



HAL
open science

Impacts agronomiques et environnementaux de l'épandage de vinasse et de cendre de charbon/bagasse sur les terres agricoles de l'Île Maurice

Aneeza Mooniaruck Soobadar

► **To cite this version:**

Aneeza Mooniaruck Soobadar. Impacts agronomiques et environnementaux de l'épandage de vinasse et de cendre de charbon/bagasse sur les terres agricoles de l'Île Maurice. Sciences agricoles. Université d'Avignon, 2009. Français. NNT : 2009AVIG0621 . tel-00464233

HAL Id: tel-00464233

<https://theses.hal.science/tel-00464233>

Submitted on 16 Mar 2010

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.



UNIVERSITE D'AVIGNON ET DES PAYS DE VAUCLUSE

THESE

Présentée pour obtenir le grade de Docteur en Sciences
de l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse

SPECIALITE : Agronomie

**IMPACTS AGRONOMIQUES ET ENVIRONNEMENTAUX DE L'EPANDAGE DE VINASSE ET DE
CENDRE DE CHARBON/BAGASSE SUR LES TERRES AGRICOLES DE L'ILE MAURICE**

par Aneeza Soobadar

soutenue le 7 Juillet 2009 devant un jury composé de :

Prof Vincent Vallès	Président du Jury	Université d'Avignon
Dr René Ng Kee Kwong	Directeur de thèse	MSIRI- île Maurice
Dr Yves Dudal	Directeur de thèse	INRA-Montpellier
Dr Catherine Massiani	Rapporteur	Université d'Aix en Provence
Dr Alain Albrecht	Rapporteur	IRD-Madagascar
Dr Pierre Francois Chabalièr	Examineur	CIRAD-île de la Réunion
Dr Claude Ricaud	Examineur	Société Royale des Arts et des Sciences de l'île Maurice



Laboratoire : Département de Chimie Agricole
Institut de Recherche de l'Industrie Sucrière de Maurice



Laboratoire : UMR Environnement Méditerranéen et
Modélisation des Agro-Hydro Systèmes (EMMAH)
INRA-Avignon

Table des matières

Remerciements	vi
Liste des Figures	vii
Liste des Tableaux	xi
Liste des Annexes	xiii
Résumé	xv
Abstract	xix
Chapitre 1 Problématique de la filière canne à sucre à l'île Maurice	1
1.1 Introduction	2
1.2 Les déchets issus de la fabrication d'éthanol et de production d'énergie électrique	3
1.3 Les grands objectifs de l'étude	5
1.4 Bibliographies	8
Chapitre 2 Le système sol-eau-plante et l'épandage des déchets	9
2.1 Le sol : une interface entre le monde minéral et organique	10
2.2 La composition du sol	11
2.2.1 La fraction minérale et la phase gazeuse	11
2.2.2 La matière organique du sol	12
2.3 Les sols de l'île Maurice	14
2.4 L'apport des déchets aux sols	16
2.5 Impacts environnementaux des déchets	19
2.5.1 Présence des métaux lourds	19
2.5.2 Présence de micro polluants organiques	20
2.5.3 Les éléments nutritifs comme polluants	22
2.6 Disponibilité des polluants par rapport aux plantes	22
2.7 Les déchets de l'industrie cannière mauricienne	24
2.7.1 Les Vinasses	24
2.7.1.1 La composition chimique	24

2.7.1.2	Les études réalisées sur les vinasses en particulier en culture cannière	26
2.7.1.3	L'impact de la vinasse sur la mobilisation des métaux lourds dans le sol	29
2.7.2	Les cendres volantes de charbon et de bagasse	31
2.7.2.1	Nature et composition chimique	31
2.7.2.2	Les études réalisées sur les cendres de charbon et de bagasse	34
2.8	Réglementation de l'épandage des déchets	38
2.9	Problématique et démarches adoptées	40
2.10	Bibliographies	42
Chapitre 3 Démarches expérimentales		55
3.1	Les essais aux champs	56
3.2	Le plan d'expérience	57
3.3	Les cendres de charbon/bagasse	57
3.4	Les vinasses	59
3.5	Echantillonnage du sol	59
3.6	Analyses physico-chimiques des sols, cendres et vinasses	60
3.6.1	Humidité et masse sèche	60
3.6.2	pH du sol	60
3.6.3	Conductivité électrique (CE)	61
3.6.4	Granulométrie	61
3.6.5	Analyses des éléments majeurs et traces	61
3.6.6	Détermination des Hydrocarbures Polyaromatiques (HPAs) et des Biphényles Polychlorinés (HPCs) dans les cendres	63
3.7	Echantillonnage de la feuille de la canne à sucre (Diagnostic Foliaire)	63
3.8	Echantillonnage et préparation pour l'analyse des tiges, sommets et pailles de la canne à sucre	64
3.8.1	Dosage de N	65
3.8.2	Dosage de P	65
3.8.3	Dosage de K	66

3.8.4	Analyse de la feuille, tige, et paille pour les métaux lourds	66
3.9	Rendements en canne et en sucre des essais	67
3.10	Le dispositif expérimental en lysimètre	67
3.11	Étude de la matière organique dissoute (MOD) de la vinasse	68
3.11.1	Carbone organique dissout -incubation au laboratoire (Ile Maurice / Avignon)	70
3.11.2	Fractionnement de la vinasse par dialyse	71
3.11.3	Mesure de fluorescence	72
3.11.4	Complexation métallique	72
3.12	Etude d'adsorption des pesticides sur les cendres	73
3.12.1	Incubation à 4°C au réfrigérateur pour établir les isothermes d'adsorption	74
3.13	Bibliographies	77
Chapitre 4	Caractérisation des vinasses et des cendres de bagasse/charbon et leurs effets sur le sol	79
4.1	Caractéristiques des vinasses de distillerie à l'île Maurice	80
4.1.1	Éléments minéraux	80
4.1.2	Carbone organique total et carbone organique dissout	82
4.1.3	Conclusion	83
4.2	Caractéristiques des cendres de bagasse et de charbon des centrales thermiques à l'île Maurice	84
4.2.1	Éléments minéraux	84
4.2.2	Métaux lourds	85
4.2.3	Les micropolluants organiques	87
4.2.4	Conclusion	87
4.3	Éléments minéraux et métaux lourds dans les sols avant les essais aux champs	88
4.3.1	Éléments minéraux et métaux lourds	88
4.3.2	Conclusion	88
4.4	Impact des épandages des vinasses et des cendres de charbon sur les caractéristiques du sol	91
4.4.1	pH	91
4.4.2	Salinité	93

4.4.3	Carbone organique	94
4.4.4	Les bases échangeables	96
4.4.5	Les métaux lourds	99
4.5	Effets des cendres de charbon sur la sorption des herbicides atrazine et hexazinone	101
4.5.1	Les isothermes de sorption	101
4.5.2	Sorption de l'atrazine et d'hexazinone	103
4.5.3	Comparaison de sorptivité des différents adsorbants	107
4.6	Conclusion	108
4.7	Bibliographies	109
Chapitre 5	Effets des épandages de la vinasse et de la cendre de charbon sur la culture de la canne à sucre	115
5.1.	Effet de la vinasse sur le rendement de la canne à sucre	116
5.2.	Effet de la vinasse sur l'état nutritionnel NPK de la canne à sucre	120
5.3.	Effet de la cendre de charbon sur le rendement de la canne à sucre	125
5.4.	Effet de la cendre de charbon sur l'état nutritionnel NPK de la canne à sucre	129
5.5.	Les métaux lourds	133
5.6.	Conclusion	135
5.7	Bibliographies	135
Chapitre 6	Effets des épandages de la vinasse et de la cendre de bagasse sur la qualité des eaux	137
6.1	Conductivité électrique et pH de l'eau	138
6.2	Le nitrate et le phosphate dans les eaux de percolations	141
6.3	Effet sur la lixiviation des micropolluants organiques	145
6.4	Evolution du Carbone organique dissout (COD) de la vinasse	146
6.5	Matrice d'excitation-emission du spectre de fluorescence et la capacité de complexation avec Cu ²⁺	148
6.6	Les métaux lourds dans les eaux	150

6.7	Conclusion	152
6.8	Bibliographies	153
Chapitre 7 Discussion générale et conclusion		157
7.1.	Problématique des déchets de l'industrie cannière de l'île Maurice	158
7.2.	Épandage de la vinasse	160
7.3.	Épandage de la cendre de charbon et de bagasse	161
7.4.	Conclusion	162
7.5.	Bibliographies	162
Annexes		164

Remerciements

Cette thèse est le fruit de quatre années de travail au cours desquelles plusieurs personnes ont constitués au delà de la production des connaissances, le coeur même de cette expérience qui fut la mienne.

Les travaux présentés dans ce mémoire ont été réalisés dans les laboratoires du Département de Chimie Agricole, de l'Institut de Recherche de l'Industrie Sucrière de l'île Maurice, (MSIRI), et à l'Institut National de la Recherche Agronomique, (INRA), d'Avignon en France. Avant toute chose, je remercie mes deux directeurs de thèse, le Dr René Ng Kee Kwong et le Dr Yves Dudal. J'ai beaucoup apprécié la confiance qu'ils ont placée en moi et leur rigueur scientifique lors des expérimentations aux champs et lors des analyses aux laboratoires sans oublier durant la rédaction de la thèse.

Ce travail a pu être réalisé grâce à la collaboration des centrales thermiques de Belle Vue, de FUEL et d'Union Saint Aubin, et des distilleries d'Alcodis et de la propriété sucrière de Médine. Mes remerciements s'adressent aux directeurs et personnels de ces institutions et surtout à tous les opérateurs de sites lors de mes prélèvements d'échantillons de cendres de charbon et bagasse, et de vinasses.

Dans ce genre d'entreprise, il faut aussi un cadre, un endroit pour travailler. Et là le constat est définitif. Il est facilement constatable que les conditions de travail pour les doctorants aux laboratoires du MSIRI sont parmi les meilleures à l'île Maurice, et je tiens tout de suite à remercier mon responsable de département Monsieur Assenjee Bholah pour sa flexibilité pendant le travail de thèse- car cela m'a pris quand même 50% de mon temps professionnel.

Je remercie également l'Agence Universitaire de la Francophonie (AUF) pour les bourses de mobilités pour la formation doctorale octroyées tous les ans et le Groupement d'Intérêt Public-Agence Nationale de la Recherche (GIP-ANR) pour les soutiens financiers additionnels.

Je voudrais remercier les deux stagiaires qui m'ont donné un coup de main considérable au laboratoire, Satish Matapullut et Sweta Gungah. Nul doute que leurs contributions ont été forts appréciées.

Je voudrais faire une mention spéciale à Ghislain Sevenier à l'INRA d'Avignon qui m'a beaucoup aidé à faire avancer les analyses sur le COT mètre.

Un grand merci à Pooven Ramigadu, qui fut d'un grand aide pendant l'enclenchement et le suivi des expérimentations aux champs.

Sur ce chemin parfois de peine, j'ai aussi eu la chance de trouver des gens bienveillants à mon égard et qui ont réussi à me supporter, comme, Tesha Mardamootoo, et Lynley Volcy, au laboratoire de Chimie Agricole de la MSIRI.

Les derniers mots de ce court préambule seront pour mon époux Afsar et pour ma famille qui m'ont assidûment soutenu durant ce long voyage parfois sinueux, qu'est le parcours du doctorant.

Liste des Figures

Figure 1.1	Schéma de la future industrie cannière à l'île Maurice avec accent sur la valorisation des co-produits de la canne à sucre (MAAS, 2007)	4
Figure 1.2	Les grandes étapes du travail de la thèse	7
Figure 2.1	Le sol et son interaction avec l'atmosphère, la biosphère, l'hydrosphère et la lithosphère (Gobat <i>et al.</i> , 2003)	10
Figure 2.2	Les différents types de sols à l'île Maurice d'après la carte pédologique de Willaime (1984)(<i>United States Department of Agriculture</i>)	15
Figure 2.3	Répartition des éléments traces métalliques dans les différents composants du sol d'après Brown <i>et al.</i> , (1999)	30
Figure 2.4	Illustration schématique des impacts agronomiques et environnementaux de l'utilisation des cendres volantes d'après Carlson et Adriano (1993)	41
Figure 2.5	Démarche expérimentale adoptée dans l'étude	42
Figure 3.1	Plan expérimental pour les essais à Belle Rive, Union Park, Pamplemousses et Médine	57
Figure 3.2	Repliement des limbes foliaires juste après l'échantillonnage aux champs et enlèvement de la nervure médiane	64
Figure 3.3	Les activités pour la mise en place des essais en lysimètre à Belle Rive et à Réduit	69
Figure 3.4	Lecteur microplaque (96 puits) pour la complexation métallique	73
Figure 3.5	Incubation des mélanges sols et cendres avec les herbicides atrazine et hexazinone dans le noir au réfrigérateur à 4°C	75
Figure 4.1	Matrice d'excitation-émission de fluorescence de la vinasse	83
Figure 4.2	Chromatogramme d'un échantillon de cendre de bagasse illustrant la pique du HPA fluorène (Colonne : HP-5MS 30m de long, gaz porteur : Hélium).	87
Figure 4.3	Le pH du sol un, 12 et 24 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon dans les essais à Belle Rive, Union Park, Pamplemousses et Médine	92

Figure 4.4	La conductivité électrique du sol un et 12 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon dans les essais à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	93
Figure 4.5	Le carbone organique du sol un, 12 et 24 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	95
Figure 4.6	Le potassium échangeable du sol un et 12 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon dans les sols de Belle Rive et Médine	96
Figure 4.7	Le sodium échangeable du sol un et 12 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon dans les sols de Union Park et de Médine	98
Figure 4.8	Le calcium échangeable du sol un et 12 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon dans les sols de Belle Rive et de Médine	98
Figure 4.9	Le magnésium échangeable du sol un et 12 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon dans les sols de Belle Rive et de Médine	99
Figure 4.10	Isotherme d'adsorption de Langmuir pour hexazinone après 17h et 240h de sorption (les points correspondent aux résultats expérimentaux, les lignes aux résultats modélisés).	105
Figure 4.11	Isotherme d'adsorption de Langmuir pour atrazine après 17h et 240h de sorption (les points correspondent aux résultats expérimentaux, les lignes aux résultats modélisés).	106
Figure 5.1	Rendements moyens (canne vierge+1R+2R) en canne et en sucre à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine après l'apport de vinasse à 25, 50 et 100m ³ /ha	118
Figure 5.2	L'azote prélevé à la récolte par la canne à sucre (moyenne de la canne vierge et de la première repousse) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 25, 50 et 100m ³ /ha de vinasse	120
Figure 5.3	Concentrations de NPK dans la 3 ^{ème} feuille de la première repousse de la canne à sucre à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 25, 50 et 100m ³ /ha de vinasse	122

Figure 5.4	Le phosphore prélevé à la récolte par la canne à sucre (moyenne de la canne vierge et de la première repousse) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 25, 50 et 100m ³ /ha de vinasse	123
Figure 5.5	Le phosphore prélevé à la récolte par la canne à sucre (moyenne de la canne vierge et de la première repousse) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 25, 50 et 100m ³ /ha de vinasse	124
Figure 5.6	Rendements moyens (canne vierge+1R+2R) en canne et en sucre à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine après l'apport de cendre de charbon 50, 100 T/ha et à un taux 50T/ha cendre de charbonet mélangée avec 50m ³ /ha vinasse	128
Figure 5.7	L'azote prélevé par la canne à sucre à la récolte (moyenne de la canne vierge et de la première repousse) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 50T/ha et 100T/ha de cendre de charbon	129
Figure 5.8	Le phosphore prélevé par la canne à sucre à la récolte (moyenne de la canne vierge et de la première repousse) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 50T/ha et 100T/ha de cendre de charbon	130
Figure 5.9	Le potassium prélevé par la canne à sucre à la récolte (moyenne de la canne vierge et de la première repousse) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 50T/ha et 100T/ha de cendre de charbon	131
Figure 5.10	Concentrations de NPK dans la 3 ^{ème} feuille de la première repousse de la canne à sucre à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 50T/ha et de 100T/ha de cendre de charbon	132
Figure 5.11	Les concentrations de métaux lourds (Cu, Zn, Mn, Pb, Ni) dans la partie aérienne de la canne vierge (tige, paille et sommet) une année après l'épandage de 50 et 100m ³ /ha de vinasse à Belle Rive et à Medine	133
Figure 5.12	Les concentrations de métaux lourds (Cu, Zn, Mn, Pb, Ni) dans la partie aérienne de la canne (tige, paille et sommet) une année après l'épandage de 50 et 100T/ha de cendre de charbon à Belle Rive et à Medine	134

Figure 6.1	Evolution de la conductivité électrique dans les eaux percolant des lysimètres de Belle Rive (15 000L de percolât enregistrés) et Réduit (5560L de percolât enregistrés) durant la période novembre 2005 à septembre 2008	139
Figure 6.2	Évolution du pH dans les eaux percolant des lysimètre de Belle Rive et Réduit durant la période 2005-2008	140
Figure 6.3	Concentration de N- NO ₃ ⁻ dans les eaux de percolation des lysimètres de Belle Rive (moyenne de 12 800L) et Réduit (moyenne de 4720L) durant la période de croissance 2005 à 2008	142
Figure 6.4	Concentration de l'ortho phosphate dans les eaux percolant à un mètre de profondeur des lysimètres à Belle Rive et à Réduit durant la période de Janvier à Mars/ Avril 2006	144
Figure 6.5	Évolution du carbone organique dissout (mg/L) quand la vinasse fut incubée à deux taux (330 et 660 m ³ /ha) et à deux températures (4 et 23°C) avec le sol de Union Park	147
Figure 6.6	Matrices d'excitation-émission des différentes fractions de la vinasse Les valeurs entre parenthèses indiquent l'intensité de fluorescence pour les piques aux intensités maximums	149
Figure 6.7	Les métaux lourds dans les eaux de percolation aux lysimètres de Belle Rive et Réduit durant la période 2005 à 2008	151

Liste des Tableaux

Tableau 1.1	L'industrie sucrière mauricienne en chiffres en 2007 et en 2015	5
Tableau 2.1	Caractéristiques principaux des sols sous culture de canne à sucre à l'île Maurice (Willaime, 1984)	16
Tableau 2.2	Teneurs moyennes d'éléments fertilisants dans les déchets épandus en agriculture, (Chabalier <i>et al.</i> , 2006)	17
Tableau 2.3	Seuils des métaux lourds et micropolluants organiques réglementant l'épandage des boues d'épuration sur le sol agricole	20
Tableau 2.4	Caractéristiques des vinasses des distilleries d'éthanol à partir de la mélasse de la canne à sucre	25
Tableau 2.5	Les caractéristiques chimiques des cendres volantes de charbon et de bagasse rapportées dans la littérature. Les concentrations sont exprimées en mg/kg	33
Tableau 3.1	Composition de la cendre volante de charbon utilisée dans les essais aux champs	58
Tableau 3.2	Composition de la vinasse en provenance des distilleries d'Alcodis et de Médine utilisée dans les essais aux champs	59
Tableau 3.3	Protocole pour incubation à 4°C des mélanges sols et cendres de charbon avec les herbicides atrazine et hexazinone	75
Tableau 3.4	Protocole pour incubation à 4°C des mélanges sols et cendres de charbon avec les herbicides atrazine et hexazinone	76
Tableau 4.1	Valeurs moyennes et écart-types des résultats d'analyses réalisées sur les vinasses à l'île Maurice	80
Tableau 4.2	Les valeurs moyennes des principaux éléments dans les cendres issues des centrales thermiques à l'île Maurice	84
Tableau 4.3	Teneurs en métaux lourds dans les cendres issues des centrales thermiques à l'île Maurice	86
Tableau 4.4	Les caractéristiques chimiques des sols des quatre essais à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	89
Tableau 4.5	Les bases échangeables et les métaux lourds des sols des quatre essais à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	90

