.100g^{-1}$	0,79 ± 0,05
$N_{Kjeldhal}$	$g.kg^{-1}$	0,13 ± 0,02
$C_{organique}$ (Walkey Black)		4,75 ± 0,26
$P_{assimilable}$ (Truog)	ppm	3,65 ± 0,15
Teneurs totales		
Al_2O_3		6,65 ± 0,37
Cr_2O_3		3,12 ± 0,11
Fe	%	43,92 ± 1,52
Mn		0,51 ± 0,02
Ni		1,18 ± 0,04
Réserve utile de la terre fine	mm pour 10 cm de sol	5,29 ± 1,15

Au cours de cette expérience, les variables testées sont le type de matière organique apportée (les boues d'épuration code B ou les fientes de poules code F), le mode d'application de cette matière organique (enfouie code E ou en surface code S) et l'apport d'engrais supplémentaire (+) ou non (-). Cette méthodologie a été réalisée sur trois espèces végétales différentes de maquis minier : Carpolepis laurifolia ('Ca', appelé communément « faux teck »), Gymnostoma deplancheanum ('Gy', « bois de fer de mine ») et Grevillea exul rubiginosa ('Gr', « brosse blanche »). Pour chaque espèce, huit traitements différents ont été appliqués comme résumé dans le Tableau 15.

Sur ce site minier, des placettes de 50 m² (5 x 10 m) sont délimitées, sur lesquelles sont plantés 15 arbres, avec un espacement de 2,5 m. Les parcelles sont séparées de 2 m entre elles (Figure 36). L'étude biométrique sera réalisée sur chaque individu planté sur les différentes placettes. Aussi, la répétition se trouve au niveau de chaque plant, soit 15 réplicats par traitement.

Tableau 15 : liste des paramètres étudiés

Paramètres		code
Matière organique	Boues de station d'épuration	B
	Fientes de poules	F
Application	Enfouie	E
	Surface	S
Engrais minéral	Oui	+
	Non	-
Espèces	Carpolepis laurifolia	Ca
	Gymnostoma deplancheanum	Gy
	Grevillea exul rubiginosa	Gr
Traitements		code
fiente surface avec engrais (référence)		FS+
fiente surface sans engrais		FS-
fiente enfouie avec engrais		FE+
fiente enfouie sans engrais		FE-
boue surface avec engrais		BS+
boue surface sans engrais		BS-
boue enfouie avec engrais		BE+
boue enfouie sans engrais		BE-

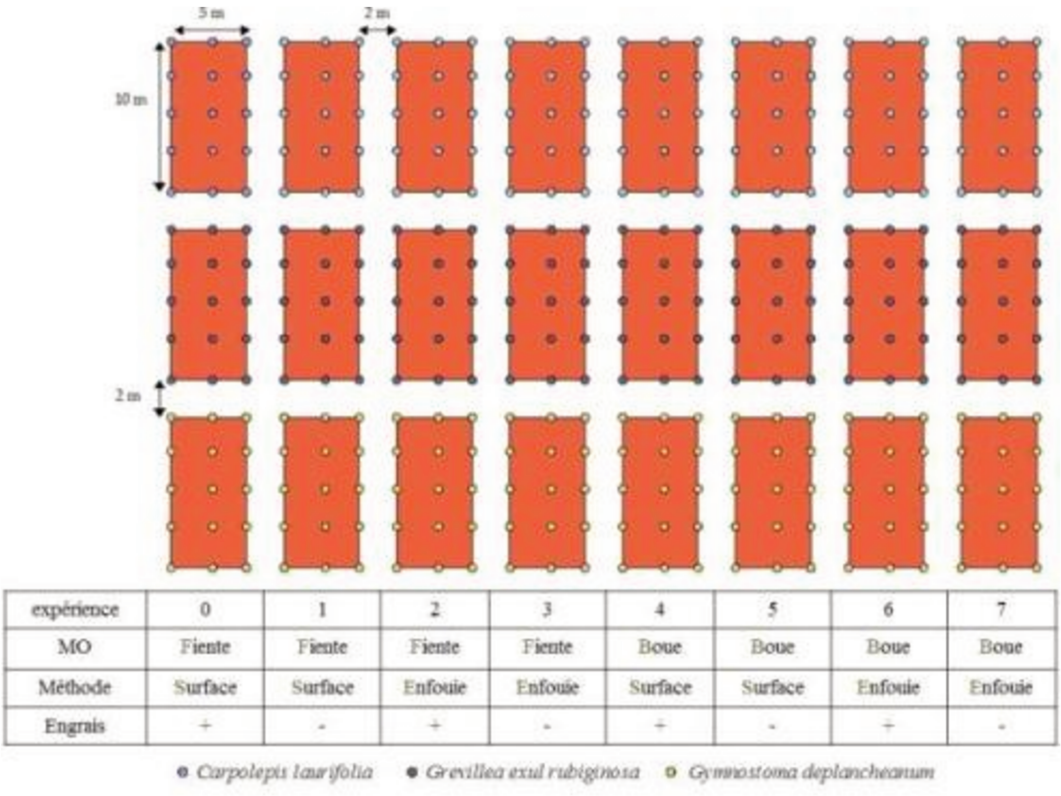


Figure 36 : représentation synoptique du protocole expérimental

Du fait de la pauvreté du substrat, il est nécessaire d'apporter des matières fertilisantes pour optimiser le développement des végétaux. De ce fait, il n'a pas été possible de planter des parcelles sans amendement. La parcelle témoin reste celle ayant eu l'itinéraire technique habituellement utilisé par les spécialistes du domaine : fientes de poules en surface avec engrais minéral (FS+).

Ces deux types de biodéchets ne contiennent pas les mêmes teneurs en nutriments (Tableau 16). Pour comparer les effets de chacune d'elles sur les espèces plantées, il a fallu trouver des niveaux de fertilisation comparables entre l'engrais inorganique classique, la fiente de poules et les boues d'épuration. Aussi, il a été décidé de caler les apports en fonction de la dose en azote, l'élément nutritif le plus important sur les terrains miniers car le substrat en est particulièrement dépourvu (Tableau 16). Cette quantité d'azote est calée sur l'itinéraire technique de référence, à savoir environ 500g de fientes de poules (MF). Les fientes de poules contiennent des teneurs en azote total de 14% MS pour une siccité de 30%. Pour leur part, les boues d'épuration contiennent en moyenne 7% MS d'azote total pour une siccité de 16%. Par rapport à la matière sèche, les boues d'épuration contiennent donc 2 fois moins d'azote que la fiente sèche et 4 fois moins d'azote par rapport à la fiente fraiche. Ces produits étant manipulés bruts, l'apport de 500g de fientes correspond à une teneur en azote de 21g (Tableau 17).

Tableau 16 : Caractéristiques physico-chimiques des fientes de poules et des boues d'épuration

Paramètres		Fientes de poules	Boues d'épuration	Valeur limite dans les boues[1]	Seuil dans les boues NZ[2]	
					STABILISATION GRADE A	STABILISATION GRADE B
Siccité	% MF	30	16,2			
pH		7,4	7,8			
MO		73,1	73			
COT		36,5	24			
$N_{Kjeldahl}$	%MS	14	7,11			
N_{Total}		14	7			
P_{Total}		6,37	1,3			
Ca		9100	10292			
Mg		17200	9588			
K		36900	3279			
Zn		512	530	3000		
Cd		0,12	<2	10	1	10
Cr		6,4	160	1000	600	1500
Cu	$mg.kg^{-1}$	26,10	120	1000	100	1250
Ni		8,2	70	200	60	135
Pb		<3,3	30	800	300	300
Hg		<0,1	<5	10	1	7,5
Cr+Cu+Ni+Zn		552,7	880	4000		
Fe		0,00	10800			
Co		0,38	6			

[1] Arrêté du 8/01/98 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n°97-1133 du 08/12/97 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées et issu du JORF (1998), texte réglementaire français découlant de la directive européenne de 1989.

[2] Guidelines for the Safe Application of Biosolids to Land in New Zealand (NZWWA, August 2003)

De plus, le rapport Ca/Mg pour les boues d'épuration est de 1, alors qu'il est de 0,5 pour les fientes de poules. La conductivité dans les fientes est d'environ 12 $mS.cm^{-1}$ avec une salinité d'environ 16 000 mg de sels par litre d'eau du produit saturé. En revanche, les boues d'épuration ont une conductivité beaucoup plus faible, de l'ordre de 1 $mS.cm^{-1}$.

Tableau 17 : Quantités des matières fertilisantes apportées aux plants en fonction des traitements appliqués.

Matières fertilisantes	Traitements	Quantité apportée		N	P	K	Ca	Mg
		kg MB /plant	g MS / plant	g.plant^{-1}				
Fiente	FS- et FE-	0,5	150	21	10	5,5	1.36	2.5
Boue	BS- et BE-	1,9	313	21	4	1	3	3
Engrais		0,09	90	15	75	12		
Fiente+ Engrais	FS+ et FE+			36	17	17		
Boue + Engrais	BS+ et BE+			36	11	13		

La norme NFU 42-001 « Engrais-Dénominations et spécifications » permet de classer les fientes de cet essai dans la catégorie des engrais organiques du fait des teneurs en N, P_2O_5 et K_2O ≥3%. La norme ne prévoit pas de limite d'application concernant les éléments traces métalliques ou autres éléments.

Le Ca peut-être un facteur limitant dans ce sol (Tableau 14). L'apport de matière organique sous forme de boues ou de fientes, permet un apport en cet élément ainsi que Mg.

L'engrais minéral utilisé est un engrais chimique retard traditionnel 3×17 NPK. La dose apportée est de 90 g d'engrais par plant, ce qui équivaut à 15 g d'azote. Afin de faciliter l'application des matières organiques sur le site au niveau de chacun des plants, celles-ci sont préparées en laboratoire par pesée, puis soudées dans des sachets en polyéthylène (Figure 37).

Les plants utilisés pour cette expérience proviennent d'une pépinière dédiée à la production d'espèces destinées à la revégétalisation des sites miniers. Les plants ont environ 14 mois de mise en culture sur un support de type terreau. Au moment de la plantation Carpolepis laurifolia mesure entre 14 et 45 cm avec une hauteur moyenne de 24,6±0,5 cm. Les plants de Gymnostoma deplancheanum sont de plus grande taille avec une hauteur de 34,9±0,9 cm (19 à 71 cm). Les plants de Grevillea exul rubiginosa mesurent, au moment de la plantation, entre 10 et 30 cm avec une hauteur moyenne de 26±0,9 cm.

Le piquetage, la trouaison et la plantation ont été réalisés manuellement par une entreprise contractante. Lors de la plantation, deux poignées d'hydrorétenteur pré-trempé ont été introduites dans le fond de chaque trou afin de limiter les effets de crise de transplantation (Figure 38). Les matières organiques sont ensuite introduites pour les parcelles dont les traitements nécessitent l'enfouissement de celles-ci (FE-, FE+, BE- et BE+).

La motte du plant est à son tour placée dans le trou, directement en contact avec la matière organique, puis est recouverte par le sol minier. Dans le cas de la méthode d'application des matières organiques en surface (FS-, FS+, BS- et BS+), la motte est placée dans le trou en absence de ces matières organiques. Le trou est ensuite comblé par du sol latéritique. Les matières organiques sont déposées en couronne autour du plant avant d'être

recouverte par une fine couche de sol latéritique. Dans ce dernier cas, le système racinaire n'est pas en contact direct avec la matière organique. L'apport d'engrais inorganique sur les parcelles (FE+, FS+, BE+ et BS+) s'effectue en dernier lieu par un dépôt en couronne à la surface du sol. Ces derniers ne sont donc jamais en contact avec les racines. Pour éviter le lessivage des intrants, la base de chaque plant est recouverte d'environ 10 L de paillage (copeaux issus d'une scierie de pins ; Figure 38). Les différents blocs sont positionnés sur le site selon la Figure 39

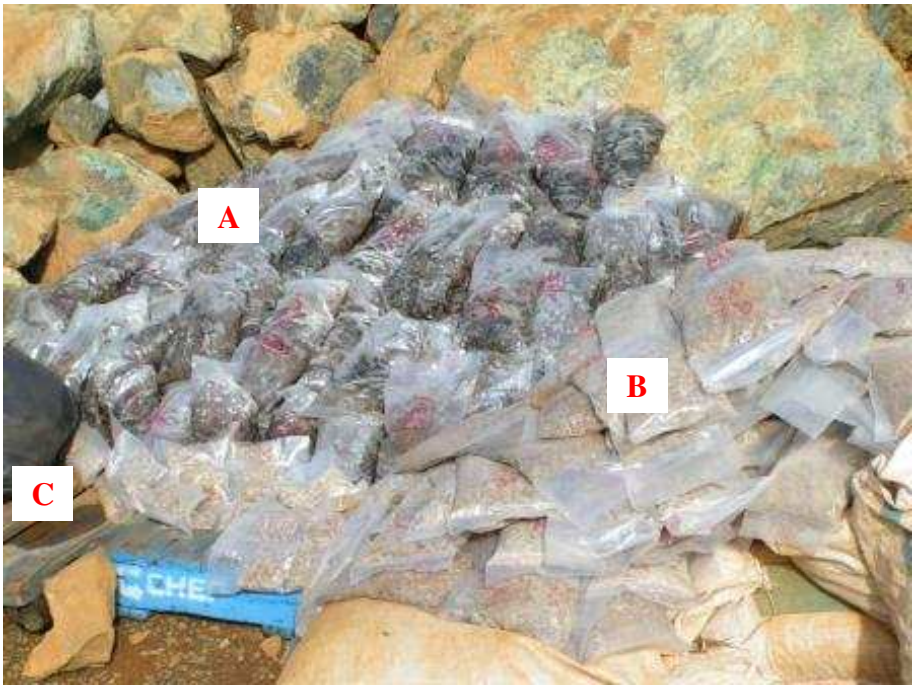
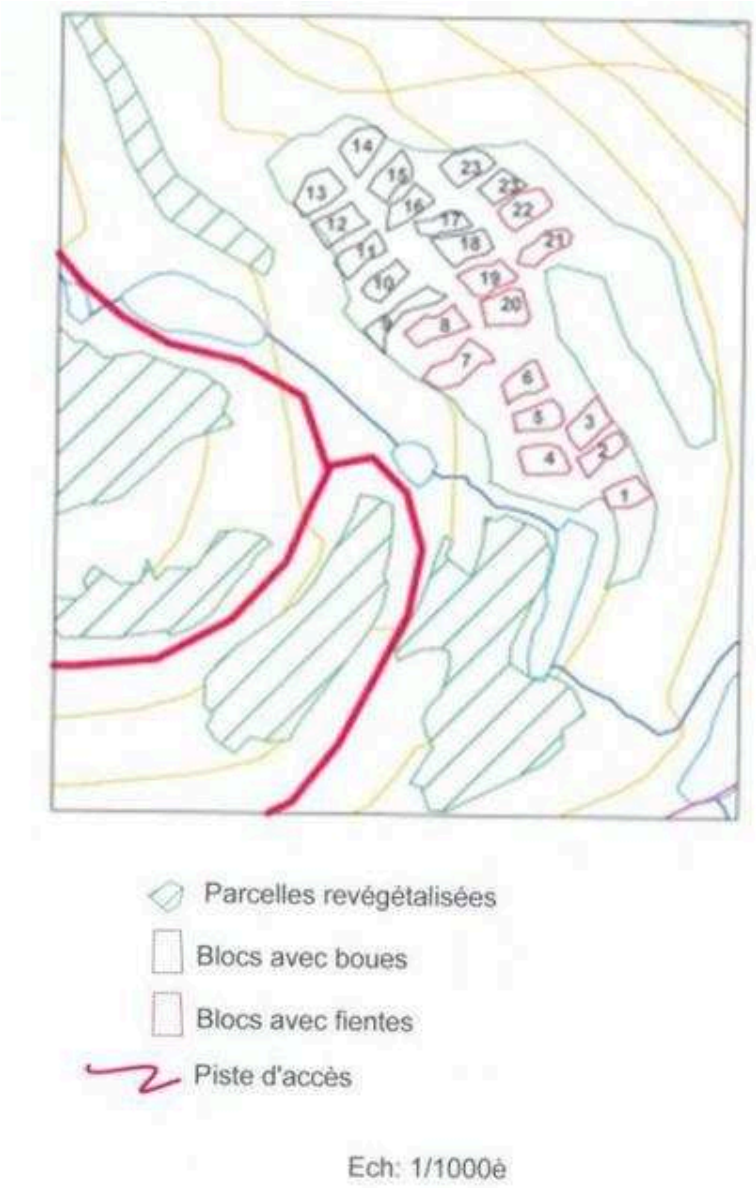


Figure 37 : sachets pré-pesés de matières fertilisantes. A : boues d'épuration ; B: Fientes de poules ; C : engrais inorganique

Figure 38 : Mise en place du protocole expérimental. A: piquetage des parcelles (GyFE-) ; B : introduction de boues pour parcelle méthode enfouie ; C : dépôt de fientes en surface ; D : dépôt d'engrais inorganique en surface ; E : paillage des plants; F: parcelle plantée.

.



placette	traitement
1	GrFS+
2	CaFS+
3	GyFS+
4	CaFS-
5	GrFS-
6	GyFS-
7	CaFE-
8	GyFE-
9	CaBS-
10	GrBS+
11	CaBS+
12	GyBS-
13	GrBS-
14	CaBE-
15	GyBS-
16	GyBE+
17	GrBE+
18	CaBF+
19	GrFE+
20	CaFE+
21	GyFE+
22	GrFE-
23	GrBE-
24	GyBE-

Figure 39 : Positionnement des différentes parcelles sur site.

Au cours de cette expérience, différentes variables ont été suivies annuellement. Il s'agit d'abord de mesurer la mortalité et la croissance dans chacun des traitements. Ensuite des échantillons de végétaux (feuilles et branches) ont été prélevés au hasard sur 3 individus de chaque parcelle après 5 ans de croissance. Les concentrations en azote, phosphore et certains métaux sont mesurées. D'autre part, des échantillons de sols ont été prélevés à la base du tronc de quelques arbres, afin d'évaluer les concentrations en phosphore disponible et en métaux, 5 ans après la plantation.

Remarque : le t=0 j de notre étude correspond à la plantation sur site des plants âgés d'environ 14 mois. Ainsi, pour t=0, les hauteurs sont différentes de 0 car les plants sont issus d'une phase de germination et de croissance en pépinière.

4.2. La mortalité

L'espèce Grevillea exul rubiginosa a subit une très forte mortalité dès le début de l'expérimentation (Figure 40). Cette mortalité est liée aux conditions climatiques qui ont suivi la mise en place de l'essai. Des glissements de terrain sur les placettes de plantation (Figure 41) ont provoqué une perte importante, soit par disparition des individus, soit par ensevelissement des plants. Aussi, le suivi temporel de cette espèce n'a pas pu être effectué. Seuls les résultats concernant les espèces Carpolepis laurifolia et Gymnostoma deplancheanum seront présentés dans le reste de ce chapitre.

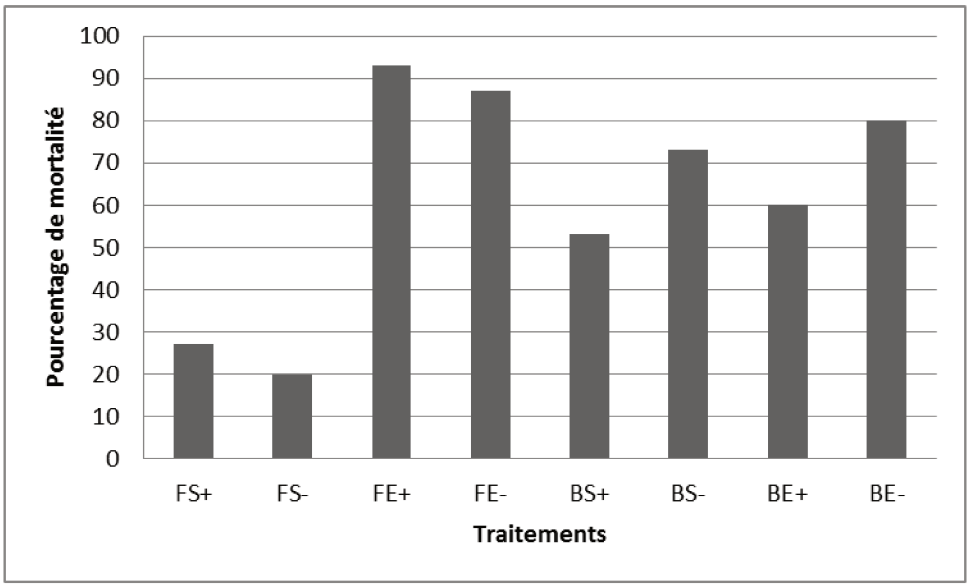


Figure 40 : mortalité de G. exul rubiginosa au bout d'un an.

Pour ces deux dernières espèces, les mortalités sont surtout observées lors de la 1ère année de suivi. La mortalité au sein des différentes placettes avec apport de matière organique en surface est caractérisée par de faibles effectifs de mortalité (10% au maximum), par rapport aux placettes ayant subi un apport en contact avec le système racinaire (enfoui ; entre 10 et 90%). Un test du chi-2 semble indiquer que la répartition du nombre d'individus morts dans les divers traitements ne présente pas de différence significative entre les deux espèces (C. laurifolia et G. deplancheanum, Figure 42). Toutefois, le faible nombre de morts dans les parcelles dont l'application en matière organique est réalisée en surface ne permet pas d'affirmer cet état avec fiabilité (conditions de validité non respectées du test), même en regroupant les effectifs des parcelles amendées en surface. Afin de d'évaluer l'effet du procédé d'amendement sur la mortalité, un test de Fisher-exact est réalisé sur les effectifs regroupés des individus morts sur les placettes utilisant la méthode avec enfouissement, et celle ayant subi un apport de surface. Il n'a pas été observé de différence significative dans la répartition des mortalités entre ces deux espèces (P=0,109). Aussi, le critère "espèce" ne peut être pris en compte sur la mortalité, et on peut considérer que le taux de mortalité observé dans un même traitement est équivalent que ce soit pour l'une ou l'autre des deux espèces.

Ainsi, il semble y avoir un effet de la méthode d'apport de matière organique sur la mortalité des individus. L'apport direct de biodéchets au niveau du système racinaire augmente significativement la mortalité des individus.

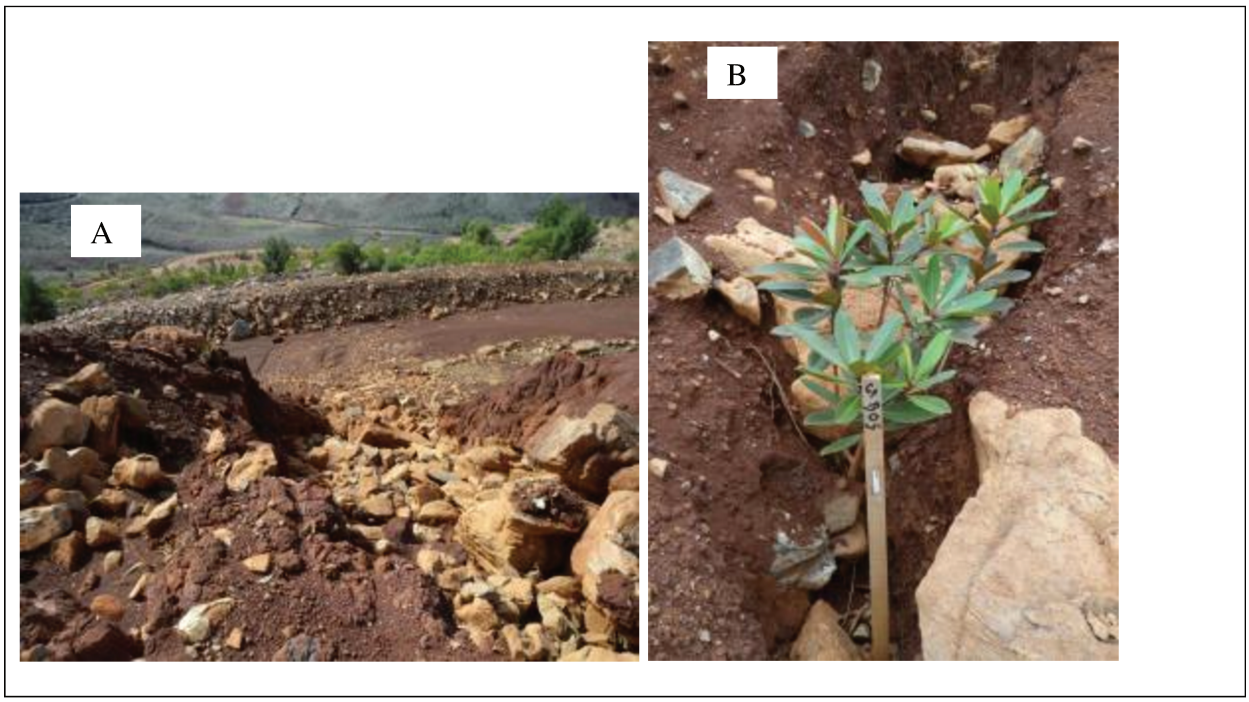


Figure 41 : glissements de terrain sur la parcelle expérimentale. A : formation d'une ravine ; B : plant survivant de Carpolepis laurifolia emprisonné dans une ravine (placette CaBS-).

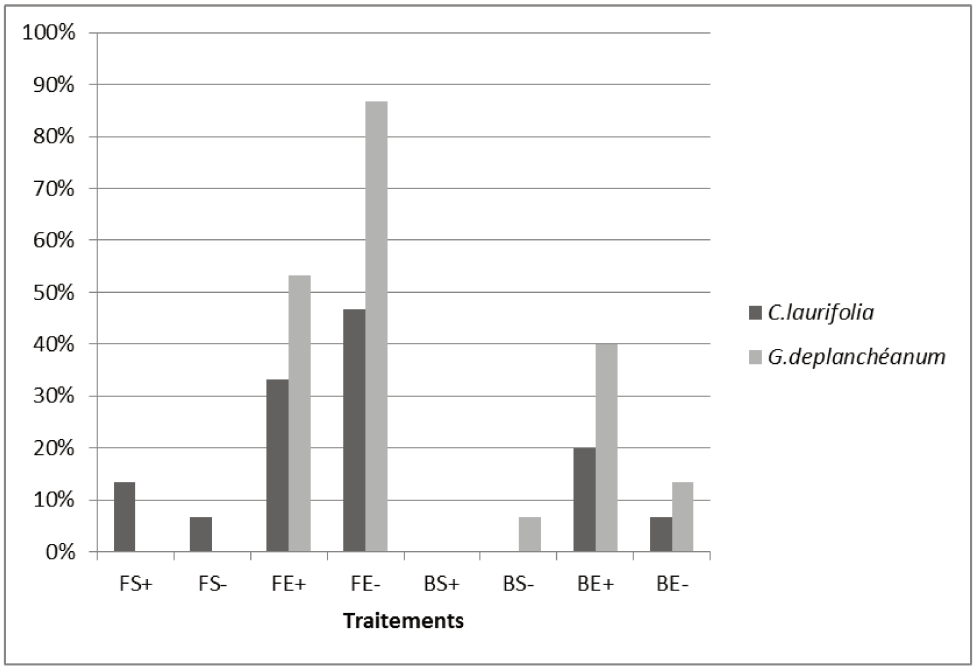


Figure 42 : mortalité de C.laurifolia et G.deplancheanum en fonction des traitements.

Ainsi, en s'exonérant de l'aspect spécifique, une analyse ANOVA à trois facteurs, prenant en considération le type de matière organique appliquée, la modalité d'application et l'apport de matière organique, ne montre aucune interaction significative sur la mortalité des

individus (P=1,000). Par ailleurs, aucune interaction significative n'a pu être mise en évidence entre le type de matière organique apportée et l'apport d'engrais (P=0,195), ou le type d'application et l'apport d'engrais (P=1,000). Seule une interaction significative entre le type de matière organique et la méthode d'application est significative (P=0,034). L'analyse ANOVA à deux facteurs (type de matière organique et modalité d'application) indique un effet très significatif (P<0,001) de l'enfouissement des fientes sur la mortalité, alors qu'il l'est beaucoup moins dans le cas des boues d'épuration (P=0,064). Ainsi, lorsque les biodéchets sont enfouis, les fientes provoquent une mortalité significativement plus importante des plants par rapport aux boues (P=0,003). En effet les fientes ayant une conductivité plus importante et une charge en sel importante, le contact avec les racines est délétère. Cette différence n'existe pas dans le cas d'un dépôt en surface (P=0,717). Toutefois, il est probable que les intempéries en début d'expérimentation aient pu aggraver la mortalité sur certaines placettes et biaiser certains résultats (notamment la mortalité de 80% observée pour la placette GyFE- ; Figure 43).

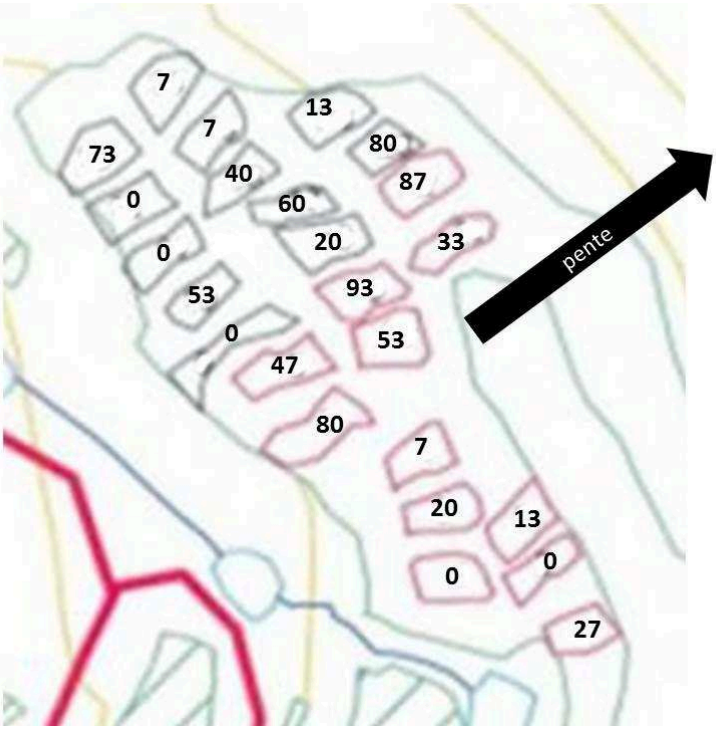


Figure 43 : taux de mortalité dans les différentes placettes (en %)

4.3. Effets sur la croissance

Au moment de la plantation, les plants de C. laurifolia mesuraient entre 15 et 45 cm avec une hauteur moyenne de 24,6±0,5 cm (Figure 44), et aucune différence significative n'est observée entre les traitements. L'évolution de la hauteur des plants de cette espèce montre que, à l'exception des traitements fientes enfouies (FE- et FE+), les différents traitements ont une croissance significative entre deux prélèvements successifs (test-t appariés, P<0,05). Les traitements concernant les fientes enfouies semblent présenter un ralentissement de croissance dès cette seconde année de suivi (Figure 45).

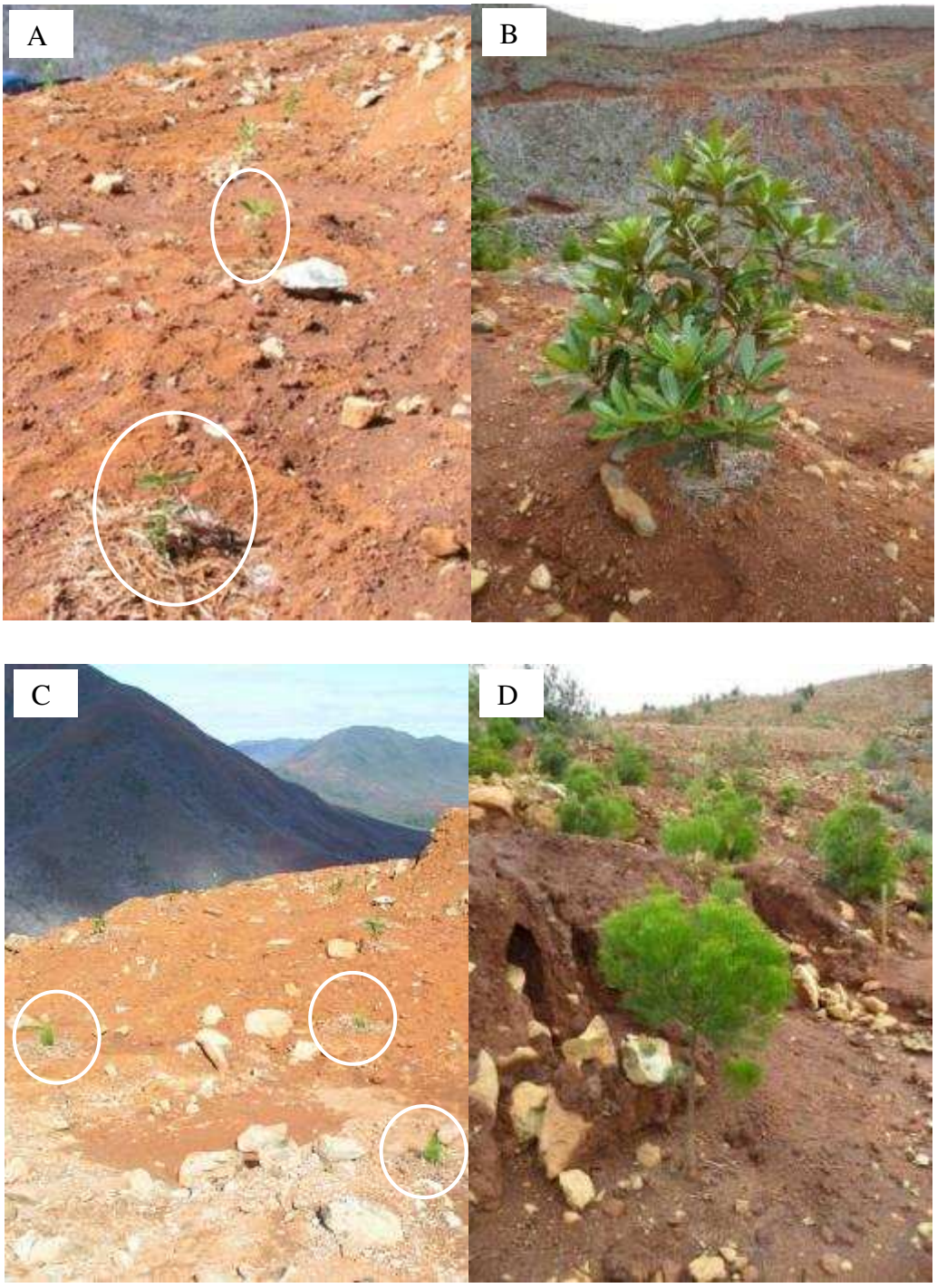


Figure 44 : Photographies de Carpolepis laurifoloia le jour de la plantation (A) puis après 4 années (B) et de Gymnostoma deplancheanum le jour de la plantation (C) puis après 4 années (D)

Pendant la première année de suivi, les croissances des différents plants de Carpolepis laurifolia ne présentent aucune différence significative entre les traitements. Les hauteurs moyennes sont comprises entre 41 et 57 cm. C'est à partir de la seconde année que deux groupes commencent à se distinguer: il s'agit d'un premier groupe formé de traitements avec boues (BS-, BE-, FS+, FS- et FE-) pour des hauteurs moyennes comprises entre 55 et 65 cm, le second groupe concerneles traitements avec fientes enfouies (BS+, BE+, et FE+) pour des

hauteurs moyennes comprises entre 80 et 95 cm (Figure 45). Les deux groupes continuent de se détacher au cours de la période expérimentale.

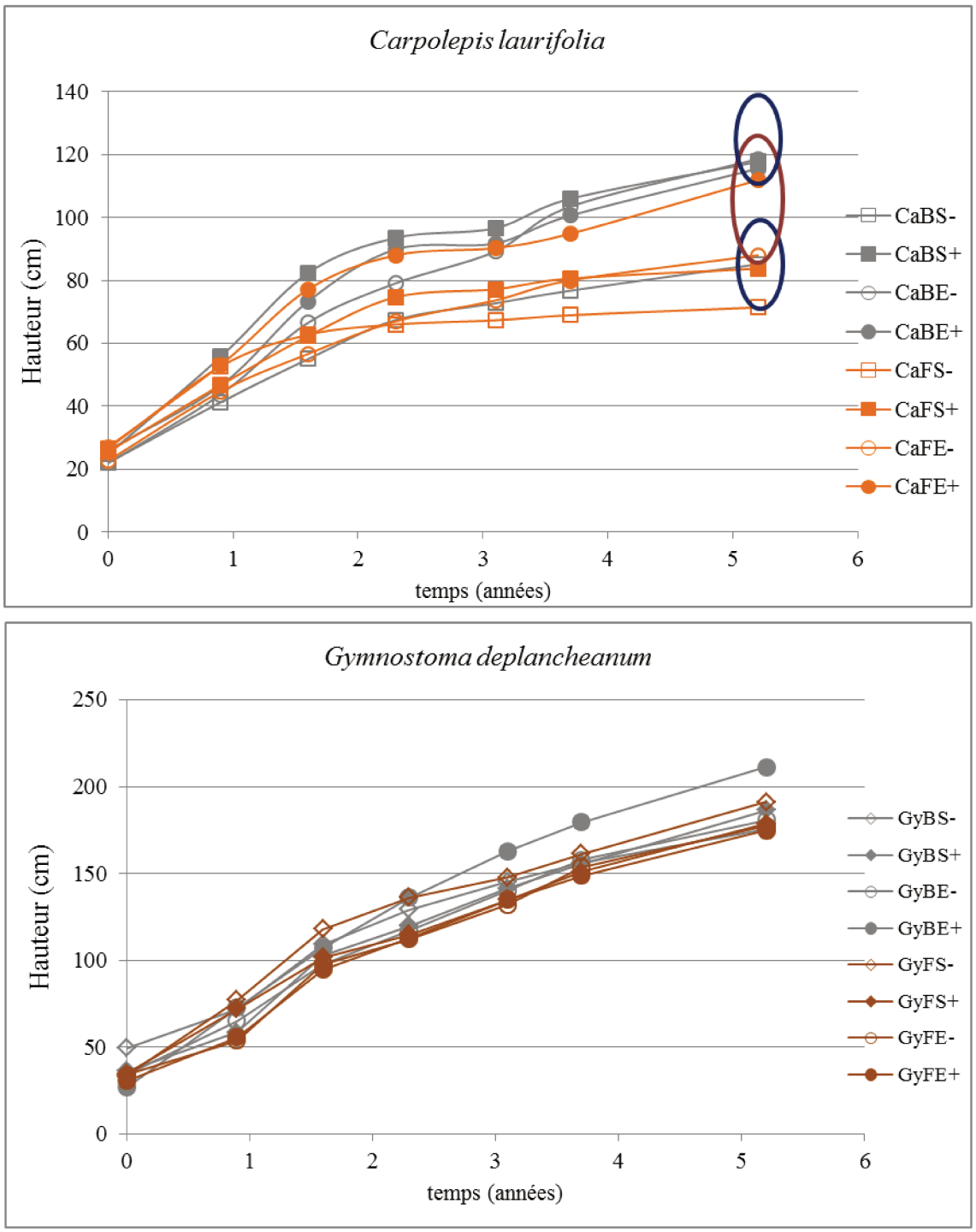


Figure 45 : Evolution de la taille de Carpolepis Laurifolia et Gymnostama deplancheanum en fonction des différents traitements appliqués.

A t = 5 ans, les plants de Carpolepis laurifolia atteignent entre 70 et 115 cm selon les traitements. Les plants les plus petits sont relevés pour le traitement FS-, alors que les plants les plus grands sont ceux des traitements FE+, BE+, BS+ et BE-. L'apport de boues

d'épuration semble donc avoir un effet plus important que la fiente sur la croissance de cette espèce végétale (Figure 46 ; Tableau 18).

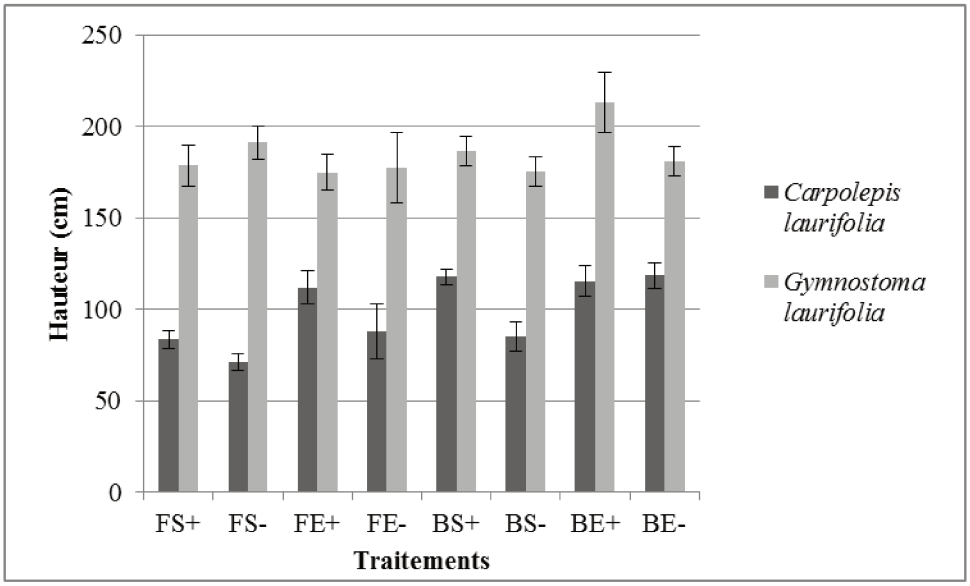


Figure 46 : hauteur des plants de C. laurifolia et G. deplanchéanum agés de 5 ans en fonction des traitements.

Une analyse en ANOVA à deux facteurs (Tableau 19) indique qu'il n'y a pas d'effet significatif conjoint entre le type de matière organique apporté et la méthode d'application (P=0,800). L'effet significatif sur la hauteur des plants et par voie de conséquence, la croissance de ceux-ci, reste le type de biodéchet apporté (P=0,002), la méthode d'application n'étant pas significative (P=0,133).

De la même manière, il n'y a pas d'effet significatif croisé entre le type de biodéchet et le complément d'engrais (P=0,655). Si le type de biodéchet n'est pas significatif, il semble que l'apport d'engrais ait un effet significatif sur la croissance des plants (P=0,029).

Par contre, si on ne tient pas compte de la source en matière organique, on remarque qu'il semble exister un certain effet conjoint faiblement significatif (P dépasse très légèrement la valeur seuil P=0,052) entre la méthode d'application et l'apport d'engrais. Aussi, quelle que soit la matière organique appliquée, l'enfouissement avec un apport d'engrais semble être significativement plus favorable à la croissance des plants.

Tableau 18 : hauteur moyenne des plants de Carpolepis laurifolia et Gymnostoma deplancheanum pour chacun des traitements

Traitements	0 an	0,9 an	1,6 ans	2,3 ans	3,1 ans	3,7 ans	5,2 ans
CaFS+	25,6 ± 1,2 a	46,7 ± 2,8 a	62,3 ± 3,5 a	74,7 ± 3,9 a, b, c	77,2 ± 4,5 a, b	80,6 ± 4,7 a, c	83,7 ± 4,7 a, c
CaFS-	26,7 ± 1,2 a	52,7 ± 2,7 a	62,7 ± 3,8 a	66 ± 4,2 a	67,3 ± 4,2 b	68,9 ± 4,1 a	71,4 ± 4,6 a
CaFE+	27,1 ± 2,3 a	53,1 ± 6,9 a	77,1 ± 7 a, b	88 ± 6,7 a, b, c	90,3 ± 6,7 a, b	94,9 ± 5,3 a, b, c	111,9 ± 8,9 b, c
CaFE-	22,8 ± 0,8 a	44,7 ± 5,8 a	56,7 ± 7,8 a, b	67 ± 8,5 a, b, c	73,7 ± 13 a, b	80 ± 11,5 a, b, c	88 ± 15 a, b, c
CaBS+	24,8 ± 1 a	55,7 ± 3,7 a	82,3 ± 4,2 b	93,5 ± 4,9 b	96,6 ± 5,1 a	105,9 ± 4,4 b	117,7 ± 4,3 b
CaBS-	22,1 ± 1,5 a	41,3 ± 3 a	55 ± 4 a	67,4 ± 5,6 a, c	72,7 ± 6,4 a, b	76,7 ± 6,7 a	85,1 ± 8,1 a, c
CaBE+	26,1 ± 1,3 a	46,6 ± 2,9 a	73,3 ± 4,6 a, b	89,8 ± 6,3 b, c	91,8 ± 5,9 a, b	100,6 ± 6,2 a, b	115,5 ± 8,1 b
CaBE-	22 ± 0,9 a	43,8 ± 3,5 a	66,6 ± 4,6 a, b	79,1 ± 5,7 a, b, c	89,2 ± 6,4 a, b	103,4 ± 7 b, c	118,6 ± 7 b
GyFS+	34,6 ± 1,4 b	72,1 ± 5,2 a	101,6 ± 7,9 a	114,8 ± 8,9 a	134,8 ± 9,7 a	150,8 ± 10,2 a	178,5 ± 11,1 a
GyFS-	33,4 ± 1 b	77,1 ± 2,7 a	118 ± 5,9 a	136,2 ± 6,9 a	147,7 ± 8,6 a	161,3 ± 8,8 a	191,1 ± 9,1 a
GyFE+	30,6 ± 1,4 b	55,6 ± 3,4 a	94,6 ± 6,3 a	112,9 ± 7,3 a	134,9 ± 7,5 a	148,7 ± 8,5 a	174,8 ± 9,9 a
GyFE-	33,9 ± 1,9 b	54 ± 7 a	97,8 ± 12,9 a	112,4 ± 15,4 a	132 ± 15,6 a	153,6 ± 15,2 a	177,4 ± 19,2 a
GyBS+	36,3 ± 1,9 b	58,5 ± 4,1 a	102,5 ± 5,8 a	119,9 ± 7,4 a	141,4 ± 8,2 a	155,5 ± 9,1 a	186,3 ± 8,2 a
GyBS-	49,6 ± 3,4 a	71,9 ± 4,9 a	109,2 ± 8,2 a	129,3 ± 7,3 a	145,1 ± 8,1 a	156 ± 8,2 a	175,4 ± 8,1 a
GyBE+	26,8 ± 1,3 b	72,6 ± 7 a	107,1 ± 9,2 a	136,1 ± 10,8 a	162,7 ± 10,7 a	179,3 ± 12,7 a	213,2 ± 16,5 a
GyBE-	34 ± 2,3 b	65,3 ± 5 a	97,8 ± 4,6 a	117,3 ± 8 a	140,2 ± 6,4 a	157,9 ± 6,8 a	180,8 ± 8,2 a

Les données présentant la même lettre dans une même colonne et pour une même espèce ne sont pas significativement différentes entre elles

Tableau 19 : Analyses Anova à deux facteurs appliqués sur la hauteur de Carpolepis laurifolia

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
MO	1	6251,029	6251,029	9,837	0,002
application	1	1459,869	1459,869	2,297	0,133
MO x application	1	40,935	40,935	0,0644	0,8
Residual	92	58463,536	635,473		
Total	95	82333,625	866,67		
MO	1	18755,177	18755,177	29,69	<0,001
Engrais	1	3093,977	3093,977	4,898	0,029
MO x engrais	1	127,083	127,083	0,201	0,655
Residual	92	58116,285	631,699		
Total	95	82333,625	866,67		
application	1	13133,904	13133,904	19,62	<0,001
Engrais	1	3077,955	3077,955	4,598	0,035
application x engrais	1	2583,538	2583,538	3,859	0,052
Residual	92	61587,164	669,426		
Total	95	82333,625	866,67		

Pour leur part, les plants de Gymnostoma deplancheanum ont une hauteur comprise entre 19 et 71 cm avec une moyenne de 34,9±0,9 cm. Seule la parcelle GyBS- montre une taille significativement plus importante que les autres (49,6±3,4 cm). Au même âge de production en pépinière, ces arbres sont significativement plus grands que ceux de Carpolepis laurifolia. Il semble y avoir un effet spécifique sur la vitesse de croissance en hauteur. L'évolution de la taille des plants pour une même période est présentée dans les photographies de la Figure 44.

Dans le cas de Gymnostoma deplancheanum, au cours de la première année de suivi, les hauteurs moyennes des plants ne montrent pas de différences significatives entre les différents traitements avec des hauteurs se situant entre 54 cm et 72 cm (Tableau 18 ; Figure 45).

Au bout de 1,5 ans, une tendance s'amorce avec la plus faible hauteur, 85cm, pour le traitement FE-, des hauteurs moyennes comprises entre 95 et 110 cm pour les traitements BS-, BS+, BE-, BE+, FS+, FE- et la plus forte hauteur, 120 cm, est relevé pour le traitement FS-. Cette même tendance se retrouve également au bout de 2,5 ans de croissance sur site. Pour le traitement FE-, la hauteur est de 90 cm, pour les traitements BS-, BS+, BE-, BE+, FS+, FE- les hauteurs moyennes sont comprises entre 110 et 125 cm et pour le traitement FE-, la hauteur la plus importante est de 140 cm.