Tableau 4.6	Les concentrations des métaux lourds attendues dans le sol de Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite aux apports des cendres de charbon et des vinasses	100
Tableau 4.7	Valeurs des paramètres de sorption pour les herbicides hexazinone et atrazine obtenues après 17 et 240h de contact avec le sol, la cendre et le mélange sol/cendre.	103
Tableau 4.8	Comparaison de sorption par le sol, la cendre de bagasse, la cendre de charbon, les mélanges sol/cendre/vinasse quatre et 14 jours après avoir reçu les mêmes quantités des herbicides hexazinone et atrazine	107
Tableau 5.1	Rendements en canne (T/ha) et en sucre (T/ha), après apport de vinasses aux quatre sites expérimentaux de Belle Rive (BR), Union Park (UP), Pamplémousses (PSES) et Médine (MED)	117
Tableau 5.2	Rendement en canne (T/ha) et en sucre (T/ha), après apport de cendre de charbon aux quatre sites expérimentaux de Belle Rive (BR), Union Park (UP), Pamplémousses (PSES) et Médine (MED)	126
Tableau 6.1	Le carbone organique total, le Log K_{mb} et la concentration la plus probable du complexe MOD-Cu pour la vinasse non-fractionnée et ses différentes fractions de dialyse	149

Liste des Annexes

Annexe1	La conductivité électrique (CE) des sols à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine, 24 mois après l'épandage de la vinasse et de la cendre de charbon	165
Annexe 2	Le calcium échangeable 1 et 12 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Union Park et Pamplémousses	165
Annexe 3	Le calcium échangeable 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	165
Annexe 4	Le magnésium échangeable 1 et 12 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Union Park et Pamplémousses	166
Annexe 5	Le magnésium échangeable 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	166
Annexe 6	Le potassium échangeable 1 et 12 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Union Park et Pamplémousses	166
Annexe 7	Le potassium échangeable 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	167
Annexe 8	Le sodium échangeable 1 et 12 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Belle Rive et Pamplémousses	167
Annexe 9	Le sodium échangeable 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	167
Annexe 10	Le cuivre dans le sol (0-30cm) un et 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	168
Annexe 11	Le zinc dans le sol (0-30cm) un et 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	168

Annexe 12	Le nickel dans le sol (0-30cm) un et 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	169
Annexe 13	Le manganèse dans le sol (0-30cm) un et 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	169
Annexe 14	Le plomb dans le sol (0-30cm) un et 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon pour les 4 sites expérimentales à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	170
Annexe 15	Le mercure dans le sol (0-30cm) un et 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon pour les 4 sites expérimentales à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine	170
Annexe 16	Les concentrations de métaux lourds dans le sol (0-30cm) 12 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon pour les quatre sites expérimentaux à Belle Rive (BR), Union Park (UP), Pamplémousses (PSES) et Médine (MED)	171
Annexe 17	Les concentrations de métaux lourds (Cu, Zn, Mn, Pb, Ni) dans la partie aérienne de la canne (tige, paille et sommet) une année après l'épandage de 50 et 100m ³ /ha de vinasse à Union Park et Pamplémousses	172
Annexe 18	Les concentrations de métaux lourds (Cu, Zn, Mn, Pb, Ni) dans la partie aérienne de la canne (tige, paille et sommet) une année après l'épandage de 50 et 100T/ha de cendre de charbon à Union Park et Pamplémousses	172

Résumé

Des 85 000 hectares de terres agricoles à l'île Maurice, près de 85% est occupé par la canne à sucre, le reste étant composé de maraichage et des cultures fruitières. Pour assurer sa pérennité et sa viabilité économique à long terme, l'industrie cannière s'appuie dans son programme de réforme sur une revalorisation de ses sous produits en développant une industrie d'éthanol à partir de la mélasse et en utilisant plus efficacement la bagasse durant la période de récolte pour produire l'électricité. Cependant ces deux filières génèrent beaucoup de déchets (400 000 T/an de vinasse durant la distillation d'éthanol, et 40 000 T/an de la cendre de charbon/bagasse durant la production d'énergie électrique), qu'il faudrait valoriser et gérer avec le moins d'effet néfaste possible sur l'environnement. Parmi les moyens disponibles pour la gestion de ces déchets, le recyclage agricole semble être le plus attrayant du point de vue agronomique et également sous l'aspect de protection de l'environnement. Dans ce contexte pour valider cette pratique de recyclage agricole à l'île Maurice, une étude a été entreprise pour connaître les effets de l'épandage de fortes doses de vinasse et des cendres de bagasse/charbon sur les sols, la culture de la canne à sucre et sur la qualité des ressources en eau.

L'analyse de la vinasse et de la cendre de charbon et de bagasse échantillonnées à intervalle régulier de trois mois entre 2005 et 2008 a montré que leur composition chimique est très variable. Néanmoins la caractérisation de la vinasse a confirmé qu'avec sa teneur en K (moyenne de 9.37 g/L), elle est utile principalement comme engrais potassique quoiqu'à un taux de 100 m³/ha son apport en termes d'azote (moyenne de 122 kg N/ha) et en matière organique (8-15% de matière sèche) sera aussi appréciable. Des métaux lourds (Cu, Zn, Ni, Mn, Pb) étaient également présents dans la vinasse mais leurs concentrations étaient négligeables et ne dépassaient souvent pas la limite de détection du spectrophotomètre d'absorption atomique utilisé pour la mesure (5 mg/kg pour le Cu, Zn, Ni, Pb, 10 mg/Kg pour le Mn)

A l'opposé de la vinasse qui est acide (pH de 4.5 en moyenne), la cendre de bagasse ou de charbon possède un pH alcalin variant entre 7.5 à 11.5, et peut de ce fait, être utilisée comme amendement pour corriger l'acidité dans les sols. Appliquée à un taux de 100 T/ha, la cendre de charbon représenterait une source importante de potassium (moyenne de 139 kg K/ha) et surtout de phosphore (moyenne de 298 kg P/ha) à la canne à sucre.

Contenant très peu de métaux lourds (Cu, Zn, Ni, Mn, Pb et Hg) et en général pas de micropolluants organiques, la cendre de charbon ne risque pas d'accentuer la présence de ces polluants organiques ou inorganiques dans le sol, dans la canne à sucre ou dans la nappe phréatique. Les études au laboratoire ont par contre démontré que la cendre de bagasse/charbon était capable de fortement immobiliser par adsorption, les herbicides atrazine et hexazinone avec des valeurs de K_m (coefficients de sorption) de 0.13 pour atrazine et 0.32 pour hexazinone, rendant minime le risque de transfert de ces herbicides vers la nappe souterraine.

Les analyses de sol ont confirmé que l'apport de la vinasse baissait le pH (de 5.9 à 5.4 en moyenne), mais cette baisse n'était que temporaire et pas assez significative pour affecter la croissance de la canne. Le pH du sol retournait à sa valeur initiale peu de temps après l'épandage de 100 m³/ha de la vinasse. La cendre de charbon avait eu un effet inverse en augmentant le pH du sol quoique cette hausse ne fût également pas significative pour la culture de la canne. Epandues à 100 m³/ha et à 100 T/ha la vinasse et la cendre de charbon, respectivement, avaient tendance à hausser la salinité du sol qui restait toutefois bien en dessous du seuil de 1700 µS/cm acceptable pour la culture de la canne à sucre. Si la vinasse à 100 m³/ha augmentait le carbone organique dans certains sols, tel ne fut cependant pas le cas pour la cendre de charbon à 100 T/ha.

La vinasse comme la cendre de charbon avait un effet positif sur le niveau de calcium et de magnésium échangeables dans le sol. Ainsi à 100 T/ha la cendre de charbon augmentait dans le sol de Pamplemousses le Ca échangeable de 3.40 à 6.61 cmol⁺/kg après 12 mois, tandis que durant cette même période la vinasse à 100 m³/ha, et malgré sa forte teneur en potassium, portait le Ca échangeable de 1.66 à 1.83 cmol⁺/kg dans le sol de Union Park.

Les essais aux champs établis dans quatre localités avec des doses croissantes de vinasse (25, 50 et 100 m³/ha) ont montré que le rendement de la canne à sucre que ce soit sous forme de canne ou de sucre n'était pas affecté de façon négative par ce déchet. Au contraire les résultats obtenus durant les trois années d'étude, qui ont permis de récolter une canne vierge et deux repousses, ont démontré que la vinasse avait donné un meilleur rendement en canne (moyenne de 84.9 T/ha annuellement pour les quatre sites) que le traitement recevant NPK uniquement sous forme d'engrais minéraux (moyenne de 77.3

T/ha annuellement pour les quatre sites). Puisque tous les traitements avaient reçu le même taux d'azote et de phosphate, ce rendement plus élevé de la vinasse était A part une meilleure nutrition potassique, probablement dû à une amélioration de la qualité du sol grâce aux matières organiques apportées par la vinasse.

D'autre part, la cendre de charbon à 100 T/ha était définitivement néfaste à la canne à sucre comme indiqué par le rendement en canne plus faible (moyenne de 67.5 T/ha annuellement pour les quatre sites). A 50 T/ha, l'effet de la cendre de charbon sur le rendement dépendait du type de sol, étant plus affecté dans les sols lessivés comme à Belle Rive que dans les sols moins lessivés de la zone sous humide comme à Pamplémousses. En raison de leur faible teneur en métaux lourds, la vinasse aussi bien que la cendre de charbon n'ont pas d'effet sur la concentration des métaux lourds présents dans la canne à sucre.

Pour connaître l'effet de l'épandage de 100 m³/ha de vinasse et de 100 T/ha de cendre de bagasse sur la qualité des eaux souterraines, l'eau percolant après chaque grosse pluie à un mètre de profondeur sous des lysimètres établis sur deux sites avec une pluviométrie différente (1500 mm/an à Réduit et plus de 3500 mm/an à Belle Rive) avait été recueillie et analysée durant la période 2005 à 2008. Les résultats ont montré que la vinasse à 100 m³/ha n'accentuait pas les pertes d'azote sous forme de nitrate. Les métaux lourds les plus mobiles en l'occurrence le cuivre, le zinc et le nickel ont également été retrouvés dans les percolâts mais leurs teneurs restaient bien en dessous des seuils recommandés pour l'eau potable préconisé par l'Organisation Mondiale de la Santé , c'est-à-dire, 1mg Cu/L, 5mg Zn/L et 0.02 mg Ni/L.

Les résultats de quenching de fluorescence de la matière organique dissoute de la vinasse et de ses fractions (issues de la dialyse) avec le cuivre ont confirmé une bonne complexation entre cette matière organique dissoute et le cuivre. La cendre de bagasse n'avait pas engendré une présence plus prononcée des métaux lourds et des micropolluants organiques dans les eaux drainant à un mètre de profondeur des lysimètres. La seule différence remarquée entre la vinasse et la cendre de bagasse, était une capacité accrue de cette dernière à mobiliser le nitrate dans le sol. Ainsi suite à l'apport de 100 T/ha de cendre de bagasse, la concentration du nitrate dans les percolâts avait durant la période de novembre 2005 à février 2008 dépassé en de nombreuses

occasions à Belle Rive et Réduit respectivement, le seuil de 10 mg N-NO₃⁻ /L recommandé pour l'eau potable par l'Organisation Mondiale de la Santé.

En conclusion, cette étude a donné des résultats forts intéressants et valables qui indiquent que si l'épandage des fortes doses de vinasse peut être accepté, celle de la cendre de charbon est à éviter puisqu'elle n'est pas sans conséquence nuisible pour les sols ou les cultures et même les eaux souterraines. En effet, les fortes doses de cendre de charbon dans les champs de canne à l'île Maurice, conduiraient à une baisse de production et à une pollution plus accentuée de la nappe souterraine par le nitrate.

***Mots clés :** déchets, industrie sucrière, éléments nutritifs, rendement, métaux lourds, matière organique dissoute, nappe souterraine*

Abstract

Of the 85 000 hectares of arable land in Mauritius, sugar cane occupies some 85% of that area, the remainder is made up mostly of vegetables and fruit trees. To ensure its economic viability and long term sustainability, the sugar cane industry through a reform program is striving to add value to its by-products by producing ethanol from molasses and by optimizing energy production from bagasse during the harvest season. However these two avenues generate considerable wastes (400 000 T/yr of vinasse during ethanol distillation and 40 000 T/yr of coal/bagasse ash during the production of electricity), which have to be judiciously disposed of with a minimum of risk to the environment. Among the disposal means for these wastes, the application of vinasse and coal/bagasse ash to agricultural land is believed to represent the most sensible economic option from both the agronomic and environmental point of view. In this context before recommending elimination of the wastes through disposal on agricultural lands, a study has been conducted to determine the effects of high doses of vinasse and coal/bagasse ash on soil quality, on the sugar cane plant and on groundwater quality.

Analyses of vinasse samples collected at regular intervals of three months during 2005 to 2008 showed that its chemical composition was very variable. However these analyses also showed that as vinasse contained on average 9.37 g/L of K, its fertilization value was mostly as a source of potassium. Nevertheless at an application rate of 100 m³/ha vinasse, it can in addition represent a significant source of N (average of 122 kg N/ha) and of organic matter (average of 8-15 % dry matter). Vinasse also contained heavy metals (Cu, Zn, Ni, Mn, Pb) but their concentrations were negligible and were well below the detection limit of the atomic absorption spectrophotometer (5 mg/kg for Cu, Zn, Ni, Pb and 10mg/kg for Mn).

As opposed to vinasse which is acidic in nature (an average pH of 4.5), coal or bagasse ash is alkaline with a pH varying between 7.5 and 11.5 and can therefore be used to amend soil acidity. When applied at 100 T/ha coal ash would represent a significant source of potassium (average of 139 kg K/ha) and of phosphorus (average of 298 kg P/ha) to the sugar cane crop. Due to its low contents of heavy metals (Cu, Zn, Ni, Mn, Pb, and Hg) and to the absence of organic micro pollutants, coal ash is unlikely to enhance the levels of these contaminants in the soil, in the sugar cane crop or in the groundwater. Laboratory studies had demonstrated that coal and bagasse ash were able to strongly adsorb the

herbicides atrazine and hexazinone with a sorption coefficient (k_m) of 0.13 for atrazine and 0.32 for hexazinone. They would thereby act to decrease the movement of these herbicides to groundwater.

Analyses of the soils at the study sites showed that the application of vinasse lowered soil pH from an average of 5.9 to 5.4, but this decrease was only temporary and was not significant enough to affect sugar cane growth. In fact the soil pH returned to its initial value shortly after the application of the 100 m³/ha vinasse. On the other hand, coal ash raised soil pH but this rise in pH was likewise not significant to crop growth. Vinasse and coal ash applied at the high rates of 100 m³/ha and 100 T/ha respectively raised the electrical conductivity of the soil, but in spite of this increase, the electrical conductivity remained below the threshold value of 1700 μ S/cm recommended for sugar cane. Furthermore if an application rate of 100 m³/ha of vinasse did increase the organic carbon content of certain soils, it was not observed with coal ash at 100 T/ha.

Both vinasse and coal ash improved the level of exchangeable calcium and magnesium in the soils. Thus, 12 months after its application at 100 T/ha coal ash raised the level of exchangeable calcium from 3.40 to 6.61 cmol⁺/kg in the soil at Pamplemousses, whereas during that same period with vinasse at 100 m³/ha, the level of exchangeable calcium rose only from 1.66 to 1.83 cmol⁺/kg at Union Park, despite the high K content of the vinasse.

Field trials laid down in four different agroclimatic zones provided evidence that increasing application rates of vinasse (25, 50 and 100 m³/ha) did not affect cane or sugar yield. On the contrary, results obtained during the three year study period which covered a plant cane crop and two ratoons, had shown that vinasse gave a higher cane yield (an average of 84.9 T/ha/yr for the four sites) than NPK fertilizers alone (an average of 77.3 T/ha/yr for the four sites). As all the treatment plots received the same rate of N and P, this increase in cane yield was in all probability due to a better K nutrition as well as to an improvement in soil organic matter status brought about by the vinasse.

On the other hand, coal ash at 100 T/ha definitely impaired cane yield (an average of 67.5 T/ha/yr for the four sites). When it was applied at 50 T/ha, the effect of coal ash on yield was dependent on soil type, being more severe in the highly leached soils of the super humid region at Belle Rive, and less damaging in the soils having undergone less leaching in the humid region of Pamplemousses. Additionally because of their low heavy metal

concentrations, vinasse as well as coal ash did not increase the heavy metal contents in the sugar cane plant.

To determine the effects of spreading 100 m³/ha of vinasse and 100 T/ha of bagasse ash on groundwater quality, lysimeter studies were conducted at two sites differing in rainfall regimes (3500 mm/yr at Belle Rive and 1500 mm/yr at Réduit). Drainage water percolating at one metre depth was collected after each heavy rainfall event. Analyses of the leachates showed that the vinasse at 100 m³/ha did not enhance loss of N in the form of nitrate. If, as expected, the heavy metals (Cu, Ni and Zn) known to be mobile had been detected in drainage water, their concentrations remained well below the drinking water limits proposed by the World Health Organization (1 mg/L for Cu, 5 mg/L for Zn and 0.02 mg/L for Ni).

Fluorescence quenching studies of the dissolved organic matter in vinasse and of its dialysis fractions with copper confirmed the formation of complexes of the dissolved organic matter with copper. As expected, bagasse ash did not increase the levels of heavy metals and organic micropollutants in the drainage water. But bagasse ash as opposed to vinasse moved significantly more nitrate into the groundwater. In fact the limit of 10 mg/L N-NO₃⁻ recommended by World Health Organization for drinking water, was exceeded on many occasions during the study period of November 2005 to February 2008 at both Belle Rive and Réduit lysimeters.

To conclude, this study has provided some pertinent and very valuable data. Whereas the disposal of high rates of vinasse on agricultural land under sugar cane is acceptable, the same cannot be stated for coal ash which must be avoided as it would represent a hazard to the sugar cane crop and to groundwater. Indeed, high application rates of coal ash to sugar cane fields in Mauritius will eventually lead to a decrease in sugar cane productivity and to an increase in nitrate contamination of groundwater.

Keywords: *wastes, sugar cane industry, nutrients, yield, heavy metals, dissolved organic matter, groundwater.*

Chapitre 1

Problématique de la filière canne à sucre à l'île Maurice

1.1 Introduction

L'île Maurice, petite île volcanique d'une superficie total de 1900 km² et située en milieu tropical dans l'océan indien, possède des écosystèmes particulièrement fragiles en raison de son climat et milieu physique difficile : une pluviométrie très élevée mais mal répartie durant l'année, avec passage fréquent de cyclones, des pentes relativement fortes, la présence des sols rocheux peu profonds et à faible fertilité. L'insularité pose également de gros inconvénients aux collectivités locales, comme ceux liés au traitement des déchets qui doivent être nécessairement déposés sur des surfaces très limitées.

L'agriculture mauricienne s'inscrivant dans une logique de production intensive, constitue toujours une des principales industries de l'île. Des 85,000 hectares de terres agricoles, près de 85% est occupé par la canne à sucre, le reste étant surtout constitué de maraîchage et des cultures diverses telles que fruitières. Un des enjeux majeurs de cette agriculture à prédominance cannière est de gérer, c'est-à-dire non seulement protéger mais aussi valoriser, les espaces et les ressources renouvelables. La pérennité des exploitations agricoles et leurs équilibres écologiques sont en effet conditionnés par un partage équitable et une protection des ressources (qualité de l'eau, maintien de la fertilité des sols, aménagement raisonné des espaces ruraux).

Cette agriculture cannière fait face en ce moment à un vrai défi, posé non seulement par une réduction du prix du sucre de l'ordre de 36% à partir de 2009 suite surtout aux réformes sucrières de l'Union Européenne mais aussi par le besoin de valoriser des effluents, un problème qui est d'autant plus difficile à régler vu que les possibilités de valorisation agronomique sont limitées par un ensemble de contraintes. Les petites structures foncières et les contraintes topographiques auxquelles s'ajoute le mitage urbain important et croissant, rendent en effet difficile la valorisation agronomique des effluents surtout ceux qui sont sous forme liquide comme les vinasses issues des distilleries d'éthanol ou des rhumeries.

Comme mentionné ci-dessus, la Commission Agriculture du Parlement Européen a approuvé en septembre 2005 une baisse progressive atteignant 36% en 2009, du prix du sucre importé des pays du groupe Afrique, Caraïbes et Pacifique (ACP). Pour atténuer les effets de cette décision de l'Union Européenne, le gouvernement de la République de

Maurice a mis en œuvre un programme de réforme de l'industrie sucrière afin de permettre à cette industrie d'assurer sa survie et sa viabilité économique à long terme. Deux des points forts de ce plan de réforme du gouvernement mauricien sont le développement d'une industrie de production d'éthanol et l'utilisation accrue de la bagasse comme source d'électricité (Figure 1.1).