Au bout de la troisième année de suivi, la tendance précédente a disparu et un traitement se distingue de tous les autres, à savoir 'BE+' avec une hauteur de plants de 170 cm en moyenne. Les autres traitements montrent une croissance comprise entre 130 et 145 cm en

moyenne. A t=5 ans (Figure 46), ces mêmes différences s'observent, les croissances les plus importantes sont repérées pour le traitement 'BE+' avec une hauteur moyenne de 220 cm, alors que les autres traitements ne se distinguent pas et révèlent des hauteurs de plants comprises entre 170 cm et 190 cm. Cependant, cette différence n'est pas statistiquement significative.

De la même manière, aucun effet d'interaction entre les différents facteurs étudiés n'a pu être mis en évidence (Tableau 20).

Tableau 20 : Analyse Anova à trois facteurs appliquée sur la hauteur de Gymnostoma deplancheanum

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
MO	1	1468,602	1468,602	1,077	0,302
Application	1	237,06	237,06	0,174	0,678
Engrais	1	968,254	968,254	0,71	0,402
MO x application	1	3257,719	3257,719	2,389	0,126
MO x engrais	1	4569,744	4569,744	3,352	0,071
application x engrais	1	1250,693	1250,693	0,917	0,341
MO x application x engrais	1	125,383	125,383	0,092	0,762
Residual	88	119976,43	1363,369		
Total	95	130195,958	1370,484		

L'effet de l'amendement organique par les boues n'est donc pas totalement démontré par ces croissances. Pourtant, il se dégage une tendance montrant que les boues ont dans certains cas le même effet que la fiente, et même parfois un effet supérieur sur la croissance de ces deux espèces végétales. Concernant le mode d'application de l'amendement, une tendance est remarquée pour une application "enfouie" plutôt qu'en surface. Le contact direct entre racines et amendement organique ne montre pas d'effet négatif sur la croissance des plants.

Les courbes (Figure 47) décrivant l'évolution de la hauteur moyenne des plants de ces deux espèces au cours du temps, présentent une pente croissante qui semble s'atténuer au cours du temps. Cette évolution semble s'ajuster à des modèles dont la relation est présentée par les équations (1) ou (2).

$$H = \frac{a_1 t}{b_1 + t} \qquad (1)$$

$$H = a_1 t^{b_2} \qquad (2)$$

où

H: hauteur du plant

t: le temps en années

a_1, b_1, a_2, b_2 des paramètres calculés

Après transformation logarithmique ou inverse chaque traitement montre une relation linéaire significative (P<0,001) dont les paramètres sont listés dans le Tableau 21.

Tableau 21 : détermination des paramètres des relations représentant l'évolution de la croissance de Carpolepis laurifolia et de Gymnostoma deplancheanum

espèce	Modèle	paramètres	BS-	BS+	BE-	BE+	FS-	FS+	FE-	FE+
Carpolepis laurifolia	(1)	a_1	38,64	49,46	42,35	47,17	44,03	43,60	40,05	49,28
		b_1	0,50	0,57	0,62	0,55	0,35	0,45	0,49	0,51
		r^2	0,991	0,975	0,993	0,978	0,918	0,972	0,996	0,979
	(2)	a_2	90,1	145,0	125,9	121,0	82,1	93,6	93,3	121,2
		b_2	1,05	1,63	1,61	1,25	0,69	0,90	1,05	1,18
		r^2	0,977	0,994	0,974	0,958	0,999	0,982	0,986	0,985
Gymnostoma deplancheanum	(1)	a_1	78,1322	64,8800	64,1596	62,8007	69,4117	65,8625	60,8975	58,5783
		b_1	0,48	0,61	0,62	0,75	0,63	0,59	0,62	0,65
		r^2	0,967	0,968	0,992	0,997	0,988	0,998	0,963	0,981
	(2)	a_2	162,3	174,3	186,2	321,6	234,3	186,7	165,8	179,2
		b_2	0,80	1,33	1,54	3,70	2,03	1,49	1,36	1,68
		r^2	0,890	0,914	0,966	0,997	0,993	0,983	0,907	0,949

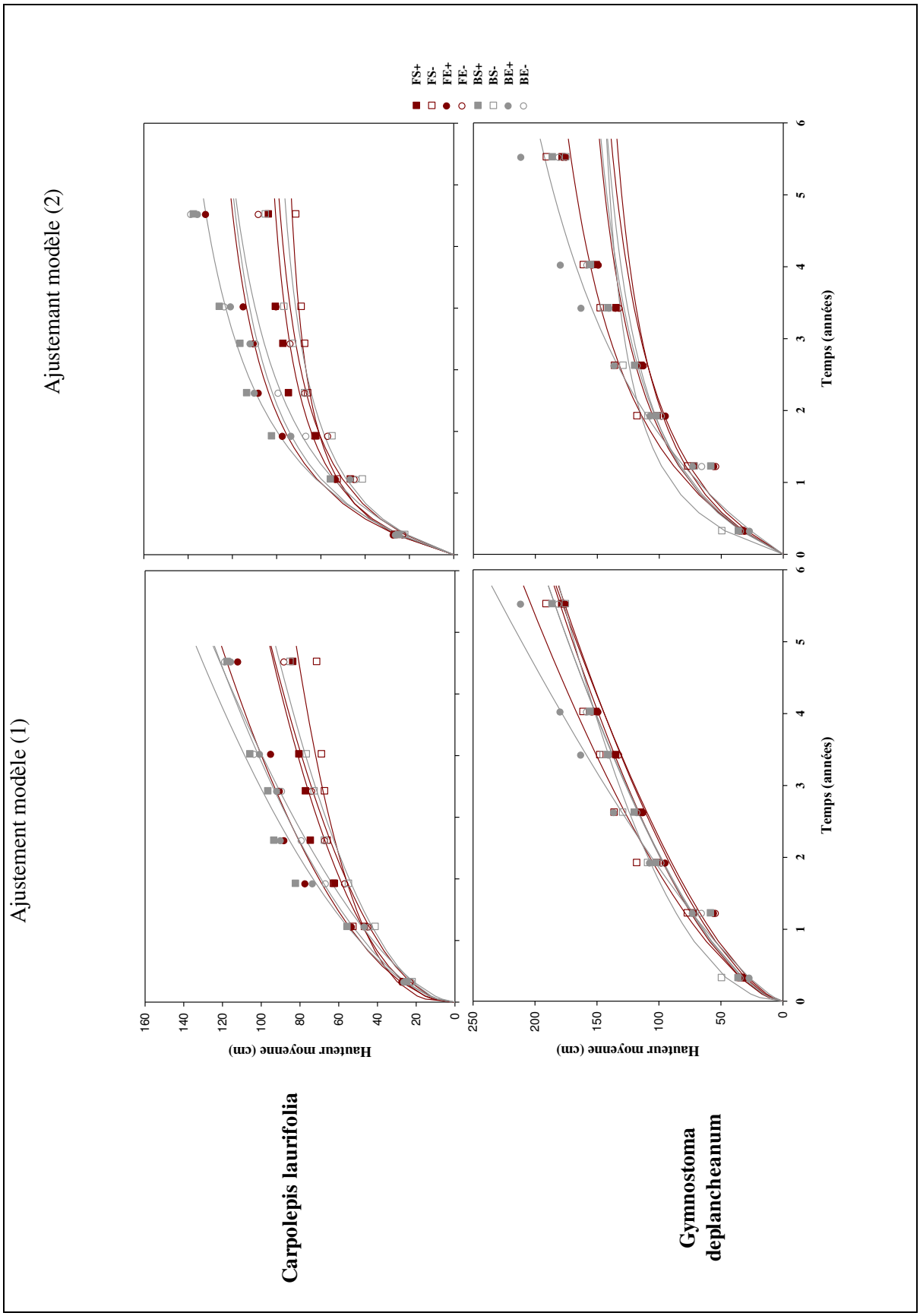


Figure 47 : courbes d'ajustement des croissances de Carpolepis laurifolia et Gymnostoma deplancheanum selon les modèles (1) et (2)

Ces droites d'ajustement sont, pour la plupart, significativement différentes entre elles, ce qui semble être en faveur de différence significative entre les traitements appliqués.

Sachant que l'évolution de la taille moyenne des plants s'ajuste à un modèle dépendant du temps, il est intéressant de vérifier s'il est possible de modéliser la croissance individuelle des plants. A cet effet, la vitesse de croissance de chacun des plants a été calculée entre deux périodes de mesure avec la relation (3). Cette vitesse de croissance est exprimée en $\%.an^{-1}$ et on suppose que, dans nos conditions expérimentales, il n'y a que peu d'effet de compétition entre les individus (notamment pour la lumière).

$$v = \frac{\frac{(H_2 - H_1)}{H_1} \times 100}{t_2 - t_1} \qquad (3)$$

où

v en $\%.an^{-1}$

H_1 et H_2 : hauteurs mesurées entre deux périodes en cm

t_1 et t_2 : dates des deux périodes de mesure en année

La vitesse de croissance des deux espèces montre une relation significative avec la taille de l'arbre. Cette relation peut être simulée pour chacun des traitements par une équation (4).

$$v = aH^b \qquad (4)$$

Après transformation logarithmique, des relations linéaires ont été établies pour les différents traitements et les paramètres obtenus sont résumés dans le Tableau 22. On observe que l'influence de taille de l'individu sur la vitesse de croissance est significative. Cependant, ce paramètre explique entre 35 et 59% de la variabilité pour Carpolepis laurifolia et entre 34 et 69% pour Gymnostoma deplancheanum.

Tableau 22 : liste des paramètres des relations entre la vitesse de croissance et la taille des individus

espèce	paramètres	BS-	BS+	BE-	BE+	FS-	FS+	FE-	FE-
Carpolepis laurifolia	a	7234,9	79552,1	15174,4	37947,2	259844,9	116047,8	37412,9	88389,7
	b	-1,54	-1,95	-1,58	-1,83	-2,49	-2,21	-1,90	-2,04
	r^2	0,351	0,587	0,489	0,455	0,576	0,557	0,562	0,562
	n	76	74	81	68	59	74	17	36
	P	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Gymnostomna deplancheanum	a	-1,57	-1,22	-1,57	-1,33	-1,61	-1,11	-1,09	-1,30
	b	4,40	3,80	4,48	4,14	4,66	3,54	3,53	3,99
	r^2	0,399	0,450	0,523	0,691	0,709	0,374	0,337	0,627
	n	84	89	75	53	79	79	45	58
	P	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

La comparaison de l'ensemble des droites de régression obtenues pour tous les traitements (pentes et constantes à l'origine) laisse apparaître qu'il existe une différence

significative entre toutes ces droites (P<0,001), tant pour Carpolepis laurifolia que pour Gymnostoma deplancheanum (Tableau 23).

Toutefois, l'analyse comparative des différentes relations linéaires deux à deux obtenues pour chacun des traitements appliqués sur ces deux espèces, indique que les pentes ne sont généralement pas significativement différentes entre elles. Seuls les traitements BS- sont significativement différents des traitements FS+ et FS- et le traitement BE+ du traitement FS- pour Carpolepis Laurifolia. Dans le cas de Gymnostoma deplancheanum, FS- significativement différents de FS+, FE- et FS+. Par contre, les constantes à l'origine montrent plus de différences significatives (Tableau 23). Dans le cas de C. laurifolia, il semble exister 2 groupes de traitement dont la constante à l'origine est comparable.

L'établissement, d'une part, du groupe FE+, BS+, BE+ et BE-, et d'autre part du groupe FS+, FS- et BS- (le traitement FE- n'étant pas significativement différent des deux groupes cités), semble être en adéquation avec les groupes de tailles observés après 5 années de croissance. Ainsi, il semblerait que les différents types de matières organiques aient un effet sur la vitesse de croissance, et par conséquent sur la taille des arbres en fin d'expérimentation.

Dans le cas de G. deplancheanum, l'étude des constantes à l'origine semble confirmer que le traitement BS+ a une vitesse significativement plus importante que les autres traitements.

En intégrant les vitesses de croissance des deux espèces, indépendamment des traitements, il ressort deux droites moyennes qui sont significativement différentes entre elles (Figure 48). Ainsi, cela confirme que dans le cadre de notre étude, l'espèce G. deplancheanum a une croissance plus rapide que C. laurifolia.

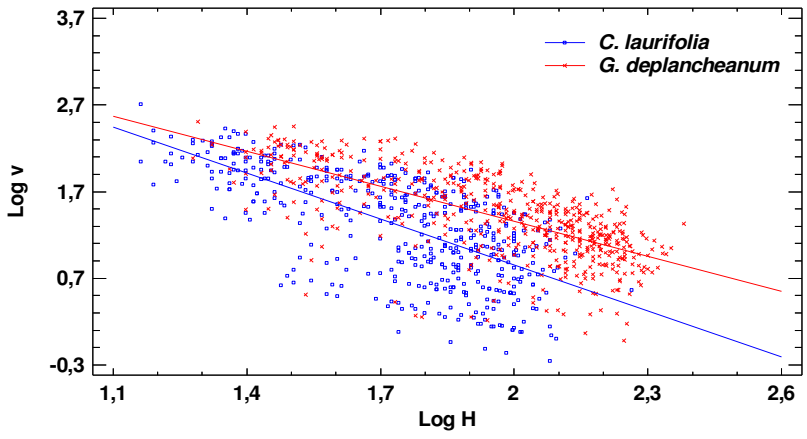


Figure 48 : régressions linéaires, après transformation logarithmique de la vitesse de croissance des deux espèces plantées sur mine, en fonction de la taille des arbres (H = hauteur et v = vitesse).

Tableau 23 : comparaison des pentes et constantes à l' origine pour les modèles calculés à chaque traitement de Carpolepis laurifolia.et Gymnostoma deplancheanum (Les probabilités inférieures à 0,05 indiquent que les pentes ou les constantes à l'origine sont différentes entre elles).

Carpolepis laurifolia	**constante**							
		FS-	**FE+**	**FE-**	**BS+**	**BS-**	**BE+**	**BE-**
	FS+	0,0872	0,0381	0,7156	<0,0001	0,4227	0,0092	0,0009
	FS-		0,0010	0,1446	<0,0001	0,5900	0,0001	<0,0001
	FE+			0,2958	0,1519	0,0323	0,8727	0,4712
	FE-				0,1000	0,4531	0,2492	0,1144
	BS+					<0,0001	0,1349	0,3668
	BS-						0,0068	0,0004
	BE+							0,4783
	pente							
		FS-	**FE+**	**FE-**	**BS+**	**BS-**	**BE+**	**BE-**
	FS+	0,4500	0,6534	0,5576	0,3813	0,0517	0,2577	0,0321
	FS-		0,2809	0,2807	0,1135	0,0167	0,083	0,0073
	FE+			0,8100	0,7898	0,2250	0,5888	0,1804
	FE-				0,7291	0,5488	0,8915	0,5119
	BS+					0,1945	0,6991	0,1630
	BS-						0,4171	0,9106
	BE+							0,4063
Gymnostoma deplancheanum	**constante**							
		FS-	**FE+**	**FE-**	**BS+**	**BS-**	**BE+**	**BE-**
	FS+	0,0203	0,2382	0,7998	0,5054	0,3621	0,0050	0,6065
	FS-		0,1513	0,0771	0,0786	0,0023	0,2912	0,0694
	FE+			0,4578	0,5954	0,0822	0,0376	0,6398
	FE-				0,7701	0,3836	0,0318	0,8072
	BS+					0,1179	0,0165	0,9125
	BS-						0,0070	0,2328
	BE+							0,0204
	pente							
		FS-	**FE+**	**FE-**	**BS+**	**BS-**	**BE+**	**BE-**
	FS+	0,0091	0,3353	0,995	0,5478	0,0764	0,3081	0,0524
	FS-		0,0747	0,0247	0,0337	0,8154	0,067	0,7694
	FE+			0,4081	0,6881	0,3096	0,9811	0,2595
	FE-				0,6153	0,1326	0,3891	0,1019
	BS+					0,1699	0,6597	0,1322
	BS-						0,3038	0,9832
	BE+							0,2517

Finalement, l'apport de boues de station d'épuration montre un effet positif sur la croissance des arbres, soit au même niveau que celui obtenu grâce aux fientes de poules (G. deplancheanum), soit supérieur à celles-ci dans le cas de C. lauriflora. Le mode d'application de l'amendement semble avoir une influence sur la mortalité et la croissance. En effet, une pratique de l'enfouissement semble être favorable à la croissance de C. lauriflora (ce n'est pas le cas pour G. deplancheanum). Toutefois, cela engendre une nette augmentation de la mortalité certainement due à la forte conductivité de la matière organique.

Toutes les courbes de croissance présentent une croissance rapide au départ, puis une nette inflexion de cette croissance, qui va atteindre un seuil. Cela veut certainement dire que si la vitesse ralentit, il y a certainement une limitation de la croissance. Cela vient peut-être de l'appauvrissement du milieu. Les plants ont consommé l'essentiel des nutriments et ils n'ont plus rien pour stimuler leur croissance, donc celle-ci revient à des vitesses très faibles.

L'évolution de la hauteur individuelle moyenne des plants se présente sous une forme d'une courbe sigmoïdale qui peut être bien simulée par le modèle Chapman-Richards. Ce modèle est un des modèles non linéaire couramment utilisé pour estimer la croissance des arbres (Cavaignac et al., 2012; Coble and Lee, 2006; Colbert et al., 2003) . Les paramètres seront déterminés à l'aide du logiciel SigmaPlot. A l'exception du traitement G. deplancheanum BE+ qui montre une évolution significativement plus importante que les autres traitements, un ajustement combiné de tous ces autres traitements montre une évolution significative de cette croissance avec une relation :

$$H = 35{,}4 + 178{,}6\left(1 - \exp^{-0{,}36t}\right)^{1{,}29}$$

où :

H représente la hauteur

t représente le temps

Aussi, plusieurs questions peuvent se poser pour interpréter ces résultats. Tout d'abord, est-ce que la dose de départ est suffisante pour ces espèces ? De plus, est-ce qu'il ne faut pas fertiliser de nouveau 1 ou 2 années après la plantation ? Et pour finir, est-ce qu'il faut mettre le biodéchet uniquement au pied des arbres, ou le répartir sur toute la surface pour permettre aux autres espèces pionnières de s'installer ?

4.4. Effets sur l'azote et le phosphore dans les végétaux

Les concentrations en azote et phosphore dans ces deux espèces végétales ne sont pas identiques (Figure 49).

Pour les deux espèces étudiées, les concentrations en azote ne montrent pas de différence significative ($P>0{,}05$) au sein d'une même partie de la plante. Les concentrations sont de 0,58±0,03 % MS dans les feuilles et 0,26±0,02 % MS dans les tiges de C. laurifolia, et sont respectivement de 0,85±0,05 et 0,40±0,02 % MS dans les feuilles et tiges de G. deplancheanum. Ainsi, les concentrations foliaires sont plus importantes que les concentrations dans les tiges. Sans être significatifs, les traitements CaFS- et CaFE-, avec des valeurs moyennes de 0,41 % dans les feuilles, montrent une tendance à être moins concentrés que la valeur de la littérature qui est de 0,62% (L'Huillier et al., 2010). Les autres traitements indiquent des concentrations légèrement plus élevées. En ce qui concerne G. deplancheanum, le traitement FS+ semble présenter une concentration plus importante, et le traitement BS+ montre une tendance légèrement plus faible avec 0,65%. Mais aucune de ces différences n'est significative. A l'exception du traitement FS- pour C. laurifolia, les valeurs observées dans les feuilles ne présentent pas de différences significatives avec celles obtenues par Jaffré pour ces mêmes espèces (L'Huillier et al., 2010).

Par contre, on peut remarquer que la concentration en azote est généralement significativement plus importante dans les feuilles que dans la partie ligneuse ($P<0{,}05$). Les autres traitements, sans être significatifs, présentent toutefois cette tendance.

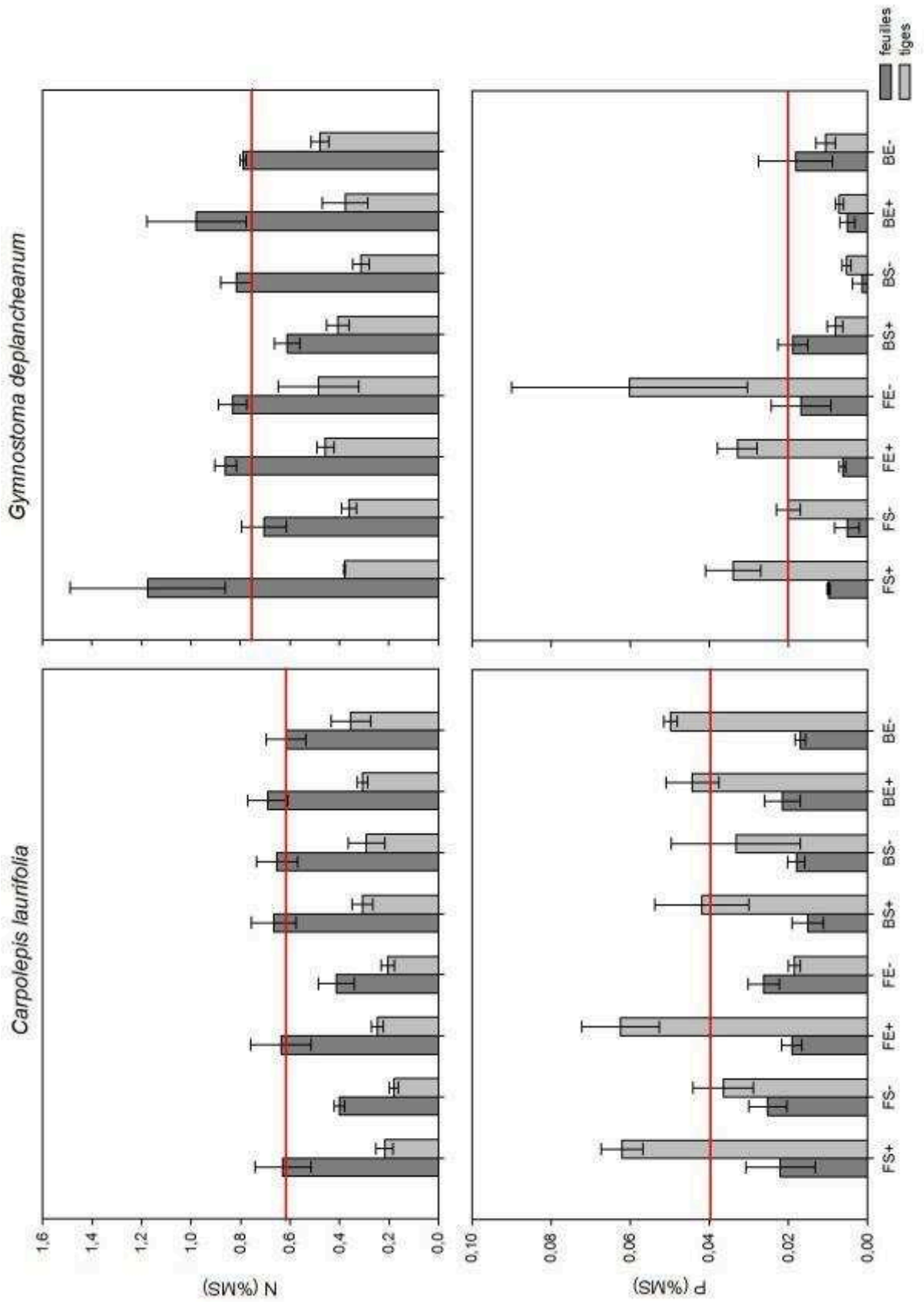


Figure 49 : concentration en azote (moyenne±SE, n=3) dans les feuilles et les tiges de Carpolepis laurifolia et Gymnostoma deplancheanum , ayant reçu un amendement 5 ans auparavant. La ligne rouge indique les valeurs mesurées (L'Huillier et al., 2010) dans les feuilles de ces deux espèces.

Aussi, une étude comparative à 3 facteurs (espèce, compartiment de la plante et type d'amendement) indique que seuls les facteurs "espèce" et "compartiment", et leur interaction, montrent un effet significatif sur le taux d'azote (Tableau 24). La méthode d'amendement ou de l'apport d'engrais n'a pas plus d'effet significatif sur celui-ci.

Tableau 24 : Analyse Anova à trois facteurs du taux d'azote dans les plants

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Espece	1	0,964	0,964	34,554	<0,001
Compartiment	1	3,367	3,367	120,67	<0,001
Amendement	1	0,0241	0,0241	0,865	0,355
espece x compartiment	1	0,0847	0,0847	3,037	0,085
espece x amendement	1	0,200	0,200	7,164	0,009
compartiment x amendement	1	0,000723	0,000723	0,0259	0,873
espece x compartiment x amendement	1	0,0185	0,0185	0,664	0,417
Residual	86	2,399	0,0279		
Total	93	7,066	0,0760		

A l'inverse de l'azote, le phosphore est plus concentré dans les parties ligneuses des plantes. Dans les feuilles, les valeurs sont respectivement de 0,021±0,002 % et 0,012±0,002 % MS pour C. laurifolia et G. deplancheanum, alors qu'elles sont de 0,042±0,004 et 0,021±0,004 % MS dans les tiges.

Dans le cas du phosphore, seules les tiges de G. deplancheanum présentent une différence significative de son taux (P=0,010). En effet, le traitement FE- montre un taux significativement plus élevé que les traitements ayant reçu des boues (BS+, BS-, BE+ et BE-). Par contre, au sein des autres compartiments on n'observe aucune différence significative quelque soit le traitement (Figure 49). Les teneurs foliaires en P sont généralement significativement inférieures à celle observée par Jaffré, qui est de 0,02% (L'Huillier et al., 2010).

Pour C. laurifolia, quelque soit le compartiment étudié, il n'y a pas de différences significatives entre traitements.

De plus, tous les facteurs pris en considération (espèce, compartiment de la plante et type d'amendement) présentent un effet significatif sur le taux de phosphore dans les plants. Leurs interactions sont de la même manière significative (Tableau 25). La méthode d'application ou l'apport d'engrais ne semble pas avoir d'effet significatif.

Tableau 25 : Analyse Anova à trois facteurs du taux de phosphore dans les plants

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Espece	1	0,00506	0,00506	28,782	<0,001
Compartiment	1	0,00553	0,00553	31,468	<0,001
Amendement	1	0,00161	0,00161	9,165	0,003
espece x compartiment	1	0,000863	0,000863	4,907	0,029
espece x amendement	1	0,000770	0,000770	4,381	0,039
compartiment x amendement	1	0,000557	0,000557	3,170	0,079
espece x compartiment x amendement	1	0,00132	0,00132	7,486	0,008
Residual	83	0,0146	0,000176		
Total	90	0,0299	0,000333		

Le phosphore contenu dans les boues est deux fois moins important que celui contenu dans les fientes, et pourtant les quantités absorbées sont du même ordre de grandeur. Cela pourrait donc supposer que le phosphore des boues d'épuration est plus facilement assimilable par cette espèce végétale, par rapport au phosphore des fientes de poules. L'effet croissance n'est, par conséquent, pas directement lié au phosphore présent dans les amendements organiques.

4.5. Effets sur les macro et micro éléments dans les plantes

Certains éléments métalliques présentent des concentrations non détectables dans les plants, quelque soit l'espèce ou le traitement apporté. En effet, l'arsenic, le plomb, l'argent ou le cadmium sont sous le seuil de détection. Aussi, ces données n'apparaissent pas dans ce document. Le Tableau 26 résume les concentrations moyennes des autres éléments observés dans les plants exposés aux différents traitements. Le cuivre et le cobalt, avec des concentrations s'étendant respectivement de 0,1 à 3,7 et de 0 à 5,5 $mg.kg^{-1}$, sont les éléments métalliques les plus faiblement concentrés (parmi les éléments mesurables) dans les tissus de la plante. Pour leur part, Ca, Mg et K sont les éléments les plus représentés dans la plante.

L'aluminium, le potassium et le chrome ne montrent pas de différence significative de concentration entre les deux espèces. Par contre, certains éléments ont une concentration significativement plus forte dans les tissus de C. laurifolia (Ca, Mg, Mn Cu et Ni) ou de G. deplancheanum (Ca et Fe).

Une analyse de variance à deux facteurs imbriqués (espèce et compartiment biologique de l'espèce) indique que malgré l'existence d'une tendance à une certaine interaction entre ces facteurs sur la concentration des éléments métalliques, il n'en demeure pas moins que la variation liée à l'erreur est la plus importante par rapport aux facteurs étudiés (Tableau 27). Seuls Mg et Ca ont des variations plus importantes liées aux paramètres biologiques. Dans le cas du magnésium, il semble que ce soit le compartiment biologique de la plante qui offre le plus de variabilité. Ainsi, il semble que les concentrations soient beaucoup plus fortes dans la partie foliaire de C. laurifolia, alors qu'elle est plus forte dans la partie ligneuse de G. deplancheanum (Tableau 27). Pour ces deux éléments (Mg et Ca), aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre les traitements. Aussi l'absorption de ces éléments est indépendante du type de matière organique apporté aux plants, alors que les apports en Ca par la boue sont deux fois plus importants que par la fiente. Les quantités de Mg apportés par les deux biodéchets, quant à eux, sont identiques.

Dans le cas du calcium, les teneurs s'étendent de 60 à 15 000 $mg.kg^{-1}$, et il semble que tous les facteurs et leurs interactions aient un effet sur la concentration dans les plants. Les données bibliographiques (L'Huillier et al., 2010) donnent une teneur foliaire en cet élément de 14600 $mg.kg^{-1}$, qu'est donc supérieure à tous les traitements de cet essai. Le rapport Ca/Mg n'est pas représentatif des traitements, pour l'espèce C. laurifolia puisqu'il est compris entre 1,010 et 4,79, sans effet traitement. Pour l'espèce G. deplancheanum, ce rapport se situe est entre 0,24 et 148, également sans effet traitement.

Tableau 26 : concentrations moyennes de différents métaux dans les tissus de C. laurifolia et G. deplancheanum

Traitement		Mg (µg/g)	Al (µg/g)	K (µg/g)	Ca (µg/g)	Cr (µg/g)	Mn (µg/g)	Fe (µg/g)	Co (µg/g)	Cu (µg/g)	Ni (µg/g)
Carpolepis laurifolia	feuilles FS+	1146,47±423,84	35,03±13,11	514,43±141,93	3311,01±311	47,48±12,49	431,25±47,1	315,68±149,84	1±0,55	1,21±0,51	36,95±5,17
	feuilles FS-	1750,75±386,2	7,68±0,97	1198,94±270,09	2269,31±312,98	5,91±0,22	158,35±62,58	37,11±3,14	0,27±0,01	1,23±0,3	17,77±4,52
	feuilles FE+	1579,23±155,75	12,45±0,9	894,62±118,38	2000,74±267,41	18,52±8,95	324,88±155,89	47,51±12,25	0,42±0,28	0,3±0,08	23,52±5,58
	feuilles FE-	1090,67±302,84	25,87±11,37	715,67±265,54	2247,69±68,82	27,26±11,34	402,29±132,11	130,74±55,73	0,33±0,29	1,2±0,7	21,46±13,61
	feuilles BS+	2053,44±150,91	47,34±6,34	884,91±279,83	1685,92±370,01	28,76±11,65	222,68±62,67	231±97,94	0,82±0,36	1,31±0,22	14,87±2,62
	feuilles BS-	1532,34±359,38	9,22±1,12	871,23±17,51	2018,91±188,1	17,23±2,6	138,07±46,78	33,14±5,63	0,21±0,06	0,5±0,22	16,17±4,09
	feuilles BE+	1930,92±173,84	10,23±1,61	918,66±288,79	1692,78±188,25	25,07±19,85	198,34±76,31	48,93±7,9	0,46±0,1	0,61±0,18	12,41±2,23
	feuilles BE-	1865,61±233,42	20,81±8,77	522,25±27,86	1455,3±185,4	20,54±9,38	463,45±40,08	183,38±131,51	0,83±0,4	0,51±0,18	18,58±2,75
	tiges FS+	4201,72±197,68	19,79±7,06	880,11±91,8	10828,74±2455,62	2,8±0,69	412,47±28,05	91,43±26,83	0,63±0,16	1,28±0,26	23,69±1,37
	tiges FS-	1909,19±910	19,25±6,05	1841,57±1007,62	7291,74±2086,74	4±2,56	204,13±96,36	71,95±7,65	0,27±0,25	2,13±0,83	
	tiges FE+	3916,98±732,77	27,67±16,08	3716,37±1953,36	6524,53±1680,86	6,53±5,77	386,01±83,14	123,96±74,59	0,6±0,3	0,95±0,09	16,32±2,97
	tiges FE-	5059,8±3121,14	19,71±6,63	1583,53±347,19	6853,95±1397,39	3,18±0,58	553,61±192,79	151,19±96,19	0,88±0,41	1,39±0,5	
	tiges BS+	4830,09±551,73	20,61±12,2	1247,7±382,26	5383,13±1308,13	4,8±3,33	385,24±86,29	176,06±121,49	0,96±0,44	1,44±0,17	22,13±11
	tiges BS-	2385,78±619,19	11,99±3,36	1196,91±153,59	5538,36±1842,73	1,8±0,88	166,96±46,64	36,86±5,67	0,21±0,05	0,78±0,11	14,25±3,74
	tiges BE+	2417,52±318,74	11,24±4,76	1492,67±721,71	3117,58±811,26	2,7±2,05	252,89±108,03	71,1±44,28	0,69±0,3	1,03±0,24	21,07±9,06
	tiges BE-	4860,78±556,69	18,37±4,09	793,02±55,91	4091,96±528,17	4,01±2	637,06±110,17	154,2±55,38	0,99±0,11	2,05±0,38	23,37±8,83
Gymnostoma deplancheanum	feuilles FS+	1468,15±418,53	24,91±12,3	2823,75±1385,15	431,87±168,38	3,59±0,44	106,3±48,92	520,82±223,56	0,79±0,3	0,46±0,15	13,77±2,68
	feuilles FS-	1317,99±213,63	18,69±2,78	808,41±273,35	362,24±111,86	7,32±0,6	122,38±42,1	887,83±247,71	1,73±0,92	0,52±0,31	12,16±1,76
	feuilles FE+	1483,82±74,93	8,78±0,96	2125,68±450,26	229,57±33,4	4,47±0,26	108,95±8,47	254,17±34,84	1,16±0,16	0,41±0,17	9,44±0,82
	feuilles FE-	1619,83±275,69	17,93±10,12	1605,41±349,31	357,23±34,37	6,4±2,47	120,51±33,95	355,8±57,58	0,96±0,2	0,46±0,17	14,29±3,84
	feuilles BS+	1320,66±117,59	11,82±3,8	1147,23±190,78	251,99±37,25	4,55±0,79	74,33±15,55	265,7±91,94	0,51±0,09	0,26±0,05	6,69±0,56
	feuilles BS-	1929,08±98,23	23,79±7,05	1039,29±41,67	1652,66±344,85	4,57±0,91	104,63±7,73	782,98±135,4	0,56±0,12	0,19±0,06	4,65±0,75
	feuilles BE+	1558,36±219,3	15,6±5,78	941,4±156,09	2157,76±573,99	4,7±1,1	67,36±9	217,59±50,84	0,6±0,12	0,3±0,04	8,4±1,71
	feuilles BE-	1517,3±269,35	17,49±5,07	959,72±130,2	1018,38±296,85	20,99±15,79	64,64±21,46	211,89±66,36	1,22±0,7	0,29±0,12	8,75±1,72
	tiges FS+	599,94±280,3	22,55±7,33	1635,75±318,96	131,08±46,13	5,49±1,5	148,51±85,56	309,53±107,97	1,59±0,69	0,72±0,26	19,98±8,22
	tiges FS-	270,38±61,9	23,64±8,47	1525,52±97,55	151,37±49,2	6,98±2,28	154,4±59,56	333,84±117,39	2,96±1,33	0,76±0,23	25,27±9,59
	tiges FE+	222,5±58,09	14,91±4,1	807,85±156,21	72,02±5,32	5,18±1,35	106,25±34,54	221,28±64,66	0,9±0,17	0,49±0,11	10,58±1,7
	tiges FE-	888,23±395,94	38,08±9,11	1398,06±732,25	130,28±41,64	9,02±2,65	231,89±81,31	354,95±127,14	2,51±1,21	0,75±0,27	16,99±5,27
	tiges BS+	283,76±89,6	11,75±1,37	414,11±14,69	72,83±6,93	4,04±0,37	165,33±73,84	119,28±15,55	0,7±0,06	0,41±0,15	5,71±0,22
	tiges BS-	521,37±138,39	18,88±6,85	469,34±119,25	560,95±137,02	5,06±1,77	326,19±68,88	269,17±86,35	1,03±0,08	0,36±0,06	6,82±1,89
	tiges BE+	646,61±112,79	16,34±5,93	467,11±17,94	687,51±151,22	4,09±1,12	342,68±149,02	141,18±38,45	1,01±0,11	0,73±0,11	22,65±5,03
	tiges BE-	355,53±106,34	21,99±0,75	274,34±64,08	348,94±5,86	6,87±0,07	93,41±21,4	215,14±10,58	1,04±0,03	0,39±0,08	9,17±0,57

En ce qui concerne le chrome, qui ne présentait pas de différence significative au niveau spécifique, il présente une différence au niveau des compartiments (P<0,001). Par contre ce n'est pas le cas ni pour l'aluminium ni pour le potassium. Le comportement est différent entre l'espèce vis-à-vis du chrome : dans le cas de C. laurifolia, ce sont les feuilles qui sont le plus concentrées en chrome, alors que dans le cas de G. deplancheanum, ce sont les parties ligneuses.

Tableau 27 : analyse de la variance à deux facteurs imbriqués (espèce et compartiment de l'espèce). Valeur exprimée en pourcentage de contribution à la variance.

Source d'erreur	Mg	Al	K	Ca	Cr	Mn	Fe	Co	Cu	Ni
Espèce	**23,29**	0	0	**37,62**	0	35,47	29,64	17,58	33,21	25,03
compartiment	**45,14**	0	15,86	**36,74**	**42,28**	6,95	11,29	5,05	13,13	3,88
erreur	31,56	**100**	**84,14**	25,64	**57,72**	**57,58**	**59,07**	**77,36**	**53,66**	**71,09**

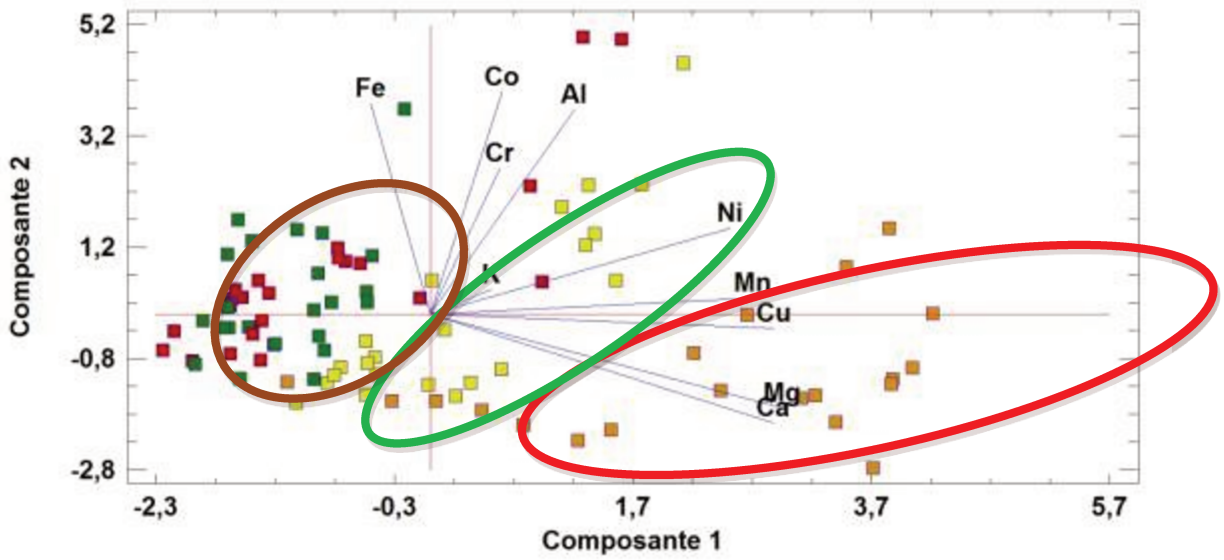


Figure 50 : Analyse en composante principale des différents compartiments des plants installés sur la mine Claudette. Les deux premières composantes expliquent 53% de la variabilité des données d'origine. ellipse rouge : données correspondants aux feuilles de C. laurifolia ; ellipse verte : données correspondants aux tiges de C. laurifolia ; zone marron : données correspondants à G. deplancheanum. Point orange Ca-f ; point jaune : Ca-t ; point vert, Gy-f ; point rouge : Gy-t.

Pour les autres éléments métalliques (Mn, Fe, Co, Cu et Ni), c'est le facteur spécifique qui prévaut sur la concentration dans les plants. Ainsi, il apparait que C. laurifolia présente des concentrations plus importantes que G. deplancheanum en Mn, Cu et Ni. A l'inverse, les concentrations en Fe et Co sont plus faibles dans C. laurifolia. Par contre, il n'est pas établi de différence significative entre les traitements quant à l'absorption de ces éléments métalliques. Seuls les plants de C. laurifolia du traitement BE- sont significativement plus concentrés que ceux du traitement BS-. De la même manière, seuls les plants de G. deplancheanum du traitement FS+ sont significativement plus concentrés en Ni que ceux du traitement BS+.

Dans ces 2 espèces végétales adaptées au maquis minier, l'absorption de Ni et Cr est plus importante que celle observée dans P. caribaea au chapitre précédent. Les concentrations retrouvées dans G. deplancheanum et C. laurifolia sont conformes à celles rapportées par L'Huillier et al. (2010) pour ce type d'espèces adaptées aux sols miniers. D'après l'ACP de la Figure 50, il est montré que la concentration en éléments métalliques est essentiellement liée à un aspect spécifique de la plante (voire compartiment de la plante), plus qu'à un effet lié au type de matière organique apporté aux plantes. L'ellipse rouge montre que les feuilles de C. laurifolia sont caractérisées par les éléments Mg, Ca, Cu et Mn. En revanche, les tiges sont caractérisées par K et Ni. Et concernant l'autre espèce végétale, G. deplancheanum, pas de relation avec les éléments.

De plus, le comportement de ces éléments métalliques est différent entre eux. En effet, certains de ces éléments répondent de manière similaire, et c'est le cas pour Ca, Mg et Cr chez C. laurifolia, où ceux-ci présentent présente une corrélation significative entre eux (Tableau 28). De la même manière Mn, Fe et Co présentent le même type de relation significative. Le Ni étant pour sa part corrélé avec le Cu. Dans le cas de G. deplancheanum, Ca, Mg et Cu montrent une corrélation significative entre eux : Ca et Mg sont corrélés positivement, alors que ces derniers sont négativement corrélés avec le cuivre. De la même manière, le cuivre est corrélé significativement avec le cobalt et le nickel (Tableau 28).

Tableau 28 : tableau de corrélation de Pearson pour les éléments métalliques. Chaque comparaison comporte le coefficient de corrélation (valeur du dessus) et le niveau de significativité (valeur de la probabilité du dessous).

		Al	K	Ca	Cr	Mn	Fe	Co	Cu	Ni
Carpolepis laurifolia	Mg	0,003	0,353	0,636	-0,631	0,591	0,104	0,526	0,436	0,184
		0,991	0,180	0,008	0,009	0,016	0,701	0,037	0,091	0,496
	Al		0,027	0,013	0,518	0,282	0,828	0,521	0,286	0,107
			0,921	0,962	0,040	0,289	0,000	0,039	0,283	0,693
	K			0,415	-0,456	-0,049	-0,186	-0,110	0,122	0,110
				0,110	0,076	0,856	0,491	0,684	0,652	0,684
	Ca				-0,571	0,257	-0,063	0,079	0,460	0,447
					0,021	0,337	0,818	0,771	0,073	0,083
	Cr					-0,010	0,573	0,174	-0,291	-0,103
						0,972	0,020	0,520	0,275	0,704
	Mn						0,553	0,736	0,335	0,306
							0,026	0,001	0,205	0,248
	Fe							0,807	0,287	0,216
								0,000	0,281	0,423
	Co								0,306	0,166
									0,248	0,539
	Cu									0,563
										0,023
Gymnostoma deplancheanum	Mg	-0,049	0,427	0,572	0,160	-0,446	0,494	-0,344	-0,527	-0,341
		0,856	0,099	0,021	0,553	0,084	0,052	0,191	0,036	0,195
	Al		0,202	-0,045	0,164	0,217	0,333	0,579	0,454	0,397
			0,453	0,868	0,544	0,420	0,208	0,019	0,078	0,128
	K			-0,156	-0,106	-0,296	0,237	0,171	0,170	0,278
				0,565	0,697	0,266	0,376	0,527	0,529	0,297
	Ca				0,102	-0,204	0,167	-0,401	-0,526	-0,338
					0,708	0,449	0,536	0,124	0,036	0,200
	Cr					-0,223	-0,071	0,272	-0,084	-0,018
						0,406	0,795	0,308	0,758	0,947
	Mn						-0,197	0,233	0,500	0,382
							0,463	0,385	0,049	0,144
	Fe							0,120	-0,106	-0,072
								0,659	0,695	0,792
	Co								0,757	0,706
									0,001	0,002
	Cu									0,918
										0,000

4.6. Effets sur le sol

Les effets sur le sol n'ont été évalués que sur les placettes "enfouies". L'intérêt est porté sur le pH, le phosphore assimilable et la quantité de métaux contenus dans le sol dans la zone proximale des plants (au niveau racinaire).

pH

Pour le traitement BE+ et le traitement FE+, le pH des sols est sensiblement le même quelle que soit l'espèce végétale (Figure 51). En revanche, pour le traitement BE-, le pH de G. deplancheanum est supérieur à celui de C. laurifolia, à hauteur de 0,2 unité de pH. Pour le traitement FE-, c'est l'inverse, le pH des sols de C. laurifolia est supérieur à celui de G. deplancheanum, à hauteur de 0,1 unité de pH également.

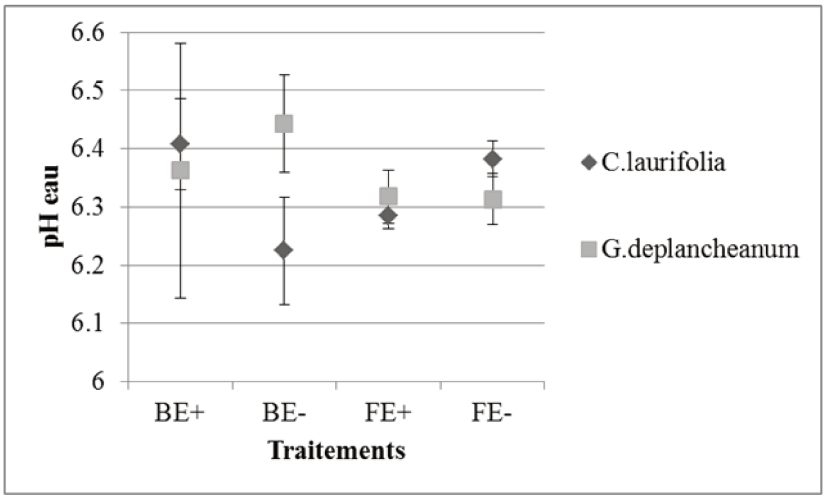


Figure 51 : Evolution des pH des sols en fonction des traitements et des espèces végétales.

Phosphore biodisponible (méthode Olsen modifiée Dabin)

Les quantités de phosphore assimilable dans les sols sont très faibles (Figure 52). Dans le cas de Carpolepis laurifolia, les quantités biodisponibles sont comprises entre 20 et 30 $mg.kg^{-1}$.

Pour Gymnostoma deplancheanum, les quantités de phosphore biodisponible sont moins importantes et de l'ordre de 10 $mg.kg^{-1}$, sauf pour le traitement FE+, où la quantité est de 40 $mg.kg^{-1}$. Cependant, les coefficients de variation sont très importants et il n'y a donc pas d'effet traitement significatif. Ainsi, il est observé que sans topsoil, le phosphore biodisponible est plus faible que sur terrain avec topsoil.

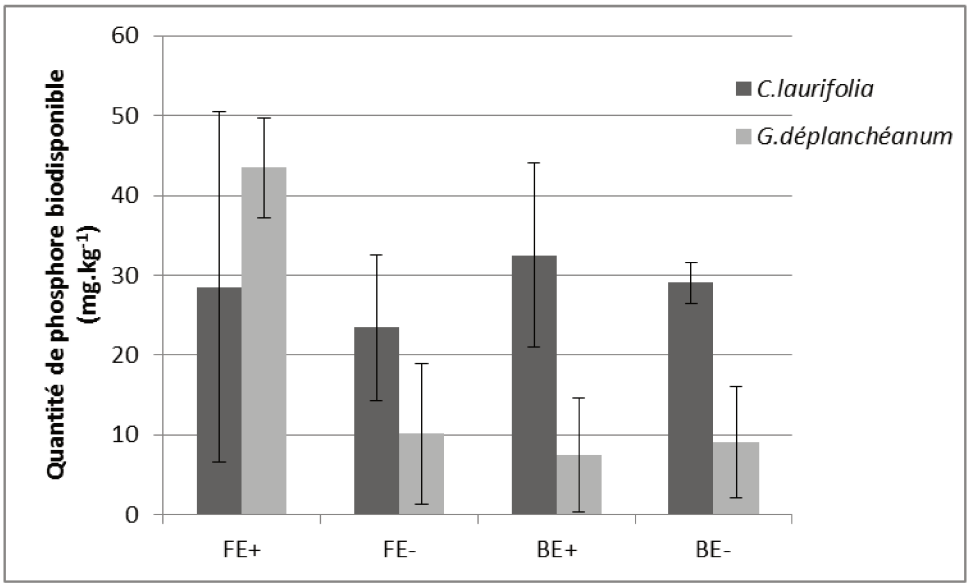


Figure 52 : quantité de phosphore biodisponible dans les sols amendés ou non il y a 5 ans, selon les espèces végétales

Les ETM

Concernant les quantités d'éléments traces métalliques dans les sols extraits à l'eau régale (Tableau 29), il n'y a pas d'effet significatif des différents traitements sur la composition des sols en ETM.

Les quantités de Mg sont très variables, allant de 231 à 2383 $mg.kg^{-1}$, sans effet traitement significatif.

Pour le plomb, les quantités sont aux alentours de 1 $mg.kg^{-1}$. Pour le nickel, les quantités vont de 416 $mg.kg^{-1}$ (Ca BE-) à 1180 $mg.kg^{-1}$ (Ca FE-) sans effet dû aux biodéchets.

Tableau 29 : Quantités d'éléments traces métalliques dans les sols

Eléments	Unités	Ca FE+	Ca FE-	Ca BE+	CaBE-	Gy FE+	Gy FE-	Gy BE+	Gy BE-
Mg		440	2383	616	231	996	2252	347	1075
Al		1211	1133	1181	1186	1341	1079	1157	1441
Cr		497	477	498	384	439	552	485	466
Mn		271	271	272	160	257	262	269	247
Fe		20939	22666	21295	16048	20119	22752	20721	20569
Co	$mg.kg^{-1}$	78	116	81	42	83	107	73	69
Ni		622	1180	678	416	744	848	576	630
Zn		16	23	16	12	17	19	15	14
As		2	2	1	1	3	1	1	1
Se		3	2	3	2	5	3	2	4
Pb		1	1	1	2	1	1	2	1

4.7. Conclusion

Cette étude permet de comparer l'effet de la boue d'épuration à celui de la fiente de poules. Les effets ont été étudiés sur le compartiment végétal ainsi que sur le compartiment sol.

Concernant les végétaux, dans un premier temps, il est observé une mortalité plus importante quand le biodéchet est enfoui, quelle que soit l'espèce végétale. De plus, ces mortalités sont également plus importantes quand le biodéchet enfoui est de la fiente de poules par rapport à la boue d'épuration. Dans un deuxième temps, il est étudié la croissance végétale, pour laquelle la boue d'épuration semble avoir un effet supérieur à celui de la fiente de poules. En revanche le mode d'application du biodéchet a un effet sur cette croissance. De même l'apport d'engrais en plus du biodéchet ne stimule pas plus la croissance des végétaux. Dans un troisième temps, il n'a pas été remarqué de différence sur les concentrations en azote et phosphore dans les parties aériennes de ces végétaux, ni d'effets différents significatifs concernant les ETM.

Par rapport au compartiment sol, aucun effet significatif des différents traitements n'est observé, que ce soit sur le pH ou sur les concentrations en éléments traces métalliques. Ce type de sol est naturellement riche en certains métaux et l'apport de boues d'épuration ou de fientes de poules ne modifient les concentrations.

Pour conclure, au vue de cette expérience les boues d'épuration ont donc un effet similaire voire meilleure que les fientes de poules pour la restauration des anciennes mines.

CHAPITRE V

Etude de l'effet des boues d'épuration sur les scories

CHAPITRE 5. ETUDE DE L'EFFET DES BOUES D'ÉPURATION SUR LES SCORIES

Les travaux présentés dans les chapitres précédents ont montré, d'une part, que l'apport de boues d'épuration sur le topsoil permettait une régénération spontanée des végétaux à partir de la banque de graines présente dans de sol et, d'autre part, que cet apport de boues d'épuration sur des sites dégradés, dépourvus de topsoil, était aussi efficace voire plus efficace que les fientes de poules sur la croissance des végétaux plantés. Il a été démontré que l'apport de ce type de matière organique sur un sol peu fertile, de par sa pauvreté en nutriment et sa richesse naturelle en métaux, conduisait à l'installation d'une couverture végétale durable sur toute la durée des études.

Ainsi, après avoir étudié l'apport de boues d'épuration sur les sols ferralitiques de Nouvelle-Calédonie, il sera présenté dans ce chapitre l'apport de boues d'épuration sur un déchet industriel du nickel, la scorie, pour y effectuer ensuite des plantations. En effet le minerai de nickel, une fois extrait des gisements, est acheminé vers l'usine pyromettalurgique de Doniambo. Ce process engendre un composant stérile résiduel appelé scorie. Il s'agit d'un déchet inerte qui se présente sous forme de graviers grossiers, obtenu lors du refroidissement des produits de fusion indésirables dans l'eau de mer. Ce matériel, totalement dépourvu de matière organique et de toute graine végétale, est stocké sous forme de terril dans une zone proche de l'usine. D'après la littérature (chapitre 1), les scories ne contiennent pas ou peu de métaux. Ce déchet peut être considéré comme totalement infertile et, par voie de conséquence, dans l'incapacité de fournir un support au développement végétal. En effet, depuis la mise en stockage dans les années 1880, jamais cette zone n'a été spontanément colonisée par quelque espèce végétale.

L'objectif des recherches relatées dans ce chapitre est d'évaluer l'effet d'un amendement en boues d'épuration sur la croissance de végétaux plantés, dans le cadre de l'aide à l'aménagement du site industriel de la verse à scorie de la société Le Nickel en fin d'exploitation (Figure 1). L'essai s'intègre dans la politique d'engagement durable de cette société et du groupe ERAMET en Nouvelle-Calédonie, dont le projet final est de végétaliser ce déchet accumulé depuis tant d'années, et qui formera une montagne de 63 m de haut (Figure 8).

Les études sont réalisées sur le site de la zone de stockage des scories, sur laquelle ont été mises en place de petites placettes. Sur ces placettes, il a été procédé à des plantations de deux espèces d'arbustes locaux (Dodonea viscosa et Croton insularis), ainsi qu'au semis de deux espèces herbacées (Chloris gayana et Cynodon dactylon), en présence ou en absence de boues d'épuration. De plus, deux types de terrain seront étudiés, un terrain plat et un terrain pentu à 35° (valeur de pente type pour la restauration).

Avant cet essai visant des mesures directes sur végétaux in-situ, une étude préliminaire à plus petite échelle a été conduite afin d'évaluer le risque de transfert de contaminants issus des boues dans ce type de matériaux très poreux et dépourvus de constituants organiques.

Cette pré-étude consiste à avoir des données physico-chimiques et bactériologiques sur l'effet d'un apport de boues d'épuration sur de la scorie, en condition expérimentale.

5.1. Etude préliminaire à l'échelle du laboratoire

Cette étude préliminaire permet d'évaluer les risques de transferts verticaux des éléments majeurs (matière organique, azote, phosphore) dans un contexte d'épandage de boues d'épuration (provenant de la STEP de Koutio, Tableau 30), sur un substrat constitué de scories (Tableau 31) dont les caractéristiques ont été décrites dans le chapitre 2. Il est important de souligner que cette étude n'a duré que 30 jours.

Tableau 30 : caractéristiques physico-chimiques des boues d'épuration (STEP de Koutio).

Paramètres	**Analyse**
pH	7,8
Siccité (%)	16,2
	% MS
Matière Organique	73
Matière Minérale	27
Carbone Organique Total	24
$N_{Kjeldahl}$	7,11
N_{Total}	7
P_{Total}	1,3
	$mg.kg^{-1}$MS
Ca	10292
Mg	9588
K	3279
Zn	530
Cd	<2
Cr	160
Cu	120
Ni	70
Pb	30
Hg	<5
Fe	10800
Co	6
Mn	180
Se	12

Tableau 31 : les paramètres physico-chimiques des scories utilisées.

Paramètres	**Analyse**
pH	9,4
	% MS
MO	0,5
N_{Total}	0
P_{Total}	0
	$mg.kg^{-1}$MS
Extraites à l'eau régale	
Mg	2811
K	62
Fe	899
Al	131
Cr	88
Ni	26
Pb	0
Mn	47
Granulométrie	**Proportion %**
Graviers	42,3
Sables	57,7
Limons	0
Argiles	0

5.1.1. Mise en place du protocole expérimental

L'étude expérimentale du transfert vertical est réalisée à partir de neuf carottes artificielles (colonnes de sol) constituées de tubes de PVC de 50 cm de diamètre et 200 cm de hauteur (Tableau 32 ; Figure 53). La partie basale est fermée par une plaque de contre-plaqué backélisé et étanchéifiée par un joint silicone. Ainsi, l'eau infiltrée au travers de la colonne est retenue à la base de celle-ci. Ces colonnes sont maintenues en position verticale sur une dalle de béton, et fixées solidement aux murs du laboratoire. Ces tubes PVC sont préalablement percés de plusieurs trous à différentes hauteurs de la colonne afin de permettre le prélèvement des échantillons. Ces trous sont ensuite obturés par des piluliers, puis étanchéifiés par un joint

silicone jusqu'au moment du prélèvement. Chacun de ces trous a fait l'objet d'un prélèvement unique.

La hauteur totale occupée par les différents matériaux à l'intérieur de la colonne est de 190 cm ; il reste un vide de 10 cm au-dessus du sol reconstitué. Les 3 matériaux utilisés sont de la scorie, de la boue d'épuration et des gravats. Les gravats sont des matériaux inertes issus des chantiers du bâtiment et intégrés dans le protocole pour éviter de laisser les boues d'épuration à l'air libre en surface. Ainsi l'apport de gravats permet de limiter les odeurs éventuelles liées aux boues d'épuration. Sur ces colonnes de sols, les trois traitements suivants ont été réalisés en triplicat.

Modalité dénommée RS (Référence Scorie)

Dans la première série témoin de trois colonnes de 200 cm de hauteur, ont été introduits 190 cm de scories, tassées manuellement en choquant les bords des carottes à l'aide d'un maillet.

Modalité dénommée RG (Référence Gravat)

La seconde série témoin de trois colonnes contient des gravats. Dans ces colonnes, 140cm de scories ont été introduits, et par-dessus 50 cm de gravats. Le tout est tassé manuellement comme les autres colonnes.

Modalité dénommée ES (Expérimentation Scorie)

Dans la série expérimentale de trois colonnes, 140 cm de scories ont été introduits. Par-dessus cette couche sont successivement déposées une couche de gravats, une couche de boues d'épuration, puis une seconde couche de gravats, impliquant un rapport volumétrique $\text{Boues}/\text{Gravats} = 30/70$ en surface de la couche de scories (Tableau 32). Ce dépôt de boues d'épuration représente un apport de 180 t MS.ha^{-1}, soit six fois la dose décennale maximale autorisée en France métropolitaine (JORF, 1998).

Sur chacune des trois colonnes ES, les zones de prélèvement sont fixées, à partir de la surface supérieure de la colonne, au milieu de la couche de boue (38 cm), au milieu de la seconde couche de gravats (53 cm) puis dans 3 profondeurs de la couche à scorie (70, 130 et 190 cm), bien visibles sur la Figure 54. Ces mêmes hauteurs de prélèvements sont conservées pour les deux séries de colonnes de référence. Le temps initial est défini au moment de la mise en place des couches de surface. Ainsi, à chaque période d'échantillonnage, un prélèvement est réalisé pour chacune des hauteurs et chaque traitement.

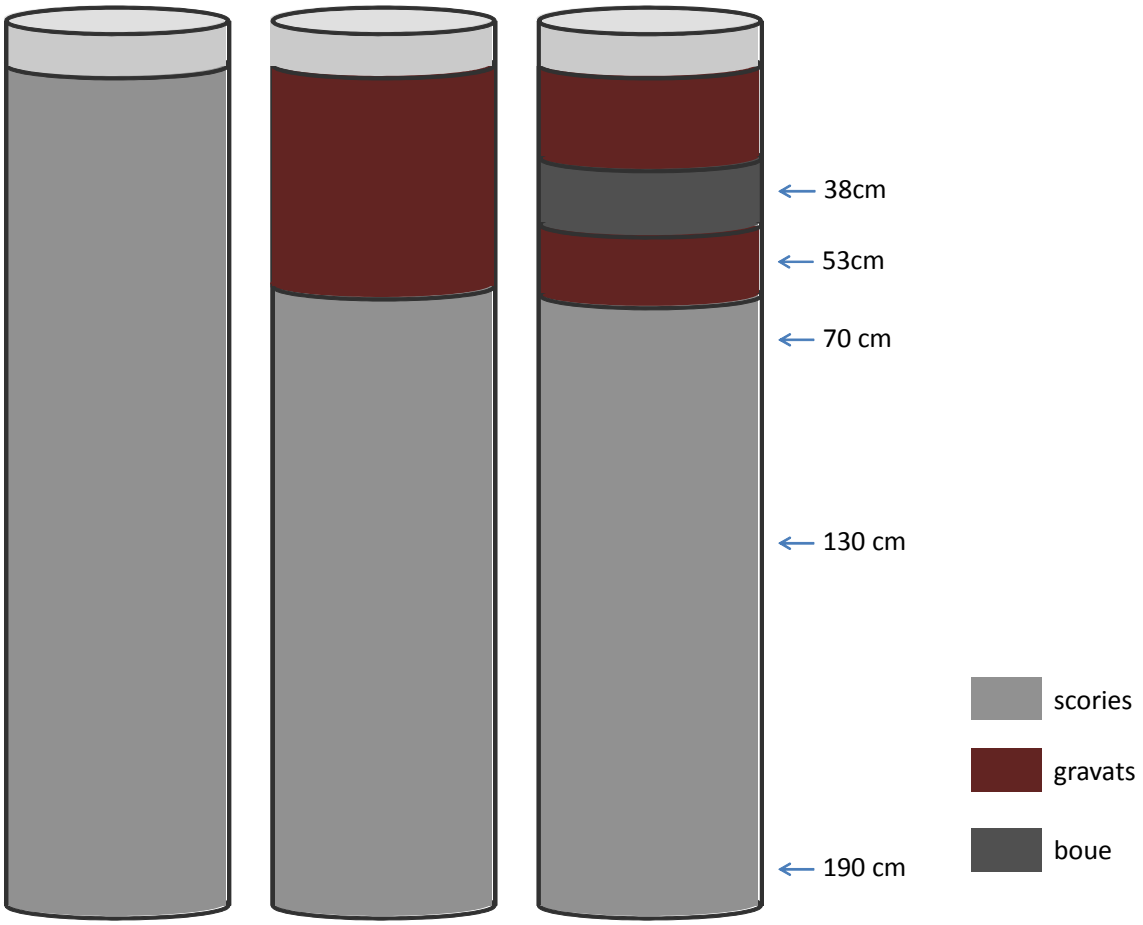


Figure 53 : Les trois modalités de l'étude préliminaire sur colonnes

Tableau 32 : les contenants de chaque carotte artificielle

	Série 1	Série 2	Série 3
Type	**RS**	**RG**	**ES**
Contenant	190 cm de scories	50 cm de gravats	20 cm de gravats
			15 cm de boues d'épuration
			15 cm de gravats
		140 cm de scories	140 cm de scories

Rapport volumétrique Boue/gravats = 30/70

Afin de mesurer la transmission verticale, un apport quotidien d'eau déminéralisée (400 mL) est appliqué en surface de chaque carotte, simulant ainsi une pluie quotidienne de 2mm. Pendant le mois d'expérimentation, un échantillon de 100 mL de substrat est prélevé toutes les deux semaines au niveau de chaque strate, puis est introduit à l'aide d'une spatule stérilisée dans un flacon stérile de 200 mL (Figure 55). Cet échantillon est ensuite transporté rapidement au laboratoire et placé en chambre froide (3°C) pour y effectuer différentes analyses :

- Biologiques : quantification bactériologique au cours de laquelle il sera mesuré le nombre de colonies de coliformes thermotolérants (CTH) et streptocoques fécaux (SF).
- Physicochimiques : mesure du pH, conductivité, quantité de matière sèche (MS) et de matière organique (MO).
- Chimiques : azote et phosphore.

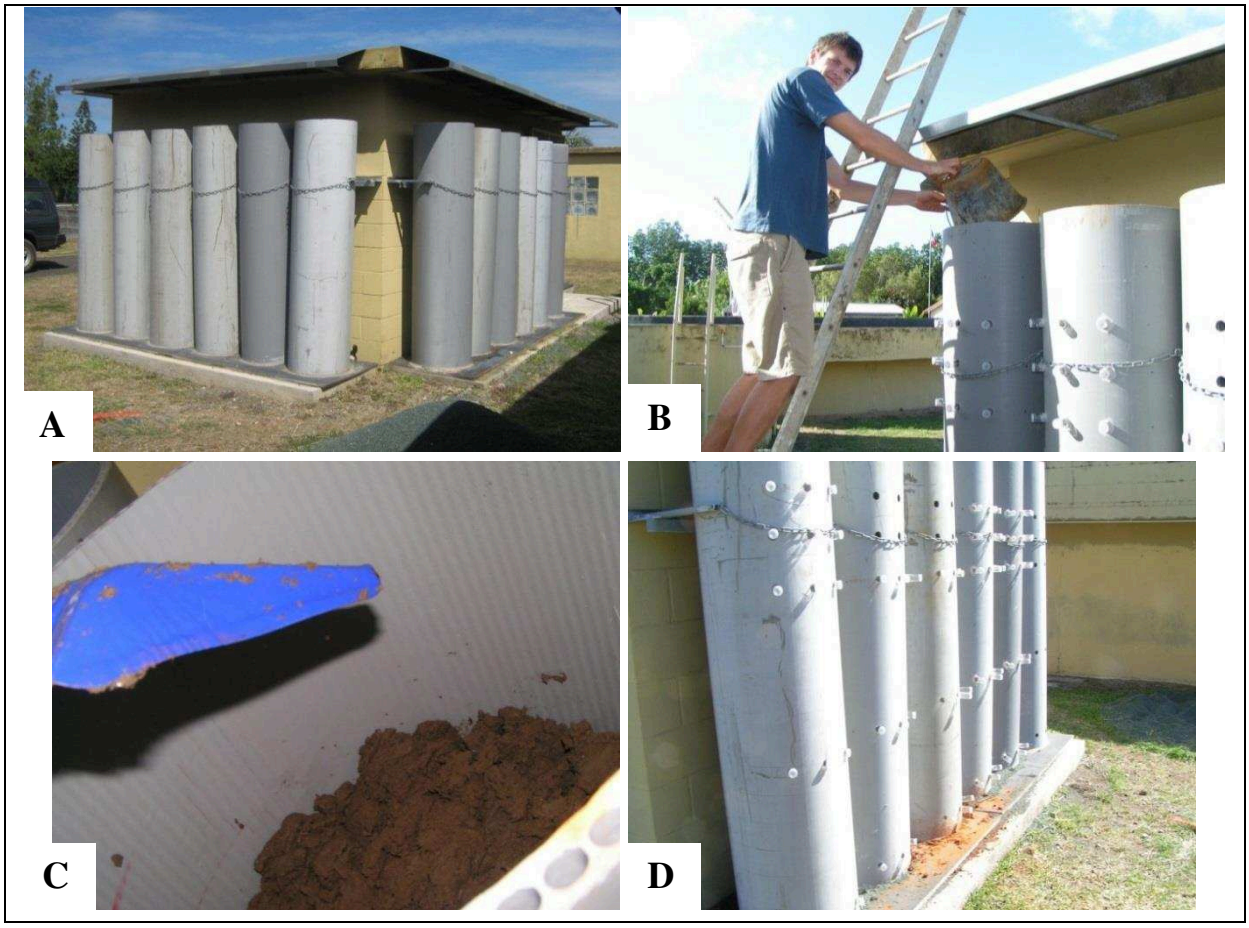


Figure 54 : Etapes de la mise en place du protocole expérimental. A : fixation des carottes ; B : perçage et remplissage ; C : couche de boues dans une carotte expérimentale ; D : colonnes finalisées.

Figure 55 : prélèvement d'échantillon avec spatule et flacon stérile (cas d'une carotte référence RS à z=53cm).

Méthode analytique :

La numération bactérienne est assurée selon la norme AFNOR NF 16 140.

Le pH et la conductivité sont mesurés à l'aide d'électrodes immergées dans une solution issue de l'agitation d'un volume d'échantillon avec le même volume d'eau distillée (1:1).

La matière sèche (MS) et la matière organique (MO) sont obtenues après séchage d'une masse connue d'échantillon pendant 24h à 60°C puis calcination pendant 4h à 552°C.

Les concentrations en azote et en phosphore ont été déterminées dans les échantillons des différentes couches de sol après lixiviation à l'eau distillée (1:1) de ces sols. Ce sont donc les fractions totales de la partie fine qui sont dosées. La mesure est faite automatiquement par autoanalyseur Ganimede N et Ganimede P (Hach Lange). Ce sont donc les fractions lessivables à l'eau qui sont dosées.

5.1.2. Résultats de l'étude en laboratoire

Malgré l'avant-toit visant à protéger les colonnes (figure 53A), de fortes précipitations (>200 mm) sont survenues pendant la seconde semaine de l'opération. Ces pluies ont provoqué un mélange des couches de surface et par voie de conséquences, les zones de prélèvements se trouvent décalées : la 1ère zone (38 cm) prélevée est un mélange de boue avec les gravats sus-jacents et non plus que de la boue, et la 2ème zone (53 cm) est le résultat d'un prélèvement issu du mélange gravats avec la couche de boue sus-jacente et non plus que des gravats. Il y a donc bien eu mélange des matériaux dans les 50 premiers centimètres.

Variables biologiques

Les bactéries témoins des séries RS et RG de contamination fécale sont très peu représentées dans les couches de scorie ou de gravats. Le nombre de colonies de coliformes thermotolérants (CTH) ou de streptocoques fécaux (SF) dépasse rarement 200 U.g^{-1} MS et aucune différence significative ne peut être mise en évidence entre ces couches.

Par contre, dans la série ES, le nombre de colonie est significativement plus important dans la couche de boue avec une moyenne de $2{,}9.10^6 \pm 1{,}2.10^6$ $U.g^{-1}$ MS et $8{,}9.10^6 \pm 1{,}8.10^6$ $U.g^{-1}$ MS pour les CTH et SF respectivement (Figure 56 et Figure 57). Au cours de l'expérience, le nombre de colonies tend à diminuer dans les couches de surface. Toutefois, aucune augmentation du nombre de colonie n'a pu être mise en évidence dans les couches profondes de la série expérimentale (ES).

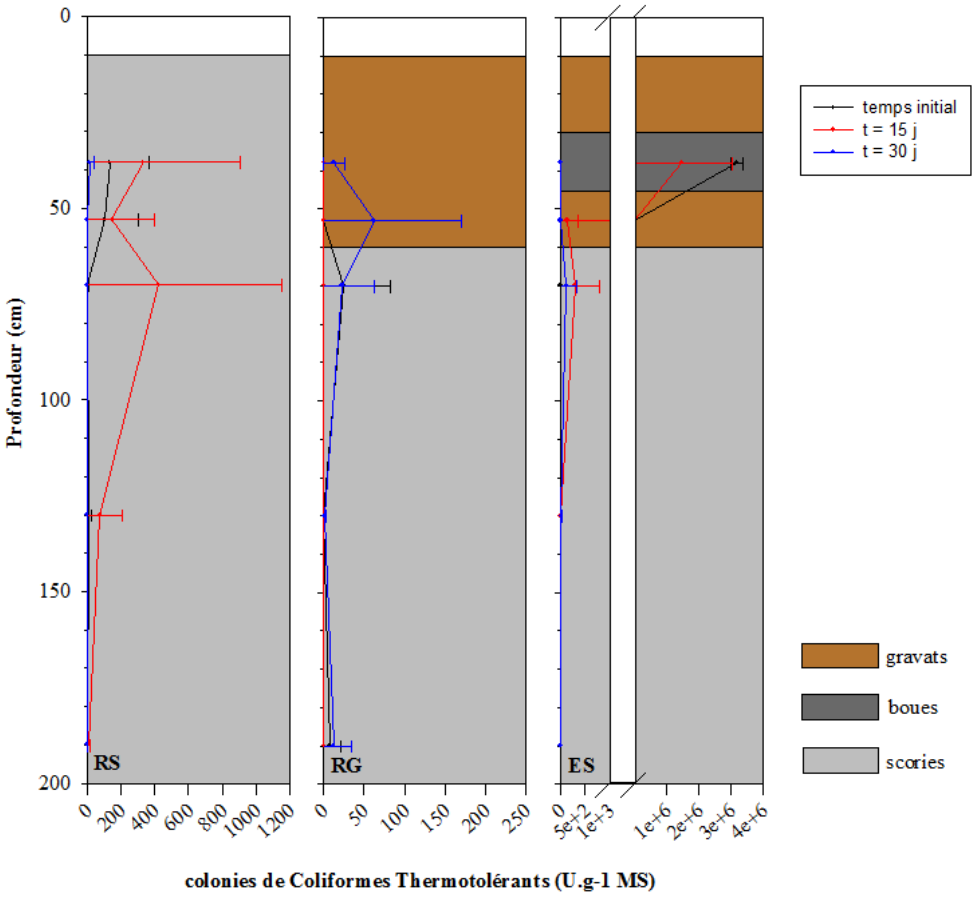


Figure 56 : Colonies de CTH dans les différentes couches des carottes de sol.

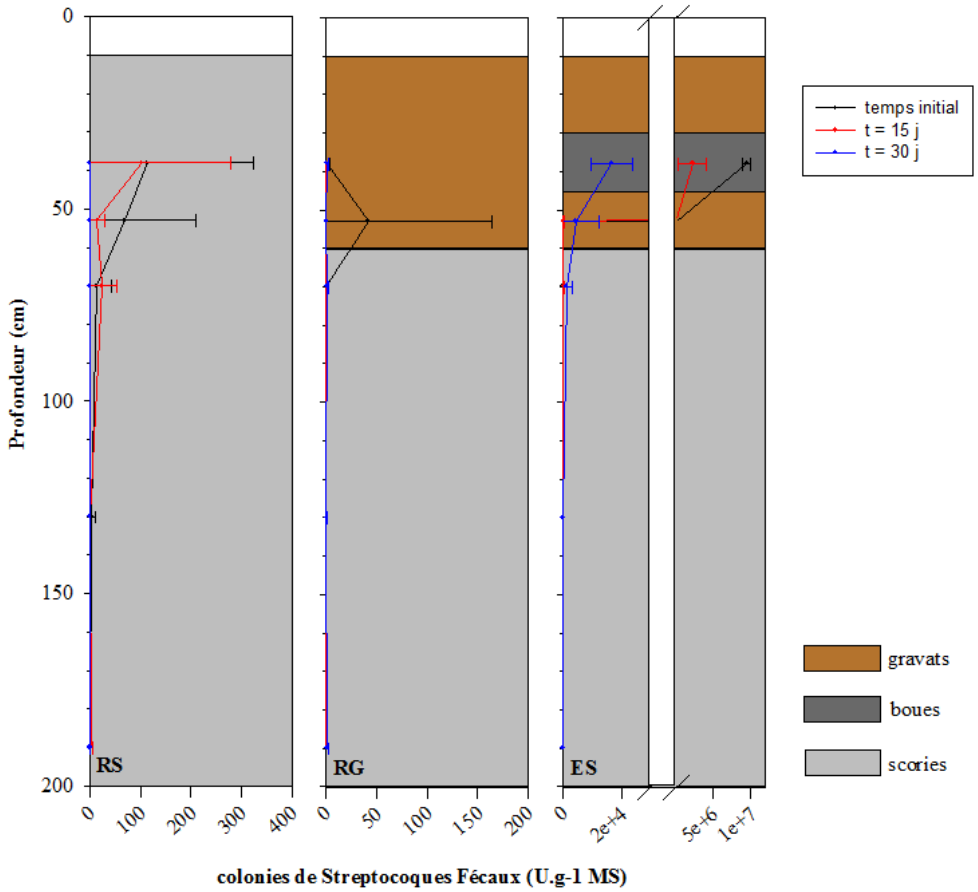


Figure 57 : Colonies de SF dans les différentes couches des carottes de sol.

Variables physicochimiques

Le pH

A l'état initial (Figure 58), les carottes de la série RS, ne montrent pas de différences significatives (P>0,05) tant entre les profondeurs d'une même carotte qu'entre les trois carottes de la série. Ces carottes sont caractérisées par un pH basique homogène sur toute la profondeur d'une valeur de 9,4±0,3 (n=45). De la même manière, les couches de scorie de la série RG et de la série ES sont homogènes avec des pH moyens respectifs de 9,5±0,3 (n=27) et 9,2±0,3 (n=27). En outre, aucune différence significative (P>0,05) n'est mise en évidence entre les couches de scorie des colonnes RS, RG et ES.

Les couches de gravats mis en place sur la série RG et la série ES ne montrent pas de différences significatives entre elles. Ainsi, les gravats sont caractérisés par un pH assez homogène, légèrement plus faible que celui observé au niveau des couches de scorie, avec des valeurs moyennes de 8,0±0,4 et 8,9±0,3.

La couche de boues déposée dans la série ES révèle un pH moyen de 6,6±0,1. Ces valeurs sont significativement plus faibles que celles mesurées dans les autres strates des colonnes.

Ainsi, à l'état initial, les différentes carottes de sol sont constituées d'une superposition de couches caractérisées par un pH spécifique homogène (Figure 58). Le pH peut être une variable représentative de la couche étudiée.

Les pH de ces matériaux sont donc beaucoup plus basiques que ceux étudiées dans les chapitres précédents. Ainsi, il est possible que la mobilité des éléments traces se trouve modifiée.

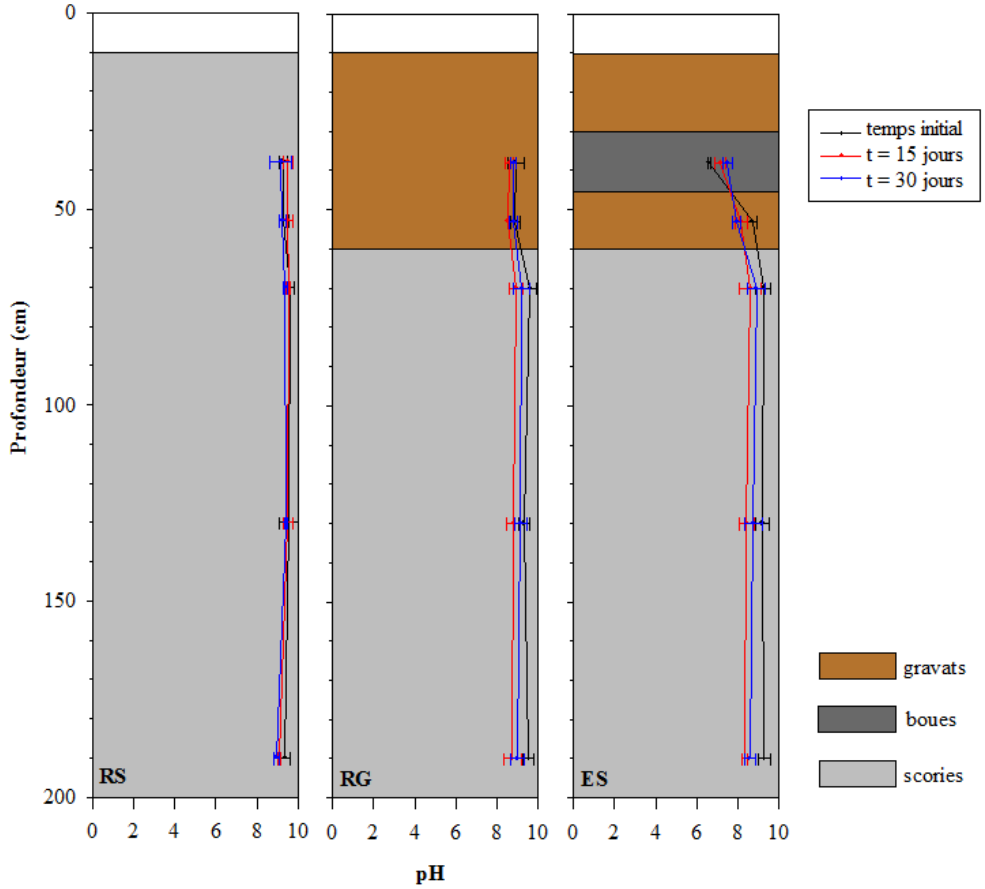


Figure 58 : Profil des valeurs du pH (moyenne±SE) dans les différentes séries aux 3 temps de prélèvement.

Après 15 puis 30 jours d'expérimentation, les carottes des séries de référence RS et RG ne présentent aucune variation significative quant à leur profil de pH (P>0,05).

En ce qui concerne la série expérimentale ES, les valeurs de pH, au niveau de la couche de boue (z = 38 cm), augmentent significativement après le 15ème jour alors que la zone de gravats (z = 53 cm) montre une diminution significative (Figure 58). Par contre, dans la couche profonde constituée de scories (z = 70, 130 et 190 cm) on observe aucune modification significative après 15 jours. L'augmentation du pH pour la profondeur z = 38 cm peut s'expliquer par la présence de gravats dans la couche de boues lors des prélèvements. De même, pour la profondeur z=53 cm, ce ne sont pas des gravats seuls qui sont prélevés mais un mélange de gravats et de boues, ce qui peut expliquer la baisse du pH au cours du temps.

La conductivité

Les valeurs de conductivité sont assez faibles tout au long de l'expérience, Toutefois, elles montrent une grande variabilité. Les valeurs, dans la couche de scorie, s'étendent de 170 à 6600 µS.cm^{-1} représentants des salinités de 0,1 à 2‰ qui tend à augmenter avec la profondeur. Cependant, seule la plus forte profondeur montre des valeurs significativement plus importantes (2700 à 6600 µS.cm^{-1} représentant des salinités de 3 à 5‰).

Les zones à gravats présentent des valeurs plus faibles (160 à 210 µS.cm^{-1}) alors que les boues atteignent des valeurs de 1000 µS.cm^{-1} (Figure 59).

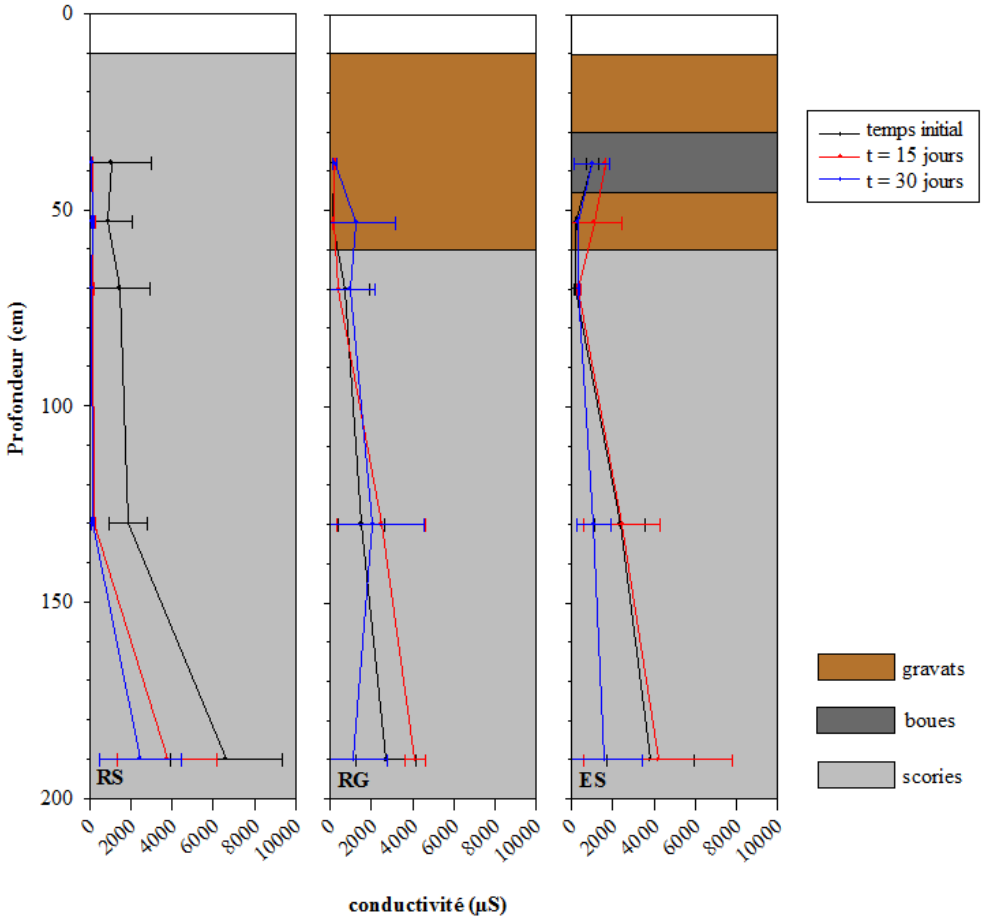


Figure 59 : Profil des valeurs de conductivité (moyenne±SE) dans les différentes séries aux 3 temps de prélèvement.

En fin d'expérimentation, les valeurs de conductivité des carottes de la série de référence RS sont nettement plus faibles et moins variables avec des valeurs de 130 à 420 µS.cm^{-1} sans être significatives. Les valeurs dans la zone profonde restent importantes avec des valeurs de 3800 à 4200 µS.cm^{-1}. Les autres séries de carottes ne montrent pas de variation significative et les valeurs restent assez stables tout au long de la période de suivi.

Ainsi, les valeurs de conductivité indiquent que le milieu est faiblement salé, en particulier dans les scories. Le drainage des couches de scories est bien mis en évidence par

l'augmentation de cette salinité avec la profondeur, conductivité aux alentours de 2000 µS au bout de 30 jours de suivi.

La teneur en eau

La teneur en eau dans les boues est importante (85%) et est caractéristique de ce substrat. En revanche la teneur en eau dans les 2 autres substrats, gravats et scorie, est faible voire nulle et donc pas caractéristique du substrat (Figure 60).

Au niveau des carottes de la série RS, à l'était initial, il est observé une tendance significative à l'augmentation du taux d'humidité dans la couche profonde (190 cm), passant de 1% à 14% (Tableau 33), illustrant le drainage des eaux apportées vers le bas des colonnes.

Dans la seconde série de référence (RG), le taux d'humidité est légèrement plus important dans les gravats que dans les scories avec 5% et 2% respectivement. Par contre, contrairement à la première référence, il n'est pas observé de diminution significative de cette teneur en eau dans la zone la plus profonde.

De la même manière, la teneur en eau dans la couche de gravats (série RG) présente une augmentation au cours du temps, mais, cette tendance n'est pas significative. Cependant, cette couche reste significativement plus humide que la couche de scorie.

Après 15 puis 30 jours d'expérience, les différentes couches des séries de référence RS et RG montrent une légère augmentation du taux d'humidité. Notamment, le taux d'humidité de la plus profonde strate de la série RS augmente de près de 4% (avec 83% de matière sèche au 30ème jour). Toutefois, cette tendance générale reste non significative (Tableau 33).

Dans la série expérimentale (ES), la couche de boues montre une teneur en eau importante avec des valeurs de 85%. Ce taux est significativement plus fort (P>0,05) que toutes les autres couches de sol de la carotte (Figure 60).

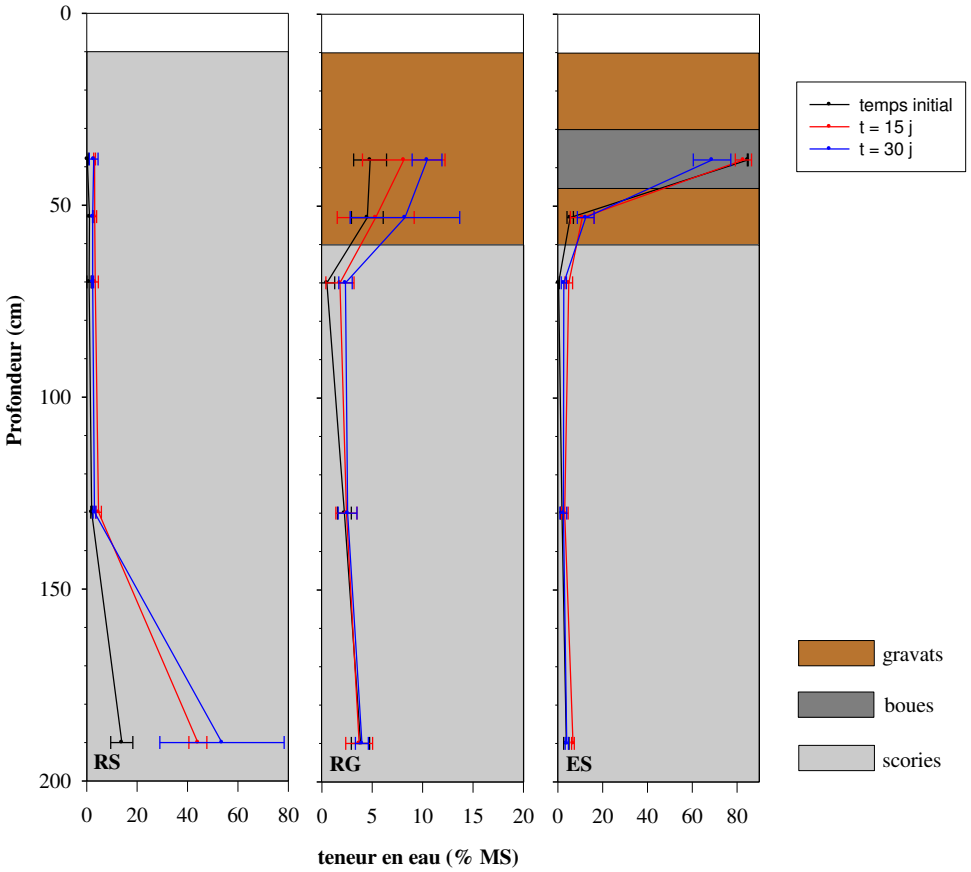


Figure 60 : Profil des teneurs en eau dans les différentes séries aux 3 temps de prélèvement.

Dans le cas des carottes expérimentales (ES), le taux d'humidité dans la couche de boue (profondeur 38 cm) diminue nettement avec des valeurs passant de 85% à 75% entre t0 et t30. Cependant, ces données présentent une très forte variabilité résultant en une croissance non significative (Tableau 33). A l'inverse, la couche de gravats (profondeur 53 cm) montre une augmentation (non significative) de ce taux d'humidité. Les couches profondes de cette série ne montrent pas de variation significative de la teneur en eau au cours du temps.

Tableau 33 : valeurs de taux de matière sèche (moyenne±σ) dans les différentes profondeurs des séries

Profondeur	Série référence RS			Série référence RG			Série expérimentale ES		
(cm)	t0	t15	t30	t0	t15	t30	t0	t15	t30
38	99,7±0,3 a	98,2±1,1 b	98,4±0,5 b	95,2±1,6 d	92,3±3,5 d	92,3±1,6 d	14,4±0,8 a	31,0±27,9 a	24,0±9,5 a
53	98,9±1,9 a	99,3±0,7 a, b	98,5±0,8 a, b	95,5±1,6 d	93,4±1,4 d, g	92,4±1,3 g	95,4±1,6 b	93,6±2,2 b,d	92,9±0,8 b,d
70	99,1±0,8 a	99,4±0,5 a, b	97,9±0,3 a, b	99,9±0,8 a,e	97,9±1,6 a,e	98,7±0,6 a,e,h	100,0±0,1 c	97,1±2,3 d	99,0±0,5 c,d
130	98,0±0,3 a	97,5±2,2 a, b	97,9±0,5 a, b	97,8±0,7 a,f	97,5±1,2 a,f	98,0±1,1 a,f,h	98,8±0,7 c	98,6±0,9 d	98,7±1,0 c,d
190	86,1±4,4 c	83,9±1,9 c	83,0±3,2 c	96,2±0,9 d	96,2±1,5 d	96,7±1,3 d	95,0±4,9 b	96,1±1,7 d	96,8±0,6 b,d

Les valeurs ayant les mêmes exposants ne présentent pas de différences significatives (P>0,05

Ces résultats montrent, qu'au fur et à mesure de l'étude, les teneurs en eau dans les différentes carottes ont tendance à diminuer dans les parties supérieures des colonnes, du fait de la perte en eaux des boues, et à augmenter dans les parties inférieures, du fait du drainage de l'eau appliquée.

La matière organique (MO)

Cette donnée est obtenue selon le protocole décrit dans le chapitre 2. Cette matière organique est mesurée à travers la matière volatile après calcination.

Lors de la mise en place du protocole expérimental, les 3 séries de carottes présentent une structure homogène dans chacune des couches quant à la répartition des matières organiques.

En effet, la couche de scorie est caractérisée par une absence de matière organique (<0,2% de la MS). Les couches de gravats (séries RG et ES) montrent des concentrations significativement plus importantes avec des valeurs de 3,6±1,2 à 4,6±0,3 % de la MS. Par contre, il n'y a aucune différence significative entre les couches de gravats. En revanche, la couche de boue présente des teneurs en matière organique élevées, de l'ordre de 75,6±1,2%, sans différence significative et cohérente avec la teneur en matière organique initiale des boues appliquées (Tableau 30).

Par ailleurs, tant que les mesures sont faites dans les couches de scories, il n'y a pas de différence significative entre (i) les strates d'une même carotte, (ii) entre les carottes de la référence RS et (iii) entre les couches de scories des séries RS, RG et ES (P>0,05).

Ainsi, à l'état initial, les différentes carottes sont constituées d'une superposition de couches caractérisées par une concentration spécifique en matière organique (Figure 61). Cette variable peut être représentative de la couche étudiée.

En fin d'expérience, les profils de taux de matière volatile dans les séries de carottes de référence (RS et RG) ne montrent pas de différence significative par rapport à l'état initial.

En ce qui concerne la série de carottes expérimentales (ES), les couches profondes de scories n'ont pas de modification de leur profil au cours du temps. Par contre, les couches de surfaces (38 et 53 cm) présentent une augmentation de la variabilité (Tableau 34) avec une diminution de la teneur en matières volatiles.

Nos résultats montrent en partie que les gravats et les boues se sont mélangées au cours du temps et que les boues se sont minéralisées. La diminution du taux de matières qui s'en suit ne s'est pas accompagnée d'un transfert de ces composés organiques vers les couches profondes.

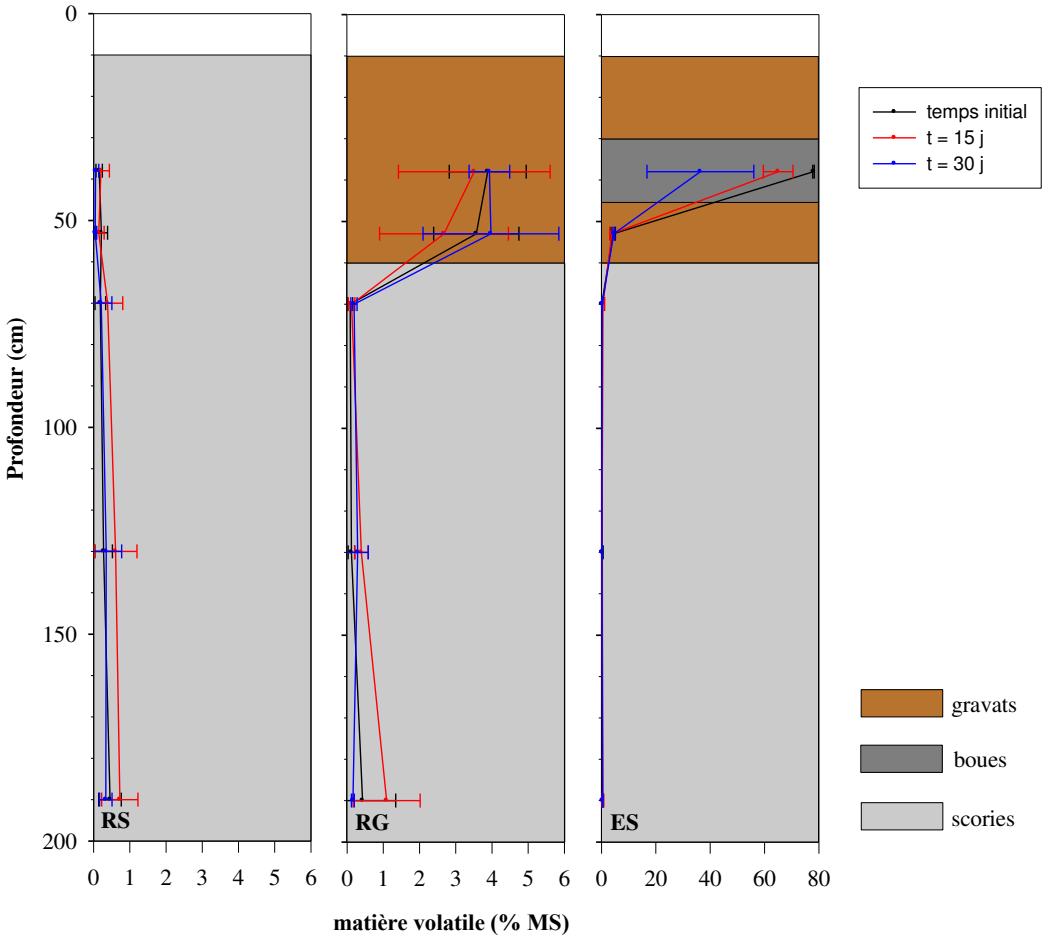


Figure 61 : Profil des taux de matière volatile dans les différentes séries de carottes

Tableau 34 : valeurs de taux de matière organique en % (moyenne±SE) dans les différentes profondeurs de la série expérimentale ES.