1.2 Les déchets issus de la fabrication d'éthanol et de production d'énergie électrique

La mélasse, résidu de fabrication du sucre, non complètement épuisé en sucre, est déjà utilisée en petite quantité depuis belle lurette comme matière première pour la production de rhum industriel ou d'éthanol sur certaines propriétés sucrières à l'île Maurice, notamment à Médine, Beau Plan et plus récemment à Saint Aubin. Les déchets qui en résultent, notamment les vinasses, sont épandus dans les cultures cannières à un taux de 20 T/ha. Il y a cinq ans de cela, une entreprise, Alcodis Limitée, s'est aussi engagée à produire l'éthanol à partir de la mélasse et dans un futur pas très lointain avec les 150 000 tonnes de mélasse produite par l'ensemble de l'industrie sucrière mauricienne, cette entreprise compte générer environ 30 millions de litres d'éthanol annuellement. Cependant, pour chaque litre d'éthanol produit, il en résultera 13 litres de déchets (vinasses), ce qui signifie au total près de 400 000 tonnes de vinasses à disposer.

En ce qui concerne la production énergétique à partir de la bagasse comme énoncé dans le plan de réforme de l'industrie sucrière mauricienne (Figure 1.1), la bagasse fournit déjà presque 20% de l'énergie électrique du pays. En somme 45% de l'énergie électrique du pays est produit par l'industrie sucrière car A part la bagasse, les centrales thermiques associées à l'industrie sucrière utilisent le charbon durant la période d'entrecoupe. Le plan de réforme de l'industrie sucrière mauricienne prévoit une optimisation de l'efficacité de la bagasse afin de produire 600 Gwh d'électricité en 2015 contre 325 Gwh produits actuellement au niveau local (Tableau 1.1).

Au total les centrales thermiques de l'industrie sucrière devraient produire d'ici 2015, 1700 GWh d'électricité, en incluant l'énergie électrique provenant du charbon (Mauritius Chamber of Agriculture, 2005-2006). L'utilisation de la bagasse il faut le souligner permettra d'éviter l'importation de 440 000 tonnes de charbon.

Tableau 1. 1 L'industrie sucrière mauricienne en chiffres en 2007 et en 2015

Élément	2007	2015
Superficie agricole sous la canne (ha)	70 000	55 000
Nombre d'usines	7	4
Production sucre (tonnes)	550 000	520 000
Production canne (tonnes)	5 000 000	4 500 000
Electricité (Gwh) Bagasse	325	600
Electricité (Gwh) Charbon	425	1100
Ethanol (millions de litre/an)	18	30
Vinasse à disposer (tonnes/an)	235 000	400 000

Des 4.5 millions de tonnes ou plus de canne traitée annuellement, 1.5 millions de tonnes de bagasse seront produites chaque année à Maurice et les 1700 GWh d'électricité découlant de la bagasse et du charbon durant l'entrecoupe généreront environ 20 000 tonnes de cendres de bagasse et une quantité similaire de cendres de charbon. Actuellement comme cela se fait ailleurs, les méthodes de disposition des cendres sont principalement l'enfouissement et le stockage. Dans un avenir proche il est peu probable que ces pratiques conventionnelles seront conformes aux règles de l'environnement qui, il faut le dire, deviennent de plus en plus sévères.

1.3 Les grands objectifs de l'étude

L'île Maurice est en ce moment marquée par une intensification des activités agricoles, industrielles et surtout touristiques. Il en découle une augmentation considérable de la quantité de déchets qu'il convient de gérer et valoriser de la manière la plus économique possible sans dégrader l'environnement. Parmi les solutions proposées pour la gestion des déchets, le recyclage agricole est la plus acceptable puisqu'il permet une valorisation de déchets d'origine surtout organique. En effet, la valorisation des vinasses et des cendres de bagasse ou de charbon dans notre agriculture cannière peut représenter un atout économique et environnemental non négligeable.

En fait l'apport de cendres aux cultures est connu pour être favorable à l'amélioration des propriétés physiques (Singh *et al.*, 2002) et chimiques du sol, tandis que les éléments qu'elles contiennent tels que le bore, le calcium, la potasse et le soufre agissent en effet de fertilisant surtout dans les sols peu fertiles (Plank et Martens, 1974, Anguissola *et al.*, 1999). D'autre part il est aussi connu que, la solubilité de certaines bases dans les cendres risque d'engendrer des problèmes liés à la salinité du sol qui pourrait non seulement retarder le tallage et la croissance des plantes mais aussi appauvrir la qualité du sol et polluer la nappe souterraine (Sočo et Kalembkiewicz, 2007). De fort taux d'épandages peuvent aussi conduire à un déséquilibre entre les éléments nutritifs et à des niveaux de bore, arsenic, cadmium, molybdène et sélénium nuisibles aux plantes. Une interaction négative de ces éléments peut aussi bien s'installer en raison des teneurs élevées de calcium, potasse et de soufre avec les micronutriments tels que le bore et le molybdène (Haneklaus *et al.*, 2007).

Quant à la vinasse, elle représente une source considérable de potassium pour les plantes et sa teneur en matière organique améliore aussi la fertilité du sol (Lee et Lee, 2008). Une étude menée à l'île Maurice a démontré que malgré sa forte acidité, la croissance de la canne n'a pas été affectée par les 15 000 L/ha de vinasse relâchés dans les sillons juste avant la plantation de la canne (Ng Kee Kwong et Paul, 1997). Cependant l'épandage en surface des vinasses peut également représenter un risque environnemental vu que la matière organique peut être transférée vers la nappe phréatique et en ce faisant conduire à la mobilisation des métaux lourds dans le profil pédologique.

Pour assurer la pérennité de la filière agricole pour le recyclage des déchets organiques, il est impérieux de limiter son impact environnemental qui peut se traduire par une contamination des sols suite à l'apport en quantité importante d'éléments minéraux ou organiques polluants, par une exportation des contaminants à travers les cultures vers la chaîne alimentaire et par le transfert vers la nappe souterraine des polluants.

L'objectif finalisé de cette thèse est de pouvoir justifier l'épandage de la vinasse et de la cendre de bagasse ou charbon dans la culture de la canne à sucre à Maurice. Cette finalité sous-entend des objectifs scientifiques qui consistent à quantifier les impacts de leurs épandages sur (i) la qualité du sol, (ii) la qualité de la canne, par exemple par rapport à sa teneur en métaux lourds et (iii) la qualité des eaux souterraines générées par la lixiviation des sols. Il est à noter que l'étude ne comporte pas une étape sur la qualité de l'air, une

revue de la littérature ayant révélé que l'effet des cendres volantes sur l'atmosphère est en général négligeable. Pour répondre aux objectifs de la thèse, il est proposé de procéder selon les étapes illustrées en Figure 1.2 ci-dessous.

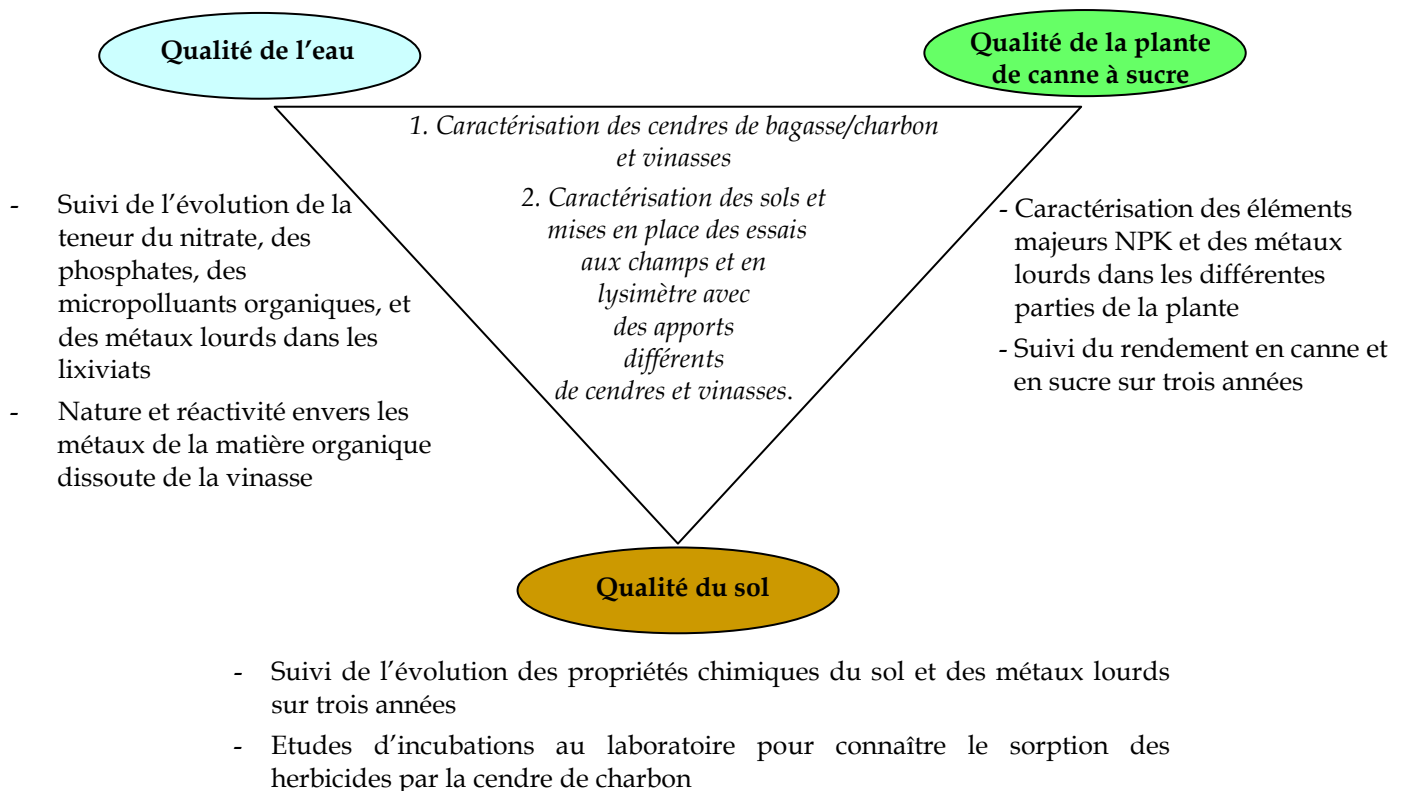


Figure 1. 2 Les grandes étapes du travail de la thèse

La suite de ce mémoire situe d'abord le contexte bibliographique dans lequel a été réalisée cette étude (chapitre 2). Cette revue bibliographique mènera vers la proposition d'une problématique générale à cette étude et à des hypothèses de travail. Le chapitre 3 décrira le matériel et les méthodes utilisés pour les essais aux champs, pour l'étude en condition semi-contrôlée en lysimètre et pour les conditions contrôlées au laboratoire. Le chapitre 4 présentera les caractéristiques chimiques des vinasses et des cendres de charbon et de bagasse, et leurs effets sur la qualité du sol. Les chapitres 5 et 6 présenteront leurs effets sur la qualité de la plante et de l'eau respectivement. Le dernier chapitre récapitulera l'ensemble des résultats obtenus par l'approche expérimentale menée pour cette étude.

1.4 Bibliographies

1. Anguissola S, Silva S, Botteschi G. 1999. Effect of flyash on the availability of Zn, Cu, Ni and Cd to chicory. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 72: 159-163.
2. Haneklaus S, Bloem E, Schnug E, de Kok L J, Stulen I. (2007). Sulfur. *In* : Barker A V and Pilbeam D J (Eds.) Handbook of Plant Nutrition. Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL, pp 183-238.
3. Lee T S G and Lee L L. (2008). Bio recycling of distillery effluent to improve sugarcane productivity. *In* Li Y R, Nasr M I, Solomon S, Rao G P (Eds.) "Meeting the challenges of sugar crops and integrated industries in developing countries", Proceedings of the International Conference, Al Arish, Egypt, 11-14th September 2008: 636- 639.
4. Mauritius Chamber of Agriculture, 2005-2006. Annual Report.
5. Ng Kee Kwong K F and Paul J P. (1997). Vinasse as a potassium fertilizer for sugar cane. **Revue Agricole et Sucrière de l'île Maurice**, 76 (2): 34-37.
6. Plank C O, Martens D C. (1974). Boron availability as influenced by application of flyash to soil. **Proceeding of American Society of Soil Science**, 38: 974-977.
7. Singh C B, Oswal M C, Grewal K S. 2002. Impact of flyash application on consumptive and water use efficiency in wheat (*Triticum aestivum*) under different soils. **Indian Journal of Agricultural Sciences**, 72: 396-399.
8. Sočo E and Kalembkiewicz J. (2007). Investigations of sequential leaching behaviour of Cu and Zn from coal fly ash and their mobility in environmental conditions. **Journal of hazardous materials**, 145: 482-487.
9. Ministry of Agro Industries and Fisheries. (2007). Multi Annual Adaptation Strategy Action Plan 2006-2015 : Safeguarding the future through consensus. Port Louis: Ministry of Agro Industries and Fisheries. 96pp.

Chapitre 2

Le système sol- eau-plante et l'épandage des déchets

2.1 Le sol: une interface entre le monde minéral et organique

Le sol, couche superficielle de l'écorce terrestre, est un milieu vivant complexe et hétérogène. C'est une interface au carrefour des échanges entre l'atmosphère, la lithosphère, la biosphère et l'hydrosphère terrestre. Il intervient dans la régulation des flux d'eau, il est le lieu d'échanges et de transformations biogéochimiques intenses (Gobat *et al.*, 2003). Le sol est un milieu dynamique en constante évolution dans lequel se développent les racines des plantes et les organismes vivant du sol. La partie vivante du sol est constituée par des organismes appartenant aux règnes végétal et animal. Les micro-organismes jouent un rôle décisif dans l'évolution du sol et le cycle des éléments biogéochimiques prélevés par les végétaux (McGill et Cole, 1981). La Figure 2.1 montre la complexité du sol, les différentes interactions entre tous les constituants et les acteurs de ce milieu comme décrit par Gobat *et al.*, (2003).

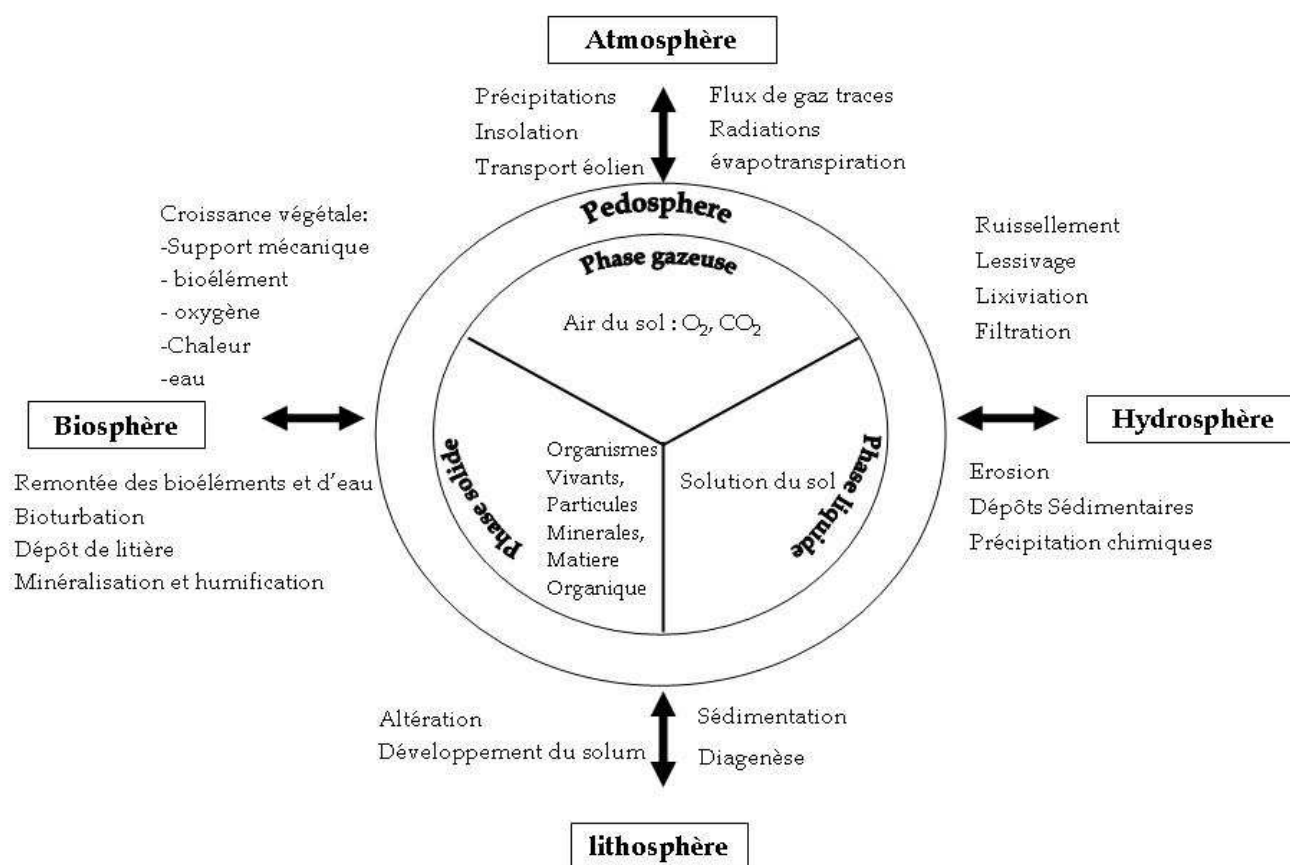


Figure 2. 1 Le sol et son interaction avec l'atmosphère, la biosphère, l'hydrosphère et la lithosphère (Gobat *et al.*, 2003)

2.2 La composition du sol

2.2.1 La fraction minérale et la phase gazeuse

Le sol possède une phase solide qui est constituée de fragments des minéraux composant la terre fine (< 2mm) et de la matière organique. La partie minérale provient de la désagrégation physique et de l'altération chimique de la roche-mère. Les minéraux du sol peuvent être séparés par une analyse granulométrique recelant une fraction entre 2mm et 50 μm (*sables*), une fraction entre 50 et 2 μm (*limons*) et la fraction inférieure à 2 μm (*argiles*). Les deux premières catégories sont relativement inertes contrairement aux argiles qui possèdent des surfaces spécifiques énormes (Ksiezopolska, 2002). Les sables grossiers diminuent la cohésion des terres et le sol devient alors poreux. Les sables fins ont des rôles variables en relation avec l'hétérogénéité de leur taille. Les limons ont tendance à réduire la perméabilité et à favoriser le tassement. Les argiles augmentent la cohésion, rendent le sol plastique et difficile à travailler (Gollany *et al.*, 1991).

Le sol possède également une phase gazeuse qui est conditionnée par plusieurs phénomènes, notamment, les échanges des gazes avec l'atmosphère par diffusion moléculaire couplée à la volatilisation et à la dissolution, la respiration des organismes vivants, les échanges de gazes avec la solution du sol et les apports volontaires ou accidentels de diverses substances organiques volatiles. L'atmosphère du sol est contrôlée par deux gaz à l'état libre ou dissous : l'*oxygène* qui conditionne la respiration des racines et des organismes et qui intervient dans des réactions d'oxydation, et le *dioxyde de carbone* qui est essentiel aux organismes autotrophes pour leur synthèse organique (Chamayou et Legros, 1989). La teneur en oxygène de la phase gazeuse du sol joue un rôle déterminant dans de nombreux processus biologiques. L'oxygène a une influence directe sur la croissance racinaire et elle permet des biotransformations en milieu aérobique qui conduisent à la production de substances nutritives comme le nitrate et l'ortho phosphate (Calvet, 2003).

La rhizosphère est le volume de sol occupé par l'appareil racinaire et varie selon les plantes et les sols. La racine modifie les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques du sol rhizosphérique (Deneux-Mustin *et al.*, 2003). Le pH de la rhizosphère est en général plus faible que celui du sol non rhizosphérique, en raison du

largage des protons par les racines lors de l'absorption des cations (Stengel et Gelin, 1998). L'abondance de matière organique très biodégradable rabaisse le potentiel d'oxydoréduction (Eh) dans la rhizosphère. Le volume de sol soumis à l'influence des racines est déterminé par la zone de diffusion des molécules organiques solubles et des composés volatils libérés par celle-ci. La rhizosphère est donc un lieu d'échange important entre le sol, la racine et la microflore (Deneux-Mustin *et al.*, 2003).