Profondeur (cm)	Série expérimentale ES		
	t_0	t_{15}	t_{30}
38	76,1±1,1 ^{a}	43,0±31,1 ^{b}	51,9±24,7 ^{a,b}
53	4,3±0,3 ^{c}	3,6±1,2 ^{c}	4,1±0,4 ^{c}
70	0,1±0,1 ^{d}	0,3±0,4 ^{d}	0,0±0,0 ^{d}
130	0,3±0,1 ^{d}	0,1±0,1 ^{d}	0,1±0,1 ^{d}
190	0,4±0,1 ^{d}	0,3±0,2 ^{d}	0,3±0,2 ^{d}

*L'azote et le phos*phore hydrosolubles

Les diverses analyses réalisées sur les couches de scories ou de gravats ont montré que la concentration tant en azote qu'en phosphore total est sous le seuil de détection de l'appareil (0,01 mg $P.L^{-1}$ et 0,50 mg $N.L^{-1}$). Seules les couches de boue contiennent des nutriments à hauteur de 2,8 et 1,9% de la matière sèche pour l'azote et le phosphore respectivement

(Tableau 35 ; Tableau 36). Ces teneurs sont inférieures à celle données par les caractéristiques des boues (Tableau 30).

Tableau 35 : Quantité d'azote en % de MS

Couche	t0	t15	t30
Boue	2,82 ± 0,041(n=3)	3,08 ± 0,25 (n=3)	1,61±0,35 (n=3)
Gravats	0,0036 ± 0,0003 (n=4)		0,007±0,0037 (n=3)
Scorie	0,00065 ± 0,0001(n=9)	5,4E-4 ± 1,1E-4 (n=13)	5,33E-4 ±1,0E-4 (n=9)

A t0, la quantité d'azote dans les couches de boues est supérieure à celle des couches de gravats, elle-même supérieure à celle des couches de scorie. Cependant, on observe une variabilité forte concernant les couches de boue à t15, ceci étant dû aux tassements et mélanges des couches supérieures. Les couches profondes de scorie sont dépourvues de cette variabilité ce qui signifie que la présence d'un horizon de boue en surface n'implique pas de transfert vertical d'azote en profondeur. En effet, les valeurs obtenues en couches profondes sont généralement proches de la limite de détection de l'appareil, même après 30 jours.

Tableau 36: Quantité de phosphore en % de MS

Couche	t0	t15	t30
Boue	0,193 ± 0,24 (n=3)	0,188 ± 0,11(n=3)	0,1167 ± 0,29 (n=3)
Gravats	0,002 ± 4,5E-4(n=4)	0,0039 ± 2,6E-4(n=9)	0,0021 ± 3,7E-4 (n=8)
Scorie	0 ± 0 (n=8)	2,1E-4 ± 4,4E-5(n=32)	1,32E-4 ± 6,5E-5(n=32)

Comme pour l'azote, à t0, la quantité de phosphore dans les couches de boues est supérieure à celle des couches de gravats, elle-même supérieure à celle des couches de scorie. La même variabilité est observée dans les couches de boue à t15, ceci toujours dû aux tassements et mélange des couches supérieures (gravats et boues). Les couches profondes de scorie ont des valeurs inférieures à la limite de détection de l'appareil ce qui signifie que la présence d'un horizon de boue en surface n'implique pas de transfert vertical de phosphore en profondeur même 30 jours après.

En fin d'expérimentation, aucune augmentation d'azote et de phosphore n'a pu être mise en évidence dans les couches profondes des séries expérimentales.

5.1.3. Bilan de l'étude préliminaire

Au cours de l'expérience sur carottes, la teneur en eau dans les différentes couches profondes de chacune des séries de carottes montre une tendance à l'augmentation. Cela semble indiquer que l'apport d'eau, d'abord par l'expérimentateur puis par la forte pluviométrie a pu pénétrer dans la colonne. Cette eau a pu conduire au lessivage des scories qui sont fortement chargées en sels dissous issus de l'eau de mer utilisée pour le refroidissement. Les ions sont ainsi entraînés vers le fond et conduisent à l'augmentation de la conductivité et de la teneur en eau dans les couches inférieures (190 cm) des colonnes. Ce

phénomène est particulièrement marqué dans les colonnes ne contenant que des scories, soulignant le caractère poreux et très faiblement organiques de ces matériaux. Lorsque des gravats sont déposés au sommet de la colonne, ceux-ci réduisent les transferts d'eau et de sels vers le bas de la colonne, démontrant l'efficacité des gravats en termes de réduction des transferts.

Par contre, le pH, tout comme le taux de matières organiques, ne semblent pas être modifiés dans la couche de scorie. Aussi, les couches sus-jacentes des carottes, déposées en surface des scories, et notamment par la couche de boue, ne semble pas transmettre de matière organique vers le fond pendant le mois de suivi. Cela semble être aussi le cas pour l'azote et le phosphore hydrosolubles. Si ces éléments sont minéralisés en surface, ils ne génèrent pas, dans les couches sous-jacentes, des concentrations en N et P suffisantes pour être détectées.

Par ailleurs, aucune transmission de bactéries ne semble avoir eu lieu depuis la couche de boue d'épuration vers les couches sous-jacentes.

En conséquence, les résultats obtenus lors de cette courte étude semblent indiquer que l'utilisation de boues de STEP pour l'amendement représente peu de risque de pollutions lorsque les doses imposées par la législation Française sont respectées (les doses utilisées pour notre étude étant 6 fois plus élevées). Les nombreuses recherches effectuées sur l'épandage des boues sur sol agricole (Fernandez et al., 2007; Hinesly et al., 1972; Kirkham, 1974) ou forestier produisent des résultats comparables à ceux que nous avons obtenu sur substrat minier. Cependant, la durée de cette expérimentation n'était que de 30 jours et, il est possible que les résultats ne soient pas les mêmes sur un laps de temps plus important. Par conséquent, il serait judicieux de refaire l'expérience sur une plus longue durée.

Dans cette expérimentation, il avait été envisagé initialement des analyses en métaux traces par polarographie dans les echantillons prelevés. Malheureusement, la méthodologie n'étant pas bien au point, les résultats n'ont pas pu être exploités.

5.2. Etude in situ sur le site de la SLN

5.2.1. Dispositif expérimental

Après l'étude en 'laboratoire', une expérience sur le terrain est réalisée. Le site d'étude correspond à une parcelle de 625m² (25×25m) située sur l'emplacement de stockage des scories de la SLN (Figure 62), protégée par des merlons de 2 m de hauteur qui sont caractérisés par une pente de 35° (pente de stabilité de la scorie). Sur cette parcelle, différents traitements seront appliqués sur différentes placettes (Tableau 37). Cette manipulation consiste en l'application ou non de boues d'épuration sur parcelle de scories.

Figure 62 : vue satellite de la zone d'étude.

Tableau 37 : Résumé du protocole expérimental sur le site de la verse à scorie (SLN, Doniambo)

Terrain pentu (35°)		Terrain plat	
Traitement 1 : Placettes témoins (gravats seuls)	Traitement 2 : Placettes amendées (gravats + boues 10t MS.ha^{-1})	Traitement 3 : Placettes témoins (gravats seuls)	Traitement 4 : Placettes amendées (gravats + boues 10t MS.ha^{-1})
Triplicat Graminée 1 : Chloris Gayana			
Triplicat Graminée 2 : Cynodon Dactylon			
Triplicat Ligneux 1 : Dodonia viscosa			
Triplicat Ligneux 2 : Croton insularis			

Ce travail commence par la délimitation, à l'aide de fil en polyéthylène, de 2 groupes de 12 placettes de 2,25 m^2 (1,5×1,5 m) sur la surface plane, et de 2 groupes de 4 placettes sur trois pentes de différents merlons. Sur la surface plane, les 2 groupes sont séparés par un couloir de 6 m. À l'intérieur de chacun des groupes, les placettes sont organisées en 4 triplicats où chaque placette est séparée de ses voisines par un couloir de 1m. En ce qui concerne les placettes en pente, chaque groupe et chacune des placettes sont espacés de 1m. Les triplicats sont répartis sur chacune de 3 pentes des merlons.

Toutes les placettes sont ensuite couvertes d'une couche de gravats (30 L) tassés au rouleau pour les placettes planes, et à la pelle pour les placettes en pente. Les groupes de placettes amendés en boues de STEP (traitement 2 et 4) reçoivent 20 L de boues fraîches (siccité 15%) prélevées directement en sortie des filtres presse de la station d'épuration. Celles-ci sont ensuite recouvertes par une nouvelle couche de gravats (30 L). Ainsi, les placettes expérimentables sont caractérisées par un apport de matière dont le rapport

volumétrique 'boues/gravats' est de 25/75, et un épandage de boues d'épuration correspondant à 11,5 t MS.ha^{-1} (soit environ 1,15 kg MS.m^{-2}).

Les groupes de placettes ne recevant aucun amendement organique (placettes témoins) reçoivent, en remplacement de la boue, un apport complémentaire de 20 L de gravats portant la charge en gravats à 80 L. A la suite du dépôt de la dernière couche de gravats, les couches seront tassées de la même manière que précédemment (Figure 63).

Parmi les espèces étudiées, Dodonaea viscosa et Croton insularis sont des espèces de ligneux communs des maquis minier indigènes à la Nouvelle-Calédonie et Chloris gayana et Cynodon dactylon qui sont des graminées exotiques couramment utilisés dans les paturages pour les bovins. La plantation est réalisée selon les schémas décrits dans la Figure 63 et la Figure 64. Sur les placettes à graminées, environ 10 g de graines sont semées sur les différents triplicats de chacun des traitements. Ces graines sont ensuite légèrement enterrées par griffage. Sur les placettes à ligneux, 9 plantules d'environ 25 cm sont plantées, représentant alors une densité de 4 plantules.m^{-2}.

Au cours de cette expérimentation la hauteur des arbres plantés sera mesurée quatre fois au cours de la première année, puis deux fois par an les deux années suivantes. Après la première année de suivi, quatre plants sont sacrifiés sur chaque placette plane pour mesurer la biomasse et les variables chimiques des plants. A cet effet, le sol est retiré à l'aide d'une pelle à environ 25 cm autour du tronc et sur une profondeur de 25 cm. Cette méthode permet de récupérer l'essentiel du système racinaire de chaque plant. De retour au laboratoire, ces plants sont nettoyés, puis les feuilles, branches et tiges sont séparées et mises à sécher pendant une semaine à 60°C dans une étuve. Une pesée est alors faite et les échantillons sont conservés jusqu'au moment de l'analyse.A cet effet, un aliquote est minéralisé à chaud en milieu acide (H_2SO_4) et oxydant (H_2O_2). L'azote total et le phosphore totale sont ensuite mesurés sur le minéralisat. Les métaux sont analysés par ICP/MS après minéralisation à l'eau régale.

En ce qui concerne les graminées, seul le taux de recouvrement a pu être mesuré car un acident expérimental nous a empeché de suivre les autres paramètres (croissance et analyses des éléments biogenes et des éléments metalliques).

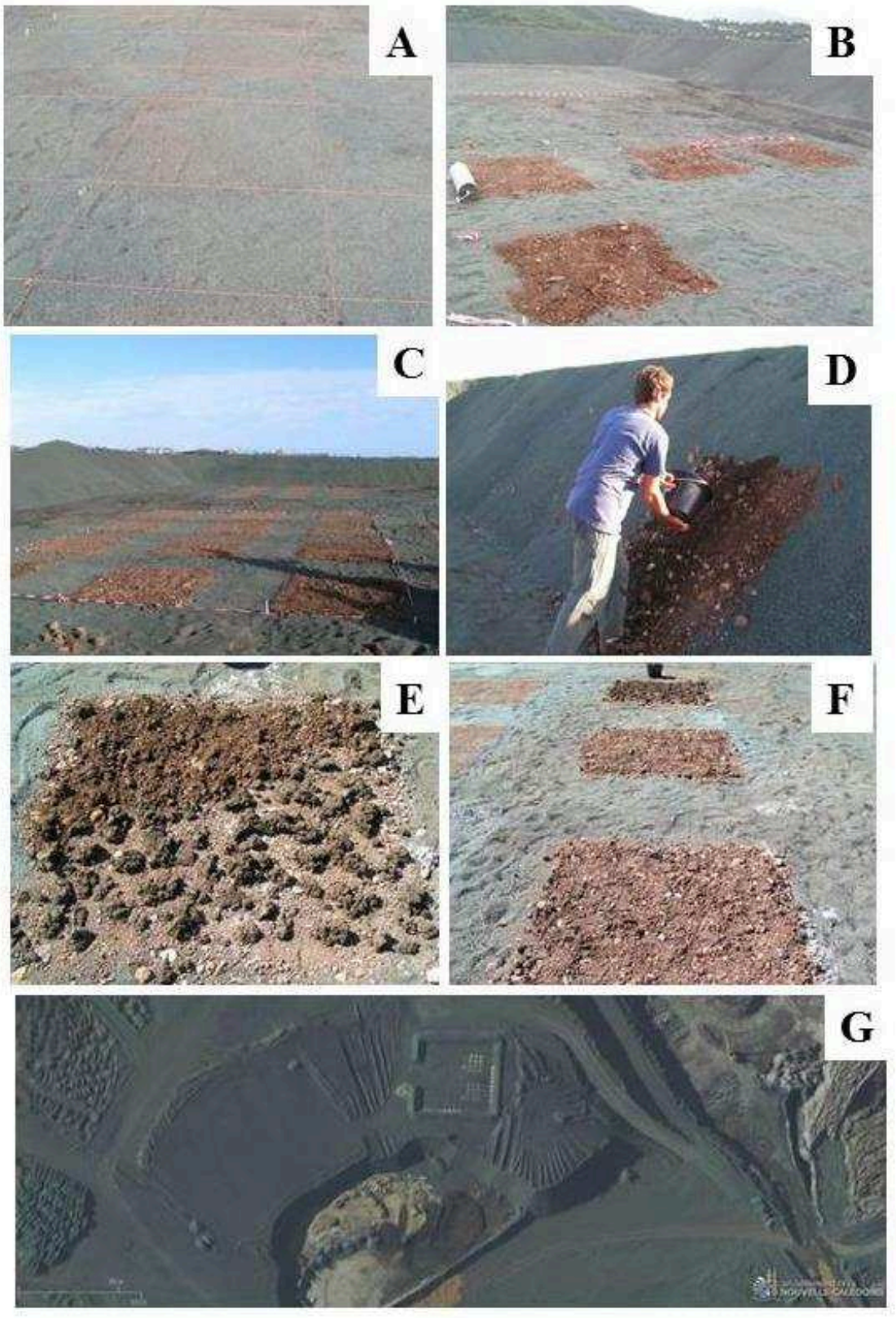


Figure 63 : Préparation des placettes. A : traçage; B : 1ère couche de gravats tassée au rouleau ; C : placettes de la zone plane ; D : placette en pente ; E : dépôts de boues de STEP ; F : 2nde couche de gravats tassée ; G : vue satellite de la zone de travail.

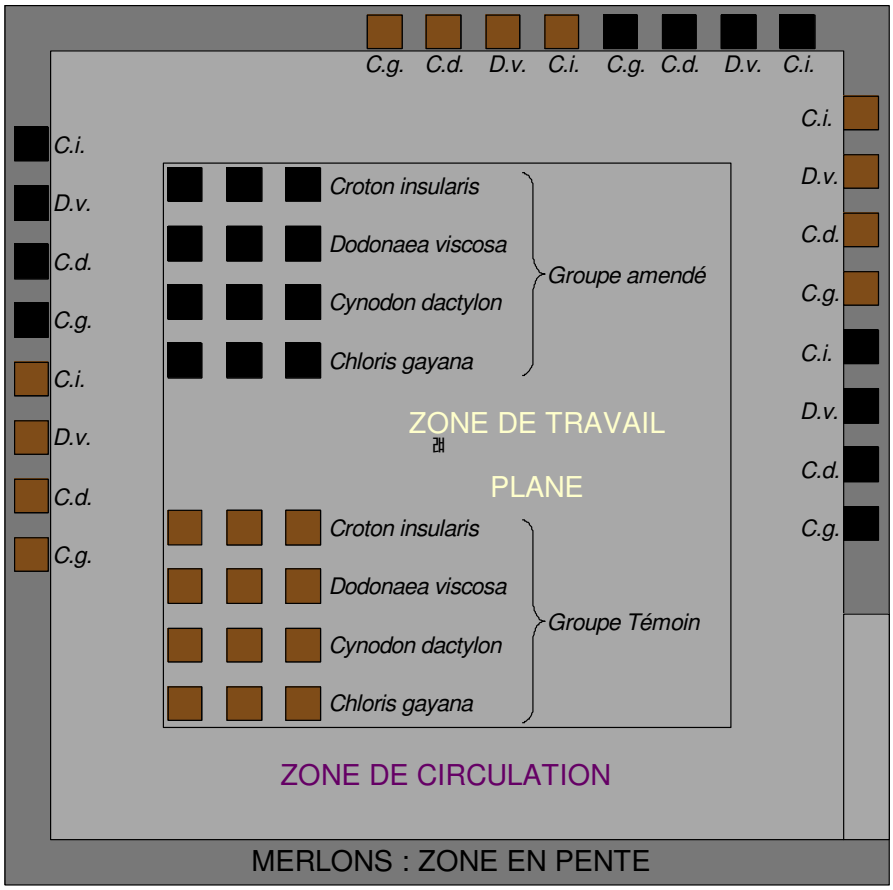


Figure 64 : Représentation schématique de la zone expérimentale de la SLN.

5.2.2. Caractéristiques physico-chimiques des boues et des scories

Les analyses effectuées sur les échantillons du site sont résumées sur les tableaux 30 et 31. Comme observé lors de l'étude préliminaire, les scories sont de nature basique avec un pH de 9.4. La granulométrie montre un substrat grossier de type graviers (40%) et de sables (60%). Ce substrat est dépourvu de matière organique et par voie de conséquence de nutriment (azote et phosphore). Les boues d'épuration appliquées sont issues de la même station d'épuration que celles utilisées pour les chapitres précédents.

5.2.3. Effet sur la mortalité des ligneux

Au bout d'un an, les espèces végétales, sauf pour les traitements sans boues sur terrain plat, présentent une mortalité relativement importante (Tableau 38). Les végétaux mis en place sur les terrains pentus, avec ou sans boues, montrent les mortalités les plus fortes avec des valeurs comprises entre 33% et 52%. En effet il est observé sur ces essais, soit une mortalité, soit un glissement des plants en bas des parcelles. Sur les parcelles planes, les mortalités sont plus faibles que sur les terrains pentus et sont comprises entre 0% et 26% selon les traitements.

Tableau 38 : taux de mortalité sur les placettes plantées

	espèces	Terrain plat	Terrain pentu
Sans boues d'épuration	Dodonaea viscosa	0%	33%
	Croton insularis	0%	52%
Avec boues d'épuration	Dodonaea viscosa	15%	44%
	Croton insularis	26%	41%

Suite à la première année, ni l'espèce utilisée, ni l'apport d'amendement n'a d'effet significatif (Tableau 39) sur le nombre de plants de morts (P > 0,05). Seul le degré de la pente montre un effet significatif (P=0,006). De plus, aucun effet combiné de ces trois facteurs n'a pu être mis en évidence. Toutefois, en ne prenant en compte que les placettes planes, il semble exister un effet significatif de l'apport de boues sur l'augmentation de la mortalité (P=0,002), passant de 0% sans boues à 15% et 26% avec boues. Ce phénomène n'est pas observé pour les placettes en pente (P=0,818).

Les espèces plantées sur les placettes pentues présentent donc des mortalités importantes essentiellement liés au glissement de terrain, certainement lié au vent dominant.

Tableau 39 : analyse Anova à trois facteurs de la mortalité sur les parcelles expérimentales.

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Espèce	1	2,042	2,042	0,395	0,538
Position	1	51,042	51,042	9,879	0,006
Amendement	1	9,375	9,375	1,815	0,197
espèce x position	1	0,0417	0,0417	0,00806	0,930
espèce x amendement	1	0,0417	0,0417	0,00806	0,930
position x amendement	1	3,375	3,375	0,653	0,431
espèce x position x amendement	1	3,375	3,375	0,653	0,431
Residual	16	82,667	5,167		
Total	23	151,958	6,607		

Ainsi, pour une bonne végétalisation de ces zones pentues, il est clair que la méthodologie employée n'est pas efficace et une méthode plus appropriée doit être redéfinie. Il faudrait soit intervenir sur la pente en utilisant des structures de maintien (merlon de soutien en gravat), ou une structure « textile » (toile de jute ou géotextile en coco), ou bien travailler avec de la colle par une technique d'hydroseeding.

Le suivi de ces végétaux sur terrain pentu n'est donc pas toujours possible d'un point de vue statistique car le nombre d'individus est trop faible. Selon le paramètre étudié, seuls les végétaux des terrains plats seront analysés.

5.2.4. Effets sur le développement des graminées

Trois mois après le semis, toutes les placettes (amendées et non amendées), présentent de nombreuses germinations avec des pousses de 2 à 3 mm. Au bout de six mois, sur les

placettes sans amendement organique (tant sur les placettes planes, que sur les placettes pentues), toutes les pousses ont rapidement séchées et n'ont montré ni croissance ni germination supplémentaire. Il en résulte des placettes vierges de toute végétation tout le reste du temps de l'expérimentation (Figure 65). Par conséquent aucun autre paramètre biologique n'a pu être suivi.

Figure 65 : Cynodon dactylon (haut) et Chloris gayana (bas) au bout de 6 mois, sans (gauche) et avec (droite) boues d'épuration.

En ce qui concerne les placettes amendées en boues, ces espèces d'herbacées colonisent tant les placettes en pente que les placettes planes. Ainsi l'apport de boues d'épuration a un effet très significatif ($P<0,001$) sur le développement de ces deux espèces. Le taux de recouvrement augmente au cours du temps, jusqu'à occuper la quasi-totalité des placettes planes, et dans le cas de Chloris gayana, le recouvrement déborde de la placette expérimentale (Figure 66). Toutefois, en ne prenant en compte que les parcelles amendées, une analyse Anova à deux facteurs indique qu'il existe un effet combiné significatif entre la pente de la placette et l'espèce d'herbacée semée sur celle-ci (Tableau 40). Cependant, la variable « espèce » seule n'a pas d'effet significatif sur le taux de recouvrement, alors que la

variable « pente » seule a un effet très significatif (P=0,001). En effet, sur ces placettes en pente, on observe des recouvrements plus faibles que ceux observés sur les surfaces planes, et les individus sont majoritairement positionnés en bas de pente. Ceci est certainement lié aux glissements de terrain et aux ruissellements qui ont transporté les graines. Ce phénomène semble beaucoup plus marqué pour Chloris gayana (Figure 67).

Tableau 40 : analyse anova à deux facteurs sur le recouvrement des placettes amendées

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
espece	1	75,000	75,000	0,468	0,513
position	1	3675,000	3675,000	22,909	0,001
espece x position	1	1408,333	1408,333	8,779	0,018
Residual	8	1283,333	160,417		
Total	11	6441,667	585,606		

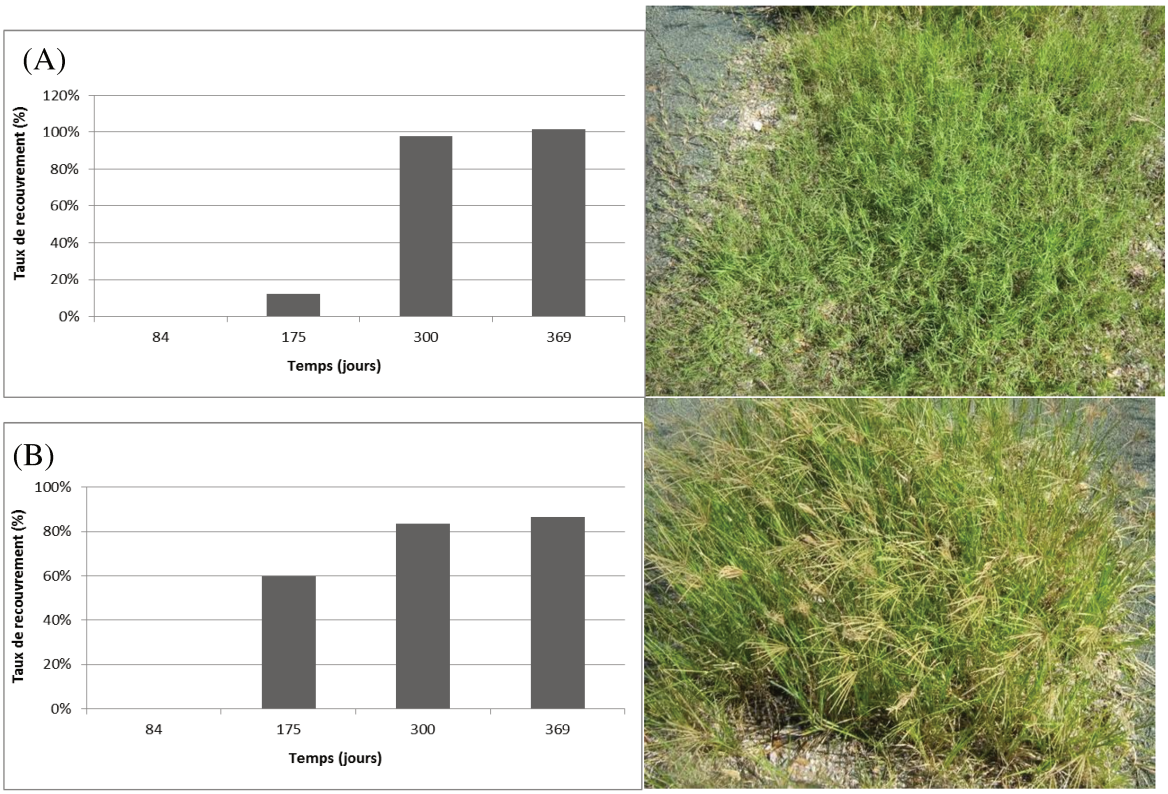


Figure 66 : Evolution du taux de recouvrement de Chloris gayana (A) et Cynodon dactylon (B) au niveau des placettes planes ayant reçu des boues.

Figure 67 : colonisation des placettes en pente par les deux espèces d'herbacées avec boue d'épuration : Cynodon dactylon à gauche et Chloris gayana à droite.

5.2.5. Effets sur la croissance des ligneux

Au cours de la première année de suivi, la croissance des deux espèces de ligneux présente une allure linéaire, pour ensuite présenter un fort ralentissement quelque soit la pente du terrain (Figure 68). Cette approche linéaire lors de la première année est très significative ($P<0,001$) et permet de mettre en évidence, par la pente issue de la droite de régression, la vitesse de croissance des différents plants. Ainsi les vitesses de croissance sur les zones planes sont estimées à 0,036 et 0,107 $cm.j^{-1}$ respectivement pour les plants de Dodonea viscosa non amendés et amendés en boues d'épuration respectivement. La comparaison de ces deux droites indique que les constantes à l'origine (représentant la taille moyenne des plants au début de l'expérience) ne sont pas différentes entre elles. Ceci confirme que les deux lots de Dodonea viscosa utilisés dans les deux traitements (avec et sans boues) sont homogènes. Par

contre les pentes sont significativement différentes entre elles. Ainsi la croissance de cette espèce est trois fois plus rapide en présence de boues d'épuration qu'en leur absence. En effet, au bout de 2,5 ans, les hauteurs sur les surfaces planes sont de l'ordre de 80 cm pour les plants sur placettes amendées avec le biodéchet, et de l'ordre de 40 cm pour les plants sur placettes sans biodéchet. Sur les terrains pentus, les hauteurs des plants amendés avec le biodéchet sont aux alentours de 100 cm, et celles des plants non amendés aux alentours de 35 cm.

A l'instar de Dodonea viscosa, Croton insularis présente une vitesse de croissance significativement plus forte en présence de boues avec des valeurs estimées à 0,044 $cm.j^{-1}$. Pour les traitements sans boue la croissance est de 0,017 $cm.j^{-1}$. La vitesse de croissance de Croton insularis est 2,5 fois plus importante lors de l'apport de biodéchet (Figure 69). Sur terrain plat, les hauteurs des plants sur placettes amendées sont d'environ 40 cm, alors que celles des plants sur placettes non amendées sont d'environ 20 cm. En revanche, sur les terrains pentus, les hauteurs des plants amendés en boues d'épuration sont aux alentours de 60 cm, par rapport à 30 cm pour les plants sans amendement. Par ailleurs, il semble que les vitesses de croissance de cette espèce soient significativement plus faibles que celles de Dodonea viscosa. Toutefois, il est difficile de savoir si cette plus faible vitesse de croissance est liée à un aspect spécifique ou si Croton insularis souffre beaucoup plus des contraintes imposées par le site (pH élevé, forte conductivité).

Au bout de 3 ans, ces deux espèces semblent avoir atteint leur taille maximale dans les placettes amendées en boues. La vitesse de croissance est fortement ralentie, voire nulle (non significative, Figure 68). D'autre part, les plants sans boues montrent une « décroissance » de leur hauteur moyenne. En effet, ces plants semblent souffrir d'un stress qui provoque la mortalité de nombreux rameaux, expliquant la baisse de hauteur de certains plants. Le rameau principal n'étant plus présent, la mesure est faite sur le plus haut rameau.

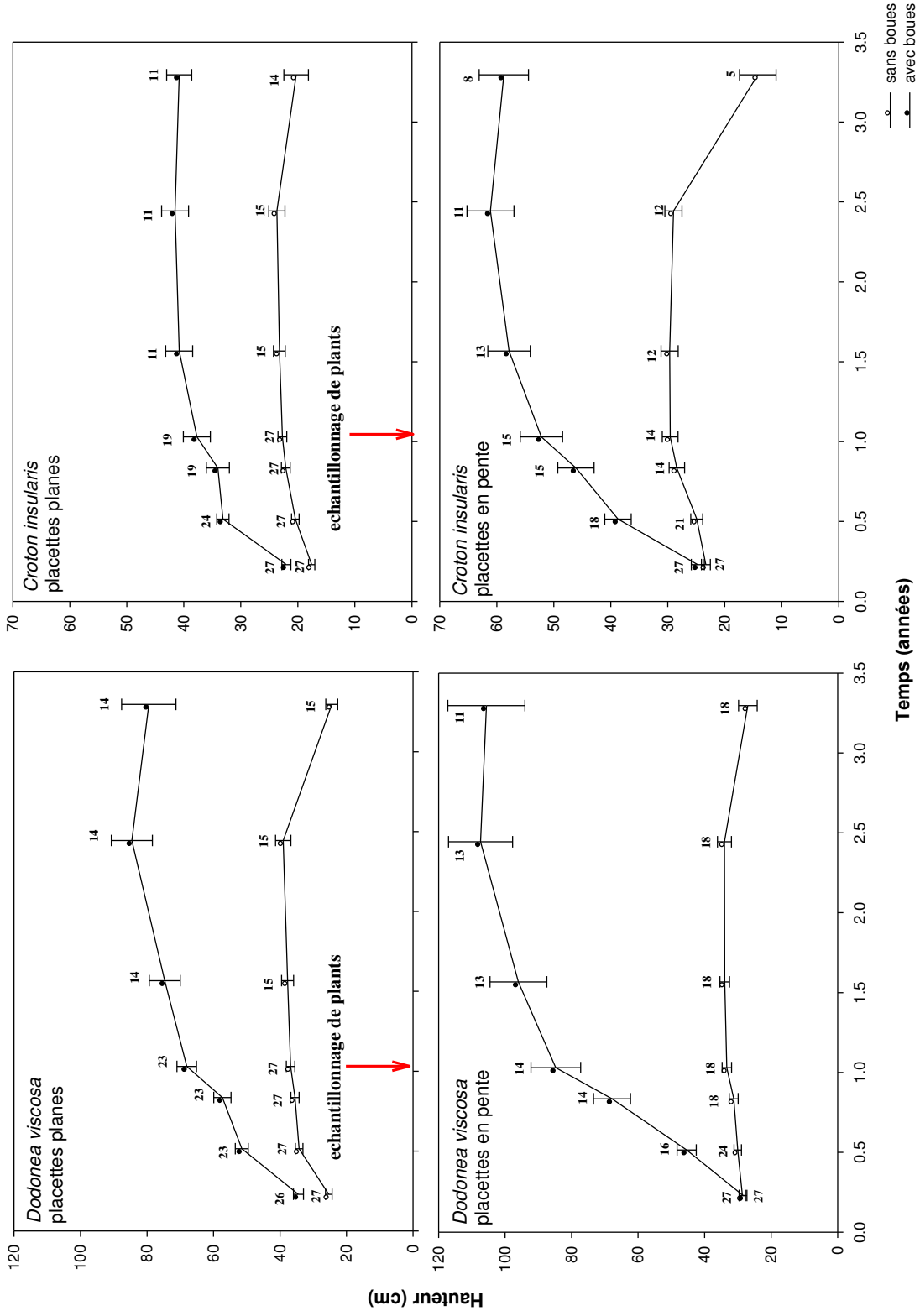


Figure 68 : évolution des hauteurs moyennes des deux espèces de ligneux. La flèche indique le jour du sacrifice des plants sur les placettes planes ; les valeurs indiquent le nombre d'individus total sur les 3 placettes d'un même traitement

L'évolution de la croissance de ces deux espèces de ligneux en présence de boues organique peut être représentée par une courbe issue du modèle classique Chapman-Richards vu au chapitre 4. Ces relations sont significatives (P=0,004 et P=0,002 respectivement pour D. viscosa et C. insularis) même si tous les paramètres ne sont pas significatifs. Les relations sont simulées par les relations suivantes :

$$H = 31{,}7 + 49{,}9\left(1 - \exp^{-2{,}4t}\right)^{2{,}6} \text{ pour D. viscosa}$$

$$H = 14{,}0 + 27{,}4\left(1 - \exp^{-2{,}4t}\right)^{1{,}1} \text{ pour C. insularis}$$

De telles relations ne peuvent être mises en évidence dans le cas des individus des parcelles non amendées en boues.

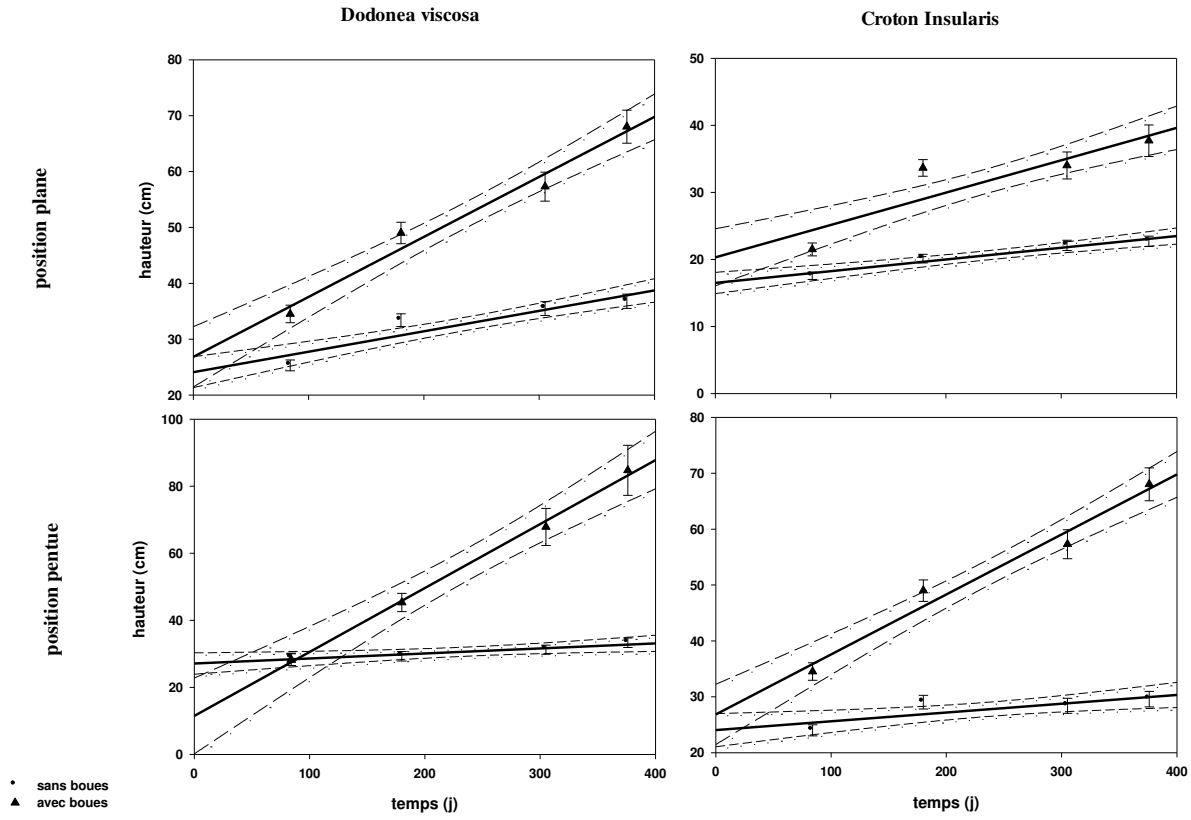


Figure 69 : Représentation linéaire de la croissance des deux espèces ligneuses lors de la première année : estimation de la vitesse de croissance.

5.3. Effets sur les variables biologiques des plants de ligneux après 1 an.

Tous les ligneux, quels que soient l'espèce ou le traitement, montrent une augmentation significative du nombre de feuilles (P<0,001) par rapport au temps initial. De plus, les plants exposés à un amendement en boues ont significativement plus de feuilles (287 et 274 respectivement pour D.viscosa et C.insularis, P<0,001) que les plants des placettes non amendées (64 et 49 respectivement pour D.viscosa et C.insularis ; Tableau 41), et celles-ci

sont plus grandes. En effet, Dodonaea viscosa a des feuilles dont les longueurs moyennes sont de 6,2±0,2 cm (n=218) et 10,4±0,1 (n=193) sur les placettes respectivement sans boues et avec boues. Dans le cas de Croton insularis, ces valeurs sont de 3,1±0,1 cm (n=453) et 4,0±0,1 cm (n=400). Ceci se traduit par une augmentation significative (P<0,001) de la biomasse foliaire en présence de boues (d'un facteur 8 pour les 2 espèces, Tableau 41).

L'apport de boues a également un effet sur le nombre de ramifications de chaque espèce avec une augmentation significative, 7 fois plus (P<0,001) pour les ligneux (Tableau 41). De la même manière, pour les deux espèces en culture, il en résulte une augmentation significative (d'un facteur 10, P<0,001) de la biomasse en tige, avec l'apport de boues. Cette augmentation de biomasse se retrouve également au niveau des racines où les racines des ligneux mis en culture dans les placettes amendées sont significativement plus importantes que celles des placettes témoins (Tableau 41). D'ailleurs, lors du prélèvement, il a été remarqué que le système racinaire des ligneux des placettes amendées était bien développé au sein de la scorie, et que ces racines étaient imbriquées tant dans les scories que dans les fractions de boues sèches (Figure 70). D'autre part, il est notable que le poids total des parties aériennes (feuilles + tiges) soit quasiment égal au poids total du système racinaire pour tous les traitements.

Tableau 41 : données biologiques des plants de ligneux dans les placettes planes (moyenne±SE)

Variables (moyenne par plant)	Dodonaea viscosa		Croton insularis	
	Sans boues (n=12)	Avec boues (n=12)	Sans boues (n=9)	Avec boues (n=7)
Nombre de feuilles	64±1 [a]	287±40 [b]	49±4 [a]	274±85 [b]
Poids total sec des feuilles (g)	3,7±0,3 [a]	28,0±4,6 [b]	0,9±0,1 [c]	7,5±2,4 [d]
Nombre de ramifications	10±1 [a]	74±11 [b]	16±2 [a]	78±12 [b]
Poids sec des tiges (g)	2,7±0,3 [a]	27,2±3,2 [b]	1,2±0,1 [c]	12,3±3,7 [d]
Poids sec racinaire (g)	6,8±0,7 [a]	55,3±7,0 [b]	4,3±0,3 [c]	17,7±4,0 [d]

Les valeurs d'une même ligne accompagnées d'une lettre différente sont statistiquement différentes (P<0,05).

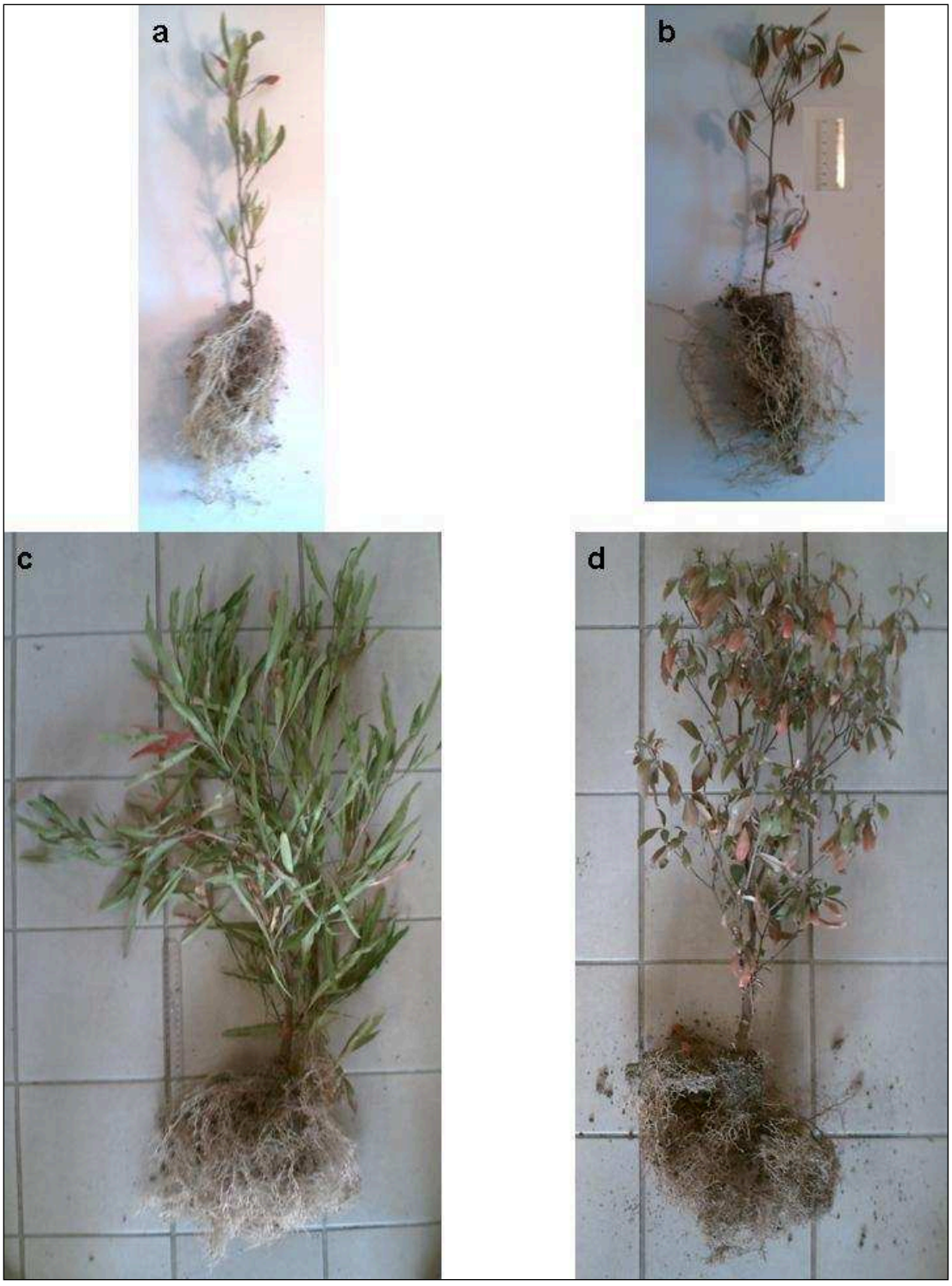


Figure 70 : aspects des plants prélevés sur les placettes de la SLN. a : Dodonaea viscosa sur placettes non amendées ; b : Croton insularis sur placettes non amendées ; c : Dodonaea viscosa sur placettes amendées ; d : Croton insularis sur placettes amendées.

D'un point de vue global, la masse totale des plants (racines + tiges + feuilles) se trouve significativement augmentée en présence de boues (Figure 71). En effet, sur les placettes planes, la biomasse totale de Dodonaea viscosa sans boues d'épuration est de 50 $g.m^{-2}$, alors

que celle de Dodonaea viscosa avec boues d'épuration est de 450 $g.m^{-2}$. Pour Croton insularis, on observe un développement de la biomasse plus important avec l'apport de boues d'épuration, soit 150 $g.m^{-2}$ sur les placettes amendées par rapport à 25 $g.m^{-2}$ sur les placettes non amendées.

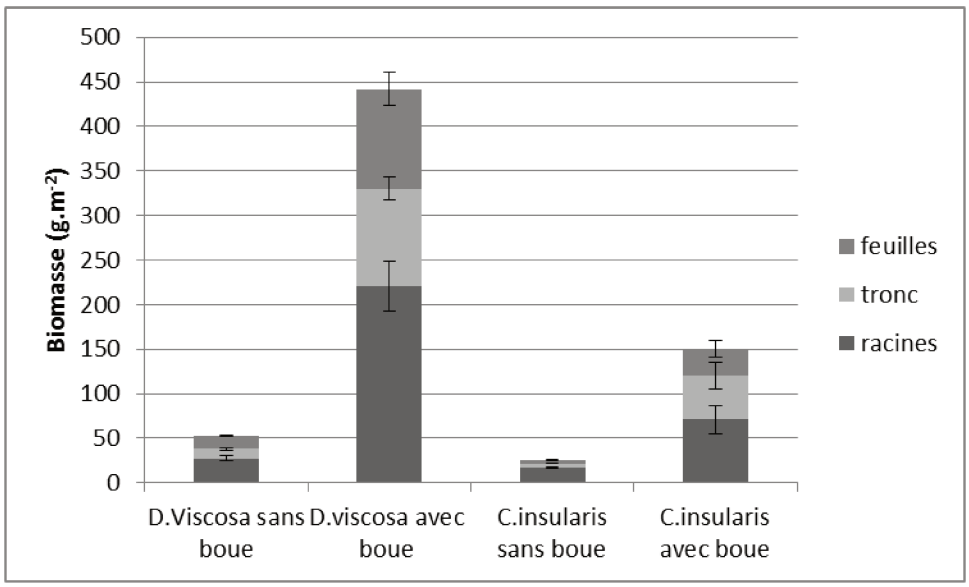


Figure 71 : biomasse (moyenne±SE) des plants prélevés sur les placettes planes après 1 an de culture.

5.4. Effets sur les teneurs et quantités en phosphore et azote absorbés par les plantes

Les concentrations moyennes en azote dans les différents compartiments des plants sont présentées dans la Figure 72. On observe des différences significatives au niveau spécifique, où le taux d'azote, quels que soient le traitement et le compartiment de la plante, est généralement plus important dans Croton insularis que dans Dodonea viscosa ($P<0,017$). Deux exceptions, les concentrations mesurées dans les feuilles des espèces plantées avec des boues d'épuration (1,1% pour D. viscosa et entre 1 et 1,2% pour C. insularis) ne sont pas significativement différentes ($P=0,761$).

En revanche, l'amendement en boues montre un effet significatif sur le taux d'azote dans les plantes. Toutefois, ceci n'est observé que dans le cas des tiges et des feuilles de D. viscosa ($P=0,038$) et dans les racines de C. insularis ($P=0,015$). Les concentrations en azote présentent des différences significatives entre les différents compartiments de la plante. A l'exception des placettes de C insularis non amendées où le taux racinaire n'est pas différent de celui des feuilles, le taux d'azote est le plus important dans les feuilles puis les racines puis la tige ($P<0,001$). Un effet combiné des facteurs spécifiques et compartiment des plants voire des trois facteurs (spécifique x compartiment x amendement) présente un effet significatif sur la concentration en N des plants (Tableau 42).

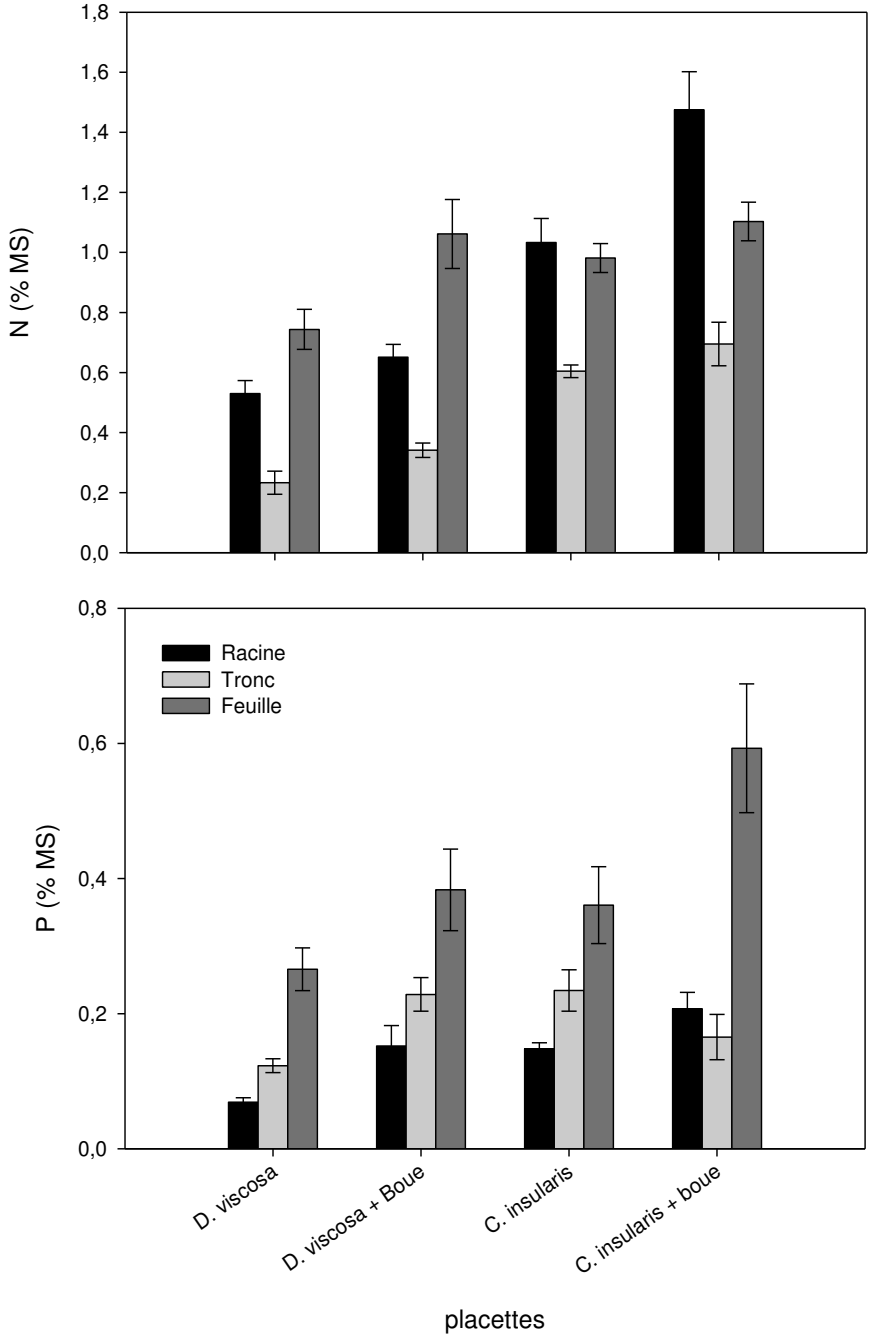


Figure 72 : Concentration en azote et phosphore dans les végétaux des terrains plats

A l'instar de l'azote, les concentrations moyennes en phosphore présentent des différences significatives pour les trois facteurs pris en considération (espèce, amendement ou compartiment de la plante ; Tableau 42). Cependant, on voit peu de différence significative entre les concentrations observées avec ou sans amendement. Seules les tiges de D visocosa (0,2 par rapport à 0,1%) et les racines C. insularis sont significativement plus concentrées en présence de boues (P=0,003 et P=0,045 respectivement). Par contre contrairement à l'azote, c'est dans les feuilles que le phosphore est significativement plus concentré. A l'exception des parcelles à C. insularis amendé où le taux de phosphore dans les racines n'est pas

significativement différent de celui de la tige, c'est dans la racine que cet élément est le moins concentré.

Tableau 42 : analyse anova trois facteurs concernant la concentration en azote et phosphore dans les plants en croissance sur site.

	Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Azote	espece	1	2,717	2,717	93,386	<0,001
	amendement	1	0,721	0,721	24,798	<0,001
	compartiment	2	3,701	1,851	63,609	<0,001
	espece x amendement	1	0,00566	0,00566	0,194	0,661
	espece x compartiment	2	0,831	0,415	14,280	<0,001
	amendement x compartiment	2	0,103	0,0514	1,767	0,180
	espece x amendement x comparti	2	0,206	0,103	3,544	0,035
	Residual	60	1,746	0,0291		
	Total	71	10,030	0,141		
Phosphore	espece	1	0,118	0,118	11,074	0,001
	amendement	1	0,140	0,140	13,082	<0,001
	compartiment	2	0,904	0,452	42,299	<0,001
	espece x amendement	1	0,00351	0,00351	0,328	0,569
	espece x compartiment	2	0,0512	0,0256	2,395	0,100
	amendement x compartiment	2	0,0761	0,0380	3,559	0,035
	espece x amendement x comparti	2	0,0627	0,0313	2,933	0,061
	Residual	60	0,641	0,0107		
	Total	71	1,997	0,0281		

La concentration en phosphore présente une différence significative entre les deux espèces. Cette différence se situe au niveau du compartiment racinaire et des tiges des placettes non amendées, où les concentrations en phosphore sont significativement plus importantes dans C. insularis (respectivement P<0,001 et P=0,006).

Ainsi, les boues ont donc un effet sur l'absorption du phosphore et de l'azote dans ces deux espèces qui elles-mêmes ont un taux d'absorption différent entre les espèces.

Ces concentrations en azote et phosphore dans les plantes présentent des rapports molaires N/P relativement faibles (Figure 73), qui sont significativement différents entre les divers compartiments des plantes (P<0,001). En effet le rapport est le plus important au niveau des racines (entre 12 et 17) alors que feuille et le tronc ne sont pas forcément significativement différents entre eux (entre 4 et 10). Par contre l'apport de boues d'épuration ne semble pas modifier de manière significative ce rapport, et celui-ci ne montre pas de différence significative entre les deux espèces (Tableau 43). Toutefois, il semble exister une action combinée de ces espèces avec le compartiment ou avec l'amendement en matière organique sur ce rapport N/P.

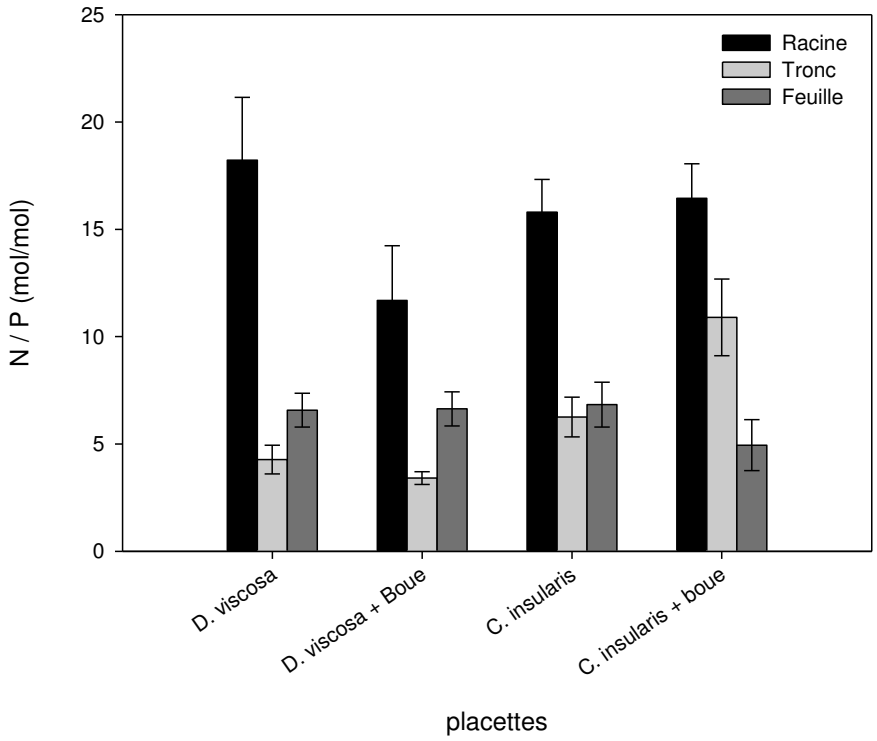


Figure 73 : rapport N/P (moyenne±SE) dans les différents compartiments des plants

Tableau 43 : analyse Anova trois facteurs du rapport N/P dans les divers compartiments des plants

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
espece	1	53,807	53,807	3,804	0,056
amendement	1	7,741	7,741	0,547	0,462
compartiment	2	1387,135	693,567	49,029	<0,001
espece x amendement	1	57,507	57,507	4,065	0,048
espece x compartiment	2	91,956	45,978	3,250	0,046
amendement x compartiment	2	70,669	35,335	2,498	0,091
espece x amendement x comparti	2	70,721	35,361	2,500	0,091
Residual	60	848,764	14,146		
Total	71	2588,300	36,455		

Rapportées à la biomasse, les quantités d'azote et de phosphore montrent un effet lié à l'application des boues (Figure 74).

Les quantités d'azote dans les espèces sans boues sont inférieures ou aux alentours de 0,25g.m^{-2}. En revanche, en présence de boues, les quantités sont largement augmentées. Pour D. viscosa, les quantités atteignent 1,19 g.m^{-2}, 0,37 g.m^{-2} et 1,44 g.m^{-2} respectivement dans les feuilles, le tronc et les racines. Pour C. insularis, les quantités sont de 0,33 g.m^{-2} pour les feuilles, de 0,34 g.m^{-2} pour le tronc, et de 1,04 g.m^{-2} pour les racines. L'absorption de l'azote est donc très largement augmentée avec l'apport des boues d'épuration (Figure 74).

Concernant le phosphore, sans boues, les valeurs sont aux alentours de 0,05 g.m^{-2} quel que soit l'espèce. En revanche avec l'apport de boues, les quantités dans D.viscosa atteignent

0,43 g.m^{-2} pour les feuilles, 0,26 g.m^{-2} pour le tronc et 0,35 g.m^{-2} pour les racines. Pour C. insularis, cette augmentation est également remarquée, avec des valeurs de 0,16 g.m^{-2} pour les feuilles, 0,08 g.m^{-2} pour le tronc et 0,15 g.m^{-2} pour les racines. L'apport de boues a donc un effet sur l'absorption du phosphore par ces deux espèces.

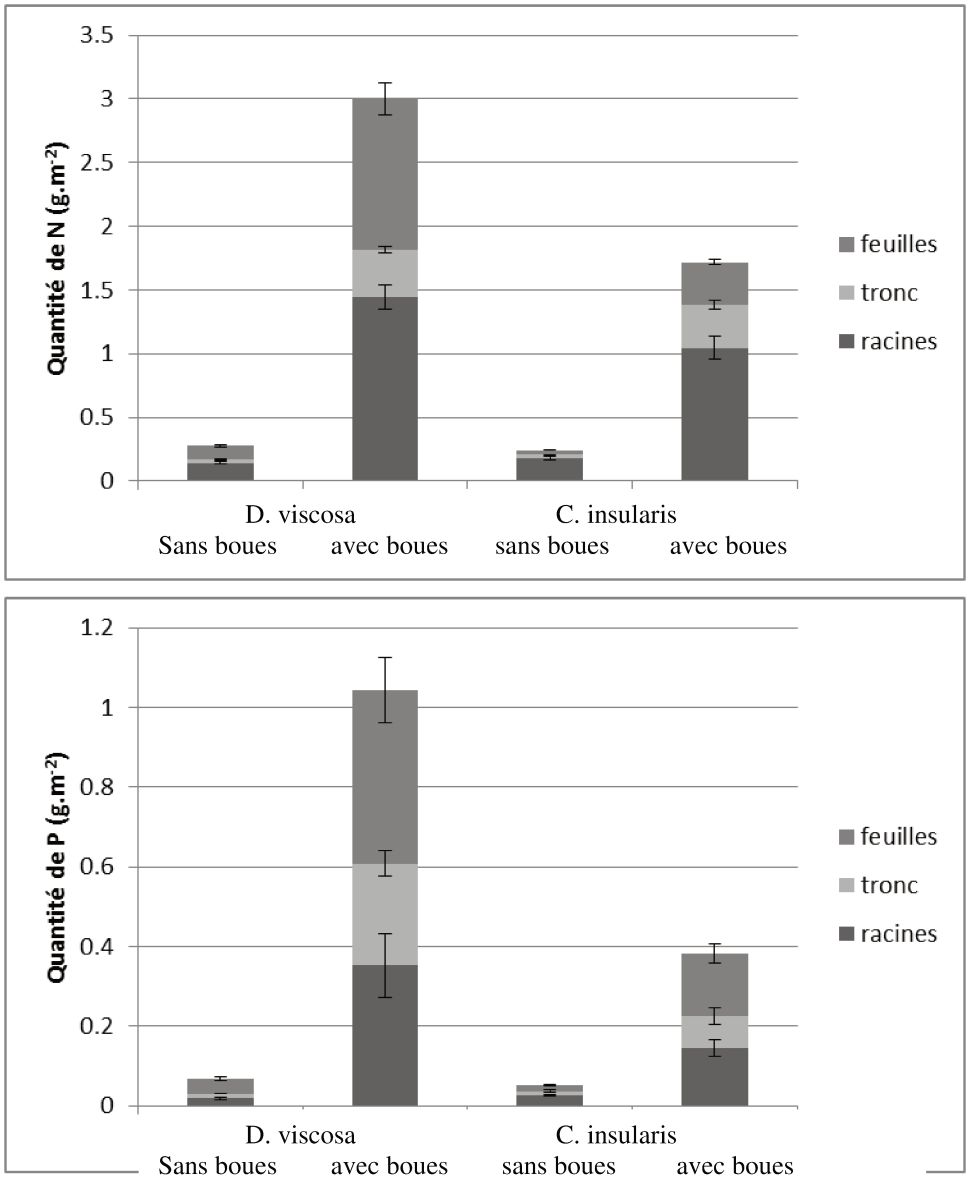


Figure 74 : Quantité en azote et phosphore retenu dans les végétaux des terrains plats

En rapportant les quantités de N et P absorbées par la biomasse végétale aux quantités de N et P apportées par les boues, on peut estimer un coefficient apparent d'utilisation de N et P de la boue par les végétaux. Le résultat donne pour D. viscosa un CAU de l'azote de 3% et du phosphore de 0,6%. En revanche, ce CAU est plus faible pour l'autre espèce végétale, C. insularis, avec pour l'azote 1,8% et pour le phosphore 0,2%.

5.5. Effets sur les autres éléments absorbés par les plantes

Certaines concentrations en ETM dans les végétaux se développant sur la scorie sont importantes (Tableau 44 et Tableau 45). En effet, pour D. viscosa sans amendement, la concentration du Ni est 100 $\mu g.g^{-1}$ dans les feuilles, 180 $\mu g.g^{-1}$ dans les troncs et 500 $\mu g.g^{-1}$ dans les racines ; celle en Fe est de 480 $\mu g.g^{-1}$ dans les feuilles, 100 $\mu g.g^{-1}$ dans les troncs et 1800 $\mu g.g^{-1}$ dans les racines et celle de Mg de 5600 $\mu g.g^{-1}$ dans les feuilles, 1200 $\mu g.g^{-1}$ dans les troncs et 5000 $\mu g.g^{-1}$ dans les racines. Pour C.insularis, les concentrations sont également importantes, pour le Ni de 230 $\mu g.g^{-1}$ dans les feuilles, 300 $\mu g.g^{-1}$ dans les troncs et 170 $\mu g.g^{-1}$ dans les racines ; pour le Fe 1500 $\mu g.g^{-1}$ dans les feuilles et troncs et 100 $\mu g.g^{-1}$ dans les racines ; pour le Mg, 8000 $\mu g.g^{-1}$ dans les feuilles, 2000 $\mu g.g^{-1}$ dans les troncs et 7000 $\mu g.g^{-1}$ dans les racines. L'apport de boues ne semble pas affecter l'absorption des autres éléments par D. viscosa ou C. insularis. Une analyse en composante principale des différents individus échantillonnés sur le site expérimental indique que les 2 premières composantes n'expliquent que 45% seulement de la variabilité. Cependant, on remarque que la première composante est essentiellement liée à l'aspect spécifique (Figure 75). Aussi, ces deux espèces présentent donc des comportements différents. D'après cette représentation, il semblerait que D. viscosa serait plus caractérisé par la source Ca. Le deuxième axe est plus difficile à mettre en évidence. Il semble toutefois qu'il y ait un aspect compartiment de la plante.

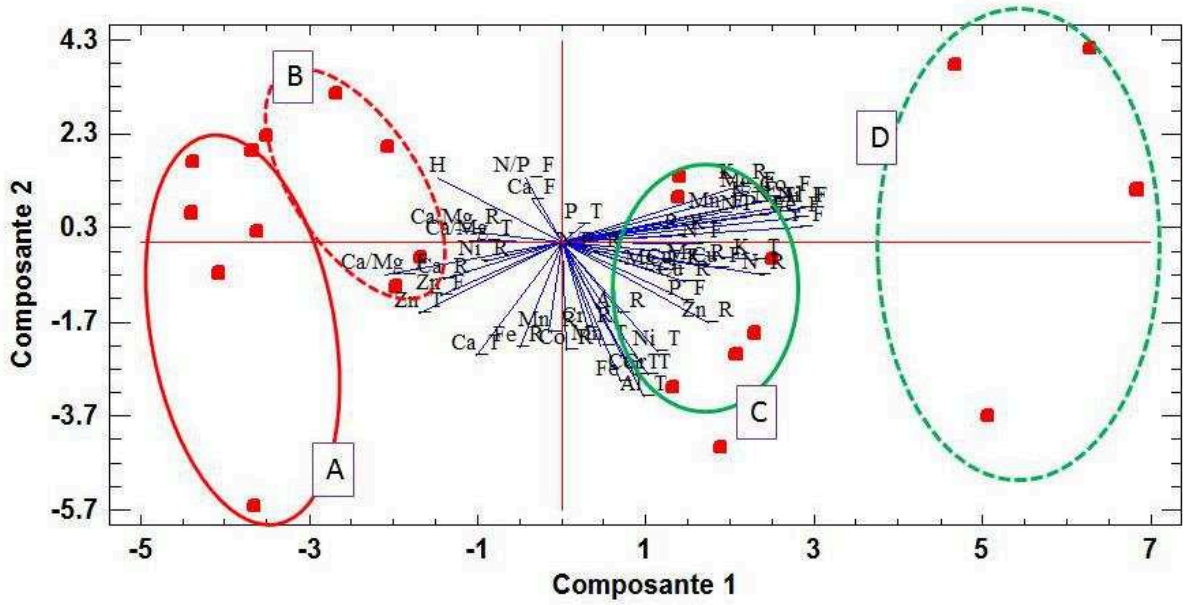


Figure 75 : ACP de la répartition des métaux dans individus de plants échantillonnés. A : D. Viscosa sans boues ; B : D. Viscosa avec boues ; C : C. insularis sans boues ; D : C. insularis avec boues

En prenant en compte chacune des espèces individuellement, l'analyse en composante principale indique que les deux premières composantes expliquent plus de 50% de la variabilité (51% pour C. insularis et 54% pour D. viscosa). En ce qui concerne C. insularis, cette ACP montre que les feuilles sont caractérisées par les nutriments P, K et Ca en plus de Fe et Ni. Les racines, quant à elles, sont plus caractérisées par l'azote et les éléments métalliques (Cr, Zn et Al). Les éléments ligneux (les tiges) ne semblent pas caractérisés par

des éléments particuliers. Toutefois, il semble que le rapport Ca/Mg soit un facteur représentatif.

Pour ce qui concerne D. viscosa, l'analyse en composante principale indique que la partie foliaire est aussi représentée par les éléments nutritifs (N, P, Ca K) auxquels s'ajoute Zn. Pour leur part, les racines et tiges ne se distinguent pas entre eux et sont particulièrement représentés par les métaux (Figure 76).

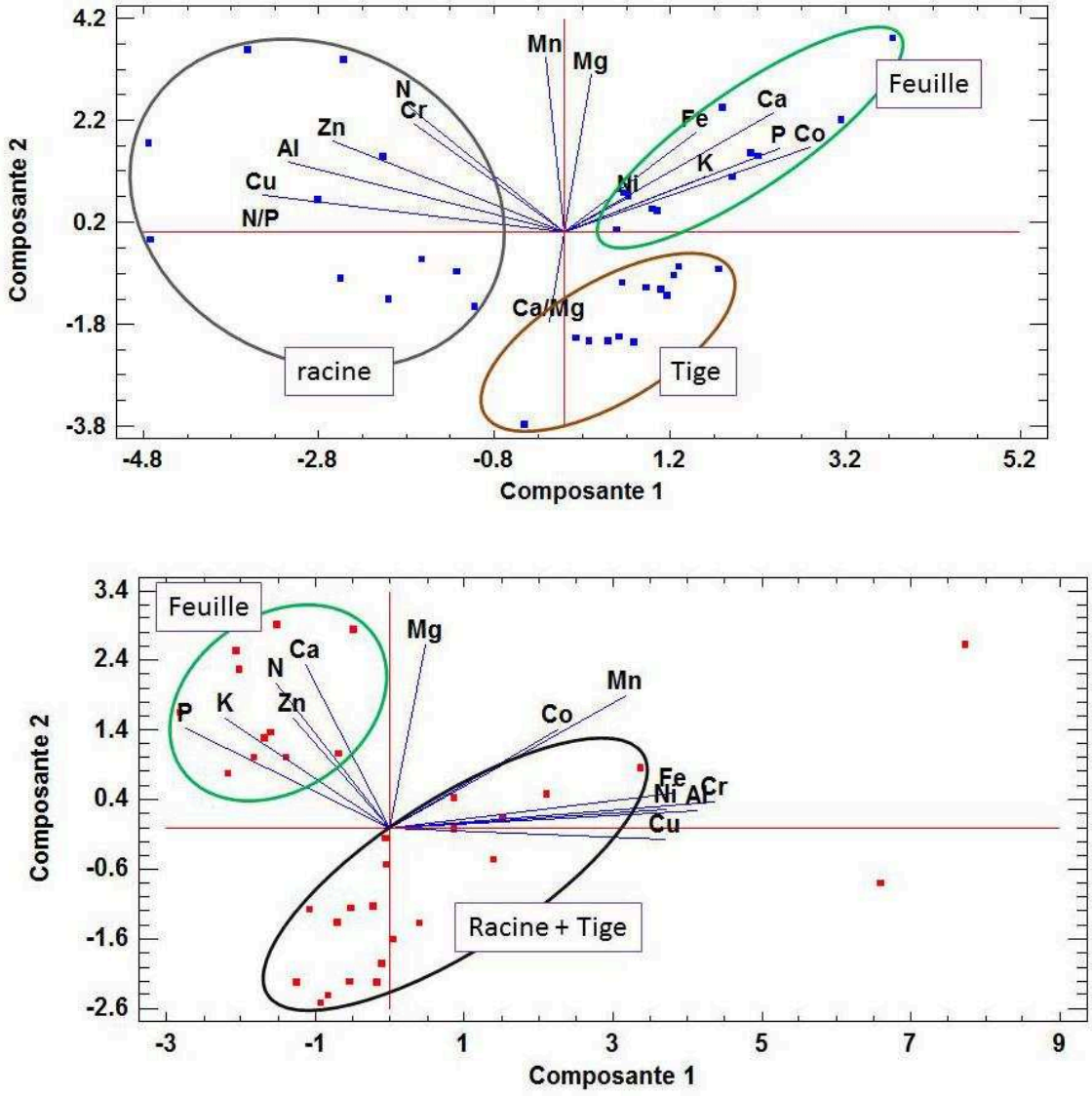


Figure 76 : ACP des compartiments des plants de C. insularis (en haut) et D. viscosa (en bas)

Les teneurs en Mg dans les végétaux sont élevées, avec des valeurs allant de 3000 à 11 000 ppm selon les compartiments du végétal et les traitements. D'une manière générale, les concentrations sont élevées tant dans les racines que dans la partie foliaire. En ce qui concerne le calcium, celui-ci montre une concentration plus élevée dans la partie foliaire des deux espèces étudiées. Toutefois les concentrations en Ca sont beaucoup plus faibles que celles de Mg et il en résulte des rapports Ca/Mg très faibles (0,2 à 0,7, Tableau 44), ce qui témoigne d'un déséquilibre entre ces deux cations. De la même manière, le potassium

présente le même type d'évolution, avec une concentration plus importante dans les parties foliaires des plants. Il semble qu'il existe un effet compartiment, bien que celui-ci ne soit pas significatif.

Malgré tout, quelques éléments semblent présenter une organisation vue par ACP (Figure 76). Des analyses anova a trois facteurs sur Al, Cr, Ni et Fe indiquent qu'il y a peu d'interaction entre ces facteurs (espèce, compartiment de la plante et boues) et l'absorption des métaux par les plantes. Toutefois, une interaction de ceux-ci est significative pour le chrome. Pour le cas du Fer et du nickel, c'est une interaction entre l'espèce et le compartiment qui est significative.

Dans tous les cas, l'action de l'apport de boues ne montre pas d'effet significatif sur l'absorption des métaux. Certains métaux (Cr et Ni) montrent des concentrations élevées dans les végétaux, avec ou sans boues.

Tableau 44 : Concentrations en certains macro-éléments dans les feuilles, troncs et racines de D. viscosa et C. insularis ayant reçu ou non un apport de boues (moyenne ± SE).

		K (µg.g^{-1})	Mg (µg.g^{-1})	Ca (µg.g^{-1})	Ca/Mg
D. viscosa sans boues	**F**	1700,4 ± 252,8	5691,3 ± 673,1	1344,6 ± 222,8	0,4 ± 0
	T	1278 ± 244,7	1259,1 ± 161,1	570,7 ± 89,9	0,7 ± 0,1
	R	978,8 ± 224,1	5075,5 ± 1271,3	524,6 ± 57,7	0,3 ± 0,1
D. viscosa avec boues	**F**	1848,4 ± 162,8	5798,9 ± 136,8	828,4 ± 74,9	0,2 ± 0
	T	1010,9 ± 82,4	3059,3 ± 1085,2	499,7 ± 66	0,4 ± 0,1
	R	952,9 ± 157,2	3152,2 ± 557,4	422,5 ± 46	0,3 ± 0,1
C. insularis sans boues	**F**	2394,1 ± 213,2	8203,7 ± 684,1	1042,7 ± 44,5	0,2 ± 0
	T	1662,1 ± 290,4	2282,8 ± 411,6	523,4 ± 29,5	0,6 ± 0,3
	R	2227,3 ± 382,6	7172 ± 1410,2	430,8 ± 32,3	0,2 ± 0,1
C. insularis avec boues	**F**	5811 ± 1317,9	10585,6 ± 2300	984,8 ± 155,8	0,2 ± 0
	T	4093 ± 986,3	3243,3 ± 169,7	382,3 ± 19,5	0,2 ± 0
	R	2690,3 ± 916,2	8364,8 ± 2197,4	302,2 ± 39,1	0,1 ± 0

Pour le chrome (Tableau 45), les quantités augmentent légèrement dans les feuilles et dans les troncs de D. viscosa. Sans boues les feuilles contiennent 9 ppm et les troncs 18 ppm alors qu'avec boues elles contiennent 15 ppm et les troncs 45 ppm. Pour le fer, seules les feuilles montrent des quantités plus importantes avec les boues (776 ppm), alors qu'on observe 480 ppm sans boues. Les troncs et les racines, en revanche, ont des quantités plus faibles avec les boues. C'est le même effet pour le nickel.

Comme pour D. viscosa, l'effet des boues sur C. insularis n'est pas très marqué. Cependant quelques éléments ont des concentrations plus importantes avec l'amendement en boues. Le magnésium augmente légèrement avec l'apport de boues, passant de 8204 ppm à 10586 ppm dans les feuilles, de 2283 ppm à 3243 ppm dans les troncs et de 7172 ppm à 8365 ppm dans les racines (Tableau 44). Le calcium contenu dans les compartiments de la plante à tendance à diminuer avec l'apport de boues d'épuration. Les quantités de nickel et de manganèse augmentent dans les feuilles et dans les racines quand les plants sont amendés avec de la boue.

Tableau 45 : Concentrations élémentaires dans les feuilles, troncs et racines de D. viscosa et C. insularis ayant reçu ou non un apport de boues (moyenne ± SE).

		Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn
		µg.g^{-1}							
D. viscosa sans boues	**F**	34,8 ± 4,7	8,8 ± 1,1	75,1 ± 11,9	480,3 ± 69,2	3,6 ± 0,4	96,9 ± 15,1	1,7 ± 0,2	33,1 ± 4,6
	T	81 ± 18,7	18 ± 2,8	31,8 ± 3,9	1082,1 ± 147,8	4,3 ± 0,9	187,1 ± 31,7	2,7 ± 0,2	21,5 ± 3,4
	R	527,4 ± 106,2	156,7 ± 25,6	117,7 ± 15,6	1808,4 ± 460,6	4,7 ± 1,9	517,8 ± 217,4	11,1 ± 2,9	18 ± 2,4
D. viscosa avec boues	**F**	54,2 ± 5,5	15,2 ± 1,3	54,4 ± 4	775,7 ± 68,8	4,2 ± 0,4	140,5 ± 10,8	1,8 ± 0,2	24,4 ± 4
	T	77,4 ± 13,6	21,2 ± 4,1	39,2 ± 6,5	1198,2 ± 192,3	5,1 ± 0,9	206,5 ± 38,3	2,9 ± 0,1	25,5 ± 3,1
	R	172,2 ± 40,7	44,6 ± 10,8	36,9 ± 7,7	607,6 ± 119,1	1,5 ± 0,3	157,5 ± 89,9	7,5 ± 1,4	16,3 ± 3
C. insularis sans boues	**F**	106,7 ± 2,3	33,5 ± 2,3	88,1 ± 3,9	1502,5 ± 140,2	5,6 ± 0,3	230,1 ± 14,9	4,9 ± 0,8	28,2 ± 2,1
	T	114,4 ± 11,5	31,3 ± 5,2	38,1 ± 3,9	1561,2 ± 303,5	5,7 ± 1,4	328,3 ± 52,3	7 ± 1,1	21 ± 2,7
	R	569,6 ± 192,1	50,6 ± 11,1	59,1 ± 12,4	1185,5 ± 426,5	3,4 ± 0,8	177,7 ± 84,4	22,4 ± 3,2	38,7 ± 3,7
C. insularis avec boues	**F**	149,4 ± 19,9	37,1 ± 4,2	101,9 ± 20,1	1779,8 ± 192,2	8,3 ± 0,9	331,4 ± 33,1	3,6 ± 0,4	18,5 ± 3,5
	T	119,1 ± 20,4	28,2 ± 4,7	35,8 ± 3,1	1545,3 ± 300,5	6,8 ± 0,9	286,6 ± 38,2	4 ± 0,6	10,9 ± 3,7
	R	495,7 ± 242,9	175,5 ± 105,1	86,4 ± 43,2	893 ± 439,2	3,3 ± 0,7	170 ± 109,8	14,2 ± 1,7	28,3 ± 10,1

Conclusion - Discussion

Ce chapitre nous montre l'effet d'un apport de boues d'épuration sur un substrat particulier qu'est la scorie. Ces effets sont observés à travers le développement de 4 espèces végétales, 2 de ligneux et 2 de graminées.

Ainsi, concernant la mortalité des ligneux, sur les surfaces pentues, il n'y a pas d'effet significatif du à la boue. Seul un effet du terrain est observé, à savoir les parcelles en pente, qui montrent des taux de mortalité importante, non pas à cause de l'apport de boues, mais en raison d'un glissement de terrain qui entraine les plants en bas de la placette, voir en dehors de cette dernière. En revanche sur les surfaces planes, il y a un effet des boues sur cette mortalité.

Concernant le développement des graminées, quelque soit l'espèce végétale, sans apport de boues il y a une faible germination mais les pousses sèchent desuite, alors qu'avec l'apport de boues, la germination est importante, avec une croissance persitante du végétal sur la totalité de la placette, et même une tendance à sortir de celle-ci.

Les 2 espèces de ligneux montrent une croissance linéaire durant la 1ère année du suivi. Ainsi, cette croissance est transposée en vitesse de croissance, et il est observé un doublement de cette vitesse quand il y a apport de boues d'épuration. Pour la 2ème année, la croissance est stable avec des hauteurs qui évoluent peu. Quoi qu'il en soit, l'apport de boues d'épuration permet à ces plants de se développer plus, et plus rapidement.

D'un point de vue morphologie visuelle, les plants ayant reçu un amendement de boues d'épuration sont plus gros, avec plus de feuilles, et montrent une vigueur évidente. La biomasse totale de D. viscosa passe de 50 g.m^{-2} sans boues à 450 g.m^{-2} avec boues, soit une augmentation de 9 fois la valeur initiale. Quant à la biomasse totale de C. insularis, elle passe de 25 g.m^{-2} à 150 g.m^{-2}, soit une augmentation de 6 fois plus. Les boues ont donc bien un effet sur le développement de ces 2 espèces végétales.

Pour ces 2 espèces de ligneux, les concentrations en N et P sont légèrement augmentées avec l'apport de boues d'épuration. En revanche, rapportées à la biomasse, les quantités d'azote et de phosphore sont beaucoup plus importantes. Les quantités d'azote pour D.viscosa sont multipliées par 10 avec l'apport de boues et par 7 pour C. insularis. Pour les quantités de phosphore, elles sont multipliées par 16 pour D.viscosa avec l'apport de boues, et par 8 pour C.insularis.

La boue a également un effet sur le rapport Ca/Mg dans les végétaux, elle diminue ce rapport et par conséquent ce déséquilibre Ca-Mg. En revanche les boues ne semblent pas avoir d'effet sur l'absorption par la plante des autres éléments (Ni, Fe, Co, Cr,…). Cependant ces deux espèces végétales montrent des concentrations en Ni, Fe et Cr élevées. Ces valeurs ne sont pas affectées par les boues d'épuration. Ainsi, il est peut être possible que les scories affectent l'absorption des métaux par ces végétaux.

Pour conclure ce chapitre, grâce à l'apport de boues d'épuration sur ce substrat spécial, le développement des végétaux est amélioré. Cependant, ce substrat semble affecter les concentrations en éléments traces métalliques dans les végétaux utilisés dans cette expérience.

CHAPITRE VI

Synthèse et comparaison des résultats obtenus sur les différents sites expérimentaux

CHAPITRE 6. SYNTHÈSE ET COMPARAISON DES RÉSULTATS OBTENUS SUR LES DIFFÉRENTS SITES EXPÉRIMENTAUX

Malgré les différences de sols, de substrats et des espèces végétales étudiées, ce dernier chapitre chercher à comparer les expérimentations en se focalisant sur certaines variables communes telles que les caractéristiques des sols, certains éléments traces métalliques dans les végétaux, la croissance et la biomasse, et les éléments fertilisants.

Pour le site 1 (ancienne pinède, nommée FDS) les arbres prélevés sont âgés de 5 ans et les sols ont également été amendés avec les boues d'épuration 5 ans avant le prélèvement. Pour le site 2 (mine orpheline, nommée mine), aucun plant n'a été sacrifié tout au long de l'expérience, ce qui ne permet pas de traiter des valeurs de biomasse. Tout de même, des prélèvements de feuilles et de branches ont eu lieu 1 an après la plantation, et des prélèvements de sols ont été effectués à ce même moment. Et pour le site 3 (verse à scories, nommée scories), les arbres et les sols sont prélevés 1 an après la plantation. De même, le mode d'application de ces biodéchets est différent selon les expérimentations.

6.1. Les sols

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) des 3 substrats utilisés (Figure 77), permettent grâce aux caractéristiques physico-chimiques de distinguer ceci : les deux premières composantes expliquent plus de 86% de la variabilité. Le premier axe semble représenter deux qualité chimiques différentes, avec un groupe formé d'Al, Cr et Si, opposé au groupe Fe, Zn, Mn, Ni. Le second axe, pour sa part, semble plus représentatif du type de sol : les sols latéritiques sont en haut de l'axe alors que le substrat inerte apparaît en bas de cet axe. Il en résulte que l'on peut clairement identifier ces 3 sites, et que ceux-ci sont totalement différents les uns des autres.

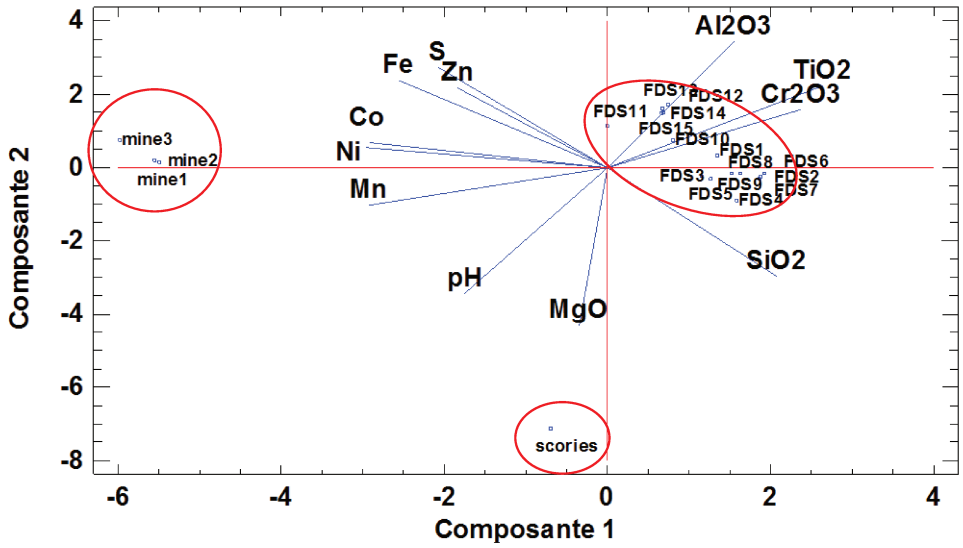


Figure 77 : ACP des métaux dans les sols pour les 3 sites expérimentaux (FDS = site 1 ; mine = site 2 ; scories = site3).

Malgré des sols différents, les boues d'épuration donnent le même résultat sur l'amélioration de la croissance des végétaux.

Aussi, il semble que les sols du site de l'ancienne pinède (site 1) soient caractérisés par la présence de chrome et d'aluminium, alors que les sols du site de la mine orpheline (site 2) soit plus caractérisés par Fe, Ni, Co et Mn. Pour leur part, les scories (site 3) sont beaucoup plus caractérisées par un magnésium et un pH plus élevé que celui des autres sites expérimentaux.

Par un classement hiérarchisé par une méthode euclidienne (Figure 78), on remarque bien que ces trois sites sont extrêmement différents les uns des autres tant la distance entre les sites est importante. Cependant les deux sites expérimentaux 1 et 2 (ancienne pinède et mine orpheline) sont plus proches entre eux que le site des scories. En effet, ces 2 sites 1 et 2 possèdent des sols latéritiques naturellement concentrés en métaux, ce qui semble être validé car dans notre analyse ces sites sont particulièrement caractérisés par ces métaux. Le site de l'ancienne pinède n'a fait l'objet d'aucune exploitation minière, mais il se situe (géographiquement) proche d'anciennes mines de chrome. Ceci peut aisément expliquer le fait que ce site soit caractérisé par cet élément (Figure 77). La taille des vecteurs indique que cette caractéristique est significative. Cependant, au sein même de ce dernier site, la Figure 78 montre qu'il existe deux groupes distincts : un premier groupe caractérisé par les 9 premières placettes, et le second groupe par les 6 dernières placettes (placettes 10 à 15). Il semble donc qu'une certaine variabilité existe au sein de ce site. En effet une ACP (Figure 79) basée sur les métaux dans le sol montre une zone particulièrement marquée par une charge plus élevée en Fe dans la zone basse de la parcelle (placettes 10 à 15), et une zone haute (placettes 1 à 9) beaucoup moins chargée en Fe (certaines placettes sont très marquées par le Cr).

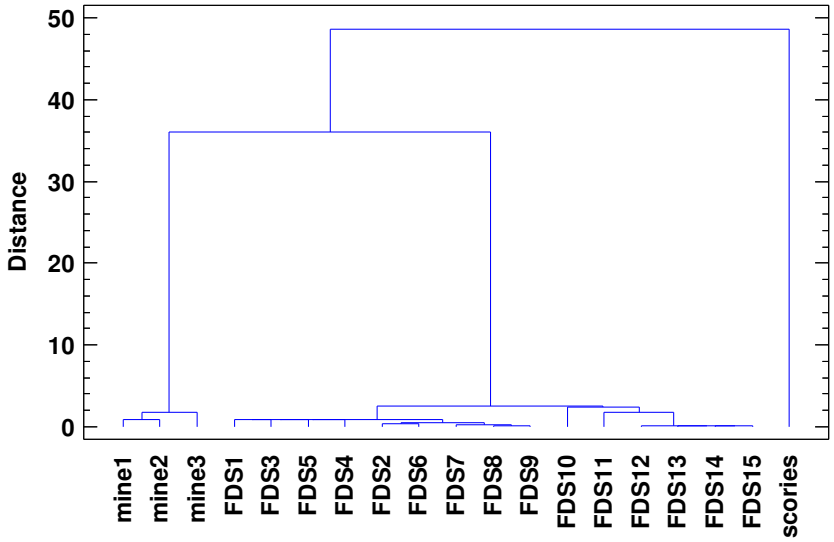


Figure 78 : classification par méthode euclidienne des différents sites (FDS = site 1 ; mine = site 2 ; scories = site 3).

Dans le cas de la mine orpheline, mine antérieurement exploitée pour son nickel, il semble notable que cet élément (le nickel), en plus du fer, soit caractéristique. Toutefois, les vecteurs sont moins significatifs dans le cas de ce site.

Les scories, déchets d'exploitation des minerais de nickel, ne sont pas caractérisées par des métaux. Par contre elles se distinguent par un pH et une charge en magnésium différents des sites latéritiques. En effet, le refroidissement des résidus de produits de fusion par l'eau de mer contribue à un pH plus important (plutôt basique) et une charge plus forte en magnésium, qui est un constituant de l'eau de mer.

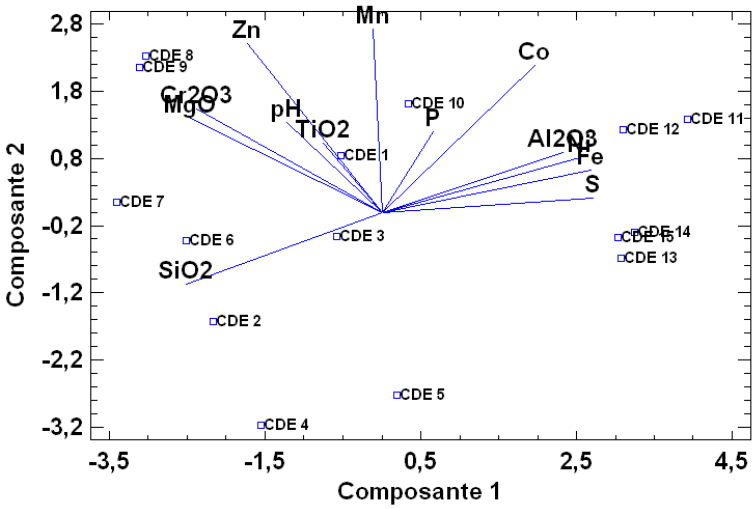


Figure 79 : ACP des métaux dans le sol de l'ancienne pinède (site 1 ; CDE = référence du laboratoire).

6.2. Macro et micro éléments métalliques dans les végétaux

Une ACP sur les concentrations en éléments chimiques dans les tissus des différentes espèces végétales en croissance sur ces sites expérimentaux, indique que quatre composantes permettent d'expliquer 70% de la variabilité (Figure 80 haut). La première composante représente les sites étudiés. A l'instar de ce qui est observé pour les sols (Figure 77), les sols latéritiques (partie gauche) se distinguent du substrat scorie (partie droite). La seconde composante semble concerner, à l'exception du Co, les micronutriments (Ca, Mg, K) et les éléments métalliques (Fe, Ni, Cr, Al, Cu). Les autres composantes sont plus difficiles à distinguer, mais il apparait que la troisième composante peut être liée à la quantité de matière organique déposée sur les différentes placettes (Figure 80 bas).

Il apparaît toutefois que les éléments métalliques Fe, Ni et Cr agissent en synergie. Aussi semble-t-il opportun d'étudier ces trois éléments ensemble. D'autre part, il sera étudié les macroéléments aluminium et magnésium.

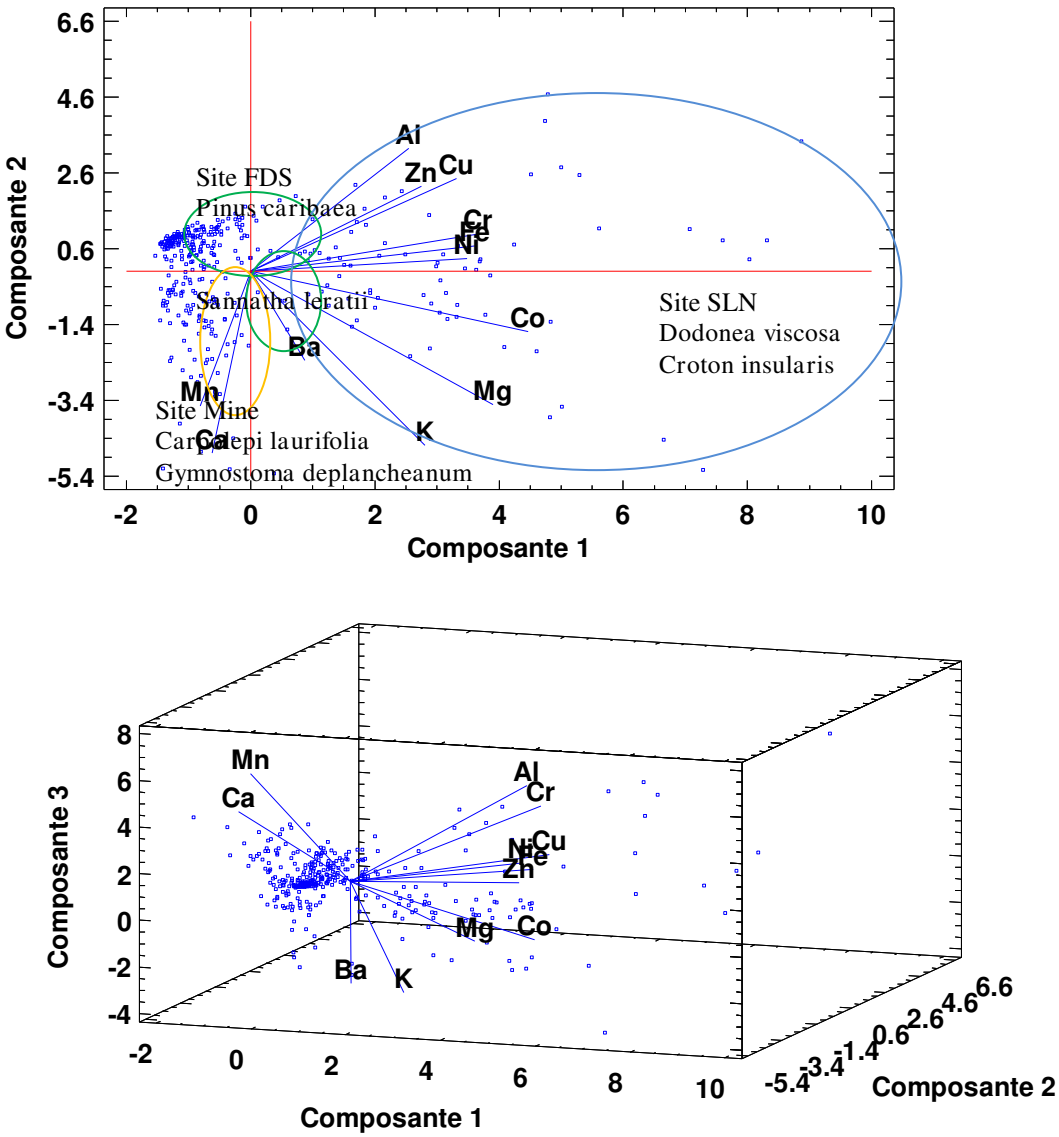


Figure 80 : ACP des analyses chimiques dans les différents compartiments des espèces végétales utilisées aux cours des trois phases expérimentales (FDS = site 1 ; mine = site 2 ; SLN = site 3).