2.2.2 La matière organique du sol

Quant à la partie organique du sol, elle peut être distinguée en quatre groupes : la matière organique *vivante* qui englobe la totalité de la biomasse végétale et animale en activité, la matière organique *fraîche* qui regroupe les débris d'origine végétale (résidus végétaux, exsudats) et d'origine animale (déjections, cadavres), la matière organique *transitoire* qui se compose des substances organiques en cours d'évolution entre la matière organique fraîche et les substances humiques, et les matières *humiques* qui sont des composés organiques stabilisés. La matière organique vivante constitue le compartiment actif de la matière organique du sol car elle agit en fonction des caractéristiques physico-chimiques du milieu sur la matière organique fraîche et l'humus (Blaise *et al.*, 1995).

La matière organique du sol influence les caractéristiques biologiques et physico-chimiques, ainsi que la bio disponibilité des éléments présents dans le sol tels que le N, P, K, S, Fe, Cu (Haynes et Swift, 1991). Elle joue de ce fait un rôle majeur dans l'apport des nutriments pour la croissance des cultures (Baldock et Skjemstad, 2000). La matière organique du sol est constituée des substances plus ou moins complexes et biodégradables : une grande partie correspond à des substances humiques (Tipping et Hurley, 1988) qui sont plutôt récalcitrantes à la dégradation, de moyennes molécules telles que les protéines, les polysaccharides, ainsi que les petites molécules telles que les carbohydrates, acides carboxyliques ou oxaliques aux dégradabilités variables.

Dans le sol, le stockage de matière organique sous forme des substances humiques s'effectue à partir de la décomposition de la matière organique exogène entrant dans le sol, notamment les résidus végétaux, les apports d'amendements organiques tels que les boues des stations d'épuration, les effluents d'animaux, les déjections de vers de terre et les exsudats racinaires (Baldock et Skjemstad, 2000). Ces matières humiques sont constituées des composés diverses ayant une large gamme de taille et de poids

moléculaire et sont divisés en trois catégories définies par rapport aux fractions obtenues à partir des méthodes de fractionnement de la matière organique du sol par solubilisation alcaline : (1) les *acides humiques* qui sont solubles dans les solutions alcalines diluées mais précipités par acidification de l'extrait alcalin, (2) les *acides fulviques* sont solubles à la fois dans les milieux acides et alcalins, (3) les *humines* qui représentent la fraction insoluble dans les acides comme dans les bases (Baldock et Skjemstad, 2000).

Le rôle de la matière organique dans le fonctionnement des sols agricoles est bien connu. En fournissant des éléments nutritifs et en stabilisant la structure, la matière organique contribue au maintien de la productivité agricole et à la qualité de l'environnement. A ces bénéfices s'ajoute aussi le potentiel de séquestration du CO₂ atmosphérique. En effet, à l'échelle de la biosphère terrestre, les sols représentent le réservoir le plus important de carbone et jouent ainsi un rôle central dans le cycle global du carbone. Une fraction importante du CO₂ atmosphérique fixé par la photosynthèse par les plantes est incorporée dans le sol sous forme de matière organique. Le carbone ainsi fixé est retiré de l'atmosphère et est séquestré dans le sol (Chiang et Souidi, 1994).

Les matières organiques solubles dans les sols forment un ensemble complexe de molécules organiques diverses. Elles sont d'origine agronomique (matières de décomposition des plantes, lisiers) ou environnementale (déchets organiques agro-alimentaires, boues) et sont composées de familles de molécules à faible poids moléculaire, ionisées ou ionisables, avec une grande capacité de transfert dans les sols ainsi qu'une forte réactivité tant géochimique que microbiologique (Herbert et Bertsch 1995, Zsolnay, 1996, Kalbitz *et al.*, 2000). Le nombre important et la diversité de leurs groupements fonctionnels procurent à ces molécules un caractère très réactif qui, associé avec leur caractéristique intrinsèque de grande mobilité en phase aqueuse, leur confère la possibilité d'atteindre la zone non-saturée profonde et la nappe phréatique tout en mobilisant divers polluants métalliques ou organiques, en modifiant les caractéristiques géochimiques et en participant aux métabolismes microbiens du sol (Raulund-Rasmussen *et al.*, 1998, Kaiser *et al.*, 2002).

Mais la matière organique dissoute ne représente qu'une faible partie (0.01 à 0.1% en poids) de la matière organique total du sol (Zsolnay, 1996). Des nombreuses études ont montré que la quantité de matière organique dissoute dans la solution du sol et en

particulier le carbone organique dissout décroît avec la profondeur du sol (Guggenberger et Kaiser 2003, Kaiser et Guggenberger 2000, Kalbitz *et al.*, 2000).

La matière organique dissoute est par définition la partie la plus mobile des matières organiques du sol (Zsolnay, 1996) et comprend un continuum de molécules organiques de différentes tailles et structures qui passent à travers un filtre de 0.45 μm de taille de pore (Beyer *et al.*, 1993). Elle se fractionne en une partie mobile et une partie immobile suivant la taille des pores de la matrice du sol : La MOD-I qui représente la partie immobile est présente dans les micropores et est accessible que par le processus de diffusion et elle est métabolisée par les exo enzymes. La matière organique dissoute présente dans les macropores (MOD-III) et les méso pores (MOD-II) représente la partie mobile et est susceptible d'être transportée par convection dépendant des conditions hydrologiques dans le sol (Asmar *et al.*, 1994). La MOD-II a des caractéristiques qui sont entre celles de la MOD-I et de la MOD-III.

La matière organique dissoute est en fait principalement un électrolyte polyfonctionnel et sa solubilité dépend indirectement du pH de la solution du sol (Kalbitz *et al.*, 2000). Une hausse de 0.5 unité de pH conduirait à une augmentation d'environ 50% de la quantité de matière organique mobile (Tipping et Hurley, 1988). De plus, les cations monovalents Na^+ , K^+ et polyvalents Al^{3+} , Fe^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} ainsi que certains métaux lourds affectent la solubilité de la matière organique en réduisant le lessivage de carbone organique dissout et en augmentant sa rétention (Guggenberger *et al.*, 1994).

2.3 Les sols de l'île Maurice

Le sol est une création continue du milieu à laquelle participent la roche mère, le climat et la végétation (Gobat *et al.*, 2003). La formation du sol avec le temps sous l'influence de ces facteurs se traduit par de deux types de phénomènes : *entraînement par l'eau*, plus ou moins chargée de CO_2 , de certains éléments solubilisés comme le calcium et *migration* de certains éléments dans le profil sous forme colloïdale. L'humus, l'argile, les oxydes métalliques sont entraînés en profondeur, le phénomène atteignant son maximum d'intensité dans les sols acides. La conséquence de ces mouvements est la formation des couches distinctes connues comme les *horizons* qui apparaissent sur les coupes de terrain (Chamayou et Legros 1989). L'horizon A (lessivé) désigne les sols appauvris, l'horizon B

(accumulation) est enrichi des substances entraînées par le lessivage de l'horizon A, et l'horizon C la roche mère aux dépens de laquelle s'est formé le sol.

Basé sur la classification de Köppen, 26 différents micro climats ont été répertoriés à l'île Maurice (Halais et Davy, 1969) donnant lieu à 13 types de sol qui sont indiqués dans la carte pédologique (Figure 2.2) réalisée par Willaime (1984). Malgré sa dimension modeste, l'île Maurice présente des variations très marquées des paramètres tels que l'altitude (variant de 0 à 800 m), pente (0 à 30°) et pluviométrie (800 à 3500mm annuellement). Les caractéristiques de ces 13 différents types de sols identifiés à l'île Maurice sont un effet de ces paramètres et de l'âge des coulées volcaniques.

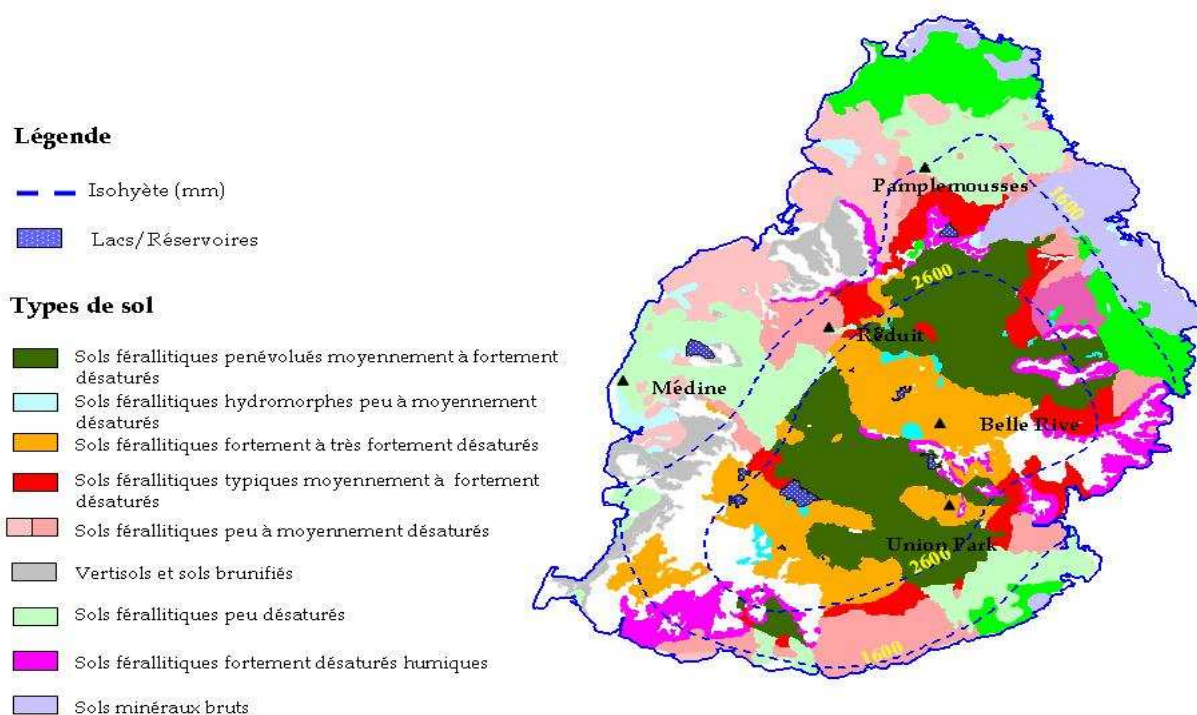


Figure 2. 2 Les différents types de sols à l'île Maurice d'après la carte pédologique de Willaime (1984) et d'après la classification de USDA (*United States Department of Agriculture*)

Les sols agricoles de l'île Maurice peuvent être divisés en deux grandes catégories : *sols évolués* et *sols non ou peu évolués*. Leurs caractéristiques sont résumées dans le Tableau 2.1. Les *sols évolués* ont une composition différente de celle de la roche mère en raison du fait que l'altération chimique a été particulièrement rapide et complète. En milieu neutre ou légèrement alcalin, les silicates initialement présents ont subi une hydrolyse totale libérant

les oxydes de fer, la silice et l'alumine, c'est-à-dire la *féralitisation* a caractérisé les sols évolués (sols féralitiques). Les sols de type Tropeptic Haplustox, Oxic Humitropept et Dystropeptic Gibbsiorthox font partie de ces sols évolués ou féralitiques. D'autre part, les sols *non* ou *peu évolués* ont des caractéristiques proches de ceux de la roche mère (Duchaufour, 1959). Ces sols contiennent toujours des minéraux en phase d'altération et des cailloux vésiculaire. Les deux grandes catégories de sols peu évolués à l'île Maurice sont L'Ustic Eutropept et Lithic Humitropept.

Tableau 2. 1 Caractéristiques principaux des sols sous culture de canne à sucre à l'île Maurice (Willaime, 1984)

Type de sol	Caractéristiques du Profil	Minéralogie de l'argile	Matière Organique	Texture
<i>Sols peu évolués</i>				
(Ustic Eutropept)	Sol brun ou rouge et caillouteux Lessivage modéré	Leurs argiles sont surtout des halloysites, gibbsites et goéthites	5-10% C/N :11	Argilo-limoneuse
(Lithic Humitropept)	Sol brun et caillouteux Lessivage modéré à élevé	Gibbsites, hématites et goéthites	Moyenne de 12% C /N :14	Argilo-limoneuse à argileux
<i>Sols évolués</i>				
(Tropeptic Haplustox)	Sol brun ou rouge Lessivage modéré	Métahalloysite, hématite, gibbsite	Moyenne de 4.8% C/N : 10.7	Argilo-limoneuse
(Oxic Humitropept)	Sol brun à jaune-brun Lessivage modéré	Métahalloysite, goéthites, gibbsite	5-7% C/N : 9.5-13.5	Argilo-limoneuse
(Dystropeptic Gibbsiorthox)	Sol brun à jaune-brun Lessivage élevé	Métahalloysite, goéthites, gibbsite	6.9-10.4% C/N :18	Argilo-limoneuse avec des concrétions de fer

2.4 L'apport des déchets aux sols

Le retour au sol des déchets a été pratiqué par l'homme depuis toujours. Il y a deux raisons pour expliquer cette pratique ancestrale : d'abord, la valeur fertilisante de ces déchets, et ensuite la capacité des sols à épurer les effluents en particulier liquides, ce qui

permet de protéger les eaux profondes et de surface contre tout risque de pollution. Cependant depuis les années 1990, la perception que ce retour au sol des déchets pollue l'environnement rend les agriculteurs de plus en plus réticents à continuer cette pratique. En vérité, seules quelques pratiques abusives d'épandage (doses trop importantes par exemple, ou mauvaise qualité des produits épandus) ont réellement provoqué des cas de contamination des récoltes ou des eaux. A travers le monde, ce retour au sol reste néanmoins la pratique la plus logique pour beaucoup des déchets ou pour des produits issus du traitement des déchets. Le renforcement de la réglementation sur la protection de l'environnement devrait permettre de pérenniser ce recyclage agricole tout en préservant la qualité des sols récepteurs, des cultures et des eaux (Griand *et al.*, 2005).

Les déchets épandus dans les champs agricoles proviennent d'abord de l'agriculture elle-même ou des industries qui en sont directement liées. En fonction de leur composition chimique, les déchets peuvent être apportés aux sols pour fournir des quantités d'éléments fertilisants équivalentes à une fertilisation minérale (Tableau 2.2).

Tableau 2. 2 Teneurs moyennes d'éléments fertilisants dans les déchets épandus en agriculture. (Chabalier *et al.*, 2006)

Types de déchets	% Matière Sèche	N	P	K
	g/kg			
Boue d'épuration solide	55.2	24.8	8.3	1.7
Ecumes de sucrerie	29.0	7.4	4.0	0.9
Lisier de volailles	13.3	10.2	1.8	5.4
Fumier de bovins	28.4	6.2	1.4	5.9
Lisier de porcs	4.6	3.5	1.0	2.8
Fumier de mouton	29.3	8.6	1.8	11.0
Compost de fumier de bovin	35.2	7.6	1.3	6.1

Les boues des stations d'épuration sont principalement constituées des particules solides non retenues par le prétraitement en amont de la station d'épuration, des matières organiques non dégradées, des matières minérales et des microorganismes. Elles se présentent sous forme d'une "soupe épaisse" qui subit ensuite des traitements visant en particulier à réduire leur teneur en eau.

Actuellement à l'île Maurice la principale station d'épuration à St Martin traite environ 70 000 m³ d'effluents par jour. Les boues qui en résultent sont simplement stockées, mais face au réseau grandissant de collecte d'eaux usées, la production des boues sales est en

constante augmentation. Ainsi d'autres voies d'élimination deviennent nécessaires tel que l'incinération et surtout l'épandage sur des terres agricoles.

Pas mal d'études ont été réalisées en Europe (Perez *et al*, 2001), aux Etats-Unis (Overcash *et al*, 2005), en Australie (Cameron *et al*, 1997, Long, 2001) en Afrique du Sud (Korentajer, 1991) et même à l'île Maurice (Toory *et al.*, 2003) sur la disposition des boues d'épuration et des eaux usées municipaux dans les champs agricoles. Toutes ces études ont mis en exergue la forte valeur agronomique des boues d'épuration.

Les écumes de sucrerie issues du traitement du jus de canne à sucre constituent une autre source organique intéressante à épandre dans les champs. Riches en calcium et phosphore, ces résidus de l'industrie sucrière présentent un double intérêt : organique et minéral. Cent tonnes de canne produisent environ deux à quatre tonnes d'écumes, deux à quatre tonnes de mélasses ou 12 000 litres de vinasses, si la totalité des mélasses est convertie en éthanol. Chabalier, (2005) a montré qu'un apport de 30 T/ha d'écumes représente l'équivalent de 210 kg d'azote, 270 kg de phosphore, 36 kg de potasse, 255 kg de calcium et 600 kg de silice. Outre leur utilisation à des fins agronomiques, les écumes peuvent être aussi utilisées pour l'alimentation animale, la fabrication de compost, des cires utilisées dans les industries cosmétiques ou pharmaceutiques et des graisses (Castellan, 2004).

Le lisier de volaille qui est un mélange de déjections liquides et solides et d'eau, avec un minimum de litière, est également épandu couramment dans les cultures de la canne à sucre à l'île Maurice. Parmi les autres déchets, il y a le fumier de bovin qui est constitué d'un mélange de litière et de déjections animales ayant subi une fermentation plus ou moins poussées en étable et dont la composition est influencée profondément par le bovin. Le fumier est généralement incorporé au sol afin d'éviter des pertes de NH_3 par volatilisation.

Certains produits résiduaux sont apportés aux sols comme amendement. Un amendement est apporté aux sols dans le but principal d'améliorer leurs propriétés physico-chimiques et biologiques. L'augmentation du pH après apport des boues chaulées par exemple contribue à la stabilisation de la structure (Korentajer, 1991). Des produits résiduaux organiques peuvent aussi être utilisés pour augmenter le stock de matière organique du sol. La teneur en matière organique d'un sol est un des éléments

clés menant à une structure stable et contribuant à limiter les risques d'érosion des sols, en particulier dans les sols à texture limoneuse (Chamayou et Legros, 1989). A titre d'exemple, la bagasse est souvent apportée aux sols sableux afin d'améliorer la structure du sol ou aux sols très argileux pour accroître l'infiltration de l'eau dans la zone racinaire.

Cependant l'utilisation des déchets comme fumure ou amendement ne peut être acceptée que si leurs impacts environnementaux négatifs restent minimales comparés à leurs effets positifs. Depuis tout le temps on utilisait le pouvoir épurateur du sol pour protéger les eaux et les plantes de la contamination liée aux épandages. Le sol en filtrant les effluents liquides, réduisait le transfert des matières organiques et des particules solides vers les eaux profondes, tandis que son complexe absorbant empêchait les éléments traces d'être lixiviés et sa microflore dégradait la charge organique des déchets. Avec une prise de conscience grandissante de la part du public de la nécessité de préserver aussi la qualité du sol, les risques liés aux épandages prennent en compte aujourd'hui non seulement les aspects concernant les plantes et les eaux, mais également ceux du sol et même de l'air.

2.5 Impacts environnementaux des déchets

Le cadre réglementaire régissant l'épandage de déchets aux sols est assez strict. C'est le cas par exemple pour les boues d'épuration urbaines et déchets agroindustriels où le plan d'épandage, seuils de concentration des polluants traces inorganiques et organiques, flux maximum des polluants applicables aux sols, caractéristiques pédologiques des sols recevant les épandages, localisation des épandages par rapport aux eaux de surface doivent être pris en considération.

2.5.1 Présence des métaux lourds

Une réglementation pointue est nécessaire puisque les déchets renferment entre autres, des métaux lourds. En effet les produits résiduels contiennent des concentrations variables des métaux lourds. Ces métaux lourds peuvent être tout aussi élevés dans les effluents d'élevage (Cu, Zn) ou dans les engrais minéraux (Cd dans les engrais phosphatés) que dans les déchets d'origine urbaine. Il faut de plus souligner que tous les éléments traces métalliques sont également présents naturellement dans les sols car ils proviennent de la roche mère à partir de laquelle le sol est formé (Baize, 1997).

Les éléments traces métalliques s'accumulent dans le sol au fur et à mesure des épandages, leur spéciation pouvant changer en fonction des conditions physico-chimiques du milieu (Weber et Karczewska, 2004). En raison de leur accumulation dans les sols avec peu de possibilité de s'en débarrasser, les métaux lourds dans les déchets et aussi dans les sols ne peuvent dépasser un seuil sinon ces déchets deviennent inacceptables pour l'épandage aux sols. Avec les boues d'épuration toujours comme exemple, les seuils permis des métaux lourds sont illustrés dans le Tableau 2.3.

Tableau 2. 3 Seuils des métaux lourds et micropolluants organiques réglementant l'épandage des boues d'épuration sur le sol agricole

Polluant	Valeur limite dans les boues (mg/kg)*	Valeur limite dans les sols (mg/kg)**
Arsenic	75	-
Cadmium	85	1-3
Chrome	3000	150
Cuivre	4300	50-140
Mercure	57	1-1.5
Manganèse	-	-
Molybdène	75	-
Nickel	420	30-75
Plomb	840	50-300
Zinc	7500	150-300
Biphényles Polychlorinés	1.2	-
Hydrocarbures Poly Aromatiques	10	-

*USEPA 1992

**Union Européenne 1998

L'adsorption des métaux lourds par complexation à la surface des argiles retient fortement les métaux qui sont alors difficilement désorbés. Ils peuvent aussi être adsorbés par interactions électrostatiques qui sont moins efficaces puisque les cations ainsi retenus peuvent être facilement échangés et libérés dans la solution du sol, contribuant donc à la pollution des eaux de surface.

2.5.2 Présence de micro polluants organiques

Deux transformations physico-chimiques ont une influence marquée sur ce phénomène de rétention et de libération : la *complexation* par des ligands organiques et l'*oxydoréduction*. La première a tendance à accroître la solubilité des métaux et à favoriser leur maintien en

solution et donc, à permettre leur transport. La deuxième a une influence sur la répartition des métaux entre les phases liquide et solide (Deneux-Mustin *et al.*, 2003) et ainsi une incidence sur le transport en solution des métaux lourds.

A part les métaux lourds, les déchets représentent, comme indiqué par Cameron *et al.*, (1997), une source de micropolluants organiques dont des HPAs (Hydrocarbures Poly Aromatiques) et des BPCs (Biphényles Poly Chlorinés). Les HPAs et BPCs sont décrits par le *United States Environment Protection Agency* (USEPA, 1992) comme appartenant aux familles de micropolluants organiques les plus toxiques. Alors que les composés azotés ou phosphatés souvent présents dans les déchets peuvent avoir une origine intrinsèque au sol, les composés organiques xéno biotiques ont tous une origine extérieure au sol et sont liés aux activités anthropiques (Long, 2001).

Le sol est capable de recevoir de nombreux composés organiques possédant des structures chimiques et des propriétés très variées. Les micropolluants organiques apportés au sol sont distribués dans les phases solide, liquide et gazeuse selon les caractéristiques des phénomènes de partition concernés. Le risque de leur transfert dans les eaux dépend de leur mobilité qui à son tour est plus ou moins influencée par leur rétention et par leur quantité présente dans le sol. La rétention des polluants organiques se fait dans un premier temps par l'adsorption sur des surfaces humiques ou argileux qui conduit à une rétention réversible, suivi de la stabilisation par réaction chimique ou piégeage physique qui entraîne à une rétention irréversible (Ilani *et al.*, 2005).

A part la rétention, la dégradation est un autre mécanisme clé du processus de pollution puisqu'il détermine les quantités de micropolluants organiques susceptibles d'être transportées. Ces quantités sont aussi diminuées, mais dans une moindre proportion, par la volatilisation (Jones et Voogt, 1999), et par l'absorption de ces micropolluants organiques par les plantes (Chiou *et al.*, 2001). Quant aux micro-organismes, en particulier les champignons, ils sont capables de retenir des molécules organiques sous forme non extractible (Calderbank, 1989). D'autre part la dégradation par voie microbienne conduit à des métabolites mais se poursuit le plus souvent jusqu'à la minéralisation complète relâchant ainsi du CO₂, du NH₄, des sulfates et des ortho phosphates selon la composition élémentaire des molécules des polluants (Calvet *et al.*, 2005).

2.5.3 Les éléments nutritifs comme polluants

A part les métaux lourds et les micropolluants organiques rencontrés dans les déchets, les éléments utiles à la croissance des plantes notamment l'azote, le phosphore et la potasse sont également contenus dans les déchets et peuvent même poser un risque pour l'environnement en particulier sur la qualité des ressources en eaux. L'azote, le phosphore et le potassium sont en fait les éléments nutritifs requis en plus grande quantité par la plante. A titre d'exemple, pour chaque tonne de canne usinable, la canne à sucre prélève 1.29 kg de N, 0.5 kg de P_2O_5 et 2.8 kg de K_2O . Quelque soient les déchets organiques apportés au sol tels que les résidus de culture, fumiers, effluents d'élevages, déchets urbains et industriels, l'azote qui s'y trouve est invariablement transformé par minéralisation et ensuite par nitrification vers la forme de nitrate (NO_3^-). Le nitrate n'est retenu que par des charges positives, ce qui signifie que dans les sols pauvres en sesquioxydes métalliques, fréquents dans les régions tempérées, cet anion n'est pas retenu ou l'est en très petite quantité. En revanche la rétention biologique du nitrate est déterminante, due à son absorption par les plantes et par les microorganismes qui utilisent le nitrate comme source d'azote pour la production de biomasse. La présence d'un couvert végétal et une activité microbienne intense sont des moyens particulièrement efficaces pour retenir le nitrate et diminuer sa concentration dans la solution du sol et éventuellement limiter son transport dans les eaux de ruissellement et souterraine (Calvet *et al.*, 2005).

L'autre élément fertilisant à l'origine de la dégradation des eaux, à part le nitrate, est l'anion orthophosphate, la présence du potassium n'étant pas considérée comme étant néfaste pour l'environnement. Les orthophosphates quoique présents dans les eaux en concentration minime sont en fait les principaux responsables de l'eutrophisation des eaux, (Cheesman, 2005). Sans qu'elle ait des conséquences extrêmes, l'eutrophisation est une nuisance socio-économique de par ses effets sur la qualité des eaux et sur l'agrément des zones de baignade et de pêche.

2.6 Disponibilité des polluants par rapport aux plantes

Si certains métaux comme le cuivre, le zinc, le manganèse sont utiles aux plantes mais deviennent vite toxiques à partir d'une concentration seuil, d'autres ne sont pas

nécessaires aux plantes et même aux animaux mais peuvent leur être toxique comme le nickel, le plomb et le mercure. Le seul critère de concentration total de polluant métallique dans le sol est insuffisant pour évaluer le risque de contamination aux plantes qui seront cultivés sur les sols recevant les épandages. C'est généralement sous la forme ionique libre que les métaux lourds sont absorbés par les racines bien que le fer, le zinc et le cuivre puissent également l'être à l'état complexé (Citeau *et al.*, 2003). La quantité biodisponible dépend des conditions pédoclimatiques : pH du sol, conditions d'oxydoréduction et teneur en matière organique. La biodisponibilité des métaux lourds dépend également de leurs caractéristiques physico-chimiques et de leur spéciation dans la matrice (Deneux-Mustin *et al.*, 2003). Deux mécanismes gouvernent la concentration des ions des métaux lourds en solution (ions complexés et non complexés) : *l'adsorption/désorption* et la *précipitation/dissolution*. Le premier mécanisme comprend deux types de liaison, soit les ions de métaux lourds sont retenus sur les surfaces adsorbantes par interaction électrostatique ou ils le sont par des liens de coordination. La première catégorie correspond à des ions qui sont facilement échangeables, donc très mobiles et sont principalement associés aux minéraux argileux et aux substances humiques. Les ions attachés par les liens de coordination sont plus fortement retenus et leur libération est plus difficile car ils sont associés aux surfaces d'oxydes et hydroxydes métalliques (Koptick *et al.*, 2005).

Pour ce qu'il en est du deuxième mécanisme, la précipitation soustrait les ions de métaux lourds de la solution du sol, et elle est surtout importante dans les sols calcaires où elle est la principale voie d'immobilisation des métaux lourds. Par contre, la dissolution fait passer les métaux lourds en solution à partir des minéraux dans les sols et elle intervient aussi pour solubiliser les métaux contenus dans divers produits apportés aux sols comme les engrais en particulier (Koptick *et al.*, 2005).

Le prélèvement des micropolluants organiques via le sol par les plantes est en générale très faible. Même s'ils sont absorbés par les plantes, ces faibles concentrations des micropolluants organiques restent principalement localisées dans les épidermes des parties souterraines des cultures (Griand *et al.*, 2005). En fait pour les micropolluants organiques la contamination par voie aérienne (contact du déchet avec les parties aériennes) est plus importante que par le sol.

2.7 Les déchets de l'industrie cannière mauricienne

Les déchets de l'industrie cannière de l'île Maurice, ne se résumeront plus à l'avenir qu'aux écumes, mélasses, bagasses ou pailles. Les vinasses et les cendres de charbon et de bagasse feront parti des produits résiduaire qui seront générés en des fortes quantités quand les usines auront leurs propres distilleries pour la production d'éthanol et leurs centrales thermiques pour la production d'électricité. Dans le cadre du plan de réforme déjà enclenché, plus de 400 000 tonnes de vinasses, et 20 000 tonnes de cendres de charbon avec une quantité similaire de cendres de bagasse seront produites et demanderaient à être disposées de façon judicieuse. Si l'épandage sur les terrains agricoles reste *à priori* la pratique la plus économique pour valoriser ces déchets, il faut néanmoins s'assurer que les milieux environnementaux et les écosystèmes naturels soient protégés.

2.7.1 Les Vinasses

2.7.1.1 La composition chimique

L'industrie de la canne à sucre fournit à la distillerie diverses matières premières : jus de canne, égouts et mélasse (Fahrasmane, 1991). L'éthanol et le rhum sont les principaux produits de la distillation de ces matières premières sucrées. La production d'un litre d'éthanol génère en moyenne entre 10-15 litres de vinasse (Cortez et Perez, 1997) qui se caractérise par une acidité élevée, une teneur organique importante (acides organiques, acides aminés, sucres, polysaccharides, protéines) et une haute température avoisinant les 80°C en sortie d'usine. Le Tableau 2.4 présente un sommaire des caractéristiques des vinasses telles qu'ils ont été rapportés par différents auteurs.

Comme indiqué dans le Tableau 2.4, les caractéristiques physiques et chimiques des vinasses varient considérablement ; ils varient même au cours d'une journée de production d'éthanol, et d'une distillerie à une autre dépendant des conditions de fermentation et de distillation (Moreira, 2006). L'intrant pour la fermentation détermine cette variation, car il peut être la canne à sucre comme au Brésil et à l'île Maurice, ou la betterave en Europe. La canne à sucre génère une vinasse dont la teneur en sodium est plus élevée que celle obtenue à partir de la betterave (Patil *et al.*, 1982).

Tableau 2. 4 Caractéristiques des vinasses des distilleries d'éthanol à partir de la mélasse de la canne à sucre

Paramètre	Hawaii (Chang <i>et al.</i> , 1990)	Ile de la Réunion (Feder <i>et al.</i> , 2004)	Brésil (De Resende <i>et al.</i> , 2006)	Inde (Nandy <i>et al.</i> , 2002)	Inde (Goyal <i>et al.</i> , 1996)
pH	6-7.6	4.6	-	4.3	4.0
Température (° C)	31-38	-	70	75	-
Conductivité (mS/cm)	-*	-	-	5100	-
Demande biologique en O ₂ (mg/L O ₂)	3000	-	-	55000	50000
Demande chimique en O ₂ (mg/L O ₂)	7400	103 000	-	92000	80000
Matière en suspension (mg/L)	19000	-	-	2000	70000
Solides dissous (mg/L)	-	-	-	-	65000
Azote total (mg/L)	3	2935	284	1700	1200
Phosphore total (mg/L)	0.17	240	99	350	1000
Potassium total (mg/L)	-	14416	1165	9000	7000
Calcium (mg/L)	-	2277	330	75 000	-
Magnesium (mg/L)	-	1,220	125	-	-
Chloride (mg/L)	-	5620	-	6700	7000
Sulphate (mg/L)	39.8	-	440	2200	4000
Sulphite (mg/L)	-	-	-	-	-

-* pas rapporté

Les très fortes valeurs obtenues pour la demande chimique en oxygène (autour de 100 g/L), le paramètre normalement utilisé pour caractériser la matière organique (Leenheer *et al.*, 1976), attestent bien la forte présence de la matière organique dans les vinasses de distillerie. En effet les polyphénols présents dans la vinasse sont connus pour leur capacité d'accroître la demande chimique en oxygène, ce qui peut occasionner un effet néfaste pour les micro-organismes et les plantes dans leurs zones de décharge (Bustamante *et al.*, 2005). La vinasse contient également des composés organiques utiles pour la nutrition des plantes et la biologie du sol (Tejada *et al.*, 2006, Tauk, 1990). Par exemple, la flore microbienne des bassins d'évaporation transforme les constituants organiques majeurs de la vinasse en des acides gras volatiles. Les acides propionique et butyrique sont les Acides Gras Volatiles (AGVs) les plus abondamment formés, notamment à partir du glycérol par le *Clostridium butyricum* et le *Propionibacterium acidipropionici*. Les acides valérique et caproïque sont quant à eux observés à de plus faible concentration mais leur indice d'odeur est très élevé (Bories et Sire, 2004).

Contenant des fortes concentrations de sels minéraux, la vinasse est avant tout un fertilisant caractérisé par une teneur très élevée en potassium. Par contre les concentrations de l'azote et du phosphore sont relativement faibles, ce qui fait que la vinasse est connue principalement comme engrais potassique pour les cultures.

2.7.1.2 *Les études réalisées sur les vinasses en particulier en culture cannière*

Les vinasses ont longtemps été considérées comme des déchets polluants qu'il faut éliminer, ce qui explique que des nombreux chercheurs se sont penchés sur leur caractérisation et ensuite sur les moyens pour les disposer ou les valoriser. Si plusieurs études ont porté sur les aspects de disposition judicieuse des vinasses par incinération (Navarro *et al.*, 2000), par combustion après évaporation et concentration (Kujala *et al.*, 1976), par oxydation de la matière organique au moyen de l'électrolyse (Manisankar *et al.*, 2004), par injection dans les aquifères (Martial, 2005), ou même en utilisant la capacité épurateur de certains végétaux (Singhal et Rai, 2003), l'agro-épuration par le sol reste néanmoins la pratique la plus simple et aussi la plus privilégiée pour recycler les vinasses. Une synthèse des études conduites à ce jour sur l'agro-épuration est présentée dans cette section.

Plusieurs études portant sur les effets bénéfiques de la vinasse sur le rendement de la canne à sucre ont été rapportées surtout au Brésil, un des plus gros pays producteurs de canne à sucre. Dans ce contexte, De Resende *et al.*, (2006) et Casagrande *et al.*, (2007), ont observé non seulement une hausse dans le rendement de la canne suite à l'apport de la vinasse mais aussi des rendements supérieurs en sucre ou en alcool. Ces hausses de rendement ont été attribuées à une absorption plus prononcée du potassium provenant de la vinasse.

Les études menées par Rodriguez, (2000) ont aussi montré l'impact positif de la vinasse sur la productivité de la canne à sucre. Ainsi suite à une application de la vinasse de l'ordre de 100 m³/ha le rendement en canne avait augmenté de 27% pour la canne vierge et de 65% pour la canne en deuxième repousse. Li *et al.*, (2007), ont de leur côté, observé une hausse dans le rendement en sucrose de la canne vierge ayant reçu la vinasse à 75 T/ha, mais pas de hausse dans les repousses de la canne. Feder *et al.*, (2004) pour leur part,

n'ont pas remarqué de différence dans le rendement de la canne à sucre avec des traitements de 48 et 61 m³/ha de vinasses (rendement moyen supérieur à 110 T/ha)

En sus d'une augmentation de rendement, il a aussi été rapporté que la vinasse améliore le tallage de la canne à sucre en Chine en stimulant l'activité d'un enzyme qui y est responsable (Wang *et al.*, 2006). Toujours d'après Wang *et al.*, (2006), des apports de 75 et 105 T/ha de vinasses par irrigation augmentaient de façon considérable les activités d'oxydase polyphénol et de peroxydase, qui sont des enzymes liés aux métabolismes énergétiques. Le peroxydase agissait sur les hormones de pousse, notamment les auxines, et augmentait le rendement de canne ayant reçu la vinasse. Toujours en Chine, l'épandage des vinasses par irrigation, suivi de la couverture des boutures avec une couche de plastique avait un effet positif sur le tallage, sur l'élongation des tiges et sur l'accumulation de sucrose par rapport aux boutures n'ayant reçu que des engrais et un régime normal d'eau (Yang *et al.*, 2007). Néanmoins le taux d'émergence des œilletons était très faible quand des fortes doses de vinasses (105 T/ha) avaient été utilisés et ce en raison des conditions anaérobiques créées par la demande chimique en oxygène élevée de la vinasse. L'épandage des fortes doses de vinasses au stade de germination des boutures ne serait donc pas recommandé (Yang *et al.*, 2007) vu que le manque d'oxygène et la production des métabolites toxiques limiteraient le développement des jeunes œilletons.

La vinasse a également été utilisée comme fertilisant dans les cultures autres que la canne à sucre comme l'a démontré Madejon *et al.*, (2001) sur une culture de tournesol. Des rendements supérieurs dus à une amélioration des propriétés physico-chimiques du sol avaient été notés dans les parcelles ayant reçu un compost de vinasse avec 28% de matière organique.

Tout comme pour la canne à sucre, certains auteurs ont aussi observé que la vinasse n'augmentait pas *de facto* le rendement des autres cultures. A titre d'exemple, Tejada et Gonzalez, (2005) ont remarqué que des fortes doses de vinasse, (40 T/ha), réduisaient le rendement du blé en raison d'une diminution de la masse microbienne dans le sol accompagné d'une dégradation de la structure du sol.

En ce qui concerne le sol, Glorie et Mattiazo, (1987) et Casarini *et al.*, (1987), ont démontré une baisse initiale du pH du sol après l'épandage des vinasses, suivie d'une augmentation

temporelle causée par l'oxydation microbienne de la matière organique. Dans une étude d'incubation menée au laboratoire, Ribeiro et Sengik, (1983) ont démontré que la vinasse accroît la concentration des ions basiques du sol, avec comme résultat une réduction de l'aluminium échangeable qui est elle-même traduit par une hausse du pH du sol. Une étude sur la minéralisation de l'azote dans le sol suite à l'application de la vinasse a conclu que cette dernière en stimulant l'activité microbienne avait provoqué une baisse dans la teneur de l'azote disponible pendant la première semaine suivant leur apport au champ (Morisot, 1978). Dutil et Muller, (1979) ont aussi remarqué une baisse suivi d'une augmentation de l'azote disponible due à la minéralisation d'environ 40% de l'azote organique 48 semaines après l'apport de la vinasse. En fait, après son apport au sol, une légère phase de réorganisation de l'azote qui s'y trouve est observée avant d'être ensuite minéralisé progressivement (Tejada et Gonzalez, 2005, Chabaliier *et al.*, 2006). Dans ce contexte, Cruz *et al.*, (1991) ont rapporté une augmentation de la concentration du nitrate dans les eaux souterraines, suite à un apport continu des vinasses pendant 15 années.

Les interactions humus-argile dans le sol sont connues pour leur capacité à stabiliser la structure du sol. En effet l'humus peut enrober les particules d'argile, les stabiliser à l'état floculé et augmenter leur cohésion (Chamayou et Legros, 1989). Mais avec la vinasse de betterave qui contient plutôt des acides fulviques et peu d'acides humiques, la formation des complexes argileux humiques n'est pas favorisée (Piccolo et Mbagu, 1990). Ainsi lors des apports de vinasse de betterave variant entre 3 à 40 T/ha sur une culture du blé dans des conditions sèches, la stabilité structurale du sol se trouvait dégradée, donnant lieu à des conditions anaérobiques qui limitaient la biomasse microbienne et la nitrification (Tejada et Gonzalez, 2005). De plus cette vinasse avec un taux élevé de Na (21 g/kg), avait engendré une condition d'alcalinité importante dans le sol, les ions de sodium se fixant facilement sur le complexe adsorbant. L'épandage des vinasses de betterave sur les sols devait donc être géré judicieusement car une alcalinité du sol, qui est néfaste au développement végétal risque de se développer.