6.2.1. L'aluminium et le magnésium

Concernant ces deux macroéléments, les relations entre leurs concentrations dans les feuilles et leur concentration dans les branches sont variables selon les espèces et les sites (Figure 81 ; Figure 82).

La Figure 81 indique que les concentrations en Al dans les branches sont fonction des concentrations en Mg dans ce compartiment même de la plante. En effet, il y a une tendance à une relation linéaire entre ces 2 concentrations selon chaque espèce végétale.

De même, concernant le compartiment feuille, selon le type d'espèce végétale, à l'exception des espèces végétales du site 1, on peut retrouver des relations linéaires croissantes (Figure 82).

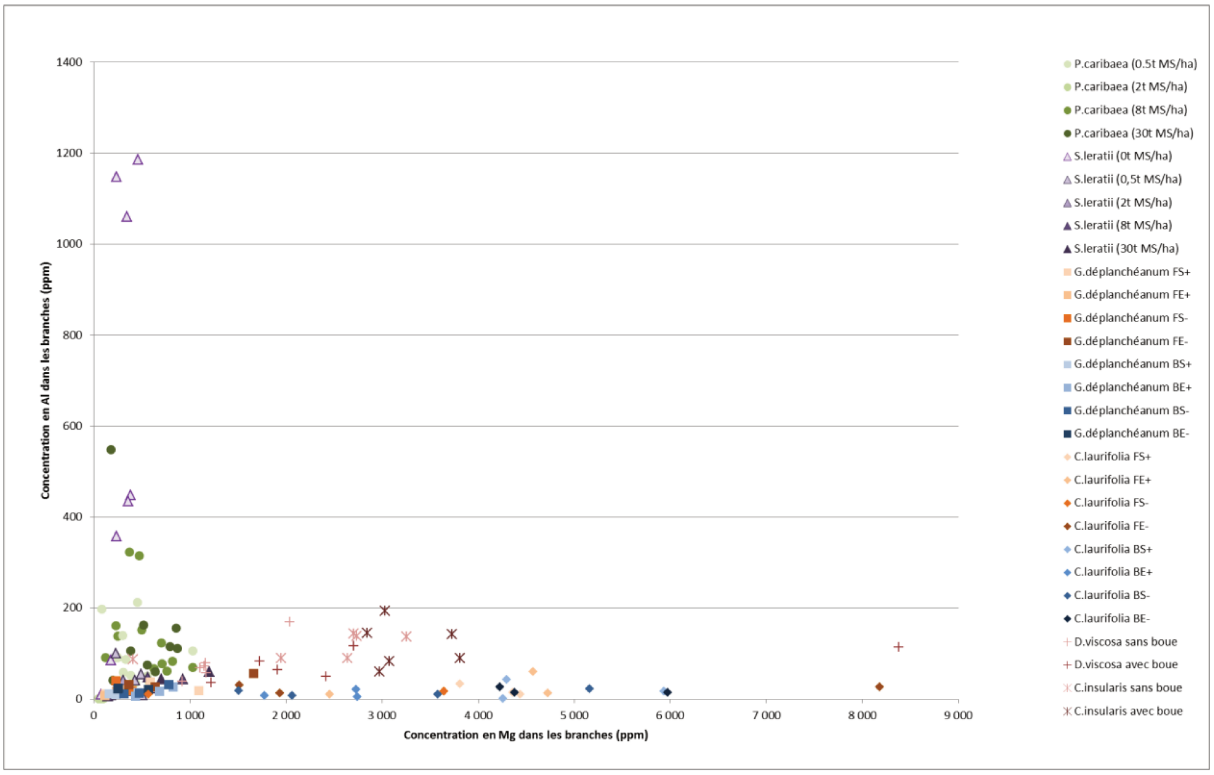


Figure 81 : concentration en Al dans les branches vs concentration en Mg dans les branches (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verses à scories).

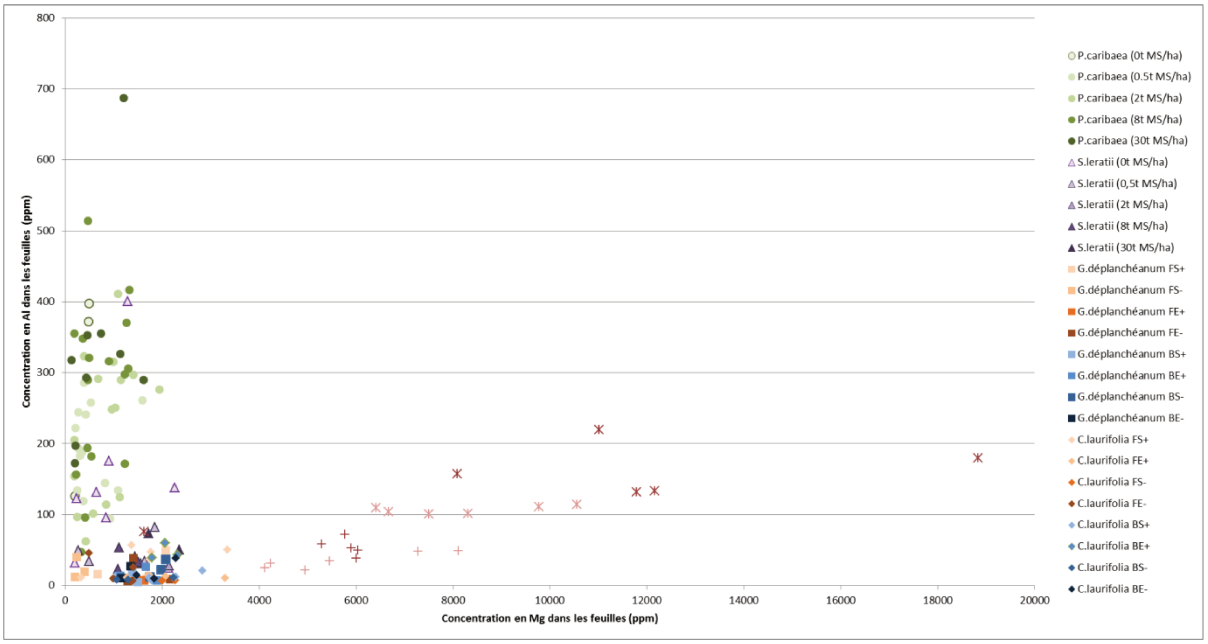


Figure 82 : concentration en Al dans les feuilles vs concentration en Mg dans les feuilles (figurés rond et triangle= ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verses à scories).

En effet, pour D. viscosa et C. insularis, les concentrations en Al dans les feuilles sont fonction des concentrations en Mg. Cette relation linéaire est également vraie pour G. deplancheanum et C. laurifolia, même si pour ces 2 espèces la relation est moins marquée.

Ces concentrations ne sont pas affectées par les différents biodéchets. De la Figure 82, il ressort de façon évidente que l'assimilation en Mg dans les feuilles des végétaux qui se développent sur les verses à scories est forte, ce qui confirme les résultats mis en lumière par les ACP (Figure 77) décrites ci-dessus, et qui souligne l'effet d'un pH élevé. A l'inverse, le pH acide de l'ancienne pinède favorise l'assimilation en Al dans les feuilles par des P. caribaea et S. leratii.

6.2.2. Le chrome en fonction du fer

Ces 2 éléments étant caractéristiques de certains sols, il est intéressant de voir les concentrations dans les végétaux. Par ailleurs l'ACP (Figure 80) indique qu'ils sont des facteurs ayant la même direction.

Au regard de la Figure 83, il semble y avoir une tendance à une relation unique entre la concentration en Cr et celle en fer dans les branches, quelque soit l'espèce végétale et le traitement. De cette relation linéaire, l'absorption de Cr dans les branches est directement proportionnelle à celle du fer. Les espèces du maquis minier (expérimentations sites 2 et 3), montrent des concentrations supérieures à celle du pin. L'espèce du maquis minier, S. leratii, se développant sur l'ancienne pinède montre également des concentrations importantes en Fe et Cr, qui s'alignent sur celles plantées sur la verse à scorie (C. insularis et D. viscosa).

Cependant, l'apport de biodéchets ne semble pas avoir d'effet sur ces concentrations. En revanche, les espèces végétales se développant sur le site verse à scorie montrent des concentrations en Fe supérieures à toutes les autres espèces végétales des autres expérimentations. Le pH des scories pourrait expliquer cette remobilisation du fer, étant donné que les scories montent des pH de 9,4 (Tableau 31). Or la literrature (Bourg, 1995) montre en effet que si les éléments métalliques, dont le fer, sont de moins en moins mobiles lorsque le pH est de plus en plus élévé, ce processus s'inverse à partir de pH 9. La formation d'anions hydroxydes ($M(OH)_3^-$) déclenche l'augmentation de la solubilité des hydroxydes métalliques, en particulier de Fe, de Cr et de Ni.

A l'exception d'une espèce végétale (C. laurifolia), il y a également une tendance à une relation unique entre la concentration en Cr dans les feuilles et celle en Fe dans ce même compartiment végétal (Figure 84). Toutes espèces confondues, cette relation est de type linéaire. Il est étonnant de constater qu'à l'exception de l'espèce citée ci-dessus, les autres suivent quasiment le même modèle linéaire, quelque soit le site, alors que les sols ont été identifiés comme étant très différents.

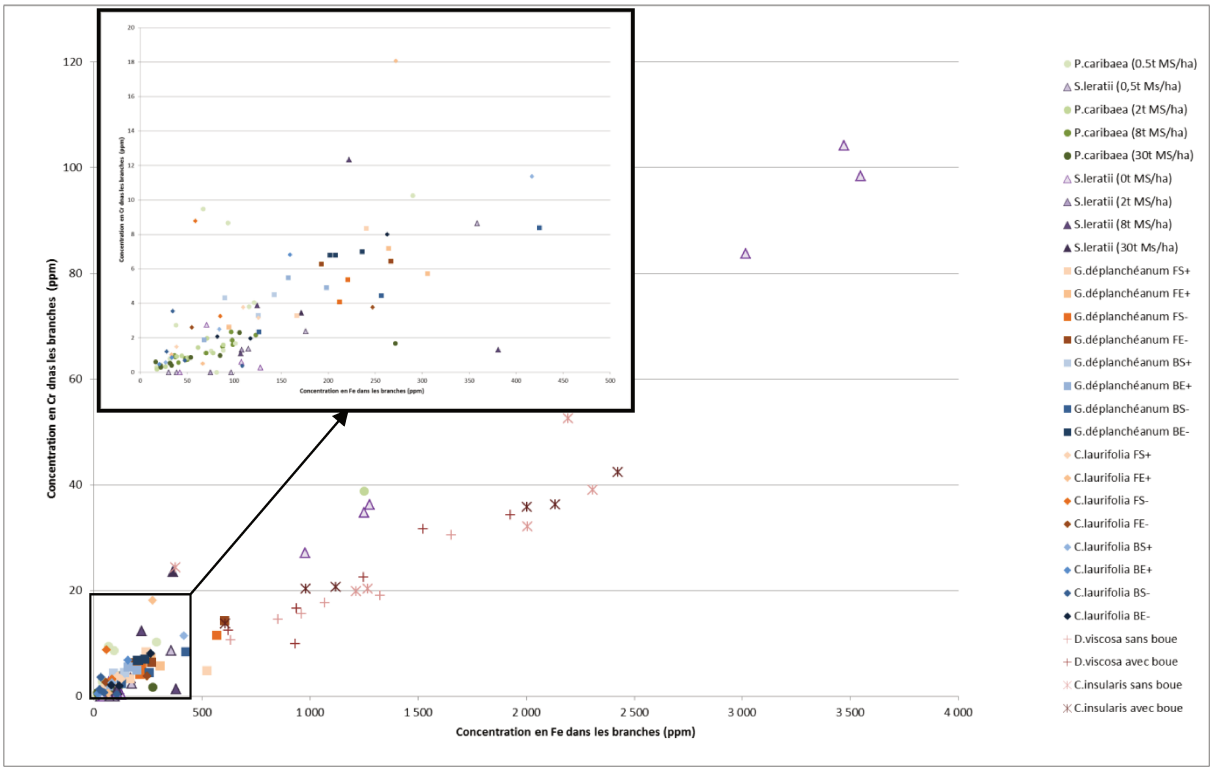


Figure 83 : concentration en Cr dans les branches vs concentration en Fe dans les branches (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie).

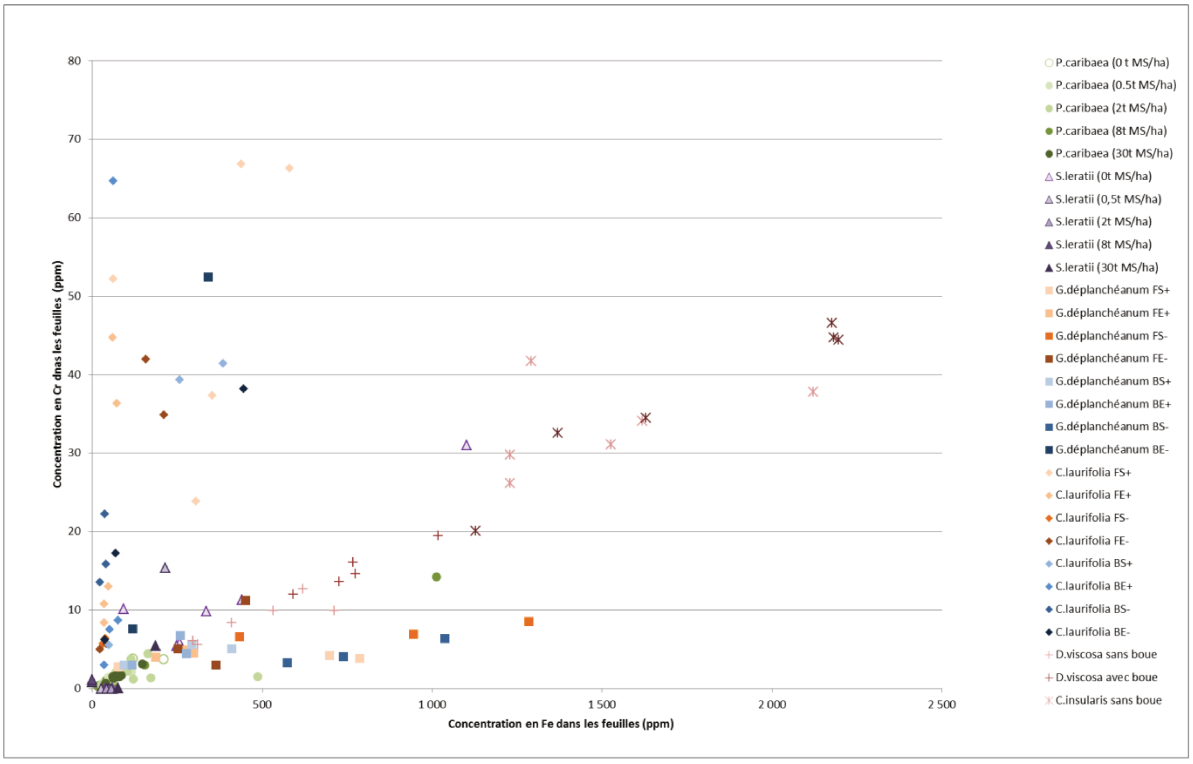


Figure 84 : concentration en Cr dans les feuilles vs concentration en Fe dans les feuilles (figuré rond = pinus dans ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie).

6.2.3. Le nickel en fonction du fer

Les concentrations en Ni et Fe dans les branches ou les feuilles montrent une relation linéaire uniquement pour les espèces végétales du site 3 (Figure 85 et Figure 86) Ainsi, la concentration en Ni est fonction de celle en Fe pour ces 2 espèces végétales. La concentration en Fe est très importante, jusqu'à 2500 ppm dans les branches ou feuilles de C. insularis.

En revanche, pour les autres espèces végétales, on n'observe pas ce type de relation.

Ainsi, pour ces 2 éléments, quel que soit le compartiment végétal, l'apport de biodéchets n'a pas d'effet net sur les concentrations dans les branches ou dans les feuilles.

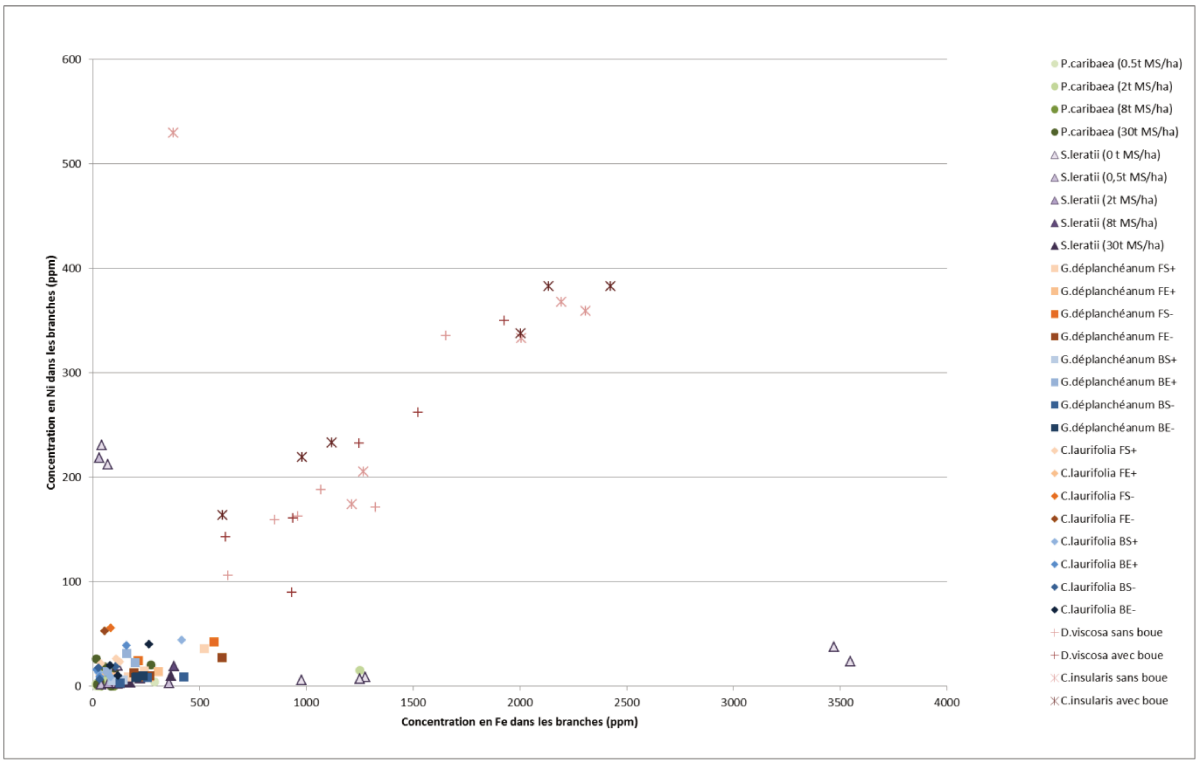


Figure 85 : concentration en Ni dans les branches vs concentration en Fe dans les branches (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie).

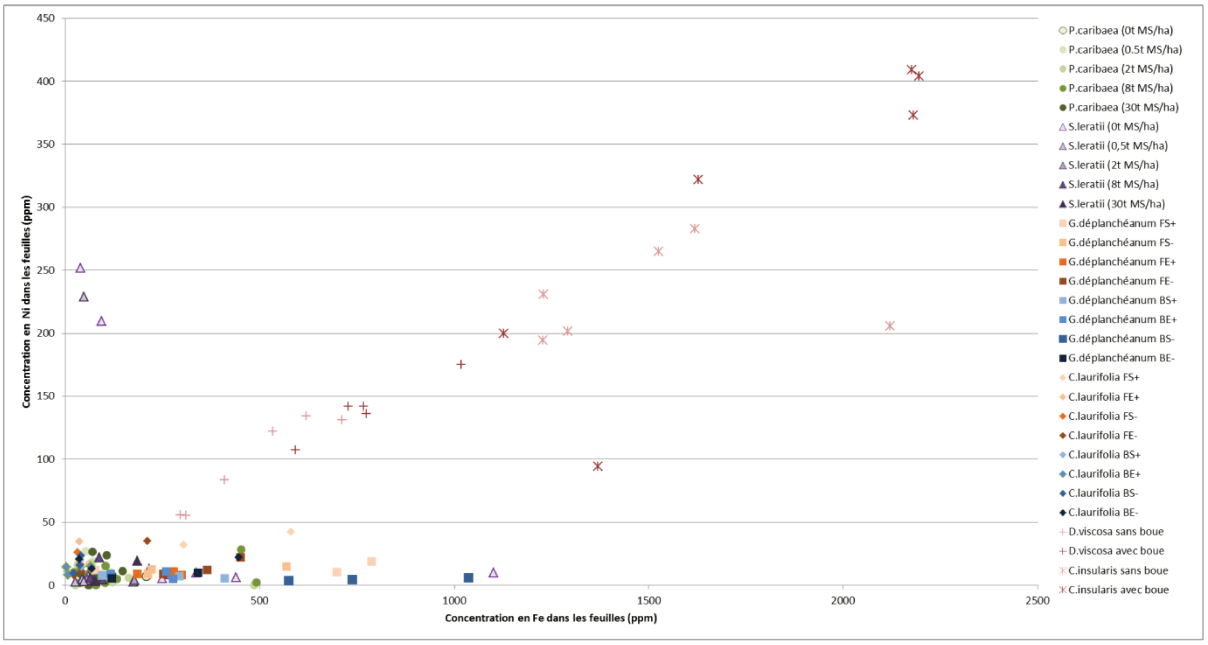


Figure 86 : concentration en Ni dans les feuilles vs concentration en Fe dans les feuilles (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie).

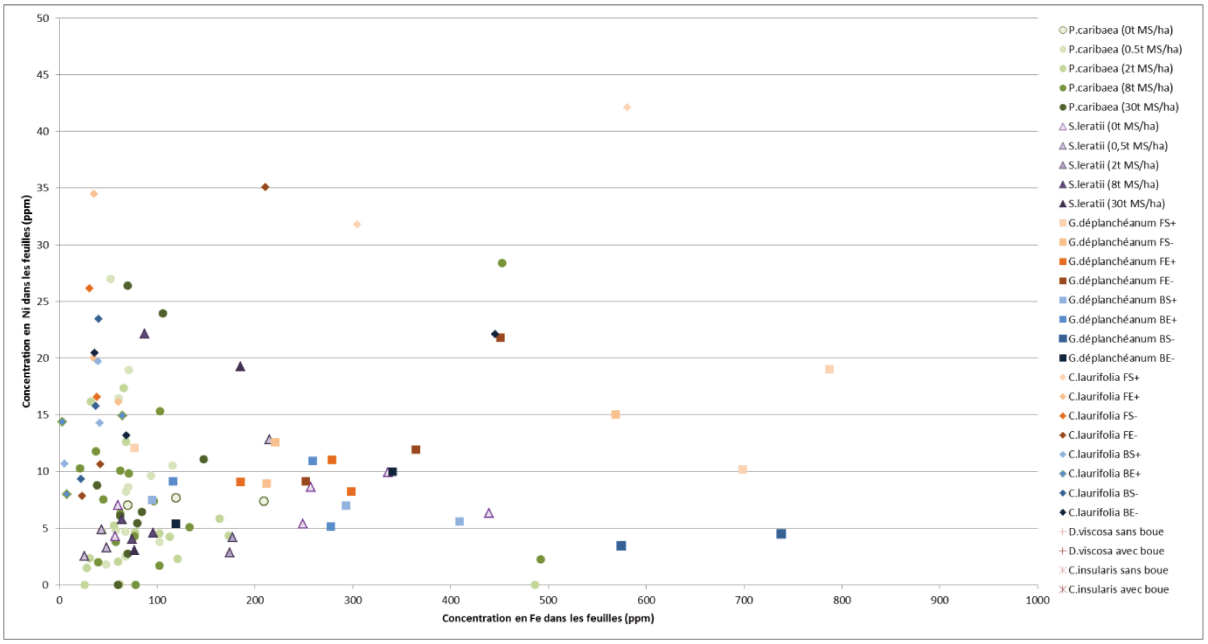


Figure 87 : focus sur les faibles concentrations en Ni vs les faibles concentrations en Fe dans les feuilles (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie).

6.2.4. Le nickel en fonction du chrome

Concernant les branches, les concentrations en Ni sont fonction de celles en Cr uniquement pour D. viscosa et C. insularis (Figure 88), c'est-à-dire les 2 espèces végétales du site verse à scorie. Les autres végétaux ne présentent pas ce type de relation.

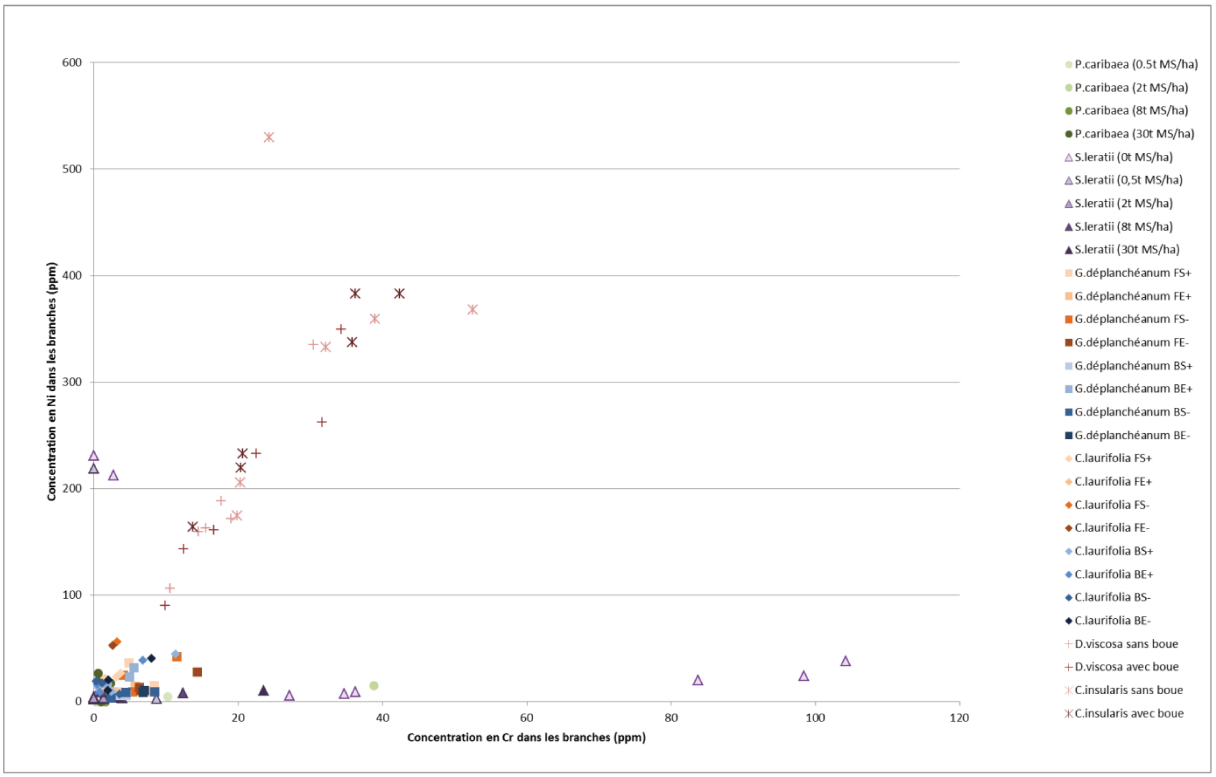


Figure 88 : Concentration en Ni dans les branches vs concentration en Cr dans les branches (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie).

Il ent est de même pour les concentrations en Ni dans les feuilles sont fonction des concentrations en Cr dans ces mêmes feuilles uniquement pour les espèces végétales du site 3, c'est à dire D. viscosa et C. insularis (Figure 89). En revanche, pour les autres espèces végétales, on n'observe pas de relation (Figure 90).

Ces concentrations en Ni et Cr ne sont pas fonction de l'apport en biodéchets, et paradoxalement, ce sont les espèces qui se sont développées sur les verses à scories (Croton insularis et Dodonaea viscosa) qui montrent les plus fortes concentrations, indépendemment de l'apport de biodéchets.

Ainsi, l'apport de biodéchets ne semble pas modifier clairement les concentrations en Ni, Fe et Cr dans les feuilles et branches des espèces végétales utilisées dans ces expérimentations. L'absorbance des métaux semble indépendante de la présence de ces biodéchets.

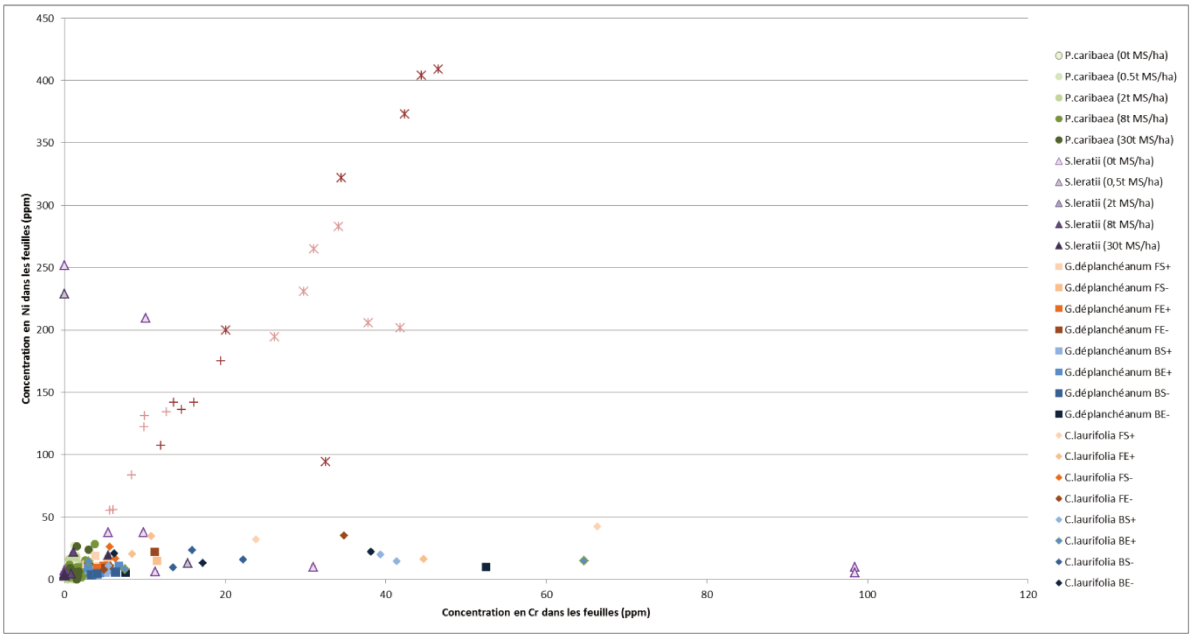


Figure 89 : concentration en Ni dans les feuilles vs concentrations en Cr dans les feuilles (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie).

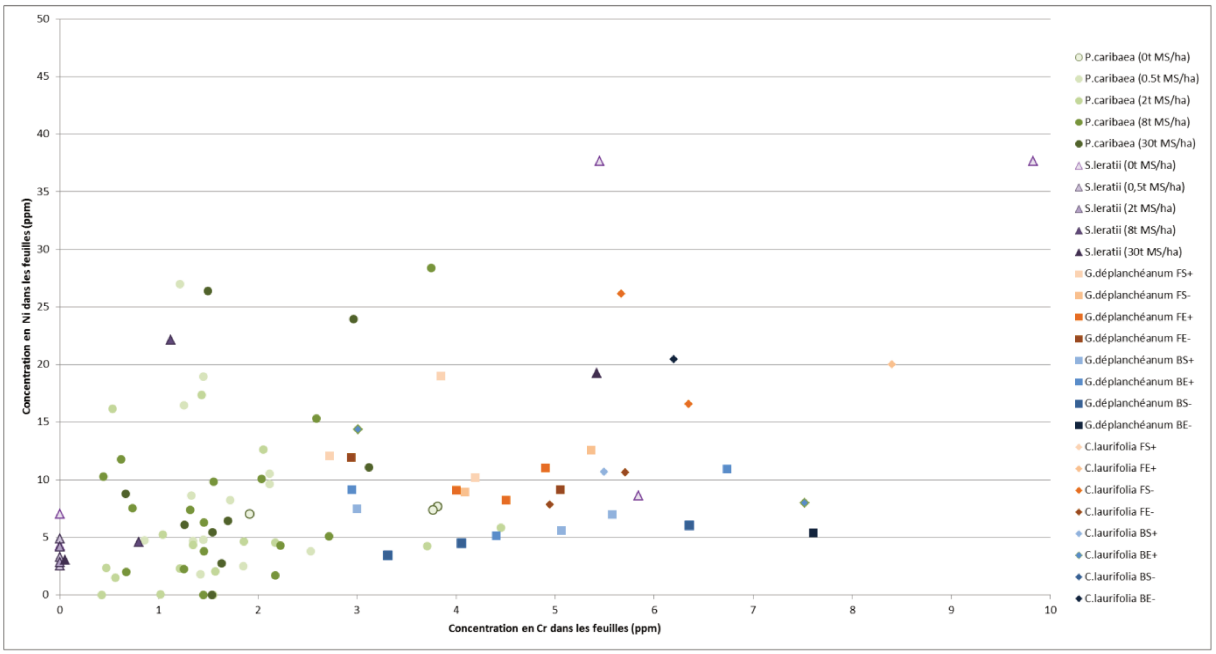


Figure 90 : focus sur les faibles concentrations en Ni dans le feuilles vs les faibles concentrations en Cr dans les feuilles (figurés rond et triangle = ancienne pinède, carrés et losanges = mine orpheline, croix = verse à scorie).

6.3. Croissance

Il est important de rappeler que les espèces étudiées dans ces 3 chapitres précédents n'ont pas les mêmes vitesses de croissance. En effet, le pin a une vitesse de croissance rapide

alors que les espèces du maquis minier ont des vitesses de croissance beaucoup plus lente (Figure 25, Figure 45 et Figure 68).

La Figure 91 résume les modèles de croissance de diverses plantes étudiées au cours des chapitres précédents. Ainsi, il est observé que les boues d'épuration ont un effet spectaculaire sur la vitesse de croissance du P. caribaea. Le modèle de croissance le mieux adapté pour cette espèce, sur la période d'étude, est un modèle linéaire. Par contre, pour les espèces du maquis minier (site 2 et site 3), le modèle de croissance similant le mieux l'évolution des la hauteur des plants est celui de Chapman-Richard. Pour les espèces du maquis minier du site 2, la cinétique de croissance est la proche entre celles observées en présence de fientes de poule et celles observées avec boues d'épuration. Aussi, une courbe unique moyenne est présentée pour chacune des espèces. Pour les espèces végétales du site 3, sans boue d'épuration, la croissance est tellement faible, voire négative par perte de rameaux, il est donc impossible de modéliser cette croissance (sauf lors de la première année qui a pu être représentée par une allure linéaire). En revanche avec les boues d'épuration, l'évolution de la croissance des plants croissances est modélisée par une courbe Chapman-Richard. . Il est observé que celle-ci est quasi nulle dès la 2ème année du suivi. Les espèces du maquis minier sont des arbustes, ce qui peut expliquer le fait que la vitesse de croissance soit nulle dès la 2ème année du suivi. Toutefois, il est possible qu'un manque de matière organique soit responsable de cette nette réduction de la croissance des espèces locales.

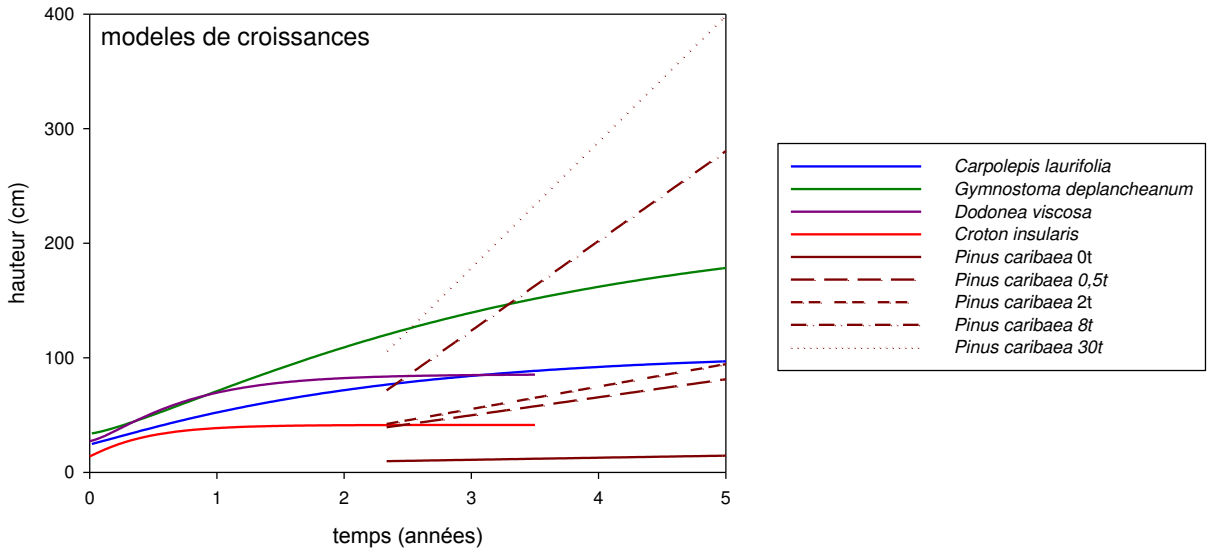


Figure 91 : modèle de croissance hauteur vs temps pour les différentes espèces végétales.

6.4. Biomasse

Concernant la variable biomasse, seules les données des expérimentations 1 (ancienne pinède) et 3 (verse à scories) sont résumées dans le Tableau 46. L'expérimentation 2 (mine

orpheline) n'ayant pas fait l'objet de prélèvement de plants, les quantités de biomasse ne sont pas connues.

Tableau 46 : quantités de biomasse aérienne des plants des expérimentations n°1 et 3.

Site	Espèce	Traitement	Biomasse (partie aérienne de l'arbre) en kg.m^{-2}
1	Pinus caribaea	0	0,002
		0,5	0,525
		2	0,390
		8	4,873
		30	3,376
1	Sannantha leratii	0	0,004
		0,5	0,066
		2	0,297
		8	0,056
		30	0,025
3	Dodonaea viscosa	Sans boues	0,025
		Avec boues	0,200
	Croton insularis	Sans boues	0,008
		Avec boues	0,079

D'après le Tableau 46, les quantités de biomasse (partie aérienne) des plants des expérimentations 1 et 3 sont augmentées avec l'apport de boues d'épuration, quelle que soit l'expérimentation et quelle que soit l'espèce végétale.

En revanche pour les P. caribaea, il est remarqué que la plus forte biomasse est trouvée pour le traitement 8 t MS.ha^{-1} et non pas pour la plus forte dose apportée (30 t MS.ha^{-1}). De même, pour S. leratii, la biomasse augmente avec l'apport de boues d'épuration mais avec un maximum pour la dose 2 t MS.ha^{-1}. Les plus fortes doses (8 et 30 t MS.ha^{-1}) redescendent au même niveau que celui observé à 0,5 t MS.ha^{-1}. Ainsi, l'apport de boues d'épuration doit être raisonné selon le résultat attendu.

Les biomasses de l'expérimentation 3 sont inférieures à celle de l'expérimentation 1. Cela peut s'expliquer par l'aspect spécifique (des arbustes de maquis minier) et probablement de la particularité du substart (la verse à scorie), alors que ce sont des arbres de forêt sur le site ferme du Sud.

La Figure 92 représentant les biomasses en fonction des hauteurs des différents plants de toutes les espèces observées montre, malgré la grande disparité entre les différentes hauteurs des plants, qu'une relation unique existe, quels que soit l'espèce ou l'amendement. Cette relation peut être ajustée à une courbe quadratique d'équation :

$$B = 0{,}1117 \times H^2 - 25{,}066 \times H + 801{,}64$$

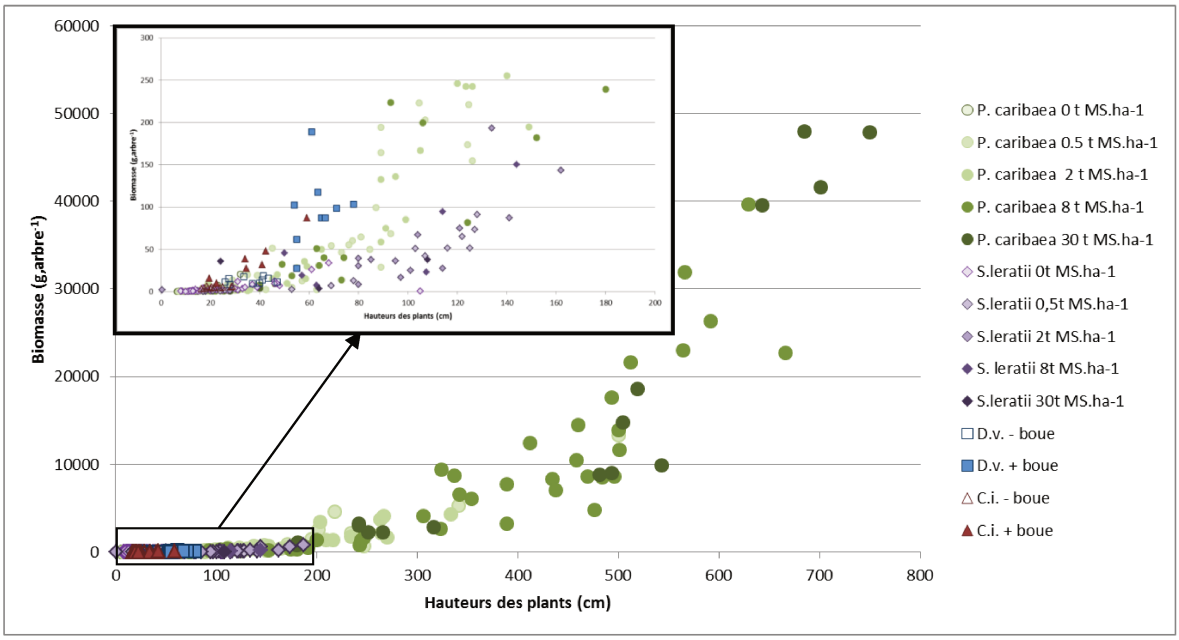


Figure 92 : biomasse des espèces végétales en fonction de leur hauteur

Si on fait un focus sur l'expérimentation n°1, on observe également une relation entre la biomasse des P.caribaea et la hauteur de ces derniers. Cette relation est de type puissance avec comme équation :

$$B = 0{,}001 \times H^{2{,}6057}$$

De plus, on observe que les plants avec des faibles doses d'amendement se positionnent sur le début du graphique (faible hauteur et faible biomasse), par rapport aux plants avec les fortes doses d'amendement qui sont sur la fin (grande hauteur et forte biomasse).

6.5. N, P et K apportés par les biodéchets

Les boues utilisées pour les 3 expérimentations sont issues de la même station d'épuration, à savoir celle de Koutio. Le processus d'obtention de ces boues d'épuration est donc identique, mais les caractéristiques physico-chimiques différent légèrement selon le moment de l'application. Aussi, les doses apportées ne sont pas les mêmes selon les sites expérimentaux. De plus, pour le site 2 (mine orpheline), un autre biodéchet est comparé aux boues d'épuration, à savoir les fientes de poules (Tableau 47).

Concernant les boues d'épuration, la dose apportée sur le site de la mine orpheline (site 2) est égale à la plus forte dose du site ancienne pinède (site 1), et celle apportée sur le site verse à scories (site 3) se situe entre 2 doses du site 1 (8 et 30 t $MS.ha^{-1}$). Concernant les fientes de poules apportées sur le site 2, la quantité d'éléments apportés a été fixée sur l'azote afin de pouvoir comparer les effets des 2 biodéchets. On ne peut donc pas comparer cette dose à un autre site.

Tableau 47 : Quantités de N, P et K apportés par les biodéchets selon les expérimentations.

Boue	N (%)	P (%)	K (%)	Dose (t MS.ha^{-1})	N	P	K
				0	0	0	0
				0,5	0,031	0,012	0,004
Site 1	6,26	2,46	0,88	2	0,125	0,049	0,017
				8	0,500	0,196	0,070
				30	1,878	0,738	0,264
Site 2 (boues)	7	1,3	1	30	2,1	0,39	0,330
Site 2 (fientes)	14	6,4	3,69	15	2,1	0,96	0,553
Site 3	7	1,3	1,1	11,5	0,805	0,149	0,425

6.6. Coefficient apparent d'utilisation de l'azote et du phosphore (CAU_N et CAU_P)

L'azote contenu dans un engrais apporté à une culture n'est pas intégralement utilisé par cette dernière. Les micro-organismes du sol sont responsables de l'immobilisation d'une fraction de l'azote minéral par organisation. Des phénomènes physico-chimiques, liés aux caractéristiques du sol ou à l'activité dénitrifiante de certains processus, provoquent des pertes par voie gazeuse. Enfin, la lixiviation de l'azote nitrique entraîne des pertes en profondeur. Pour rendre compte de la part de l'azote de l'engrais valorisée par la culture, on quantifie l'accroissement de l'absorption d'azote permis par l'apport, en comparaison à une situation non fertilisée ou témoin. On traduit ainsi l'efficacité de l'apport, à n'importe quel moment survenant après la date de fertilisation. Indépendamment de la dose d'azote apportée, cette conception de l'efficacité représente le coefficient directeur d'une relation linéaire de l'azote absorbé en fonction de l'azote apportée.

Cette relation est vraie tant que les quantités apportées demeurent inférieures à l'optimum technique de nutrition azotée de la culture. Au-delà, la fraction d'azote absorbée diminue, l'efficacité marginale de l'engrais décroit.

Le CAU se présente comme un indicateur de l'efficacité des apports d'engrais minéraux. C'est un coefficient apparent car il simplifie les processus complexes en jeu à l'échelle de la plante. Ce CAU est le plus souvent étudié pour l'azote, mais dans cette partie, il a également été étudié le CAU du phosphore. De plus, ce CAU est étudié uniquement dans la partie aérienne de la plante car seule une expérience (site 3) a fait l'objet d'un prélèvement total de la plante. Les CAU sont très variables, et tout ce qui affecte la croissance (structure du sol, climat) de la plante fait varier ces CAU. De plus, les CAU sont habituellement utilisés en agriculture et donc pour les plantes agricoles. Ainsi, il n'y a pas de données de référence pour les plantes utilisées dans ces expérimentations. La valeur du CAU est obtenue par la formule suivante :

$$CAU_i = \frac{Q_{Di} - Q_{D0}}{D}$$

où

CAU_i : Coefficient Apparent d'Utilisation de l'élément i

i : azote N ou phosphore P

Q_{Di} : élément absorbé par la biomasse végétale pour une fertilisation D

Q_{D0} : élément absorbé par la biomasse végétale en absence de fertilisation

D : fertilisation en kg de i.ha^{-1}

Tableau 48 : CAU_N et CAU_P pour les sites 1 et 3.

Site	Espèce	Traitement	CAU_N	CAU_P
Site 1 : ancienne pinède	Pinus caribaea & Sannantha leratii	0	Témoin	Témoin
		0,5	17,2%	2,35%
		2	3,6%	0,3%
		8	5,8%	0,8%
		30	1,2%	0,3%
Site 3 : verse à scorie	Dodonaea viscosa	Avec boue	1,2%	3%
	Croton insularis	Avec boue	0,4%	0,8%

Suivant les sites, il faut préciser que les quantités absorbées sont mesurées à des temps différents après l'apport : 5 ans après l'épandage des boues dans l'ancienne pinède, et 1 an après les plantations sur la verse à scories.

A l'exception du traitement 0,5t MS.ha^{-1} pour le site 1, où le CAU_N est de 17,2%, les autres CAU_N oscillent entre 1,2% et 5,8% (Tableau 48). Les boues d'épuration ont tendance à faire diminuer cette CAU_N.

Les CAU_P sont plus faibles que celles de CAU_N, ils oscillent entre 0,3 et 2,35%. L'apport de boues d'épuration a tendance à faire diminuer le CAU_P.