La production du rhum à l'île de la Réunion génère environ 150 000 tonnes de vinasse annuellement, et à l'heure actuelle, la voie d'élimination la plus prisée reste l'épandage au champ. Une évaluation de l'impact environnemental lors de l'épandage de ces vinasses sur la culture cannière avait été entreprise par Feder *et al.*, (2004). Les suivis au champ des

propriétés physico-chimiques des sols comme le pH, la conductivité électrique n'ont pas montré des différences notables, (sauf pour le %K sur la capacité d'échange cationique), entre les parcelles où des vinasses avaient été épandues, et les parcelles témoins fertilisés avec de l'engrais chimique seulement. Dans tous les cas, un retour aux valeurs initiales de ces paramètres se dessinait cinq mois après le premier épandage. De plus, les suivis de diagnostic foliaire (N, P, K, Ca, Mg), des rendements, de la composition du jus, et de la richesse de la canne n'ont montré une différence que pour la concentration de K dans le jus de la canne.

2.7.1.3 L'impact de la vinasse sur la mobilisation des métaux lourds dans le sol

Il est généralement connu que les sols et les sédiments possèdent une capacité remarquable à immobiliser les métaux, provenant de diverses sources, par précipitation, sous formes d'oxydes, d'hydroxydes, de carbonates, etc. La rétention par les surfaces solides ayant une grande affinité pour les métaux contribue également à leur immobilisation.

Cependant certaines conditions dans le sol peuvent causer une mobilisation localisée des métaux lourds, les rendant biodisponibles aux plantes et prédisposés au mouvement par l'eau (Bahaminyakamwe *et al.*, 2006). L'apport des matières organiques dans le sol tel que la vinasse, peut favoriser cette mobilisation de métaux lourds à travers la complexation par la matière organique dissoute de la vinasse. Des études au laboratoire conduites par Poulsen et Hansen, (2000) ont en effet démontré que les acides organiques à faible poids moléculaire comme ceux rencontrés dans la vinasse peuvent se complexer avec les métaux lourds les rendant ainsi plus solubles. Cette complexation a en fait un impact bidirectionnel car elle peut accroître et tout aussi diminuer la solubilité des métaux lourds.

L'apport des vinasses augmente dans le sol cette matière organique soluble ayant la propriété de complexer les éléments traces métalliques et dont la mobilité en phase aqueuse leur permet d'atteindre la zone non saturée profonde et la nappe phréatique (Doelsch *et al.*, 2005). En fait il a été observé que l'adsorption physique de la matière organique dissoute, extraite des vinasses, augmente avec la profondeur du sol. A titre d'exemple comme démontré par Benke *et al.*, (1999), l'horizon A d'un Ultisol ne retenait que 7.1% de la matière organique dissoute en comparaison avec l'horizon B qui en retenait 27.4%.

L'apport massif de la vinasse stimule de plus l'activité microbienne et engendre des conditions réductrices qui peuvent modifier la spéciation des éléments traces métalliques (Pautremat *et al.*, 2003). Selon leur origine, les éléments traces métalliques ne se trouvent pas tous sous une seule forme dans les sols. Les éléments traces métalliques sont répartis entre la phase solide et la phase liquide du sol, la phase liquide ne contenant qu'un infime pourcentage (concentration de l'ordre de 10^{-8} à 10^{-4} M) de la totalité de l'élément présent dans le sol (Doesch *et al.*, 2005). Les métaux sont concentrés plutôt dans la fraction solide du sol où ils se répartissent entre les différentes fractions organiques et minérales comme illustré par Brown *et al.*, (1999), dans la Figure 2.3. Dans cette optique, une étude menée par Knoth *et al.*, (2007), a démontré que 80% de la vinasse est composée des molécules de moins de 3500 Dalton (Da) qui ont la capacité de se complexer avec les métaux, leurs conférant ainsi une mobilité accentuée dans le sol.

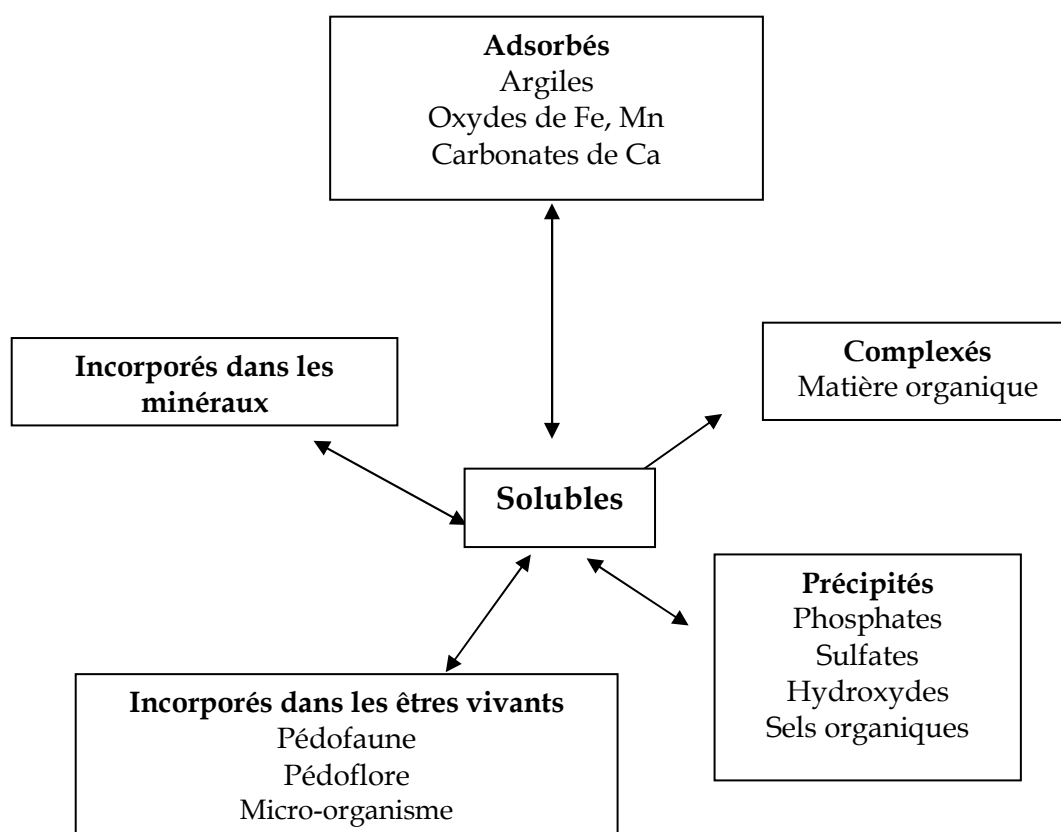


Figure 2. 3 Répartition des éléments traces métalliques dans les différents composants du sol d'après Brown *et al.*, (1999)

2.7.2 Les cendres volantes de charbon et de bagasse

2.7.2.1 Nature et composition chimique

Les combustibles fossiles, comme le charbon, sont utilisés dans les centrales thermiques du monde entier pour produire l'énergie électrique. La combustion du charbon, broyé ou pulvérisé, génère plusieurs sous-produits quand il est utilisé pour la production de vapeur dans les centrales. Les petites particules qui sont transportées par le gaz de combustion sont recueillies par précipitation électrostatique et sont connues comme les cendres volantes de charbon. Certaines des particules de cendre forment des scories qui tombent au fond du four – scories de charbon ou cendres de foyer. Dans les fourneaux à température élevée, de 1200°C, des résidus fondus connus comme laitier de charbon sont également produits.

La nature des cendres dépend en fait, d'après Adriano *et al.*, (1980) des différents paramètres de production tels que:

- La composition du charbon, le type de combustion, les systèmes de filtrage et de dépollution des fumées, les points de prélèvement.
- La nature des combustibles consommés- les houilles donnent des cendres silicoalumineuses, les lignites donnent des cendres sulfocalciques.
- Le type de chaudière – classique à flamme ou lit fluidisé circulant.
- La mise en œuvre ou non d'une désulfuration primaire en foyer classique.
- Le lieu où sont récupérées les cendres (cendres volantes, cendres de foyer, cendres de lit).

A l'île Maurice 45% de l'électricité produit au niveau national proviennent des centrales thermiques utilisant la bagasse comme combustible durant la période de récolte de la canne à sucre, c'est-à-dire de juillet à décembre, ou le charbon importé de l'Afrique du Sud de janvier à juin. D'une manière générale, les cendres volantes issues de la combustion de charbon dans une centrale thermique présentent des propriétés spécifiques de finesse, de forme, d'activité pouzzolanique et hydraulique qui leur permettent d'être valorisées dans un grand nombre d'utilisations, par exemples :

- Les travaux de génie civil où les cendres volantes sont mélangés aux ciments.
- Dans les travaux de remblayage ou la cendre est utilisée pour le remplissage des vides.
- La réhabilitation, la dépollution et le traitement de déchets toxiques.

Quand les cendres ne sont pas déposées au centre de stockage pour les déchets ménagers, elles sont utilisées en agriculture en tant que matières fertilisantes (engrais ou amendements). Ainsi les analyses de cendres sont orientées par rapport à cette voie de valorisation et sont centrés sur les paramètres définissant leur valeur agronomique (N, P₂O₅, K₂O, C, pH, conductivité électrique, MgO, CaO, etc.), et sur les composés indésirables pour la valorisation agricole (Yasuhara et Katami, 2007). Le Tableau 2.5 présente quelques récapitulatifs de la composition chimique des cendres volantes de charbon (bitumineuse) et bagasse rencontrés dans la littérature.

La composition chimique des cendres volantes de charbon est très variable et dépend principalement du combustible utilisé et des conditions de combustion dont la température et degré de combustion qui sont eux reliés à la puissance de la chaudière. La température de combustion affecte également le taux de cendre (diminution de 45 % lorsque la température est portée de 538 à 1093 °C), et sa composition chimique. D'une manière générale, lorsque la température augmente, les concentrations en sodium, potassium et zinc diminuent alors que les teneurs des autres métaux restent constantes ou augmentent (Sear *et al.*, 2003).

Dans les centrales thermiques à charbon, les caractéristiques des cendres volantes et des cendres de foyer sont similaires puisqu'elles émanent toutes les deux des mélanges de minéraux organiques du charbon brûlé et de la matière organique partiellement brûlée.

Les recherches effectuées à ce jour sur la caractérisation des cendres volantes du point de vue physique, morphologique, chimique et minéralogique conduisent à dire qu'elles sont des matériaux d'une relative simplicité (Adamiec *et al.*, 2005).

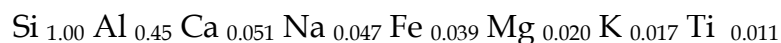
Tableau 2. 5 Les caractéristiques chimiques des cendres volantes de charbon et de bagasse rapportées dans la littérature. Les concentrations sont exprimées en mg/kg

Paramètre	Etats-Unis (Adriano <i>et al.</i> , 1980)	Etats-Unis (Schumann et Sumner, 2000)	Croatie (Oresscanin <i>et al.</i> , 2006)	Thaïlande (Rachakornkij M <i>et al.</i> , 2004)	Ile de la Réunion (CIRAD 2005)
	Cendres de charbon			Cendres de bagasse	
pH	8.2	12.2	-	-	9.5
CE	-	4.07	-	-	-
Al	<u>127 400</u>	-	-	<u>3562</u>	-
As	82	-	21.4	-	-
B	36	639	-	-	-
Ca	14 820	166 320	97 700	51 800	35 000
Cd	0.3	-	-	-	-
Cr	172	-	136	-	152
Cu	132	344	40	80	66.3
Fe	86 600	149 700	37 750	5740	64 400
Hg	0.1	-	-	-	-
K	22 400	34 920	-	10 950	19 900
Mg	17 700	29 380	-	10 440	17 400
Mn	145	528	307	770	1.7
Mo	33	83	-	-	-
N	-	2790	-	-	2250
Na	2160	-	-	6600	3710
Ni	11	-	149	-	84.4
P	400-8000	4790	-	4850	720
Pb	15	-	42.8	-	-
S	1000	4180	-	440	2150
Se	5.7	-	-	-	-
Zn	20	514	151	-	229

Les particules de cendres sont généralement présentées comme étant constituées en majorité de particules sphériques avec une composition chimique qui peut être réduite à trois constituants majeurs (silice, alumine, oxyde ferrique) dans trois phases cristallisées (mullite, quartz et magnétite) et une phase amorphe.

Chang *et al.*, 1977 avaient déjà procédé à un fractionnement granulométrique des cendres volantes comme suit : sables très grossiers (2.00-1.00mm), sables grossiers (1.00-0.50mm), sables fins (0.50-0.10mm), sables très fins (0.10-0.05mm), limons (0.05-0.002mm) et argiles (< 0.002mm) tandis que l'analyse chimique conduite par Fisher *et al.*, (1976) avait

déjà révélé que les cendres volantes peuvent être représentées par la formule empirique suivante :



L'azote et le carbone initialement présents ont été oxydés sous forme gazeuse durant la combustion du charbon, ce qui les rend presque négligeable dans les cendres volantes. Cependant Adriano *et al.*, (1980) ont rapporté des valeurs de carbone de l'ordre de 30% dans certaines cendres volantes dues à une combustion incomplète du charbon. Ils ont aussi remarqué une diminution de la teneur des éléments avec une augmentation de la taille des particules.

L'enlèvement des cendres peut se faire par voie sèche ou par voie humide. De ce fait, en plus d'une teneur en eau plus élevée dans le cas de l'extraction humide, l'hydratation peut conduire à la lixiviation de certains éléments solubles et à une modification minéralogique des cendres.

La cendre de bagasse quant à elle, est produite pendant la période de récolte de la canne à sucre et provient donc directement de l'incinération de cette matière végétale. Une idée de sa composition chimique a aussi été présentée dans le Tableau 2.5. Sa texture est semblable à un terreau aéré de couleur gris brun. La valorisation de la cendre de bagasse dans l'agriculture mauricienne peut représenter un atout économique et agronomique non-négligeable. En effet étant un produit minéral (et non pas organique), les cendres de bagasse peuvent être utiles en tant qu'amendement calcique ou comme engrais phosphorique (Chabalier, 1999 et Pan *et al.*, 1979). Outre ces avantages comme engrais phosphorique ou amendement calcique, les cendres conduisent à un ameublissement du sol et à une amélioration de sa rétention d'eau, (Caro Canne 2, 2003).

2.7.2.2 *Les études réalisées sur les cendres de charbon et de bagasse*

La plupart des études conduites sur les cendres de charbon ou de bagasse ont été menées pour connaître leur impact environnemental et/ou agronomique. Même si la valorisation agricole n'est toujours pas parfaitement maîtrisée, elle représente la filière la plus développée à ce jour. Cette filière présente l'avantage de fournir des débouchés locaux puisque les cendres peuvent être considérées comme des matières fertilisantes car elles

contiennent des quantités non négligeables d'éléments nutritifs tels que le Potassium (Tripathi et Sahu, 1997). A titre d'exemple, l'emploi des cendres de bagasse dans la culture de blé s'est avéré particulièrement intéressant et efficace comme rapporté par Jamil *et al.*, (2004) car elles avaient permis d'obtenir des gains de rendement notables de par ses effets favorables sur la hauteur de la plante, le tallage et le nombre des graines obtenues.

De Ranchin (2004) à l'île de la Réunion avait recommandé que la cendre de bagasse soit apportée au moment de la préparation des sols pour la replantation et pour qu'elle soit efficace, la cendre doit être enfouie pour éviter qu'elle ne disparaisse sous l'effet de la pluie et du vent. En fait, l'inconvénient avec l'épandage des cendres réside dans la poussière qu'elles créent, ce qui signifie qu'il est impératif d'éviter de les travailler lorsqu'il y a du vent.

Les cendres peuvent être considérées comme engrais puisqu'elles apportent des éléments P, K, Ca et Mg nécessaires à la croissance des plantes. Il a en effet été rapporté qu'après amendement avec les cendres de bagasse, les engrais complets peuvent être remplacés par un simple apport de complément azoté (CIRAD, 2005). Des rendements accrus des cultures ont été observés, par exemple par Yunusa *et al.*, (2003) dans des sols amendés avec les cendres.

En Inde, dans les sols épuisés où les conditions climatiques et la surexploitation ont entraîné l'érosion du sol et la dissolution des substances nutritives, un mélange des boues d'épuration avec les cendres a donné des rendements agricoles meilleurs qu'avec les engrais chimiques habituels (Tripathy *et al.*, 2005). De plus les données recueillies avaient révélé que la végétation poussant sur ces terres traitées avec ce mélange absorbait très peu de métaux lourds ce qui n'était guère surprenant vu le pH alcalin des cendres et que le pH est l'un des facteurs important dans le prélèvement des métaux lourds par les végétaux. De manière générale, la biodisponibilité des métaux lourds augmente avec une diminution du pH des sols, car la solubilité des métaux lourds devient alors plus importante. Adriano *et al.*, (1980) avaient auparavant déjà démontré sur une culture de maïs que malgré les taux élevés de K, Ca et Mg dans les cendres apportées au sol, les concentrations de ces éléments dans le maïs n'augmentaient pas systématiquement avec des doses croissantes des cendres.

Les cendres volantes de charbon contiennent souvent une teneur élevée en soufre, voire même jusqu'à 1.3%. L'impact du soufre présent dans les cendres sur les plantes avait été étudié par Elseewi *et al.*, (1978), qui avaient observé dans des sols acides un rendement plus élevé d'alfafa dû à une concentration accrue du soufre apporté par les cendres volantes de charbon. La disponibilité de ce soufre dans les cendres avait été comparée à celle dans le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) en amendant un sol acide avec les deux produits à des taux allant jusqu'à 100 mg S/Kg. En observant les rendements des cultures *Brassica rapa* L et *Trifolium repens* L, les auteurs avaient conclu qu'il n'y avait quasiment pas de différence entre la disponibilité du soufre dans les cendres et celui dans le gypse.

Les cendres volantes sont également reconnues pour leur effet de chaulage dans les sols acides. Dans ce contexte, l'influence des cendres sur les caractéristiques chimiques d'un sol jugé trop acide pour une production optimale de coton avait fait l'objet d'une étude par Stevens et Dunn, (2004), L'apport des cendres avait eu un effet de chaulage conséquent dans le sol acide, ce qui avait conduit à une meilleure production de coton. Cependant une baisse de production avait été également observée avec un taux excessif de 6.7 Mg/ha de cendres.

A part la correction de l'acidité, les cendres volantes ont également été utilisées pour amender les caractéristiques physico-chimiques des sols problématiques, améliorant ainsi leur fertilité et le rendement des cultures. Les améliorations notées sont une texture et une stabilité du sol plus propice à la culture choisie, une meilleure capacité de rétention d'eau du sol, un pH moins acide et une concentration accrue des éléments nutritifs majeurs et traces (Adriano *et al.*, 2002). Aitken et Bell, (1985) ont également observé une capacité de rétention d'eau améliorée suite à des apports de cendres dans un sol sableux limoneux. De plus, parce qu'elles contenaient des particules de la taille de limon, les cendres volantes amélioraient la texture des sols très sableux ou argileux (Chang *et al.*, 1977). L'apport des cendres aux sols argileux réduisait la densité du sol tout en le rendant plus poreux. Chang *et al.*, (1977) avaient également rapporté que les cendres volantes pouvaient accentuer le compactage des sols en raison de leur pouzzolanité qui réduisait l'infiltration de l'eau et la pénétration des racines vers les couches inférieures.

Les effets adverses des cendres de charbon ne sont cependant pas négligeables et sont fréquemment traduits par une réduction de la biodisponibilité de N et P dans le sol, un déséquilibre entre les éléments dû à un pH élevé, une accumulation excessive par exemple de bore des solutés et aussi des éléments nuisibles à l'environnement en l'occurrence les métaux lourds et les micropolluants organiques (Siddiqui et Singh, 2005). S'il est connu que les cendres volantes peuvent corriger un sol acide, il faut néanmoins se rendre à l'évidence que les cendres risquent également de causer une salinité et une toxicité de bore non négligeable. Les cendres volantes ont en effet des teneurs élevées de bore, et Carlson et Adriano, (1993) avaient noté des meilleurs rendements d'haricots (*Phaseolus vulgaris* L.) quand les cendres avaient été lessivées au préalable pour réduire la concentration de bore disponible.