Globalement, ces coefficients apparents d'utilisation des éléments fertilisants de ces biodéchets sont relativement faibles, montrant que les plantes n'absorbent qu'une toute petite partie des éléments fertilisants contenus dans les boues, et davantage concernant le phosphore que l'azote pour la verse à scorie alors que c'est l'inverse pour l'ancienne pinède.

Les quantités apportées en ces éléments par rapport aux quantités retrouvés dans les plantes ne sont pas proportionnelles. Il y a beaucoup plus d'apport que d'absorption, ainsi, c'est sans doute un enrichissement du sol qui est fait plutôt qu'une fertilisation des espèces végétales, directement. Aussi, les CAU ne sont pas de bons indicateurs dans ces expérimentations car peu d'éléments se retrouvent directement absorbés par la plante. Il n'est donc pas possible de raisonner comme avec des engrais. Les éléments des biodéchets sont sans doute stockés dans un compartiment microbien de la matière organique du sol et sont ensuite minéralisés puis progressivement absorbés par les végétaux. Cette minéralisation est progressive au cours du temps et de la biomasse produite par les végétaux.

6.7. Ratio N/P dans la biomasse aérienne totale

Dans la littérature, ce rapport N/P est souvent donné en poids/poids. Ainsi comme l'explique Güsewell (2004), pour les écosystèmes terrestres, un ratio N/P (poids/poids) inférieur à 10 indique que c'est l'azote qui est limitant tandis qu'un rapport N/P supérieur à 20 indique que c'est le phosphore qui est limitant. Aussi, un ratio entre 10 et 20 semble montrer un optimum des conditions pour la plante.

Au regard du Tableau 49, il est remarqué des ratios optimums pour P. caribaea traitements 0,5, 2 et 8 t MS.ha^{-1} ; pour S. leratii avec les traitements 2 et 8 t MS.ha^{-1} ; et pour C. laurifolia, avec tous les traitements concernant les fientes de poules.

Tableau 49: ratio N/P (poids/poids) des différentes espèces végétales en fonction des traitements.

Sites	Espèces végétales	Traitement	N/P (poids/poids)
1 (ancienne pinède)	P. caribaea	0 t MS.ha^{-1}	28
		0,5 t MS.ha^{-1}	15
		2 t MS.ha^{-1}	15
		8 t MS.ha^{-1}	15
		30 t MS.ha^{-1}	5
	S. leratii	0 t MS.ha^{-1}	25
		0,5 t MS.ha^{-1}	15
		2 t MS.ha^{-1}	16
		8 t MS.ha^{-1}	6
		30 t MS.ha^{-1}	7
2 (mine orpheline)	C. laurifolia	FS+	19
		FS-	11
		FE+	19
		FE-	14
		BS+	32
		BS-	23
		BE+	21
		BE-	21
	G. deplancheanum	FS+	42
		FS-	59
		FE+	58
		FE-	51
		BS+	44
		BS-	79
		BE+	95
		BE-	61
3 (verse à scorie)	D. viscosa	Sans boues d'épuration	2,5
		Avec boues d'épuration	2,2
	C. insularis	Sans boues d'épuration	2,6
		Avec boues d'épuration	2,3

Pour le site 1, comme indiqué dans l'article (chapitre 3), en l'absence de boues, c'est le phosphore qui est le facteur limitant pour la croissance, lorsque la boue est apportée entre 0,5 et 8 t de MS.ha^{-1}. Les deux éléments fertilisants sont relativement équilibrés, compte tenu des biomasses produites et pour le traitement maximum, c'est l'azote qui devient limitant.

Pour le site 2, les ratios N/P dans la biomasse de G. deplancheanum sont beaucoup plus importants que ceux dans celle de C. laurifolia. De plus, pour C. laurifolia, les ratios N/P avec

boues d'épuration sont supérieurs à ceux avec fientes de poules, ce qui n'est pas le cas pour G. deplancheanum. En effet, concernant C. laurifolia, pour le biodéchet fientes avec engrais, les ratios sont d'environ 19, signifie que le phosphore tend à être limitant. Alors que sans les engrais, les ratios sont diminués entre 11 et 14, montrant un équilibre. Cependant, pour G. deplancheanum, tous les ratios sont supérieurs à 20, quel que soit le traitement, le facteur limitant est donc le phosphore. Les engrais n'ont pas d'effet pour cette espèce végétale. L'effet des engrais n'est pas significatif, mais la tendance est qu'ils aggravent ce déséquilibre. Aussi, le type d'engrais utilisé n'est pas adapté aux besoins, il serait préférable de mettre un engrais plus riche en P qu'en N, tel que NPK = 0-32-64.

Les ratios pour le site 3 sont totalement différents de ceux annoncés dans le chapitre 5, car ces derniers tenaient compte de l'arbre entier, y compris les racines, alors que dans ce présent chapitre le ratio ne concerne que la partie aérienne de la plante. En effet, en intégrant les racines dans les calculs, les ratios sont, pour D.viscosa respectivement de 5 et 4, sans et avec boues d'épuration, et pour C.insularis respectivement de 5 et 6 sans et avec boues d'épuration. Ainsi, il est remarqué que le ratio N/P des racines, suivant les espèces, peut faire varier de beaucoup le ratio N/P total. Pour ce site et ces espèces végétales, le biodéchet boues d'épuration a tendance à faire diminuer le ratio N/P. Toutefois, pour ce site, verse à scorie, quel que soit le traitement, les valeurs sont inférieures à 10, cela veut donc dire que le facteur limitant est l'azote.

Ainsi, selon les espèces végétales et selon les sols, l'apport de biodéchet modifie ce ratio N/P. En effet, l'apport de boues d'épuration semble faire diminuer ces ratios N/P (Figure 93). Cependant, pour le site 2 (mine orpheline), ce n'est pas le cas, car il semblerait que les ratios N/P soient plus importants avec l'apport de boues d'épuration que ceux relevés avec l'apport de fientes de poules. Toutefois, il n'est pas possible de comparer les données du site 2 à un témoin sans boues.

Sans boues d'épuration ou avec la plus forte dose (30t MS.ha^{-1}), les ratios N/P obtenus sont les extrêmes, ce qui montre que ce n'est pas forcément le bon équilibre, alors que ce dernier est trouvé avec des doses comprises entre 0,5 et 8 t MS.ha^{-1}.

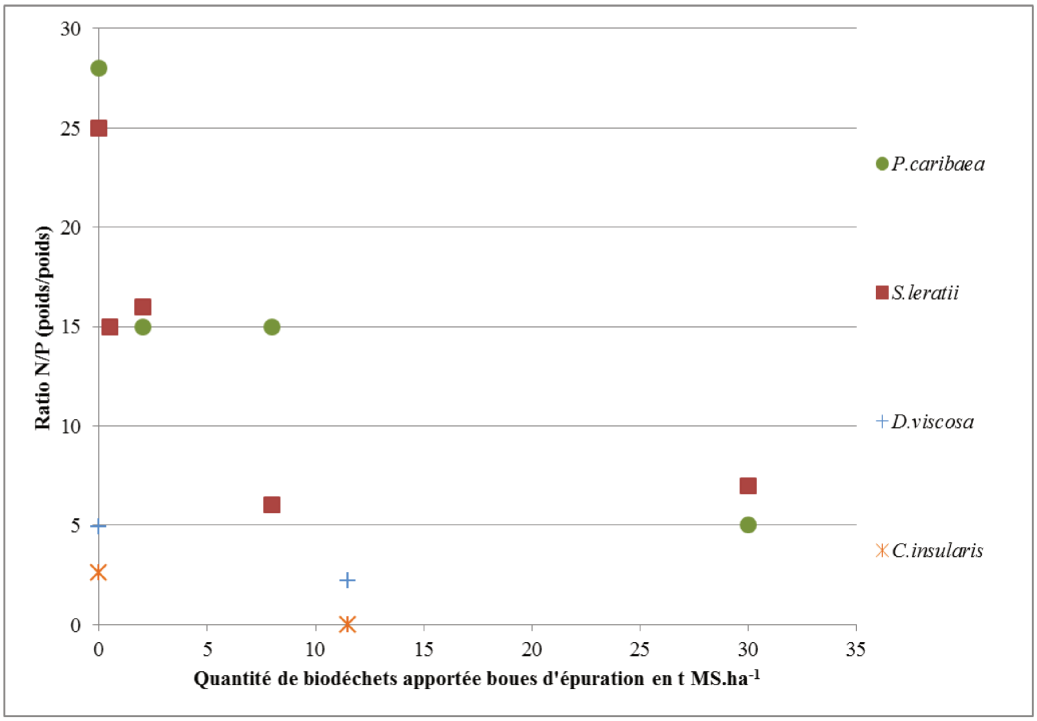


Figure 93 : Ratio N/P en fonction de la dose de boues d'épuration.

6.8. Ratio Ca/Mg (poids/poids) dans la biomasse aérienne totale

Ce rapport est donné pour la totalité de la partie aérienne de la plante, c'est-à-dire feuilles + branches. D'après la littérature, les teneurs moyennes foliaires du ratio Ca/Mg sont comprises entre 4,6 et 6 pour les arbustes et arbres feuillus, et entre 2,5 et 3,6 pour les conifères et feuilles persistantes (Davidson et al., 2000). Pour quelques espèces végétales calédoniennes qui poussent sur des sols ferralitiques dessaturés, les teneurs oscillent entre 0,6 (Costularia comosa) et 16 (Halfordia kendack) (Jaffré et al., 1976).

L'apport d'une fertilisation calcique et magnésienne disponible est indispensable au bon développement des plantes. Comme tout être vivant, la plante a des besoins en éléments minéraux. Le calcium a un rôle extrêmement important dans la constitution des tissus végétaux et permet aux plantes de mieux se développer. Le magnésium est un élément nutritif indispensable à la croissance des plantes car il joue un rôle majeur dans la constitution de la chlorophylle, base de la photosynthèse. Sans source de magnésie, la plante ne peut se développer du fait des rôles multiples du magnésium.

Ainsi, plus la nutrition sera déficitaire en Mg, plus le rapport sera supérieure à 2 et à l'inverse, plus la nutrition sera excédentaire en Mg plus rapport sera inférieur à 2. On estime, pour les plantes agricoles, le ratio optimum de Ca/Mg au alentour de 2. Ainsi, sauf pour 2 traitements d'une espèce végétale, tous les ratios sont inférieurs à 2 (Tableau 50).

Tableau 50 ratio Ca/Mg dans la biomasse aérienne des différents plants.

Site	Espèce	Traitement	Ca/Mg
1 (ancienne pinède)	P. caribaea	0	2,1
		0,5	1,3
		2	1,1
		8	1,1
		30	1,1
2 (mine orpheline)	C. laurifolia	FE+	1,77
		FE-	4,40
		FS+	4,79
		FS-	2,77
		BE+	1,34
		BE-	1,01
		BS+	1,15
		BS-	2,30
	G. deplancheanum	FE+	0,31
		FE-	0,24
		FS+	0,40
		FS-	0,61
		BE+	1,48
		BE-	1,08
		BS+	0,29
		BS-	1,26
3 (verse à scorie)	D. viscosa	Sans boue	0,70
		Avec boue	0,28
	C. insularis	Sans boue	0,36
		Avec boue	0,21

Pour le site 1, en l'absence de boue, le rapport est de 2 montrant ainsi un équilibre. L'apport de boue apporte un excédent de Mg, ce qui fait diminuer ce rapport Ca/Mg, tout en restant supérieure ou proche de 1.

A l'inverse, sur le site 3, ce rapport inférieur à 1 indique un excès de Mg. L'apport de boues a tendance à accentuer ce déséquilibre en faisant diminuer ce rapport.

En revanche pour le site 2, ces évolutions de Ca/Mg ne sont pas fonction de l'apport de biodéchets. Pour l'espèce C. laurifolia, les valeurs sont toutes supérieures à 1, donc ce qui signifie que c'est la Ca en excès. Et pour l'espèce G. deplancheanum, c'est l'inverse, les valeurs sont toutes inférieures à 1 donc c'est le Mg en excès, sauf 3 exceptions, les traitements BE+, BE- et BS-. Ainsi pour cette espèce, il y a peut-être une tendance à un effet de la boue d'épuration à modifie l'élément en excès.

En conséquence, les boues d'épuration ont plutôt tendance à faire diminuer ce ratio Ca/Mg alors que les fientes ont tendance à faire augmenter ce ratio (sauf pour l'espèce G. deplancheanum).

6.9. Conclusion - Discussion

Ce chapitre nous confirme que les trois substrats de cette thèse présentent des carcatéristiques physico-chimiques différentes. Cependant, les sites 1 (ancienne pinède) et 2 (mine orpheline), ont en commun des concentrations en Ni, Fe et Cr elevées et supérieures à

la norme pour l'épandage des boues d'épuration (réglementation européenne). Le site 3 (verse à scories) est, quand à lui, conforme et présente un pH de 9,4.

Les concentrations en macro et micro éléments métalliques dans les végétaux des 3 expérimentations sont conformes aux données bibliographiques (Kabata-Pendias, 2010 et L'Huillier, 2010) et l'apport de biodéchets ne modifie pas ces teneurs absorbées. Selon les espèces végétales, il existe des relations linéaires entre différents éléments, tels que Cr en fonction du Fe pour D. viscosa et C. insularis, Ni en fonction du Fe pour ces mêmes espèces. La solubilité des hydroxydes métalliques diminuent quand le pH du sol augmente mais après pH = 8,9, cette solubilité réaugmentent. Cela ne suffit pas à expliquer les concentrations dans les espèces végétales du site 3, étant donné les teneurs en métaux traces très faibles dans les scories (Cr = 88 $mg.kg^{-1}$ et Ni = 26 $mg.kg^{-1}$). Cependant, ces analyses ont été réalisées par l'extraction à l'eau régale qui dissout de façon très incomplète les silicates, composant prépondérant de la scorie.

Malgré des vitesses de croissance différentes selon les espèces végétales, les biodéchets ont un effet identique à savoir une augmenttaion des hauteurs des plants. Par conséquent, les biomasses se trouvent également augmentées.

Globalement, le CAU_N et le CAU_P ont tendance à diminuer avec les doses de boues d'épuration.

Le ratio Ca/Mg est également spécifique des espèces végétales. Ainsi, le ratio Ca/Mg des espèces utilisées dans ces travaux est inférieur à 2 (ratio optimum pour les plantes agricoles) et l'apport de boues d'épuration à tendance à faire diminuer ce ratio, c'est-à-dire à apporter trop de Mg par rapport à Ca.

Conclusion générale

Lorsque ce travail de thèse a été initié, très peu de données bibliographiques existaient sur la possible valorisation des biodéchets pour la végétalisation de sites dégradés en Nouvelle-Calédonie. Aujourd'hui, notre travail a permis d'obtenir des données et des références sur l'effet de deux biodéchets (boues d'épuration et fientes de poules) sur la végétalisation de différents substrats (ferralsol d'une ancienne pinède, ferralsol remanié d'une mine orpheline et verse à scories). En ce qui concerne les essais de revégétalisation des mines de Nouvelle-Calédonie, quelques travaux ont déjà été réalisés, notamment par des stagiaires, mais cette thèse apporte de nouvelles données expérimentales sur l'utilisation des biodéchets comme fertilisants organiques. Au cours de ces dernières années, une dynamique sur ce sujet s'est enclenchée entre différents partenaires (UNC, IAC, CDE, privés, province Sud). Ce travail s'inscrit dans cette dynamique et apporte des éclairages non négligeables sur l'effet des biodéchets sur les plantes et les sols.

Les substrats de ces expérimentations sont différents, mais dans l'ensemble, la végétalisation ou la revégétalisation de ces derniers est favorisée et améliorée par l'apport de biodéchets tels que les fientes de poules ou les boues d'épuration. En effet, les effets positifs de ces biodéchets sont retrouvés dans le compartiment végétal, mais aussi dans le compartiment substrat (sol ou pseudo-sol). Les fientes de poules sont, de part leurs caractéristiques physico-chimique, considérées comme des engrais organiques, et sont produites en assez grande quantité sur le territoire (environ 6 000 t $MB.an^{-1}$). Les boues d'épuration sont considérées plutôt comme un amendement organique, et constituent un des biodéchets majeur dont la quantité produite et son devenir est, à ce jour, problématique pour le territoire (12 000 t $MB.an^{-1}$ prévue en 2020). Ainsi, les essais de ces travaux de thèse avaient pour objectif de répondre aux questionnements relatifs sur ce biodéchet et sa possible valorisation en sites dégradés.

Sur les végétaux, il a été démontré que l'apport de boues d'épuration sur des sols nus, sans plantation, mais avec présence de topsoil, a aidé la germination des espèces. De plus, les effets positifs sont une croissance plus rapide et par conséquent des plants plus grands avec apport de ces biodéchets. Aussi, la biomasse se trouve augmentée avec la fertilisation organique. Cependant, le bon compromis entre biodiversité végétale et biomasse, pour une restauration passive (sans plantation), est d'apporter une dose de boues d'épuration de 8 t $MS.ha^{-1}$. Une trop forte dose de boues d'épuration joue en défaveur de la biodiversité végétale, il n'est donc pas judicieux de penser que plus on apporte ce biodéchet, plus les espèces sont nombreuses et produisent d'avantage de biomasse.

La mortalité des plants semble dépendre du mode d'application des biodéchets. La méthode enfouie, au contact donc des racines, entraîne une plus forte mortalité que la méthode en surface. De même, les mortalités les plus importantes concernent les fientes de poules enfouies, par rapport aux boues d'épuration enfouies.

Les concentrations en N et P dans les différents compartiments de la plante (feuilles, branches, tronc et parfois racines) diffèrent selon les espèces végétales. De même, l'effet des

biodéchets n'est pas généralisé mais dépend de chaque espèce. Pour P.caribaea et S.leratii (site 1), les ratios optimums N/P sont trouvés pour des apports de boues d'épuration entre 2 et 8 t MS.ha^{-1}. Pour le site 2, les 2 espèces végétales ont des comportements différents : les ratios N/P semblent être affectés par les boues d'épuration pour C. laurifolia alors que pour G. deplancheanum pas d'effet des boues d'épuration. Pour cette espèce, il apparait une nutrition déficitaire en phosphore. Pour le site 3, les ratios N/P sont inférieurs à l'optimum, la nutrition en azote est donc déficitaire.

Le rapport Ca/Mg diminue avec l'apport de boues d'épuration sauf pour une espèce végétale (C. laurifolia). Par conséquent, le biodéchet apporte trop de Mg par rapport au Ca qui se retrouve déséquilibré dans les sols.

Concernant les métaux traces, la valorisation agricole des boues d'épuration est soumise à de fortes contraintes réglementaires au vu desquelles, la grande majorité des sols de Nouvelle-Calédonie ont des teneurs naturelles, en particulier en Ni et Cr contraires à l'épandage de boues. En effet, les teneurs totales dans ces sols dépassent les teneurs limites réglementaires. Mais nos expérimentations ont montré que les fractions échangeables ou biodisponibles, extraites au DTPA ou au KCl sont autour de 10 000 fois moins concentrées ce qui réduit considérablement le risque potentiel de mobilité des métaux dans ces sols. Il s'en suit que les teneurs en Ni et Cr mesurées dans les aiguilles et les troncs des pinus sont du même ordre de grandeur que ce qui est relevé dans les végétaux cultivés sur des sols ayant des teneurs conformes en métaux traces, comme le rapporte Kabata-Pendias (2010). Il faut souligner cependant, que ces sols calédoniens ont des niveaux de fertilité si bas, qu'en l'absence de tout amendement les biomasses végétales (quelque soit les espèces) sont très faibles et que les analyses, du coup sont rendues difficiles du fait d'une trop faible biomasse.

Les espèces adaptées au maquis minier suivies dans ce travail (C. laurifolia, G. deplancheanum, D. viscosa et C. insularis) montrent des teneurs en Ni et Cr caractéristiques de plantes qui accumulent davantage Ni et Cr que Pinus. En revanche, les teneurs retrouvées dans les feuilles de D. viscosa et C. insularis restent dans des gammes de concentations moyennes relevées sur d'autres sites dégradés par L'Huillier (2010).

Selon les dernières cartographies des sols calédoniens réalisées par les chercheurs de l'IRD (Fritsch, 2012), les sols étudiés dans cette thèse sont bien représentatifs du territoire calédonien. Pour les deux sites expérimentaux (sites 1 et 2), il s'agit d'un haplic ferralsol (ferralsol typique), caractérisé par des fortes teneurs en Ni, Cr, Fe ; des faibles teneurs en N, P et K ; une CEC faible et un pH moyennement à fortement acide. Ainsi, l'apport de boues d'épuration semble modifier quelques caractéristiques de ces sols, tels que la densité apparente qui a tendance à diminuer sans que ce soit significatif et sans modification de la granulométrie, alors que le pH est amélioré. De plus, l'effet se remarque sur les concentrations en ions, extraits dans la solution aqueuse du sol, avec une augmentation des ions sulfates, calcium et magnésium, et une diminution des ions phosphates. Cinq ans après l'épandage des boues d'épuration, dans les fractions hydrosolubles, les ions nitrates sont toujours augmentés par les apports de boues alors que les ions phosphates semblent au contraire être diminués. Ainsi, cela laisse penser que la minéralisation n'est pas terminée, qu'elle est lente et que l'azote passe sous une forme organique microbienne. Le P

biodisponible est également modifié avec l'apport des biodéchets. Ces observations sont moins marquées pour le site de la mine, peut-être du fait de l'application localisée des biodéchets. Les biodéchets n'augmentent pas les concentrations en ETM. Cependant, les concentrations en sodium sont augmentées, ce qui pourrait, à long terme avoir des effets préjudiciables.

Dans ce ferralsol typique, les spores de mycorhizes semblent être affectés par les boues d'épuration car ils augmentent jusqu'à un maximum (pour le traitement 8t $MS.ha^{-1}$) pour ensuite diminuer. Ainsi, selon la dose de boues de STEP, l'effet est différent. Ceci est certainement lié à la richesse spécifique observée dans les différentes placettes, où, notamment pour les placettes à fortes doses en boues (30 t $MS.ha^{-1}$), la richesse spécifique se limite à la présence de Pins et d'herbacées exogènes probablement non mycorhizées. On peut donc concevoir que ces placettes contiennent beaucoup moins de spores que les autes lots de placettes. Finalement, en diminuant la diversité des espèces végétales, les plus fortes doses de boues ont un effet indirect sur la diminution de la symbiose mycorhisienne.

Les scories constituent un substrat très différent, avec une granulométrie très grossière et une absence de colloïde, l'effet des boues d'épuration pouvait avoir des effets différents. Tout d'abord, l'étude préalable en laboratoire a permis de valider le caractère très grossier, très poreux et très perméable de ce matériau. Cependant, les transferts verticaux peuvent être réduits avec l'apport de gravats en surface. De plus, toujours dans les conditions de laboratoire les boues d'épuration ne semblent pas transmettre de matière organique dans les couches de scorie sous-jacentes, et il y a peu de transfert de N et P hydrosolubles, tout au moins pendant les 30 jours d'expérimentation. Il en est de même pour les bactéries qui ne sont pas lessivées à l'eau dans les couches de scories.

Cependant, contrairement aux idées reçues sur ce déchet, les végétaux de ce site (D. viscosa et C. insularis) arrivent à absorber beaucoup d'éléments métalliques tels que Ni et Cr. Les analyses initiales des scories réalisées à l'eau régale ne permettent pas de minéraliser la totalité du matériau qui est consitutué essentiellement de composés silicatés non solubles dans l'eau régale. Ainsi, il serait judicieux d'approfondir l'origine et les risques de mobilité de ces éléments, et de vérifier qu'ils proviennent bien de la scorie. Quoiqu'il en soit, l'apport de boue n'augmente pas ces teneurs observées dans les végétaux. Cet amendement s'est avéré nécessaire à la végétalisation des scories sur lesquelles aucune espèce végétale ne se développe sans amendement.

Ces travaux ont montré que la valorisation des boues d'épuration en tant que fertilisants organiques pour la végétalisation de différents substrats (ferralsol et scorie) était possible, tout en respectant une dose acceptable, qui semble être pour les boues d'épuration aux alentours de 8t $MS.ha^{-1}$. Mais ces biodéchets ont également quelques effets négatifs. Ainsi, la manipulation de ces biodéchets est difficile du fait de leur texture pâteuse (siccité de 15% et 30% environ). De plus, ces biodéchets ne sont pas hygiénisés, il existe donc des risques sanitaires potentiels lors de la mise en place et lors de l'application. Ainsi, pour une meilleure utilisation de ces biodéchets, il serait indispensable d'augmenter leur siccité pour obtenir un aspect poudre sèche, et surtout de les hygiéniser pour éviter toute contamination infectieuse, toxique ou écotoxique. En particulier, le pH très acide des sols devrait conduire les producteurs de boues

à hygiéniser les boues à l'aide de chaux de manière à favoriser l'apport de boues chaulées sur les sols, ce qui permettrait de lever la contrainte réglementaire et d'améliorer l'équilibre Ca-Mg. Il ne faut également pas oublier que l'application de ces biodéchets a des contraintes sur les pentes et distances par rapport aux cours d'eau et les habitations. Ainsi, tout essai doit faire l'objet d'une convention entre producteur et utilisateur.

Malgré les caractéristiques des sols étudiés (pH acide, très faible CEC, granulométrie sableuse), les boues ne semblent pas aggraver l'absorption des éléments traces métalliques qui pourrait constituer l'élément bloquant l'apport de boue d'épuration au vue de la réglementation européenne.

Toutefois, ces travaux de thèse ne sont pas exhaustifs et il serait judicieux de les compléter avec de nouvelles expérimentations avec le biodéchet transformé en produit (compost, …). De plus, il serait intéressant d'étudier l'origine de la mobilité des éléments Ni et Cr observée sur l'expérimentation sur verse à scorie. Il s'agit de vérifier si ces éléments proviennent de la scorie ou de particules fines, voire nanométriques, en suspension dans l'atmosphère issue de l'activité de l'usine située à proximité de la zone expérimentale. Les végétaux absorberaient ces particules fines par voie aériennes. Quoiqu'il en soit les scories devraient être davantage expertisées en ce qui concerne la mobilité du Ni et Cr au sein de ce matériau considéré jusqu'ici plutôt inerte. Des conditions oxydantes et basiques au sein de ce matériau très poreux pourraient favoriser la resolubilisation d'oxyanions de Cr (CrO_4^{2-}) ou d'anion hydroxyde de Cr ($Cr(OH)_4^-$). En ce qui concerne le Ni, l'augmentation de la solubilité des hydroxydes de Ni audelà de pH 9 est relatée dans la littérature mais est moins marquée que pour Cr.

L'hypothèse initiale était que les sols présentant des pH acides pouvaient être des milieux plus sensibles à la mobilité des métaux traces alors que les scories présentent des pH élevés limitant la mobilité des métaux traces. Ces hypothèses semblent à ce jour non vérifiées, puisque nos expérimentations ont montré des teneurs en Cr et Ni plus élevées dans les végétaux ayant crû sur les scories que dans ceux ayant crû sur les sols, même si les espèces végétales analysées, sont différentes dans les deux cas.

Pour compléter ces travaux, une approche transdisciplinaire (socioculturelle) serait à mettre en place afin de travailler avec les populations sur la gestion et la valorisation de ces biodéchets. Il faudrait également réaliser une approche territoriale afin d'étudier les effets de ces biodéchets sur d'autres types de sols. En effet ce biodéchet est, à ce jour, prédominant en province Sud mais sera à l'avenir également présent en province Nord.

Références bibliographiques

Abbott, D.E., Essington, M.E., Mullen, M.D., Ammons, J.T., 2001. Fly Ash and Lime-Stabilized Biosolid Mixtures in Mine Spoil Reclamation: Simulated Weathering. J Env. Qual 30, 608–616.

Adegbidi, H.G., Briggs, R.D., 2003. Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment. Biomass Bioenergy 25, 665–673.

Adeleye, E.O., Ayeni, L.S., Ojeniyi, S.O., 2010. Effect of poultry manure on soil physico-chemical properties, leaf nutrient contents and yield of yam (Dioscorea rotundata) on alfisol in southwestern Nigeria. J Am Sci 6, 956–959.

A.F.E.S., 1990. Référentiel pédologique. 3ème proposition. Association Française pour l'Etude des Sols.

Agbede, T.M., Ojeniyi, S.O., Adeyemo, A.J., others, 2008. Effect of poultry manure on soil physical and chemical properties, growth and grain yield of sorghum in southwest, Nigeria. Am.-Eurasian J. Sustain. Agric. 2, 72–77.

Alberici, T.M., Sopper, W.E., Storm, G.L., Yahner, R.H., 1989. Trace Metals in Soil, Vegetation, and Voles from Mine Land Treated with Sewage Sludge. J Env. Qual 18, 115–120.

Alguacil, M., Caravaca, F., Díaz-Vivancos, P., Hernández, J.A., Roldán, A., 2006. Effect of Arbuscular Mycorrhizae and Induced Drought Stress on Antioxidant Enzyme and Nitrate Reductase Activities in Juniperus oxycedrus L. Grown in a Composted Sewage Sludge-amended Semi-arid Soil. Plant Soil 279, 209–218.

Allen, M.F., Moore, T.S., Christensen, M., Stanton, N., 1979. Growth of vesicular-arbuscular-mycorrhizal and nonmycorrhizal Bouteloua gracilis in a defined medium. Mycologia 666–669.

Alonso, E., Villar, P., Santos, A., Aparicio, I., 2006. Fractionation of heavy metals in sludge from anaerobic wastewater stabilization ponds in southern Spain. Waste Manag. 26, 1270–1276.

Ambagahaduwa, I.M., Prasad, N., Gunatilleke, I., Seneviratne, G., Gunatilleke, C.V.S., 2009. Estimation of above ground biomass of a Pinus caribaea Morelet stand in lower Hantana. J. Natl. Sci. Found. Sri Lanka 37, 195–201.

Amir, H., Jasper, D.A., Abbott, L., 2008. Tolerance and induction of tolerance to Ni of arbuscular mycorrhizal fungi from New Caledonian ultramafic soils. Mycorrhiza 19, 1–6.

Amir, H., Lagrange, A., Hassaine, N., Cavaloc, Y., 2013. Arbuscular mycorrhizal fungi from New Caledonian ultramafic soils improve tolerance to nickel of endemic plant species. Mycorrhiza 23, 585–595.

Aparicio, I., Santos, J.L., Alonso, E., 2009. Limitation of the concentration of organic pollutants in sewage sludge for agricultural purposes: A case study in South Spain. Waste Manag. 29, 1747–1753.

Arias, D., Calvo-Alvarado, J., Richter, D. de B., Dohrenbusch, A., 2011. Productivity, aboveground biomass, nutrient uptake and carbon content in fast-growing tree plantations of native and introduced species in the Southern Region of Costa Rica. Biomass Bioenergy 35, 1779–1788.

Arriagada, C.A., Herrera, M.A., García-Romera, I., Ocampo, J.A., 2004. Tolerance to Cd of soybean (Glycine max) and eucalyptus (Eucalyptus globulus) inoculated with arbuscular mycorrhizal and saprobe fungi. Symbiosis 36, 285–299.

Arriagada, C., Sampedro, I., Garcia-Romera, I., Ocampo, J., 2009. Improvement of growth of Eucalyptus globulus and soil biological parameters by amendment with sewage sludge and inoculation with arbuscular mycorrhizal and saprobe fungi. Sci. Total Environ. 407, 4799–4806.

Baker, E.D., Amacher, M.C., 1982. Double-acid extraction. Methods Soil Anal. Part 2, 334.

Banerjee, M.R., Burton, D.L., Depoe, S., 1997. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. Agric. Ecosyst. Environ. 66, 241–249.

Barbarick, K.A., Doxtader, K.G., Redente, E.F., Brobst, R.B., 2004. Biosolids effects on microbial activity in shrunbland and grassland soils. Soil Sci. 169, 176–187.

Bastida, F., Moreno, J.L., Hernández, T., García, C., 2007. The long-term effects of the management of a forest soil on its carbon content, microbial biomass and activity under a semi-arid climate. Appl. Soil Ecol. 37, 53–62.

Batty, L.C., Younger, P.L., 2004. The Use of Waste Materials in the Passive Remediation of Mine Water Polution. Surv. Geophys. 25, 55–67.

Becquer, T., Pétard, J., Duwig, C., Bourdon, E., Moreau, R., Herbillon, A.J., 2001. Mineralogical, chemical and charge properties of Geric Ferralsols from New Caledonia. Geoderma 103, 291–306.

Benton, M.W., Wester, D.B., 1998. Biosolids Effects on Tobosagrass and Alkali Sacaton in a Chihuahuan Desert Grassland. J Env. Qual 27, 199–208.

Berry, C.R., 1987. Use of municipal sewage sludge for improvement of forest sites in the southeast. Asheville NC US Dep. Agric. For. Serv. Res Pap SE-266 Southeast. For. Exp. Stn. 33.

Berry, C.R., 1985. Growth and Heavy Metal Accumulation in Pine Seedlings Grown with Sewage Sludge. J Env. Qual 14, 415–419.

Berry, C.R., 1977. Initial response of pine seedlings and weeds to dried sewage sludge in rehabilitation of an eroded forest site.

Berry, C.R., Marx, D.H., 1977. Growth of Loblolly Pine Seedlings in Strip-Mined Kaolin Spoil as Influenced by Sewage Sludge. J Env. Qual 6, 379–381.

Berry, P.E., Hipp, A.L., Wurdack, K.J., Van Ee, B., Riina, R., 2005. Molecular phylogenetics of the giant genus Croton and tribe Crotoneae (Euphorbiaceae sensu stricto) using ITS and trnL-trnF DNA sequence data. Am. J. Bot. 92, 1520–1534.

Boateng, S.A., Zickermann, J., Kornahrens, M., 2006. Poultry manure effect on growth and yield of maize. West Afr. J. Appl. Ecol. 9.

Bourdon, E., Becquer, T., 1992. Etude de l'organisation pédologique des sols ferrallitiques des massifs du Sud de la Grande Terre: zones de la Coulée et de la Lernbi. Caractérisation physico-chimique des sols (Agropedologie No. 16). ORSTOM.

Bourdon, E., Becquer, T., Dupont, S., Bonzon, B., Laubreau, P., Nigote, W., Taputuarai, L., 1997. Suivi de l'évolution morphologique et physique de deux faciès de sols ferrallitiques ferritiques sur glacis à la suite de leur mise en culture.

Bourg, A.C., 1995. Speciation of heavy metals in soils and groundwater and implications for their natural and provoked mobility, in: Heavy Metals. Springer, pp. 19–31.

Bourret, M.M., Brummer, J.E., Leininger, W.C., Heil, D.M., 2005. Effect of Water Table on Willows Grown in Amended Mine Tailing. J Env. Qual 34, 782–792.

Bradshaw, A., 1997. Restoration of mined lands—using natural processes. Ecol. Eng. 8, 255–269.

Bramryd, T., 2002. Impact of sewage sludge application on the long-term nutrient balance in acid soils of Scots pine (Pinus sylvestris, L.) forests. Water. Air. Soil Pollut. 140, 381–399.

Bremner, J.M., Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T., Sumner, M.E., 1996. Nitrogen-total. Methods Soil Anal. Part 3-Chem. Methods 1085–1121.

Brockway, D.G., 1983. Forest floor, soil, and vegetation responses to sludge fertilization in red and white pine plantations. Soil Sci. Soc. Am. J. 47, 776.

Brofas, G., Michopoulos, P., Alifragis, D., 2000. Sewage Sludge as an Amendment for Calcareous Bauxite Mine Spoils Reclamation. J Env. Qual 29, 811–816.

Brooks, R.R., 1987. Serpentine and its vegetation: a multidisciplinary approach. Dioscorides Press.

Brown, S., Chaney, R., Hallfrisch, J., Ryan, J.A., Berti, W.R., 2004. In Situ Soil Treatments to Reduce the Phyto- and Bioavailability of Lead, Zinc, and Cadmium. J Env. Qual 33, 522–531.

Brown, S.L., Henry, C.L., Chaney, R., Compton, H., DeVolder, P.S., 2003. Using municipal biosolids in combination with other residuals to restore metal-contaminated mining areas. Plant Soil 249, 203–215.

Brown, S., Sprenger, M., Maxemchuk, A., Compton, H., 2005. Ecosystem Function in Alluvial Tailings after Biosolids and Lime Addition. J Env. Qual 34, 139–148.

Buondonno, A., Grilli, E., Capra, G.F., Glorioso, C., Langella, A., Leone, A.P., Leone, N., Odierna, P., Vacca, S., Vigliotti, R.C., 2013. Zeolitized tuffs in pedotechnique for the reclamation of abandoned quarries. A case study in the Campania region (Italy). J. Environ. Manage. 122, 25–30.

Cavaignac, S., Melun, F., Bouvet, A., 2012. Élaboration d'un modèle de croissance pour l'Eucalyptus gundal.

Chen, H.-S., Huang, Q.-Y., Liu, L.-N., Cai, P., Liang, W., Li, M., 2010. Poultry Manure Compost Alleviates the Phytotoxicity of Soil Cadmium: Influence on Growth of Pakchoi (Brassica chinensis L.). Pedosphere 20, 63–70.

Chiu, K., Ye, Z., Wong, M., 2006. Growth of and on Pb/Zn and Cu mine tailings amended with manure compost and sewage sludge: A greenhouse study. Bioresour. Technol. 97, 158–170.

Chunlin, L., Kunpeng, Z., Depeng, C., 2011. Possibility of Concrete Prepared with Steel Slag as Fine and Coarse Aggregates: A Preliminary Study. Procedia Eng. 24, 412–416.

Coble, D.W., Lee, Y.-J., 2006. Use of a generalized sigmoid growth function to predict site index for unmanaged loblolly and slash pine plantations in east Texas. Gen Tech Rep SRS-92 Asheville NC US Dep. Agric. For. Serv. South. Res. Stn. 291–295.

Codling, E.E., Chaney, R.L., Mulchi, C.L., 2000. Use of aluminum- and iron-rich residues to immobilize phosphorus in poultry litter and litter-amended soils. J. Environ. Qual. 29, 1924–1931.

Colbert, J.J., Schuckers, M., Fekedulegn, D., 2003. Comparing models for growth and management of forest tracts. Model. For. Syst. CABI Publ. Wallingford UK 335–346.

Collins, R.J., Miller, R.H., 1979. Utilization of mining and mineral processing wastes in the United States. Miner. Environ. 1, 8–19.

Cornuet, V., Nicaise, T., Oliva, J., Talon, M., 1987. Ecologie en Nouvelle-Calédonie., C.T.R.D.P. ed. Nouméa.

Courtney, R.G., Timpson, J.P., 2005. Nutrient status of vegetation grown in alkaline bauxite processing residue amended with gypsum and thermally dried sewage sludge-A two year field study. Plant Soil 266, 187–194.

Cox, J.A., Whelan, R.J., 2000. Soil development of an artificial soil mix: nutrient dynamics, plant growth, and initial physical changes. Soil Res. 38, 465–478.

Coyne, M.S., Gilfillen, R.A., Blevins, R.L., 1994. Nitrous Oxide Flux from Poultry-Manured Erosion Plots and Grass Filters after Simulated Rain. J Env. Qual 23, 831–834.

Coyne, M.S., Zhai, Q., Mackown, C.T., Barnhisel, R.I., 1998. Gross nitrogen transformation rates in soil at a surface coal mine site reclaimed for prime farmland use. Soil Biol. Biochem. 30, 1099–1106.

C.P.C.S., 1967. Classification des sols. Commission de Pédologue et de Cartographie des Sols.

Dagostini, G., Veillon, J.M., Jaffré, T., 1997. Inventaire et caractérisation de la flore et des groupements végétaux du massif de la Tiébaghi. Rapp. ORSTOM 9, 1997.

Davidson, H., Mecklenburg, R., Peterson, C., 2000. Nursery management: administration and culture. Prentice Hall Upper Saddle River, NJ.

De Andrés, F., Walter, I., Tenorio, J.L., 2007. Revegetation of abandoned agricultural land amended with biosolids. Sci. Total Environ. 378, 81–83.

Delschen, T., 1999. Impacts of long-term application of organic fertilizers on soil quality parameters in reclaimed loess soils of the Rhineland lignite mining area. Plant Soil 213, 43–54.

Denslow, J.S., Uowolo, A.L., Flint Hughes, R., 2006. Limitations to seedling establishment in a mesic Hawaiian forest. Oecologia 148, 118–128.

De Oliveira Cattani, C.S., Colodel, E.M., Davi, S., Traverso, A.M.R.C., Driemeier, D., 2004. Intoxicação experimental por Dodonea viscosa (Sapindaceae) em bovinos1. Pesq Vet Bras 24, 31–34.

Dere, A.L., Stehouwer, R.C., 2011. Labile and Stable Nitrogen and Carbon in Mine Soil Reclaimed with Manure-Based Amendments. Soil Sci. Soc. Am. J. 75, 890.

Dere, A.L., Stehouwer, R.C., McDonald, K.E., 2008. Nutrient fluxes from abandoned mine soils reclamed with poultry manure and paper mill sludge. Am. Soc. Min. Reclam. Richmond VA New Oppor. Apply Our Sci. June 14–19.

Desta, B., 1995. Ethiopian traditional herbal drugs. Part I: Studies on the toxicity and therapeutic activity of local taenicidal medications. J. Ethnopharmacol. 45, 27–33.

DeTurk, E.E., 1935. Adaptability of Sewage sludge as a fertilizer. Sew. Works J. 597–610.

Domene, X., Colón, J., Uras, M.V., Izquierdo, R., Àvila, A., Alcañiz, J.M., 2010. Role of soil properties in sewage sludge toxicity to soil collembolans. Soil Biol. Biochem. 42, 1982–1990.

Domene, X., Mattana, S., Ramírez, W., Colón, J., Jiménez, P., Balanyà, T., Alcañiz, J.M., Bonmatí, M., 2009. Bioassays prove the suitability of mining debris mixed with sewage sludge for land reclamation purposes. J. Soils Sediments 10, 30–44.

Dubourguier, D., Deram, A., Logeay, C., 2001. Le Phytomanagement. Elem. Synth. Pole Competente Sites Sediments Polluis 49pp.

Dudeney, A.W.L., Tarasova, I.I., Tyrologou, P., 2004. Co-utilisation of mineral and biological wastes in mine site restoration. Miner. Eng. 17, 131–139.

Dutch, J., Wolstenholme, R., 1994. The effects of sewage sludge application to a heathland site prior to planting with Sitka spruce. For. Ecol. Manag. 66, 151–163.

Dutta, T., Stehouwer, R.C., Dell, C.J., 2014. Linking organic carbon, water content, and nitrous oxide emission in a reclaimed coal mine soil. Land Degrad. Dev. n/a–n/a.

Dželetović, Ž.S., Filipović, R., 1995. Grain characteristics of crops grown on power plant ash and bottom slag deposit. Resour. Conserv. Recycl. 13, 105–113.

Egiarte, G., Corti, G., Pinto, M., Arostegui, J., Macías, F., Ruíz-Romero, E., Camps Arbestain, M., 2008. Fractionation of Cu, Pb, Cr, and Zn in a Soil Column Amended with an Anaerobic Municipal Sewage Sludge. Water. Air. Soil Pollut. 198, 133–148.

Egunjobi, J., Bada, S., 1979. Biomass and nutrient distribution in stands of Pinus caribaea L. in dry forest zone of Nigeria. Biotropica 11.

Eldridge, S.M., Chan, K.Y., Barchia, I., Pengelly, P.K., Katupitiya, S., Davis, J.M., 2009. A comparison of surface applied granulated biosolids and poultry litter in terms of risk to runoff water quality on turf farms in Western Sydney, Australia. Agric. Ecosyst. Environ. 243–250.

Emery, J., 1982. Slag utilization in pavement construction, in: Extending Aggregate Ressources : A Symposium. Hotaling, W.W., Baltimore, pp. 95–118.

Evanylo, G.K., Abaye, A.O., Dundas, C., Zipper, C.E., Lemus, R., Sukkariyah, B., Rockett, J., 2005. Herbaceous vegetation productivity, persistence, and metals uptake on a biosolids-amended mine soil. J. Environ. Qual. 34, 1811.

F.A.O., 2006. World reference base for soil resources, 2006: a framework for international classification, correlation and communication. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Farhad, W., Saleem, M.F., Cheema, M.A., Hammad, H.M., others, 2009. Effect of poultry manure levels on the productivity of spring maize (<i>Zea mays<i> L.). J Anim Plant Sci 19, 122–125.

Fernandez, J.M., Plaza, C., Hernandez, D., Polo, A., 2007. Carbon mineralization in an arid soil amended with thermally-dried and composted sewage sludges. Geoderma 137, 497–503.

Fernando, D.R., Mizuno, T., Woodrow, I.E., Baker, A.J.M., Collins, R.N., 2010. Characterization of foliar manganese (Mn) in Mn (hyper)accumulators using X-ray absorption spectroscopy. New Phytol. 188, 1014–1027.

Fidancevska, E., Vassilev, V., Milosevski, M., Parvanov, S., Milosevski, D., Aljihmani, L., 2007. Composites based on industrial wastes III. production of composites of Fe-Ni slag and waste glass. J. Univ. Chem. Technol. Metall. 42, 285–290.

Fritsch, E., 2012. Planche 15 : les sols, in: Bonvallot, J., Gay, J.-C., Habert, E. (Eds.), Atlas de La Nouvelle Calédonie. Bonvallot, Marseille (FRA) ; Nouméa.

Fuentes, D., Disante, K.B., Valdecantos, A., Cortina, J., Ramón Vallejo, V., 2007. Response of Pinus halepensis Mill. seedlings to biosolids enriched with Cu, Ni and Zn in three Mediterranean forest soils. Environ. Pollut. 145, 316–323.

Gallardo-Lara, F., Nogales, R., 1987. Effect of the Application of Town Refuse Compost on the Soil-Plant System: A Review. Biol. Wastes 19, 35–62.

Garcia, C., Hernandez, T., Costa, F., 1991. The influence of composting on the fertilizing value of an aerobic sewage sludge. Plant Soil 136, 269–272.

Garcia-Gil, J.C., Plaza, C., Senesi, N., Brunetti, G., Polo, A., 2004. Effects of sewage sludge amendment on humic acids and microbiological properties of a semiarid Mediterranean soil. Biol. Fertil. Soils 39, 320–328.

Gardner, W.C., Anne Naeth, M., Broersma, K., Chanasyk, D.S., Jobson, A.M., 2012. Influence of biosolids and fertilizer amendments on element concentrations and revegetation of copper mine tailings. Can. J. Soil Sci. 92, 89–102. doi:10.4141/cjss2011-005

Gasco, G., Lobo, M., 2007. Composition of a Spanish sewage sludge and effects on treated soil and olive trees. Waste Manag. 27, 1494–1500.

Gauthier, D., Jaffré, T., Prin, Y., 2000. Abundance of Frankia from Gymnostoma spp. in the rhizosphere of Alphitonia neocaledonica, a non-nodulated Rhamnaceae endemicto New Caledonia. Eur. J. Soil Biol. 36, 169–175.

Gauthier, D., Jaffré, T., Prin, Y., 1999. Occurrence of both Casuarina infective and Elaeupus-infective Frankia strains within actinorhizae of Casuarina collina, endemic to New Caledonia. Eur. J. Soil Biol. 35, 9–15.

Gavalda, D., Scheiner, J.D., Revel, J.C., Merlina, G., Kaemmerer, M., Pinelli, E., Guiresse, M., 2005. Agronomic and environmental impacts of a single application of heat-dried sludge on an Alfisol. Sci. Total Environ. 343, 97–109.

Ghosh, S., Wilson, B., Ghoshal, S., Senapati, N., Mandal, B., 2012. Organic amendments influence soil quality and carbon sequestration in the Indo-Gangetic plains of India. Agric. Ecosyst. Environ. 156, 134–141.

Gillespie, T.W., Jaffré, T., 2003. Tropical dry forests in New Caledonia. Biodivers. Conserv. 12, 1687–1697.

Gillespie, T.W., Keppel, G., Pau, S., Price, J.P., Jaffré, T., Meyer, J.-Y., O'Neill, K., 2011. Floristic Composition and Natural History Characteristics of Dry Forests in the Pacific [1]. Pac. Sci. 65, 127–141.

Graikou, K., Aligiannis, N., Chinou, I., Skaltsounis, A.-L., Tillequin, F., Litaudon, M., 2005. Chemical constituents from Croton insularis. Helv. Chim. Acta 88, 2654–2660.

Graikou, K., Aligiannis, N., Skaltsounis, A.-L., Chinou, I., Michel, S., Tillequin, F., Litaudon, M., 2004. New Diterpenes from Croton insularis. J. Nat. Prod. 67, 685–688.

Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., García-Orenes, F., Gómez, I., 2001. Different patterns of aggregate stability in burned and restored soils. Arid Land Res. Manag. 15, 163–171.

Guillon, J.H., 1975. Les massifs péridotitiques de Nouvelle-Calédonie: type d'appareil ultrabasique stratiforme de chaîne récente. O.R.S.T.O.M.

Gumi, A.M., Aisha, L.M., 2012. Phytoextraction of heavy metals by Jatropha curcas L. grown under heavy metal contaminated soil amended with cow dung and droppings. Int. J. Phytofuels Sci. 4pp.

Guo, L.B., Cowie, A.L., Montagu, K.D., Gifford, R.M., 2008. Carbon and nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16-year-old Pinus radiata D. Don. plantation in Australia. Agric. Ecosyst. Environ. 124, 205–218.

Güsewell, S., 2004. N: P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. New Phytol. 164, 243–266.

Haraldsen, T.K., Pedersen, P.A., 2003. Mixtures of crushed rock, forest soils, and sewage sludge used as soils for grassed green areas. Urban For. Urban Green. 2, 41–51.

Harrison, R.B., Henry, C.L., Xue, D., 1994. Magnesium deficiency in Douglas-fir and grand fir growing on a sandy outwash soil amended with sewage sludge. Water. Air. Soil Pollut. 75, 37–50.

Hashimoto, S., Sakagami, A., Kawaguchi, K., 1957. Studies on manuring effect of slags containing citric soluble manganese or magnesium. Soil Sci. Plant Nutr. 3, 53–58.

Hashimoto, Y., Matsufuru, H., Sato, T., 2008. Attenuation of lead leachability in shooting range soils using poultry waste amendments in combination with indigenous plant species. Chemosphere 73, 643–649.

Hayakawa, A., Akiyama, H., Sudo, S., Yagi, K., 2009. N2O and NO emissions from an Andisol field as influenced by pelleted poultry manure. Soil Biol. Biochem. 41, 521–529.

Henry, C.L., Cole, D.W., 1986. Pack forest sludge demonstration program: history and current activities.

Hernández-Apaolaza, L., Gascó, A.M., Gascó, J.M., Guerrero, F., 2005. Reuse of waste materials as growing media for ornamental plants. Bioresour. Technol. 96, 125–131.

Hinesly, T.D., Jones, R.L., Ziegler, E.L., 1972. Effects on corn by applications of heated anaerobically digested sludge. Compost Sci.

Hope, G., Pask, J., 1998. Tropical vegetational change in the late Pleistocene of New Caledonia. Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol. 142, 1–21.

Hortenstine, C.C., Rothwell, D.F., 1972. Use of Municipal Compost in Reclamation of Phosphate-Mining Sand Tailings. J Env. Qual 1, 415–418.

Indraratna, B., 1996. Utilization of lime, slag and fly ash for improvement of a colluvial soil in New South Wales, Australia. Geotech. Geol. Eng. 14, 169–191.

ISO, N., 1996. 10390 (1994) Détermination du pH. Qual. Sols AFNOR.

Jaffré, T., 1974. La végétation et la flore d'un massif de roches ultrabasiques de Nouvelle-Calédonie: le Koniambo. Laboratoire de Botanique et de Biologie Végétale-Centre ORSTOM.

Jaffré, T., Latham, M., 1974. Contribution à l'étude des relations sol-végétation sur un massif de roches ultrabasiques de la côte Ouest de la Nouvelle Calédonie : le Boulinda. Adansonia Sér. 2 14, 311–336.

Jaffré, T., Latham, M., Schmid, M., 1977. Aspects de l'influence de l'extraction du minerai de nickel sur la végétation et les sols en Nouvelle Calédonie (‘). Cah. ORSTOM Ser Biol 12, 307–321.

Jaffré, T., Latham, M., Simonin, B., 1976. Recherches sur les possibilités d'implantation végétale sur déblais miniers: rapport final.

Jaffré, T., Morat, P., Veillon, J.-M., 1994. La flore de Nouvelle-Calédonie: caractéristiques et composition floristique des principales formations végétales: Dossier Nouvelle Calédonie. Bois For. Trop. 7–30.

Jaffré, T., Morat, P., Veillon, J.-M., MacKee, H.S., 1987. Changements dans la végétation de la Nouvelle-Calédonie au cours du Tertiaire: la végétation et la flore des roches ultrabasiques. Adansonia 4, 365–391.

Jaffré, T., Rigault, F., 1989. Recherches sur les possibilités d'implantation végétale sur sites miniers, in: Rapport Final de La Convention SLN-ORSTOM.

Jaffré, T., Veillon, J.-M., Pintaud, J.-C., 1997. Comparaison de la diversité floristique des forêts denses humides sur roches ultramafiques et sur substrats différents en Nouvelle-Calédonie. Écologie Milieux Sur Roches Ultramafiques Sur Sols Métalliferes 163–176.

Jensen, J., Jepsen, S.E., 2005. The production, use and quality of sewage sludge in Denmark. Waste Manag. 25, 239–247.

Joost, R.E., Olsen, F.J., Jones, J.H., 1987. Revegetation and Minesoil Development of Coal Refuse Amended with Sewage Sludge and Limestone. J Env. Qual 16, 65–68.

Jordán, M.M., Pina, S., García-Orenes, F., Almendro-Candel, M.B., García-Sánchez, E., 2007. Environmental risk evaluation of the use of mine spoils and treated sewage sludge in the ecological restoration of limestone quarries. Environ. Geol. 55, 453–462.

JORF, 1998. Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées.

Juste, C., Chassin, P., Gomez, A., Linères, M., Mocquot, B., Feix, I., Wiart, J., 1995. Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines, in: Convention Ademe/INRA.

Kabata-Pendias, A., 2010. Trace elements in soils and plants. CRC press.

Kadeba, O., 1994. Growth and nutrient accumulation by Pinus caribaea on three savanna sites in northern Nigeria. Agric. Ecosyst. Environ. 49, 139–147.

Kahl, L., Kluge, R., Thomas, S., 2000. Evaluation of an attempt to cultivate shrubs and trees on a heap of a potash mine. Landsc. Urban Plan. 51, 109–112.

Kaiser, D.E., Mallarino, A.P., Haq, M.U., Allen, B.L., 2009. Runoff Phosphorus Loss Immediately after Poultry Manure Application as Influenced by the Application Rate and Tillage. J. Environ. Qual. 38, 299.

Kimberley, M.O., Wang, H., Wilks, P.J., Fisher, C.R., Magesan, G.N., 2004. Economic analysis of growth response from a pine plantation forest applied with biosolids. For. Ecol. Manag. 189, 345–351.

Kirillidi, Y., Frogoudakis, E., 2005. Electric arc furnace slag utilization, in: Proceedings of the 9th International Conference on Environmental Science and Technology, Rhodes, Greece. pp. 768–772.

Kirkham, M.B., 1974. Disposal of sludge of land: effect on soils, plants, and ground water. Compost Sci.

Komnitsas, K., Zaharaki, D., Perdikatsis, V., 2007. Geopolymerisation of low calcium ferronickel slags. J. Mater. Sci. 42, 3073–3082.

Kowaljow, E., Mazzarino, M.J., 2007. Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. Soil Biol. Biochem. 39, 1580–1588.

Kowaljow, E., Mazzarino, M.J., Satti, P., Jiménez-Rodríguez, C., 2010. Organic and inorganic fertilizer effects on a degraded Patagonian rangeland. Plant Soil 332, 135–145.

Laclau, P., 2003. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. For. Ecol. Manag. 180, 317–333.

Lagrange, A., 2009. Etudes écologique et microbiologique des espèces du genre Costularia (Cyperaceae) pionnières des sols ultramafiques de Nouvelle-Calédonie: applications à la restauration écologique.. Université de Nouvelle Calédonie.

Larchevêque, M., Ballini, C., Baldy, V., Korboulewsky, N., Ormeño, E., Montès, N., 2009. Restoration of a Mediterranean Postfire Shrubland: Plant Functional Responses to Organic Soil Amendment. Restor. Ecol.

Larchevêque, M., Ballini, C., Korboulewsky, N., Montčs, N., 2006. The use of compost in afforestation of Mediterranean areas: Effects on soil properties and young tree seedlings. Sci. Total Environ. 369, 220–230.

Larchevêque, M., Montčs, N., Baldy, V., Dupouyet, S., 2005. Vegetation dynamics after compost amendment in a Mediterranean post-fire ecosystem. Agric. Ecosyst. Environ. 110, 241–248.

Larchevêque, M., Montès, N., Baldy, V., Ballini, C., 2008. Can compost improve Quercus pubescens Willd establishment in a Mediterranean post-fire shrubland? Bioresour. Technol. 99, 3754–3764.

Latham, M., 1981. Pédologie = Pedology, in: Sautter, C. (Ed.), Atlas de La Nouvelle Calédonie et Dépendances. ORSTOM, Paris, p. 3.

Latham, M., Quantin, P., Aubert, G., 1978. Etude des sols de la Nouvelle-Calédonie : nouvel essai sur la classification, la caractérisation, la pédogenèse et les aptitudes des sols de Nouvelle-Calédonie : carte pédologique de la Nouvelle-Calédonie à 1/1 000 000 : carte d'aptitudes culturale et forestière des sols de Nouvelle-Calédonie à 1/1 000 000. ORSTOM, Paris.

Latham, M., Verlière, G., 1973. Note sur la croissance de quelques essences forestières dans les essais de reboisement du Nord et de l'Est de la Nouvelle Calédonie.

Leonard, A., 1959. Contribution a l'étude de la colonisation des laves du volcan nyamuragira par les végétaux. Vegetatio 8, 250–258.

Leon, V., Rabier, J., Notonier, R., Barthelemy, R., Moreau, X., Bouraima-Madjebi, S., Viano, J., Pineau, R., 2005. Effects of three nickel salts on germinating seeds of Grevillea exul var. rubiginosa, an endemic serpentine Proteaceae. Ann. Bot. 95, 609–618.

L'Huillier, L., Jaffré, T., Wulff, A., Lebrun, M., Maggia, L., Barré, N., Chazeau, J., Jourdan, H., Amir, H., Ducousso, M., 2010. Mines et environnement en Nouvelle-Calédonie: les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration.

Liebhardt, W.C., 1976. Soil characteristics and corn yield as affected by previous applications of poultry manure. J. Environ. Qual. 5, 459–462.

Lilienfein, J., 2000. Water and nutrient dynamics in differently used ecosystems of the Brazilian savanna. Bayreuth. Bodenkd. Berichte-Lehrstuhl Für Bodenkd. Bodengeographie Ger. 69.

Lindsay, Wl., Norvell, W.A., 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42, 421–428.

Liu, C., Shi, P., Zhang, D., Jiang, M., 2007. Development of Glass Ceramics Made From Ferrous Tailings and Slag in China. J. Iron Steel Res. Int. 14, 73–78.

Maghembe, J.A., Redhead, J.F., 1984. Growth and ectomycorrhizal development of Pinus caribaea seedlings inoculated with basidiospores of Scleroderma dictyosporum in fertilized nursery soil in Tanzania. For. Ecol. Manag. 8, 221–228.

Maliba, B.G., Zobolo, A.M., Siebert, S.J., 2011. Poultry manure enhances grass establishment at a quarry rehabilitation site in subtropical South Africa. Afr. J. Agric. Res. 6, 46–50.

Manikam, D., Srivastava, P.B.L., 1980. The growth response of < i>Pinus caribaea</i> mor. var. < i> hondurensis</i> bar and golf seedlings to fertilizer application on the Serdang soil series. For. Ecol. Manag. 3, 127–139.

Manner, H.I., 1981. Ecological succession in new and old swiddens of montane Papua New Guinea. Hum. Ecol. 9, 359–377.

Manner, H.I., Thaman, R.R., Hassall, D.C., 1984. Phosphate mining induced vegetation changes on Nauru Island. Ecology 1454–1465.

Maragkos, I., Giannopoulou, I.P., Panias, D., 2009. Synthesis of ferronickel slag-based geopolymers. Miner. Eng. 22, 196–203.

Mata-González, R., Sosebee, R.E., Wan, C., 2002. Physiological impacts of biosolids application in desert grasses. Environ. Exp. Bot. 48, 139–148.

Mathieu, C., Pieltain, F., 2003. Analyse chimique des sols Méthodes choisies, éd. tec et doc. ISBN.

McCoy, S.G., Ash, J., Jaffré, T., 1996. The effect of Gymnostoma deplancheanum (Casuarinaceae) litter on seedling establishment of new caledonian ultramafic maquis species, in: Proceedings of the Second Australian Native Seed Biology for Revegetation Workshop. p. 12.

McCoy, S.G., Kurpisz, D., Newedou, S., 2002. Species selection for revegetation of the Goro Nickel project area in New Caledonia.

McCoy, S., Jaffré, T., Rigault, F., Ash, J.E., 1999. Fire and succession in the ultramafic maquis of New Caledonia. J. Biogeogr. 26, 579–594.

McKay, H.M., Moffat, A.J., 2001. GB experience in the last decade: From research to practice. Biosolids Util. For. 15.

Melquiot, P., 2003. 1.001 mots et abréviations de l'Environnement et du Développement Durable. Librairie Environnement.

Metcalfe, D.J., Bradford, M.G., Ford, A.J., 2008. Cyclone damage to tropical rain forests: Species- and community-level impacts. Austral Ecol. 33, 432–441.

Mislevy, P., Blue, W.G., 1981. Reclamation of Quartz Sand-Tailings from Phosphate Mining: I. Tropical Forage Grasses. J Env. Qual 10, 449–453.

Mitchell, D.S., Edwards, A.C., Ferrier, R.C., 2000. Changes in fluxes of N and P in water draining a stand of Scots pine treated with sewage sludge. For. Ecol. Manag. 139, 203–213.

Moffat, A., 2006. Use of Sewage Sludges and Composts in Forestry (No. FCIN079). Forestry Commission.

Moore, P.A., Daniel, T.C., Edwards, D.R., 2000. Reducing phosphorus runoff and inhibiting ammonia loss from poultry manure with aluminum sulfate. J. Environ. Qual. 29, 37–49.

Morat, P., Jaffré, T., Veillon, J.-M., 2001. The flora of New Caledonia's calcareous substrates. Adansonia 23, 109–127.

Moss, S.A., Burger, J.A., Daniels, W.L., 1989. Pitch x Loblolly Pine Growth in Organically Amended Mine Soils. J Env. Qual 18, 110–115.

Moura, V.P.G., Dvorak, W.S., 2001. Provenance and family variation of Pinus caribaea var. hondurensis from Guatemala and Honduras, grown in Brazil, Colombia and Venezuela. Pesqui. Agropecuária Bras. 36, 225–234.

Murphy, J., Riley, J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta 27, 31–36.

Myers, B.A., Couper, D.I., 1989. Effects of temperature and salinity on the germination of Puccinellia ciliata (Bor) cv. Menemen. Crop Pasture Sci. 40, 561–571.

Nair, R., Chanda, S.V., 2004. Antibacterial activity of some medicinal plants of Saurashtra region. J Tissue Res 4, 117–120.

Nalovic, L., Quantin, P., 1972. Evolution géochimique de quelques éléments majeurs et traces dans un sol ferrallitique ferritique de Nouvelle-Calédonie issu de péridotites : interprétation d'observations à l'aide de la microsonde de Castaing. Cah. ORSTOM Sér. Pédologie 10, 389–410.

Nath, R., Roy, S., De, B., DUTTA CHOUDHURY, M., 2013. Anticancer and antioxidant activity of Croton: a review. Int. J. Pharm. Pharm. Sci. 5.

Neculita, C.M., Zagury, G.J., 2008. Biological treatment of highly contaminated acid mine drainage in batch reactors: Long-term treatment and reactive mixture characterization. J. Hazard. Mater. 157, 358–366.

Negrea, A., Lupa, L., Zgripcea, A., Negrea, P., 2006. The reuse of slag resulted from incineration process. Presented at the The 13th symposium on analytical and anvironmental problems, Szeged, pp. 209–215.

Ochida, D., 1984. L'utilisation des scories de nickel de Nouvelle-Calédonie dans le génie-civil.

Ojeda, G., Alcaniz, J.M., Le Bissonnais, Y., 2008. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. Agric. Ecosyst. Environ. 125, 48–56.

Olsen, S.R., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate.

Ozdemir, S., Dede, O.H., Koseoglu, G., 2004. Recycling of MSW compost and sewage sludge as growing substrate for ornamental potted plants. Fresenius Environ. Bull. 13, 30–33.

Pelletier, B., 2001. L'industrie minière et l'environnement, introduction aux travaux réalisés en Nouvelle-Calédonie.

Pelletier, B., 1990. Techniques minières permettant de préserver l'environnement autour des gisements des minerais de nickel Néo-Calédoniens : revégétalisation des anciens sites d'exploitation de minerais de nickel en Nouvelle-Calédonie. Presented at the International Society for reef Studies, Université Française du Pacifique, Nouméa, pp. 27–34.

Pelletier, B., Esterle, M., 1995. Revégétalisation des anciens sites d'exploitation des minerais de nickel en Nouvelle Calédonie, in: Colloque:" Quelle Recherche Française En Environnement Dans Le Pacifique Sud.

Perrier, N., Amir, H., Colin, F., 2006. Occurrence of mycorrhizal symbioses in the metal-rich lateritic soils of the Koniambo Massif, New Caledonia. Mycorrhiza 16, 449–458.

Persans, M.W., Salt, D.E., 2000. Possible Molecular Mechanisms Involved in Nickel, Zinc and Selenium Hyperaccumulation in Plants. Biotechnol. Genet. Eng. Rev. 17, 389–416.

Petersen, S.O., Henriksen, K., Mortensen, G.K., Krogh, P.H., Brandt, K.K., Sørensen, J., Madsen, T., Petersen, J., Grøn, C., 2003. Recycling of sewage sludge and household compost to arable land: fate and effects of organic contaminants, and impact on soil fertility. Soil Tillage Res. 72, 139–152.

Phillips, C.P., 1994. Utilisation of Sewage Sludge for Minesite Rehabilitation: Rix's Creek Mine Trial. Urban Water Research Association of Australia.

Picard, M., 1999. L'archipel néo-calédonien: 300 millions d'années pour assembler les pièces d'un puzzle géologique. Centre de documentation pedagogique, Nouvelle-Calédonie.

Pichtel, J.R., Dick, W.A., Sutton, P., 1994. Comparison of Amendments and Management Practices for Long-Term Reclamation of Abandoned Mine Lands. J Env. Qual 23, 766–772.

Pietz, R.I., Carlson, C.R., Peterson, J.R., Zenz, D.R., Lue-Hing, C., 1989a. Application of Sewage Sludge and Other Amendments to Coal Refuse Material: II. Effects on Revegetation. J Env. Qual 18, 169–173.

Pietz, R.I., Carlson, C.R., Peterson, J.R., Zenz, D.R., Lue-Hing, C., 1989b. Application of Sewage Sludge and Other Amendments to Coal Refuse Material: III. Effects on Percolate Water Composition. J Env. Qual 18, 174–179.

Ponsot, I., Bernardo, E., 2013. Self glazed glass ceramic foams from metallurgical slag and recycled glass. J. Clean. Prod. 59, 245–250.

Prafulla, S., Uniyal, G.S., 2011. Successional Changes in Herb Vegetation Community in an Age Series of Restored Mined Land-A Case Study of Uttarakhand India. E-Int. Sci. Res. J. 2, 328–336.

Punshon, T., Adriano, D.C., Weber, J.T., 2002. Restoration of drastically eroded land using coal fly ash and poultry biosolid. Sci. Total Environ. 296, 209–225.

Rabier, J., Laffont-Schwob, I., Bouraïma-Madjèbi, S., Léon, V., Prudent, P., Viano, J., Nabors, M.W., Pilon-Smits, E.A., 2007. Characterization of metal tolerance and accumulation in Grevillea exul var exul. Int. J. Phytoremediation 9, 419–435.

Rabier, J., Laffont-Schwob, I., Notonier, R., Fogliani, B., Bouraïma-Madjèbi, S., 2008. Anatomical element localization by EDXS in Grevillea exul var. exul under nickel stress. Environ. Pollut. 156, 1156–1163.

Ramya, R., Anudeepa, J., Rajendran, S.S., Sivasakthi, R., Moorthy, C., Edwards, D.R., 2011. Wound Healing Actvity of Sida acuta in Rats. Int. J. PharmTech Res. 1, 481–483.

Rate, A.W., Lee, K.M., French, P.A., 2004. Application of biosolids in mineral sands mine rehabilitation: use of stockpiled topsoil decreases trace element uptake by plants. Bioresour. Technol. 91, 223–231.

Reeves, R.D., 2003. Tropical hyperaccumulators of metals and their potential for phytoextraction. Plant Soil 249, 57–65.

Reeves, R.D., Baker, A.J.M., Borhidi, A., Berazain, R., 1999. Nickel hyperaccumulation in the serpentine flora of Cuba. Ann. Bot. 83, 29–38.

Rey, F., Ballais, J.-L., Marre, A., Rovéra, G., 2004. Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface. Comptes Rendus Geosci. 336, 991–998.

Richardson, D.M., Rejmánek, M., 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. Divers. Distrib. 10, 321–331.

Roberts, J.A., Daniels, W.L., Bell, J.C., Martens, D.C., 1988. Tall Fescue Production and Nutrient Status on Southwest Virginia Mine Soils. J Env. Qual 17, 55–62.

Rodgers, C.S., Anderson, R.C., 1995. Plant Growth Inhibition by Soluble Salts in Sewage Sludge-Amended Mine Spoils. J Env. Qual 24, 627–630.

Sabey, B.R., Pendleton, R.L., Webb, B.L., 1990. Effect of Municipal Sewage Sludge Application on Growth of Two Reclamation Shrub Species in Copper Mine Spoils. J Env. Qual 19, 580–586.

Santibánez, C., Verdugo, C., Ginocchio, R., 2008. Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids: Implications for metal uptake and productivity of Lolium perenne. Sci. Total Environ. 395, 1–10.

Sarrailh, J.M., 2001. Bilan des recherches menées par l'IAC sur la revégétalisation des sites miniers. IAC.

Sarrailh, J.M., Ayrault, N., 2001. Rehabilitation of nickel mining sites in New Caledonia. Unasylva FAO.

Sastre, I., Vicente, M.A., Lobo, M.C., 1996. Influence of the application of sewage sludges on soil microbial activity. Bioresour. Technol. 57, 19–23.

Saviozzi, A., Bufalino, P., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., 2002. Biochemical activities in a degraded soil restored by two amendments: a laboratory study. Biol. Fertil. Soils 35, 96–101.

Scullion, J., 1994. Restoring farmland after coal: the Bryngwyn project. University College of Wales (Aberystwyth, [Place of publication not identified].

Scullion, J., Malik, A., 2000. Earthworm activity affecting organic matter, aggregation and microbial activity in soils restored after opencast mining for coal. Soil Biol. Biochem. 32, 119–126.

Seaker, E.M., 1991. Zinc, copper, cadmium, and lead in minespoil, water, and plants from reclaimed mine land amended with sewage sludge. Water. Air. Soil Pollut. 57, 849–859.

Seaker, E.M., Sopper, W.E., 1983. Reclamation of deep mine refuse banks with municipal sewage sludge. Waste Manag. Res. 1, 309–322.

Selivanovskaya, S.Y., Latypova, V.Z., 2006. Effects of composted sewage sludge on microbial biomass, activity and pine seedlings in nursery forest. Waste Manag. 26, 1253–1258.

Setzer, M.C., Setzer, W.N., Jackes, B.R., Gentry, G.A., Moriarity, D.M., 2001. The medicinal value of tropical rainforest plants from Paluma, North Queensland, Australia. Pharm. Biol. 39, 67–78.

Shanker, A.K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., Avudainayagam, S., 2005. Chromium toxicity in plants. Environ. Int. 31, 739–753.

Sharpe, R.R., Schomberg, H.H., Harper, L.A., Endale, D.M., Jenkins, M.B., Franzluebbers, A.J., 2004. Ammonia Volatilization from Surface-Applied Poultry Litter under Conservation Tillage Management Practices. J Env. Qual 33, 1183–1188.

Sharpley, A.N., Herron, S., Daniel, T., 2007. Overcoming the challenges of phosphorus-based management in poultry farming. J. Soil Water Conserv. 62, 375–389.

Shen, J., Zhou, X., Sun, D., Fang, J., Liu, Z., Li, Z., 2007. Soil improvement with coal ash and sewage sludge: a field experiment. Environ. Geol. 53, 1777–1785.

Sherwood, P.T., 1979. A review of the use of mineral wastes and by-products in road construction. Miner. Environ. 1, 127–130.

Shin, Ym., Miah, D., Lee, K.H., 2007. Potential contribution of the forestry sector in Bangladesh to carbon sequestration. J. Environ. Manage. 82, 260–276.

Shortall, J.G., Liebhardt, W.C., 1975. Yield and growth of corn as affected by poultry manure. J. Environ. Qual. 4, 186–191.

Sidibé, D., 1993. Effect of soil type and mycorrhizas on the growth of Triplochiton scleroxylon (Ayous), Terminalia ivorensis (Framiré) and Lovoa trichilioides (Bibolo) cuttings in Cameroon.

Sims, J.T., 1987. Agronomic evaluation of poultry manure as a nitrogen source for conventional and no-tillage corn. Agron. J. 79, 563–570.

Smith, S.E., Read, D.J., 1996. Mycorrhizal symbiosis. Academic press.

Sopper, W.E., Seaker, E.M., 1990. Long-term effect of a single application of municipal sludge on abandoned mine land. Presented at the Mining and reclamation conference and exhibition, Skousen, J.;Sencindiver, J.;Samuel, D., Charleston,West Virginia, pp. 579–587.

Sopper, W., Kerr, S., 1981. Revegetating strip-mined land with municipal sewage sludge (No. EPA-600/S2-81-182). USEPA.

Srivastava, P.B.L., Naruddin, A., Zainorin, B.A., 1979. The response of Pinus caribaea mor. var. hondurensis seedlings to nitrogen, phosphorous and potassium fertilizers. Plant Soil 51, 215–232.

Stehouwer, R.C., Sutton, P., Fowler, R.K., Dick, W.A., 1995. Minespoil Amendment with Dry Flue Gas Desulfurization By-Products: Element Solubility and Mobility. J Env. Qual 24, 165–174.

Stehouwer, R., Day, R.L., Macneal, K.E., 2006. Nutrient and Trace Element Leaching following Mine Reclamation with Biosolids. J Env. Qual 35, 1118–1126.

Stewart, G.H., Ignatieva, M.E., Meurk, C.D., Earl, R.D., 2004. The re-emergence of indigenous forest in an urban environment, Christchurch, New Zealand. Urban For. Urban Green. 2, 149–158.

Sun, D., Dickinson, G., 1993. Responses to salt stress of 16 Eucalyptus species, Grevillea robusta, Lophostemon confertus and Pinus caribea var. hondurensis. For. Ecol. Manag. 60, 1–14.

Svendson, A., Henry, C., Brown, S., 2007. Revegetation of High Zinc and Lead Tailings with Municipal Biosolids and Lime: Greenhouse Study. J Env. Qual 36, 1609–1617.

Tejada, M., Hernandez, M.T., Garcia, C., 2006. Application of Two Organic Amendments on Soil Restoration: Effects on the Soil Biological Properties. J Env. Qual 35, 1010–1017.

Topper, K.F., Sabey, B.R., 1986. Sewage Sludge as a Coal Mine Spoil Amendment for Revegetation in Colorado. J Env. Qual 15, 44–49.

Tordoff, G.M., Baker, A.J.M., Willis, A.J., 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. Chemosphere 41, 219–228.

USDA, 1960. Soil classification: a comprehensive system. U.S. Government Printing Office, [Washington].

Van Kekerix, L., Kay, B.L., 1986. Revegetation of disturbed land in California: an element of mined-land reclamation. California Department of Conservation, Division of Mines and Geology.

Vassilev, V., Fidancevska, E., Milosevski, M., Parvanov, S., Milosevski, D., Hristova-Vasileva, T., 2007. Composites based on industrial wastes IV. production of porous composites from Fe-Ni slag and waste glass. J. Univ. Chem. Technol. Metall. 42, 369–376.

Vázquez, F.J., Petrikova, V., Villar, M.C., Carballas, T., 1996. Use of poultry manure and plant cultivation for the reclamation of burnt soils. Biol. Fertil. Soils 22, 265–271.

Veillon, J.-M., 1993. Protection of floristic diversity in New Caledonia. Biodivers. Lett. 88–91.

Verhaegen, D., Assoumane, A., Serret, J., Noe, S., Favreau, B., Vaillant, A., Gâteblé, G., Pain, A., Papineau, C., Maggia, L., Tassin, J., Bouvet, J.-M., 2013. Structure and genetic diversity of Ixora margaretae an endangered species: A baseline study for

conservation and restoration of natural dry forest of New Caledonia. Tree Genet. Genomes 9, 511–524.

Villar, M.C., González-Prieto, S.J., Carballas, T., 1997. Evaluation of three organic wastes for reclaiming burnt soils: improvement in the recovery of vegetation cover and soil fertility in pot experiments. Biol. Fertil. Soils 26, 122–129.

Villar, M.C., Petrikova, V., Díaz-Raviña, M., Carballas, T., 2004. Recycling of organic wastes in burnt soils: combined application of poultry manure and plant cultivation. Waste Manag. 24, 365–370.

Voeller, P.J., Zamora, B.A., Harsh, J., 1998. Growth response of native shrubs to acid mine spoil and to proposed soil amendments. Plant Soil 198, 209–217.

Wang, H., Kimberley, M.O., Magesan, G.N., McKinley, R.B., Lee, J.R., Lavery, J.M., Hodgkiss, P.D.., Payn, T.W., Wilks, P.J., Fisher, C.R., others, 2006. Midrotation effects of biosolids application on tree growth and wood properties in a Pinus radiata plantation. Can. J. For. Res. 36, 1921–1930.

Wang, H., Magesan, G.N., Kimberley, M.O., Payn, T.W., Wilks, P.J., Fisher, C.R., 2004. Environmental and nutritional responses of a Pinus radiata plantation to biosolids application. Plant Soil 267, 255–262.

Wang, M.J., 1997. Land application of sewage sludge in China. Sci. Total Environ. 197, 149–160.

Watanabe, Y., Masunaga, T., Fashola, O.O., Agboola, A., Oviasuyi, P.K., Wakatsuki, T., 2009. Eucalyptus camaldulensis and Pinus caribaea growth in relation to soil physico-chemical properties in plantation forests in Northern Nigeria. Soil Sci. Plant Nutr. 55, 132–141.

Whitbread-Abrutat, P.H., 1997. The potential of some soil amendments to improve tree growth on metalliferous mine wastes. Plant Soil 192, 199–217.

Williamson, N.A., Johnson, M.S., Bradshaw, A.D., 1982. Mine Wastes Reclamation: The Establishment of Vegetation on Metal Mine Wastes. Mining Journal.

Wong, J.W.C., Su, D.C., 1997. The growth of Agropyron elongatum in an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge. Bioresour. Technol. 59, 57–62.

Yam, F.., 1984. Fertility values of organic wastes in colliery spoil reclamation. Ecol. Asp. Solid Waste Dispos. 7, 235–247.

Yi, H., Xu, G., Cheng, H., Wang, J., Wan, Y., Chen, H., 2012. An Overview of Utilization of Steel Slag. Procedia Environ. Sci. 16, 791–801.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Doses de boue de stations d'épuration utilisées dans des travaux de restauration de sites dégradés ou en sylviculture. 23

Tableau 2 : Quelques caractéristiques de boues d'épuration déposées sur sites dégradés 27

Tableau 3 : Liste des espèces déjà étudiées ou mises en contact avec les boues de station d'épuration 28

Tableau 4 : Caractéristiques de différentes fientes de poules utilisées pour des expérimentations. 30

Tableau 5: bref résumé des principales caractéristiques des sites expérimentaux et des principales mesures 49

Tableau 6 : Les paramètres physico-chimiques des boues pâteuses utilisées 51

Tableau 7 : les paramètres physico-chimiques des fientes de poules utilisées. 52

Tableau 8 : les paramètres physico-chimiques des scories utilisées. 53

Tableau 9 :Sewage sludge composition and limit values permitted in France for sewage sludge application in agriculture 68

Tableau 10 :Main physical and chemical properties of the soil (n = 6) and limit values permitted in France for sewage sludge application. CEC, Cation exchange capacity; EC, exchangeable cations, measured in ammonium acetate 69

Tableau 11 :Concentrations ($\mu g\ g^{-1}$) of trace elements in pine trees 5 years after sludge application. Values in italics do not include all data, only those from the most representative trees, and are not taken into account in analyses. Within a column, means followed by the same letter are not significantly different at P = 0.05. n.d., Not determined 80

Tableau 12 : Modèles linéaires de croissance en fonction de la dose de boues (H représente la taille des arbres en mètres et t le temps en années). 85

Tableau 13 : densité apparente des sols (5 ans après le début de l'expérimentation) 88

Tableau 14 : Quelques caractéristiques physico-chimique du sol avant la mise en place de l'expérimentation 104

Tableau 15 liste des paramètres étudiés 105

Tableau 16 : Caractéristiques physico-chimiques des fientes de poules et des boues d'épuration 106

Tableau 17 : Quantités des matières fertilisantes apportées aux plants en fonction des traitements appliqués. 107

Tableau 18 : hauteur moyenne des plants de Carpolepis laurifolia et Gymnostoma deplancheanum pour chacun des traitements 117

Tableau 19 : Analyses Anova à deux facteurs appliqués sur la hauteur de Carpolepis laurifolia 118

Tableau 20 : Analyse Anova à trois facteurs appliquée sur la hauteur de Gymnostoma deplancheanum 119

Tableau 21 : détermination des paramètres des relations représentant l'évolution de la croissance de Carpolepis laurifolia et de Gymnostoma deplancheanum 120

Tableau 22 : liste des paramètres des relations entre la vitesse de croissance et la taille des individus 122

Tableau 23 : comparaison des pentes et constantes à l' origine pour les modèles calculés à chaque traitement de Carpolepis laurifolia.et Gymnostoma deplancheanum (Les probabilités inférieures à 0,05 indiquent que les pentes ou les constantes à l'origine sont différentes entre elles). 124

Tableau 24 : Analyse Anova à trois facteurs du taux d'azote dans les plants..... 127

Tableau 25 : Analyse Anova à trois facteurs du taux de phosphore dans les plants 127

Tableau 26 : concentrations moyennes de différents métaux dans les tissus de C. laurifolia et G. deplancheanum 129

Tableau 27 : analyse de la variance à deux facteurs imbriqués (espèce et compartiment de l'espèce). Valeur exprimée en pourcentage de contribution à la variance. 130

Tableau 28 : tableau de corrélation de Pearson pour les éléments métalliques. Chaque comparaison comporte le coefficient de corrélation (valeur du dessus) et le niveau de significativité (valeur de la probabilité du dessous). 132

Tableau 29 : Quantités d'éléments traces métalliques dans les sols 134

Tableau 30 : caractéristiques physico-chimiques des boues d'épuration (STEP de Koutio). 140

Tableau 31 : les paramètres physico-chimiques des scories utilisées. 140

Tableau 32 : les contenants de chaque carotte artificielle 142

Tableau 33 : valeurs de taux de matière sèche (moyenne±σ) dans les différentes profondeurs des séries 151

Tableau 34 : valeurs de taux de matière organique en % (moyenne±SE) dans les différentes profondeurs de la série expérimentale ES. 153

Tableau 35 : Quantité d'azote en % de MS 154

Tableau 36: Quantité de phosphore en % de MS 154

Tableau 37 : Résumé du protocole expérimental sur le site de la verse à scorie (SLN, Doniambo) 156

Tableau 38 : taux de mortalité sur les placettes plantées 160

Tableau 39 : analyse Anova à trois facteurs de la mortalité sur les parcelles expérimentales. 160

Tableau 40 : analyse anova à deux facteurs sur le recouvrement des placettes amendées 162

Tableau 41 : données biologiques des plants de ligneux dans les placettes planes (moyenne±SE) 167

Tableau 42 : analyse anova trois facteurs concernant la concentration en azote et phosphore dans les plants en croissance sur site. 171

Tableau 43 : analyse Anova trois facteurs du rapport N/P dans les divers compartiments des plants 172

Tableau 44 : Concentrations en certains macro-éléments dans les feuilles, troncs et racines de *D. viscosa* et *C. insularis* ayant reçu ou non un apport de boues (moyenne ± SE). 176

Tableau 45 : Concentrations élémentaires dans les feuilles, troncs et racines de *D. viscosa* et *C. insularis* ayant reçu ou non un apport de boues (moyenne ± SE). 177

Tableau 46 : quantités de biomasse aérienne des plants des expérimentations n°1 et 3. 193

Tableau 47 : Quantités de N, P et K apportés par les biodéchets selon les expérimentations. 195

Tableau 48 : CAU_N et CAU_P pour les sites 1 et 3. 196

Tableau 49: ratio N/P (poids/poids) des différentes espèces végétales en fonction des traitements. 197

Tableau 50 ratio Ca/Mg dans la biomasse aérienne des différents plants. 200

Liste des figures

Figure 1 : Site minier abandonné avant (gauche) et après (droite) l'apport de matière organique composté (Dere et al., 2008) 32

Figure 2 : Aperçu du procédé de recyclage des scories dans la construction de route (d'après Emery, 1982) 34

Figure 3 : répartition des massifs de roches ultramafiques en Nouvelle-Calédonie (Jaffré et al., 1987); 1= site d'étude n°1 ; 2= site d'étude n°2 et 3=site d'étude n°3. 36

Figure 4: schéma du profil d'altération des roches péridotitiques en Nouvelle-Calédonie (Pelletier, 1990) 38

Figure 5 : Carte des sols de Nouvelle-Calédonie : 1 = site de l'ancienne pinède et 2 = site de la mine orpheline (d'après Fritsch, 2012)..... 39

Figure 6 : Un site dégradé sans revégétalisation (gauche) et avec revégétalisation (droite). 41

Figure 7 : Schéma de fonctionnement de la station d'épuration de Koutio, Nouvelle-Calédonie. 50

Figure 8 : Les boues pâteuses de la STEP de Koutio utilisées dans ces expérimentations. 51

Figure 9 : zone de stockage des scories sur le site industriel de Doniambo 53

Figure 10 : situation des sites expérimentaux. 1 : ancienne pinède (FDS) ; 2 : mine orpheline (mine Claudette) ; 3 : verse à scories (SLN). (carte IGN 1/100000) 54

Figure 11 : Vue satellite du site de l'ancienne pinède..... 54

Figure 12 : Vue satellite du site de la mine orpheline (La Coulée)..... 55

Figure 13 : vue satellite du site industriel de Doniambo (usine SLN). 55

Figure 14 : Synoptique de l'expérimentation du site 3 56

Figure 15 : Evolution des variables climatiques pendant la période expériementale (Données Météo-France, Station de Nouméa)..... 57

Figure 16 : Experimental site set-up. 70

Figure 17 : Density of three dominant ligneous species v. quantity of sludge over the 5 years of amendment. 73

Figure 18 :Total aboveground biomass at 5 years as a function of the dosage of sludge amendment. 73

Figure 19 : Pine tree density v. sludge application dosage for the different periods of time. Capped lines are ± s.e. 74

Figure 20 : Pine tree height v. age as a function of the different dosages of amendment in the current study and from Wang et al. (2006). Capped lines are ± s.e. 75

Figure 21 : Nitrogen and phosphorus concentrations in 5-year-old P. caribaea and S. leratii as a function of the dosage of sludge amendment. Capped lines are ± s.e. 76

Figure 22 :Quantities of nitrogen and phosphorus as a function of the dosage of sludge amendment. 77

Figure 23 : Available soil phosphorus versus sewage sludge dosage 5 years after spreading. Capped lines are ± s.e. 78

Figure 24 : Carbon concentration and carbon quantity in 5-year-old pine trees. Capped lines are ± s.e. 79

Figure 25: Hauteurs moyennes des pins en fonction des années de mesure 85

Figure 26 : Relation entre les hauteurs des pins et les diamètres des troncs pour tous les individus suivis. 86

Figure 27 : Quantité de biomasse totale mesurée et calculée selon le modèle d'Arias et al. (2011). 87

Figure 28 : Répartition granulométrique des sols selon les amendements en boues d'épuration. 88

Figure 29 : pH_{eau} et pH_{KCl} des sols en fonction des doses d'apports de boue d'épuration. 89

Figure 30: Concentrations de différents ions dans les fractions hydrosolubles des sols. 90

Figure 31 : Concentration en Ni, Fe et Cr dans les sols (extrait au DTPA et au KCl). 92

Figure 32 : Différentes étapes de l'extraction des spores de mychorizes dans les sols. 94

Figure 33 : L'observation des spores de mycorhizes (a: loupe binoculaire;b:boite de petri;c : l'observation via la loupe) 94

Figure 34 : Spores de champignons mycorhiziens à arbuscules dénombrés pour 100 g de sol. 95

Figure 35: Photographies du site expérimental de la Mine Claudette. A : terrain restructuré ; B : zone en terrasse à revégétaliser 103

Figure 36 : représentation synoptique du protocole expérimental 105

Figure 37 : sachets pré-pesés de matières fertilisantes. A : boues d'épuration ; B: Fientes de poules ; C : engrais inorganique 108

Figure 38 : Mise en place du protocole expérimental. A: piquetage des parcelles (GyFE-) ; B : introduction de boues pour parcelle méthode enfouie ; C : dépôt de fientes en surface ; D : dépôt d'engrais inorganique en surface ; E : paillage des plants; F: parcelle plantée. 109

Figure 39 : Positionnement des différentes parcelles sur site. 110

Figure 40 : mortalité de G. exul rubiginosa au bout d'un an. 111

Figure 41 : glissements de terrain sur la parcelle expérimentale. A : formation d'une ravine ; B : plant survivant de Carpolepis laurifolia emprisonné dans une ravine (placette CaBS-). 112

Figure 42 : mortalité de C.laurifolia et G.deplancheanum en fonction des traitements. 112

Figure 43 : taux de mortalité dans les différentes placettes (en %) 113

Figure 44 : Photographies de Carpolepis laurifoloia le jour de la plantation (A) puis après 4 années (B) et de Gymnostoma deplancheanum le jour de la plantation (C) puis après 4 années (D) 114

Figure 45 : Evolution de la taille de Carpolepis Laurifolia et Gymnostama deplancheanum en fonction des différents traitements appliqués. 115

Figure 46 : hauteur des plants de C. laurifolia et G. deplanchéanum agés de 5 ans en fonction des traitements. 116

Figure 47 : courbes d'ajustement des croissances de Carpolepis laurifolia et Gymnostoma deplancheanum selon les modèles (1) et (2) 121

Figure 48 : régressions linéaires, après transformation logarithmique de la vitesse de croissance des deux espèces plantées sur mine, en fonction de la taille des arbres (H = hauteur et v = vitesse). 123

Figure 49 : concentration en azote (moyenne±SE, n=3) dans les feuilles et les tiges de Carpolepis laurifolia et Gymnostoma deplancheanum , ayant reçu un amendement 5 ans auparavant. La ligne rouge indique les valeurs mesurées (L'Huillier et al., 2010) dans les feuilles de ces deux espèces. 126

Figure 50 : Analyse en composante principale des différents compartiments des plants installés sur la mine Claudette. Les deux premières composantes expliquent 53% de la variabilité des données d'origine. ellipse rouge : données correspondants aux feuilles de C. laurifolia ; ellipse verte : données correspondants aux tiges de C. laurifolia ; zone marron : données correspondants à G. deplancheanum. Point orange Ca-f ; point jaune : Ca-t ; point vert, Gy-f ; point rouge : Gy-t. 130

Figure 51 : Evolution des pH des sols en fonction des traitements et des espèces végétales. 133

Figure 52 : quantité de phosphore biodisponible dans les sols amendés ou non il y a 5 ans, selon les espèces végétales 134

Figure 53 : Les trois modalités de l'étude préliminaire sur colonnes 142

Figure 54 : Etapes de la mise en place du protocole expérimental. A : fixation des carottes ; B : perçage et remplissage ; C : couche de boues dans une carotte expérimentale ; D : colonnes finalisées. 143

Figure 55 : prélèvement d'échantillon avec spatule et flacon stérile (cas d'une carotte référence RS à z=53cm). 144

Figure 56 : Colonies de CTH dans les différentes couches des carottes de sol. 145

Figure 57 : Colonies de SF dans les différentes couches des carottes de sol. 146

Figure 58 : Profil des valeurs du pH (moyenne±SE) dans les différentes séries aux 3 temps de prélèvement. 147

Figure 59 : Profil des valeurs de conductivité (moyenne±SE) dans les différentes séries aux 3 temps de prélèvement..... 148

Figure 60 : Profil des teneurs en eau dans les différentes séries aux 3 temps de prélèvement. 150

Figure 61 : Profil des taux de matière volatile dans les différentes séries de carottes 153

Figure 62 : vue satellite de la zone d'étude. 156

Figure 63 : Préparation des placettes. A : traçage; B : 1ère couche de gravats tassée au rouleau ; C : placettes de la zone plane ; D : placette en pente ; E : dépôts de boues de STEP ; F : 2nde couche de gravats tassée ; G : vue satellite de la zone de travail. ... 158

Figure 64 : Représentation schématique de la zone expérimentale de la SLN. 159

Figure 65 : Cynodon dactylon (haut) et Chloris gayana (bas) au bout de 6 mois, sans (gauche) et avec (droite) boues d'épuration. 161

Figure 66 : Evolution du taux de recouvrement de Chloris gayana (A) et Cynodon dactylon (B) au niveau des placettes planes ayant reçu des boues. 162

Figure 67 : colonisation des placettes en pente par les deux espèces d'herbacées avec boue d'épuration : Cynodon dactylon à gauche et Chloris gayana à droite. 163

Figure 68 : évolution des hauteurs moyennes des deux espèces de ligneux. La flèche indique le jour du sacrifice des plants sur les placettes planes ; les valeurs indiquent le nombre d'individus total sur les 3 placettes d'un même traitement 165

Figure 69 : Représentation linéaire de la croissance des deux espèces ligneuses lors de la première année : estimation de la vitesse de croissance. 166

Figure 70 : aspects des plants prélevés sur les placettes de la SLN. a : Dodonaea viscosa sur placettes non amendées ; b : Croton insularis sur placettes non amendées ; c : Dodonaea viscosa sur placettes amendées ; d : Croton insularis sur placettes amendées. 168

Figure 71 : biomasse (moyenne±SE) des plants prélevés sur les placettes planes après 1 an de culture. 169

Figure 72 : Concentration en azote et phosphore dans les végétaux des terrains plats 170

Figure 73 : rapport N/P (moyenne±SE) dans les différents compartiments des plants 172

Figure 74 : Quantité en azote et phosphore retenu dans les végétaux des terrains plats 173

Figure 75 : ACP de la répartition des métaux dans individus de plants échantillonnés. A : D. Viscosa sans boues ; B : D. Viscosa avec boues ; C : C. insularis sans boues ; D : C. insularis avec boues 174

Figure 76 : ACP des compartiments des plants de C. insularis (en haut) et D. viscosa (en bas)..... 175

Figure 77 : ACP des métaux dans les sols pour les 3 sites expérimentaux (FDS = site 1 ; mine = site 2 ; scories = site3). 181

Figure 78 : classification par méthode euclidienne des différents sites (FDS = site 1 ; mine = site 2 ; scories = site 3). 182

Figure 79 : ACP des métaux dans le sol de l'ancienne pinède (site 1 ; CDE = référence du laboratoire)..... 183

Figure 80 : ACP des analyses chimiques dans les différents compartiments des espèces végétales utilisées aux cours des trois phases expérimentales (FDS = site 1 ; mine = site 2 ; SLN = site 3)..... 184

Figure 81 : concentration en Al dans les branches vs concentration en Mg dans les branches (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verses à scories)..... 185

Figure 82 : concentration en Al dans les feuilles vs concentration en Mg dans les feuilles (figurés rond et triangle= ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verses à scories)..... 185

Figure 83 : concentration en Cr dans les branches vs concentration en Fe dans les branches (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie)..... 187

Figure 84 : concentration en Cr dans les feuilles vs concentration en Fe dans les feuilles (figuré rond = pinus dans ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie)..... 187

Figure 85 : concentration en Ni dans les branches vs concentration en Fe dans les branches (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie)..... 188

Figure 86 : concentration en Ni dans les feuilles vs concentration en Fe dans les feuilles (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie)..... 189

Figure 87 : focus sur les faibles concentrations en Ni vs les faibles concentrations en Fe dans les feuilles (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie)..... 189

Figure 88 : Concentration en Ni dans les branches vs concentration en Cr dans les branches (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie)..... 190

Figure 89 : concentration en Ni dans les feuilles vs concentrations en Cr dans les feuilles (figurés rond et triangle = ancienne pinède ; carrés et losanges = mine orpheline ; croix = verse à scorie)..... 191

Figure 90 : focus sur les faibles concentrations en Ni dans le feuilles vs les faibles concentrations en Cr dans les feuilles (figurés rond et triangle = ancienne pinède, carrés et losanges = mine orpheline, croix = verse à scorie). 191

Figure 91 : modèle de croissance hauteur vs temps pour les différentes espèces végétales..... 192

Figure 92 : biomasse des espèces végétales en fonction de leur hauteur 194

Figure 93 : Ratio N/P en fonction de la dose de boues d'épuration. 199