Plusieurs auteurs ont rapporté dans les cendres de charbon des concentrations non négligeables des micropolluants organiques comme les dioxines, les furanes, les Hydrocarbures PolyAromatiques (HPAs) et les Biphényles Polychlorinés (BPCs). A titre d'exemple, Yasuhara et Katami, (2007) ont obtenu des valeurs de 188 µg de dioxines par kilo de cendre. D'autre part, Carsch *et al.*, (1986) ont rapporté dans des conditions de laboratoire des concentrations traces de dioxines et furanes dans les eaux de percolation des cendres. Leurs observations sont en accord avec les travaux de Osako *et al.*, (2002), qui ont observé que la lixiviation par l'eau des dioxines et furanes contenues dans les cendres était très faible, leurs analyses chimiques ayant montré que les dioxines et furanes recueillis dans leurs eaux de percolation étaient bien en dessous des limites de détection de l'appareil de mesure. Hansen et Schaeffer, (1995) ont rapporté des teneurs de 2 à 5 mg/kg de fluoranthène, naphthalène, phénanthrène et pyrène dans les cendres volantes de charbon. L'impact de ces micropolluants organiques dans les cendres sur les écosystèmes restent méconnus, notamment une exposition continue à long terme de la faune aux faibles concentrations de ces micropolluants.

Quelques auteurs, par exemple Wong et Wong, (1986) ou Rippon et Wood, (1975) ont également étudié l'effet des cendres seules ou en concert avec les boues d'épuration sur l'activité microbienne dans le sol. Le manque d'intérêt pour ce genre d'étude sur l'activité microbienne est probablement dû à la complexité taxonomique et fonctionnelle des

microorganismes concernés et du peu d'information disponible sur eux. Les informations recueillies indiquent néanmoins que les effets majeures de la cendre sur les processus microbiens dans les sols sont en général une réduction de la population et de l'activité microbienne causées probablement soit par l'alcalinité et la salinité du sol engendrés par les cendres, soit par une accumulation des éléments potentiellement toxique ou encore par une diminution dans les teneurs de carbone et d'azote. Ainsi, Arthur *et al.*, (1984), avaient rapporté une diminution de la respiration microbienne suite à un apport de 700 T/ha de cendres volantes et ils étaient d'avis que cet effet néfaste sur les microorganismes était causé par une toxicité due aux métaux lourds. Pitchel et Hayes, (1990) avaient aussi étudié l'influence de métaux lourds sur la respiration microbienne. Ils ont remarqué une adaptation des micro-organismes aux conditions toxiques, adaptation traduite par une reprise normale de la respiration microbienne avec le temps.

2.8 Réglementation de l'épandage des déchets

Comme déjà mentionné, l'épandage des déchets sur les terres arables est d'une manière générale la méthode la plus prisée pour l'élimination des déchets. S'il est vrai que dans des nombreux pays, les instruments juridiques sont déterminants pour une gestion écologiquement rationnelle de l'épandage des déchets, à l'île Maurice il n'existe cependant aucune loi pour réglementer l'épandage de la cendre de charbon/bagasse et de la vinasse sur les terres agricoles.

Le classement des déchets comme dangereux ou non dangereux n'est lui même pas uniforme dans les différents pays même au sein des états de la Communauté Européenne. De plus les réglementations applicables au traitement des résidus ne sont pas harmonisées entre les différents pays. Le Conseil Economique et Social d'Europe sous l'égide des Nations Unies, encourage cependant la réutilisation et le recyclage des déchets dans toute la mesure possible car ils permettent de récupérer des ressources sous forme de matériau ou d'énergie. Toutefois les pratiques ne doivent pas entraîner une augmentation de l'émission gazeuse telle que CH₄ ou CO₂. Le Conseil Economique et Social d'Europe recommande de plus de poursuivre fortement l'élaboration et l'adoption des stratégies de prévention de la pollution, en concevant des procédés de production moins polluants. Il est à noter aussi que selon la décision du Conseil de l'OCDE (Organisation et Coopération

du Développement Economique) en date du 30 mars 1992, les cendres volantes des centrales thermiques au charbon sont classées dans sa liste verte c'est-à-dire des déchets non dangereux.

De nos jours, d'après les réglementations en vigueur dans certains pays développés, l'épandage ne peut en général être accepté qu'après avoir mis en place une planification globale définissant les outils d'analyse, les bonnes pratiques à adopter, les résultats agronomiques attendus et les données analytiques à recueillir durant la période de suivi. Dans le cas des vinasses de distillerie, en raison de leur faible toxicité, l'enjeu est surtout d'établir leurs valeurs fertilisantes en comparaison aux engrais minéraux utilisés par les agriculteurs. Néanmoins si les règles ne sont pas respectées lorsque ces effluents de distillerie sont appliqués sur les terres agricoles, des effets irréparables peuvent être causés à la fois aux sols et aux eaux souterraines (CPCB, 2001). Il est dans ce contexte recommandé de diluer d'au moins deux fois la vinasse ayant préalablement subi la biométhanisation (CPCB, 2001). Rao (1972) avait recommandé quant à lui qu'un effluent ayant subi un traitement primaire par lagunage anaérobique, soit dilué 10 fois pour ne permettre qu'une accumulation de 5000 kg/ha/an de potassium et ce afin que les caractéristiques du sol ne soient pas altérées, en terme de pH, conductivité électrique (CE), et capacité d'échange de cations.

En l'absence des effets négatifs observés, les seuils de polluants autorisés (métaux lourds, hydrocarbures) ainsi que leurs concentrations à respecter dans les sols sont régulièrement revus à la hausse. Cette révision impose au préalable qu'une étude de l'épandage des déchets soit faite pour permettre d'ajuster au mieux les quantités des déchets qui peuvent être épandus au sol et ensuite qu'un suivi du sol et des eaux soit entrepris, avec pour objectif d'éviter la pollution des sols et des nappes phréatiques. De plus, la réglementation précise les distances d'isolement à respecter entre les zones d'épandage et les cours d'eau, permettant ainsi de mieux éviter la pollution de ceux-ci. Enfin la réglementation interdit les épandages en cas de forte pluie, afin d'éviter le transport des déchets vers les cours d'eau. Ce dernier règlement requiert aux producteurs des moyens de stockage pour la vinasse quand les conditions climatiques ne sont pas propices pour les épandages. Il n'est certes pas toujours facile de mettre en place des moyens de stockage, qui également

peuvent être la cause des nuisances. La distillerie de Thouarcé (Canivet *et al.*, 2003), en France avait été confrontée à ce problème, car pour mettre son épandage de vinasse aux normes, elle a dû construire des lagunages pour les stocker.

2.9 Problématique et démarches adoptées

Une revue des travaux concernant l'effet de l'apport des cendres et des vinasses aux terres agricoles comme entrepris dans ce chapitre permet de classer les connaissances acquises selon les thèmes décrits pour les cendres volantes par Carlson et Adriano (1993) et présenté dans le schéma montré en Figure 2.4. Malgré son importance croissante dans les enjeux environnementaux, la gestion des vinasses et des cendres volantes de charbon ou de bagasse dans les terres agricoles, est encore à un stage balbutiant à l'île Maurice. Parmi les composés présents dans ces sous produits de la filière canne à sucre, les métaux lourds, les micros polluants organiques et la matière organique dissoute peuvent être à l'origine des problèmes environnementaux et même alimentaires. Les connaissances à ce jour surtout dans les pays en régions tropicales sont limitées essentiellement aux teneurs élémentaires des cendres et des vinasses, et à une notion plutôt vague de leurs impacts sur l'écosystème.

Comme c'est le cas à l'île Maurice où sévissent des conditions pédoclimatiques nettement différentes de celles des pays tempérés, il y a un manque de données sur leurs impacts environnementaux et agronomiques car le comportement des éléments et de la matière organique dissoute varient en fonction des facteurs biotiques et abiotiques. De plus les expérimentations rapportées dans la littérature concernent dans la plupart des cas leur épandage en régions tempérées et sur des cultures autres que la canne à sucre.

Ce travail a donc pour objectif d'étudier l'impact des fortes doses de vinasse et de cendres de charbon/bagasse dans le système sol-eau-plante des champs de canne à sucre en milieu tropical à l'île Maurice.

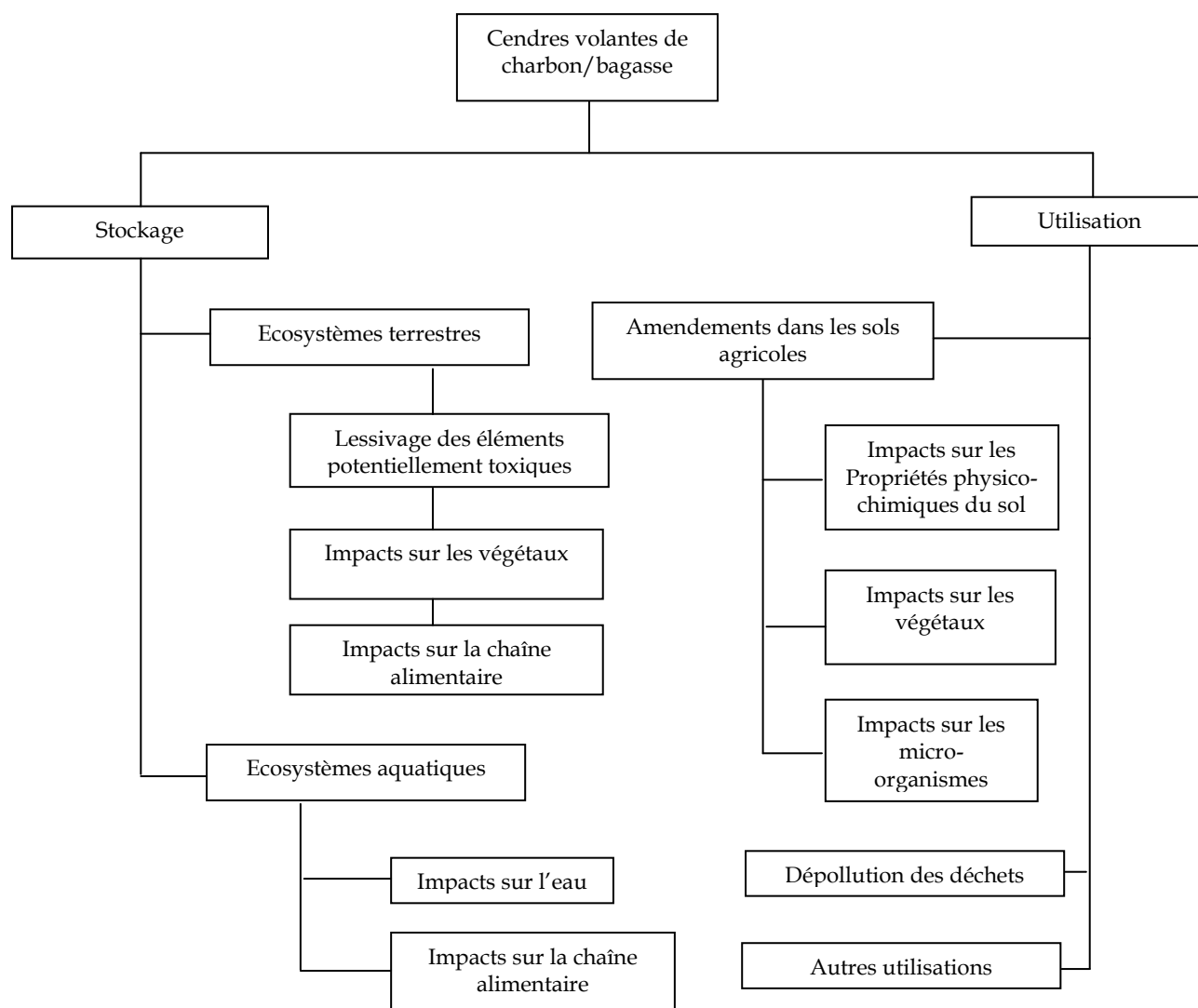


Figure 2. 4 Illustration schématique des impacts agronomiques et environnementaux de l'utilisation des cendres volantes d'après Carlson et Adriano (1993)

La démarche pour cette étude peut être résumée dans la Figure 2.5. Au préalable les éléments utiles à la croissance des plantes et les polluants (métaux lourds, micropolluants organiques) présents dans les cendres et les vinasses ont été identifiés et mesurés au moyen des techniques analytiques fiables et performantes. Puis afin de déterminer leurs effets sur le sol, sur l'eau souterraine et sur la canne à sucre, des essais aux champs ont été mis en œuvre avec des doses croissantes des vinasses et des cendres volantes de charbon. Simultanément une étude d'incubation portant sur l'influence de la matière organique dissoute de la vinasse sur la complexation des métaux a été entamée en laboratoire où la nature et la réactivité de cette matière organique dissoute vis-à-vis des métaux ont été évaluées.

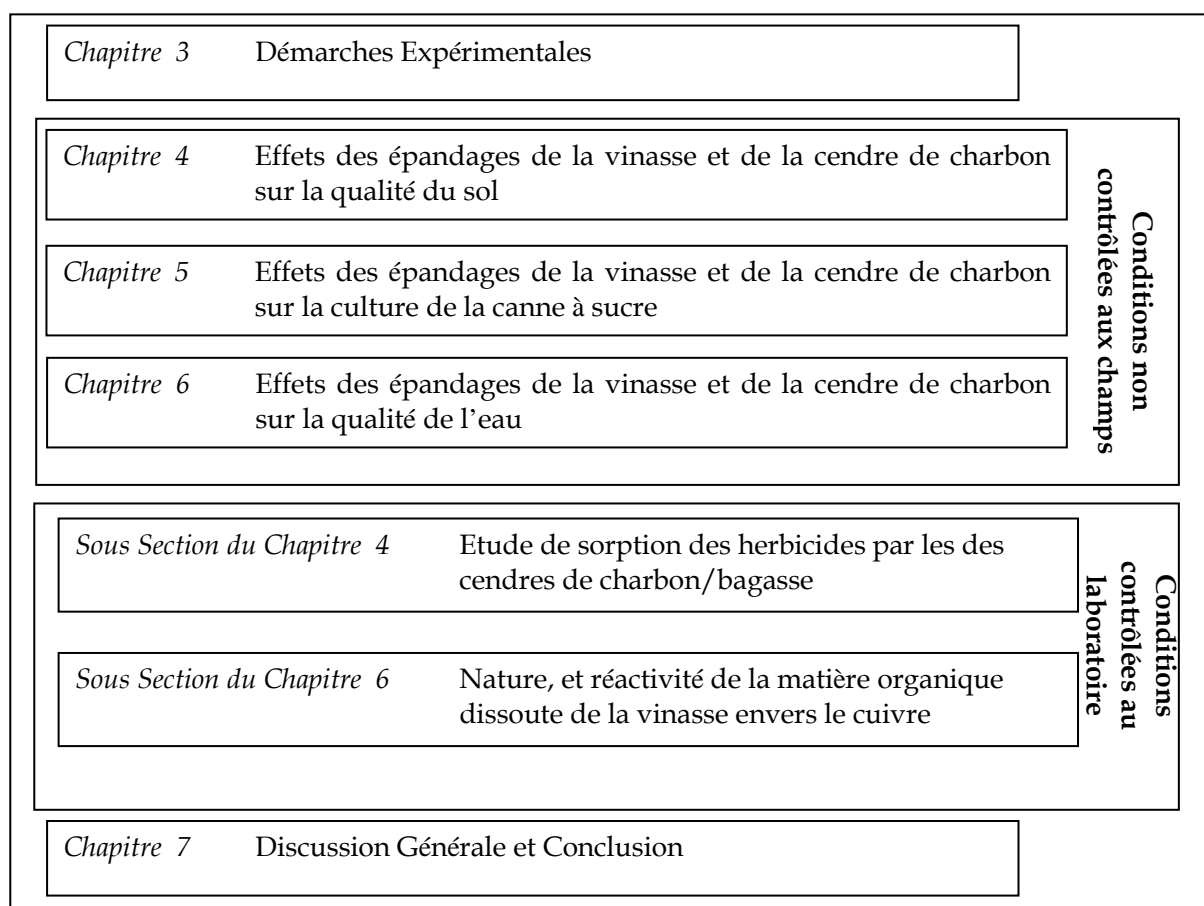


Figure 2. 5 Démarche expérimentale adoptée pour l'étude

Le transfert des métaux lourds et aussi des micropolluants organiques vers l'eau souterraine a été mesuré en lysimètre. Compte tenu des observations des agriculteurs sur la prolifération plus prononcée des mauvaises herbes suite aux épandages des cendres volantes, une étude d'incubation au laboratoire, a permis d'élargir nos connaissances en fournissant des données sur les mécanismes de sorption par les cendres volantes de charbon/bagasse des herbicides fréquemment utilisés dans la culture cannière, et sur leur cinétique (isothermes d'adsorption).

2.10 Bibliographies

1. Adamiec P, Benezet J C, Ben H A. (2005). Relation entre une cendre volante silico-alumineuse et son charbon. **Poudres et grains**, 15 (3): 35-46.

2. Adriano D C, Page A L, Elseewi A A, Chang A C, Straughan I. (1980). Utilization and disposal of fly ash and other coal residues in terrestrial ecosystems: A Review. **Journal of Environmental Quality**, 9: 333-344.
3. Adriano D C, Weber J, Bolan N S, Paramasivam S, Koo B J, Sajwan K S. (2002). Effects of high rates of coal fly ash on soil, turfgrass and groundwater quality. **Water, Air and Soil Pollution**, 139: 365-385.
4. Aitken R L, Bell L C. (1985). Plant uptake and phytotoxicity of boron in Australian flyashes. **Plant and Soil**, 84: 245-257.
5. Arthur M A, Zwick T C, Tolle D A, Van Voris P. (1984). Effects of fly ash on microbial CO₂ evolution from an agricultural soil. **Water Air Soil Pollution**, 22: 209-216.
6. Asmar F, Eiland F, Nielsen N E. (1994). Effect of extracellular enzyme activities on solubilisation rate of soil organic nitrogen. **Biology and Fertility of Soils**, 17: 32-38.
7. Bahaminyakamwe L, Simunek J, Dane J H, Adams J F, Odom J W. (2006). Copper mobility in soils as affected by sewage sludge and low molecular weight organic acids. **Soil Science**, 171 (1): 29-38.
8. Baize (1997). Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France). Institut National de la Recherche Agronomique, (INRA), 412 pp.
9. Baldock J A, Skjemstad J O. (2000). Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. **Organic Geochemistry** 31: 697-710.
10. Benke M B, Mermut A R, Shariatmadari H. (1999). Retention of dissolved organic carbon from vinasse by a tropical soil, kaolinite, and Fe-oxides. **Geoderma**, 91: 47-63.
11. Beyer L, Blume H P, Henss B, Peters M. (1993). Soluble aluminium-organic and iron-organic complexes and carbon cycle in Hapludalfs and Hapliorthods under forest and cultivation. **Science of the Total Environment**, 138: 57-76.

12. Blaise L, Dominique A, Marc B, Beau C. (1995). Guide des matières organiques. Institut Technique de l'Agriculture Biologique, (ITAB), 245 pp.
13. Bories A, Sire Y. (2004). Effluents vinicoles (caves, distilleries) et nuisances olfactives : origine et traitements. **Les extraits de la revue des œnologues**, 113: 37-43.
14. Brown G E, Foster A L, Ostergren J D. (1999). Mineral surfaces and bioavailability of heavy metals: A molecular-scale perspective. **PNAS**, 96(7): 3388-3395.
15. Bustamante M A, Paredes C, Moral R, Moreno C A, Perez E, Murcia M D P. (2005). Uses of winery and distillery effluents in agriculture: characterization of nutrient and hazardous components. **Water Science and Technology**, 51(1): 145-151.
16. Calderbank A. (1989). The occurrence and significance of bound residues in soil. **Review of Environmental and Contaminant Technology**, 108: 69-103.
17. Calvet R. (2003). Le sol: propriétés et fonctions. Editions France Agricole, 511pp.
18. Calvet R, Barriuso E, Bedos C, Benoit P, Charnay M P, Coquet Y. (2005). Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales. Editions France Agricole, 637pp.
19. Cameron K C, Di H J, McLaren R G. (1997). Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? **Australian Journal of Soil Research**, 35: 995-1035.
20. Canivet N, Chaumet J M, Ghazouani W, Jacquot R, Jechoux V, Lauranson R, Ledein E, Vergez A, Vincent M. (2003). L'épandage des boues et de résidus organiques dans le parc naturel régional Loire-Anjou-Touraine. Dossier d'information destiné au Grand Public, ENGREF-ENSV promotion 2003, 7pp.
21. Carlson C L, Adriano D C. (1993). Environmental impacts of coal combustion residue. **Journal of Environment Quality**, 22: 227-247.
22. CARO CANNE 2. (2003), Cahier Technique : La fertilisation, 2pp.
23. Carsch S, Thoma H, Hutzinger O. (1986). Leaching of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans from municipal waste incinerators flyash by water and organic solvents. **Chemosphere**, 15: 1927-1930.

24. Casagrande A A, Buzolin P R S, Mutton M A, Mutton M J R, Campos M S.(2007). Effects of trash, vinasse and nitrogen on ratoon sugarcane. **Proceedings of International Society of Sugar Cane Technologists**, 26: 357-364.
25. Casarini D C P, Cuhna R C de A, Maset F B. (1987). Effects of irrigation with vinasse and the dynamics of its constituents in the soil: II Microbial aspects. **Water Science Technology**, 19: 167-176.
26. Castellan A. (2004). Des produits nouveaux peuvent-ils contribuer à mieux valoriser la filière canne à sucre, notamment à La Réunion ? Séminaire "Quelles Recherches Prioritaires pour l'avenir de la filière canne-sucre à l'horizon 2007-2013 ?", Saint-Denis, La Réunion 20-24 septembre 2004.
27. Central Pollution Control Board, CPCB, (2001). Annual report 2000-2001: Evaluation of technology for treatment and disposal of distillery wastewater. Ministry of Environment & Forests, Govt. of India, Parivesh Bhawan, East Arjun Nagar, Delhi-110032.
28. Chabalière P F (1999). Etude de la valeur agronomique des cendres de bagasse de la centrale thermique du Gol. Document CIRAD-Ile de la Réunion, 17pp.
29. Chabalière P F. (2005). Guide des matières organiques, Mission de Valorisation Agricole des Déchets (MVAD), CIRAD, Ile de la Réunion ,200pp.
30. Chabalière P F, Van de Kerchove V, Saint Macary H. (2006). Guide de la fertilisation organique à la Réunion. Première Edition. Chambre d'Agriculture de La Réunion, Chaudron, 300pp.
31. Chamayou H, Legros J P. (1989). Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol. Agence de Coopération Culturelle et Technique Conseil International de la Langue Française, Paris, France, 593pp.
32. Chang A C, Lund L J, Page A L, Warneke J E. (1977). Physical properties of flyash amended soils. **Journal of Environmental Quality**, 6: 267-270.
33. Chang L J, Yang P Y, Whalen S A. (1990). Management of sugarcane mill wastewater in Hawaii. **Water Science Technology**, 22(9): 131-140.

34. Cheesman O D. (2005). Environmental impacts of sugar production. CABI Publishing, Oxfordshire, UK, 255pp.
35. Chiang C N, Soudi B. (1994). Biologie du sol et cycles biogéochimiques. *Dans* : El Hassani T A et Persoons E (Eds.) (1994). Agronomie Moderne- Bases physiologiques et agronomiques de la production végétale. AUPELF-UREF : 85-118.
36. Chiou C T, Sheng G, M Manes. (2001). A partition limited model for the plant uptake of organic contaminants from soil and water. *Environmental Science and Technology*, 35 (7): 1437-1444.
37. CIRAD. (2005). Cahier technique: Expérimentation- origine et composition des cendres de bagasse, Ile de la Réunion, 3pp.
38. Citeau L, Lamy I, Van Oort F. (2003). Spéciation des métaux et mobilité dans les sols environnant une friche industrielle : importance du transport colloïdale. *Dans* : "Devenir et effets des contaminants métalliques dans les agro systèmes et écosystèmes terrestres". Résumés des communications orales et posters. 20-21 mars 2003, Lille.
39. Cortez L A B, Perez L E B. (1997). Experiences on vinasse disposal. Part III: Combustion of vinasse - # 6 Fuel Oil Emulsions, **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, 14(1).

Online <http://www.scielo.br/-scielo.php?script=sci-arttext&pid=S0104-6321997000100002&lng=es&nrm=iso&tlng=en>.
40. Cruz R L, Righetto A M, Nogueira M A.(1991). Experimental investigation of soil and groundwater impacts caused by vinasse disposal. **Water Science Technology**, 24 (11): 77-85.
41. De Ranchin B. (2004). Essais des différentes solutions d'épandage. *Dans* Cendres de bagasse. 21-22.
42. De Resende S A, Xavier R P, Oliveira de O C, Urquiaga S, Alves J R, Boddey R M. (2006). Long term effects of preharvest burning and nitrogen and vinasse

- applications on yield of sugar cane and soil carbon and nitrogen stocks on a plantation in Pernambuco, NE, Brazil. **Plant and Soil**, 281: 339-351.
43. Deneux-Mustin Mustin S, Rousset Debet S, Mustin C, Henner P, Munier Lamy C, Colle C, Berthelin J, Garnier-Laplace J, Leyval C. (2003). Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces: Influence des micro-organismes du sol. Editions TEC&DOC, France, 279 pp.
 44. Doelsch E, Feder F, Findeling A, Dudal Y. (2005). Impact de l'épandage d'une boue d'épuration sur la mobilité et la spéciation des ETM d'un andosol. CIRAD, Chambre D'Agriculture de la Réunion, 103pp.
 45. Duchaufour P. (1959). Pédologie- applications forestières et agricoles. Ecole Nationale des Eaux et Forêts. Nancy, 309pp.
 46. Dutil P, Muller J C. (1979). L'épandage des eaux résiduaires des industries agricoles en Champagne crayeuse. Académie d'Agriculture de France, 980-1005.
 47. Elseewi A A, Bingham F T, Page A L. (1978). Availability of sulphur in fly ash to plants. **Journal of Environmental Quality**, 7 (1): 69-72.
 48. Fahrasmane L. (1991). Amélioration du rendement de la fermentation alcoolique de milieu à base de canne à sucre. Rencontres internationales en langue française sur la canne à sucre. Actes de la première rencontre, Montpellier France, 10-15 Juin 1991, 310-311.
 49. Feder F, Saint Macary H, Gosme M. (2004). Recyclage de déchets par la canne à sucre : essais avec des vinasses de distillerie. Actes du séminaire, 1-2 Juillet 2004, Montpellier, France, 69pp.
 50. Fisher G L, Chang D P Y, Brummer M. (1976). Flyash collected from electrostatic precipitators: Microcrystalline structures and the mystery of the spheres. **Science**, 192 : 553-555.
 51. Glorie N A, Mattiazo M E. (1987). Effect of vinasse on soil acidity. **Water Science Technology**, 19: 1293-1296.

52. Gobat J M, Aragno M, Matthey W. (2003). Le sol vivant- Bases de pédologie- Biologie des sols. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. Lausanne, Suisse, 592pp.
53. Gollany H T, Schumacher T E, Evenson P D, Lindstrom M J, Lemme G D. (1991). Aggregate stability of an eroded and desurfaced Typic Argiustoll. **Soil Science Society of America Journal**, 55: 811-816.
54. Goyal S K, Seth R, Handa B K. (1996). Diphasic fixed-film biomethanation of distillery spentwash. **Bioresource Technology**, 56: 239-244.
55. Griand M C, Walter C, Rémy J C, Berthelin J, Morel J L. (2005). Recyclage de déchets sur les sols: valeur agronomique et impacts environnementaux. *Dans* : Sols et Environnement, DUNOD 2005, France, pp 262-283.
56. Guggenberger G, Galser B, Zech W. (1994). Heavy metal binding by hydrophobic and hydrophilic dissolved organic carbon fractions in a spodosol A and B horizon. **Water Air and Soil Pollution**, 72: 111-127.
57. Guggenberger G, Kaiser K. (2003). Dissolved organic matter in soil: challenging the paradigm of sorptive preservation. **Geoderma**, 113: 293-310.
58. Halais P and Davy E G. (1969). Notes on the 1:100 000 agro climatic map of Mauritius. Mauritius Sugar Industry Research Institute. Occasional Paper No 23, 27pp.
59. Hansen L G, Schaeffer D. (1995). Livestock and animals. *In*: Rechcigl J E (Ed.) Soil amendments- Impacts on Biotic Systems. Lewis Publication, Boca Raton FL, 48pp.
60. Haynes R J, Swift R S. (1991). Concentration of extractable Cu, Zn and Mn in a group of soils as influenced by air-and oven drying and rewetting. **Geoderma**, 49: 319-333.
61. Herbert B E, Bertsch P M. (1995). Characterization of dissolved and colloidal organic matter in soil solution: a review. *In*: (Ed.) Carbon forms and functions in forest soils, **Soil Science Society of America**, Madison: 63-88.

62. Ilani T, Schulz E, Chefetz B. (2005). Interactions of organic compounds with wastewater dissolved organic matter: role of hydrophobic fractions. **Journal of Environmental Quality**, 34: 552-562.
63. Jamil M, Qasim M, Umar M, Subhan A. (2004). Impact of organic wastes (Bagasse Ash) on yield of wheat (*Triticum aestivum* L.) in a calcareous soil. **International Journal of Agriculture & Biology**, 6(3):468-470.
64. Jones K C, Voogt P. (1999). Persistent organic pollutants: state of the science. *Environmental Pollution*, 100 (1-3): 209-221.
65. Kaiser K, Guggenberger G. (2000). The role of dissolved organic matter sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. **Organic Geochemistry**, 31: 711- 725.
66. Kaiser K, Guggenberger G, Haumaier L, Zech W. (2002). The composition of dissolved organic matter in forest soil solutions: changes induced by seasons and passage through the mineral soil. **Organic Geochemistry** , 33: 307-318
67. Kalbitz K, Solinger S, Park J H, Michalzik B, Matzner E. (2000). Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A Review. **Soil Science**, 165 (4): 277-304.
68. Knoth de Zarruk K, Scholer G, Dudal Y. (2007). Fluorescence fingerprints and Cu ²⁺ complexing ability of individual molecular size fractions in soil and waste-borne dissolved organic matter. **Chemosphere**, 69: 540-548.
69. Koptsik G, Lofts S, Karavanova E, Naumova N, Rutgers M. (2005). Heavy metals in Temperate Forest Soils: Speciation, Mobility and Risk Assessment. *In*: Ahmad I, Hayat S and Pitchel J (Eds.), "Heavy metal contamination of soil: problems and remedies", Science Publishers, USA: 105-157.
70. Korentajer. (1991). A review of the agricultural use of sewage sludge: benefits and potential hazards. **Water S.A**, 17(3): 189-196.
71. Ksiezopolska A. (2002). Physico-chemical characterization of organic-mineral complexes. **World Congress of Soil Science**, 17th, 14-21 August 2002, Thailand.

72. Kujala P, Hull R, Engstrom F, Jackman E. (1976). Alcohol from molasses as a possible fuel and economics of distillery effluent treatment. **Sugar y Azucar**, 71: 28-39.
73. Lenheer J A, Malcom R L, White W R. (1976). Investigation of the reactivity and fate of certain organic components of an industrial waste after deep-well injection. **Environment Science Technology**, 10(5): 445-451.
74. Li Y R, Zhu Q Z, Wang W Z, Solomon S. (2007). Pre-mergence application of vinasse on sugarcane growth and sugarcane productivity in China. **Sugar Technology**, 9 (2&3): 160-165.
75. Long K. (2001). A review of biosolids as a fertiliser/soil conditioner on dairy pastures. Biosolids report (Nov 2001), Victoria, 38pp.
76. Madejon E, Diaz M J, Lopez R, Cabrera F. (2001). Co-composting of sugar beet vinasse: influence of the organic matter nature on the bulking agents used. **Bioresources Technology**, 76: 275-278.
77. Manisankar P, Rani C, Viswanathan S. (2004). Effect of halides in the electrochemical treatment of distillery effluent. **Chemosphere**, 57(8): 961-966.
78. Martial J S. (2005). " Injection dans un aquifère volcanique côtier : Approche hydrogéologique d'une alternative à la gestion d'effluents -cas de la distillerie de Savanna, Bois Rouge, Ile de la Réunion". Thèse de doctorat. Université de la Réunion.
79. McGill, W.B. & C.V. Cole (1981) Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P. through soil organic matter. **Geoderma** 26: 267-286.
80. Moreira J R. (2006). Water use and impacts of ethanol production in Brazil. National Reference Center on Biomass, Institute of Electro technology and Energy-CENBIO/IEE, University of São Paulo, Brazil, 24pp.
81. Morisot M A. (1978). Evolution de l'azote minéral après épandage de boues de vinasse des lies. Académie d'Agriculture de France : 419-425.

82. Nandy T, Shastry S, Kaul S N. (2002). Wastewater management in a cane molasses distillery involving Bioresource recovery. **Journal of Environmental Management**, 65:25-38.
83. Navarro A R, Del C Sepulveda M, Rubio M C. (2000). Bioconcentration of vinasse from the alcoholic fermentation of sugarcane molasses. **Waste Management**, 20: 581-585.
84. Oresscanin V, Barisic D, Mikelic L, Lovencic I, Rozmaric M, Pavlovic G, Lulic S. (2006). Chemical and radiological profil of the coal ash landfill in kastel gomilica. **Arh Hig Rada Toksikol**, 57:9-16.
85. Osako M, Kim Y, Lee D H. (2002). A pilot and field investigation on mobility of PCDDs/PCDFs in landfill site with municipal solid waste incineration residue. **Chemosphere**, 48: 849-856.
86. Overcash M, Sims R C, Sims J L, Nieman J K C. (2005). Beneficial reuse and sustainability: the fate of organic compounds in land applied waste. **Journal of Environmental Quality**, 39: 29-41.
87. Pan Y C, Eow K L, Ling S H. (1979). The effect of bagasse furnace ash on the growth of plant cane. **The Sugar Journal**, December 1979 (42): 14-16.
88. Patil J D, Savant N K, Deshmane A N. (1982). Humification of spent wash and distillery waste in soil. **Journal of Maharashtra Agricultural University**, 7: 80-83.
89. Pautremat N, Renault P, Cazevieille, Marlet S. (2003). "Contribution des glucides, protides et lipides à l'évolution géochimique du sol suite à un apport de vinasse de rhumerie : conséquences sur la mobilisation de métaux". Thèse de doctorat. Université de Montpellier.
90. Perez S, Farre M, Garcia M J, Barcelo D. (2001). Occurrence of polynuclear aromatic hydrocarbons in sewage sludge and their contribution to its toxicity in the ToxAlaert 100 Bioassay. **Chemosphere**, 45: 705-712.
91. Piccolo A, Mbagu J S C. (1990). Effects of different organic wastes amendments on soil micro aggregates and molecular sizes of humic substances. **Plant Soil**, 123: 27-37.

92. Pitchel J R, Hayes J M. (1990). Influence of fly ash on soil microbial activity and populations. **Journal of Environmental Quality**, 19: 593-597.
93. Poulsen I F, Hansen H C B. (2000). Soil sorption of nickel in presence of citrate or arginine. **Water Air Soil Pollution**, 120 : 249-259.
94. Rachakornkij M, Sirawan R, Panupong S, W Paosawat. (2004). Utilisation of bagasse and bagasse flyash as adsorbent for removal of lead from aqueous solution. National Research Center for Environmental and Hazardous Waste Management, Chulalongkorn University, Thailand, 10pp.
95. Rao B S. (1972). A low cost waste treatment method for the disposal of distillery waste effluent at natural conditions. **Water Research**, 6(11): 1275-1282.
96. Raulund-Rasmussen K, Borggaard O K, Hansen H C B, Olsson M. (1998). Effect of natural organic soil solutes on weathering rates of soil minerals. **European Journal of Soil Science**, 49:397-406.
97. Ribeiro A C, Sengik E. (1983). Effect of vinasse application on the physical and chemical properties of two latosols soils. **Revista Ceres**, 30: 25-31.
98. Rippon J E, Wood M J. (1975). Microbiological aspects of pulverized fuel ash. *In*: Chadwick M J and Goodman G T (Eds.) " The Ecology of Resource Degradation and Renewal. John Wiley & Sons, New York: 331-349.
99. Rodriguez J G O. (2000). Effects of vinasse on sugarcane productivity. **Review Faculty of Agronomy (LUZ)**, 17:318-326.
100. Schumann A W, Summer M E. (2000). Chemical evaluation of nutrient supply from flyash - biosolids mixture. **Soil Science Society of America Journal**, 64: 419-426.
101. Sear L K A, Weatherley A J, Dawson A. (2003). The environmental impact of using flyash- the UK producers' perspective. International Ash Utilization Symposium, Centre for Applied Energy Research, University of Kentucky, Paper #20.<http://www.flyash.info>.

102. Siddiqui Z A, Singh L P. (2005). Effects of flyash on soil characteristics, plant growth and soil microbial populations. *In: Ahmad I, Hayat S, Pitchel J (Eds.), "Heavy metal contamination of soil: problems and remedies"*, Science Publishers, USA, pp 171-193.
103. Singhal V, Rai J P N. (2003). Biogas production from water hyacinth and channel grass used for phytoremediation of industrial effluents. **Bioresource Technology**, 86: 221-225.
104. Stengel P, Gelin S. (1998). *Sol : interface fragile*. INRA Editions. Paris, France, 214pp.
105. Stevens G, Dunn D. (2004). Fly ash as a liming material for cotton. **Journal of Environmental Quality**, 33: 343-348.
106. Tauk S M. (1990). Effects of cumulative doses of vinasse on soil micro organisms in cerrado. **Pedobiologia**, 34: 69-75.
107. Tejada M, Gonzalez J L. (2005). Beet vinasse applied to wheat under dryland conditions affects soil properties and yield. **European Journal of Agronomy**, 23 : 336-347.
108. Tejada M, Garcia C, Gonzalez J L, Hernandez M T. (2006). Organic amendment based on fresh and composted beet vinasse: influence on soil properties and wheat yield. **Soil Science Society of America Journal**, 70: 900-908.
109. Tipping E, Hurley M A. (1988). A model of solid - solution interactions in acid organic soils: modeling their release to the soil solution in terms of humic charge. **Journal of Soil Science**, 41: 573-586.
110. Toory V, Bholah M A, Ng Kee Kwong K F. (2003). Leaching and uptake of heavy metals from soils amended with sewage sludge under rainfed sugar cane in Mauritius. *In: Lalouette J A, Bachraz D Y, Bheenick K J (Eds.) "Proceedings Sixth Meeting of Agricultural Scientists "*, Réduit, Mauritius. Food and Agricultural Research Council, Réduit, pp 233-238.
111. Tripathy S, Powell M A, Hart B R, Chaudhuri D, Veeresh H, Bhattacharyya P. (2005). Utilization of coal ash with sewage sludge as soil remineralizer in agriculture. In the 2005 World of Coal Ash, Lexington, Kentucky, USA.

112. Tripathi A, Sahu R K. (1997). Effects of coal flyash on growth and yield of wheat. *Journal of Environmental Biology*, 18 (2) : 131-135.
113. United States Environment Protection Agency. (1992). Method 3540, USEPA, Office of Water, Engineering and Analysis Division (4303), Washington DC, USA.
114. Wang Y D, Mo Y C, Wang W H, Li Y R, Ye Y P. (2006). Effect of vinasse irrigation on the activity of three enzymes and agronomic characters at seedling stage of sugarcane. *Sugar Technology*, 8 (4): 264-267.
115. Weber J, Karczewska A. (2004). Biogeochemical processes and the role of heavy metals in the soil environment. *Geoderma*, 122: 105-107.
116. Willaime P. (1984). Les sols de l'île Maurice: notice explicative de la carte pédologique à 1: 50 000. Mauritius Sugar Industry Research, Technical Circular No 2, 180 pp.
117. Wong M H, Wong W C. (1986). Effects of fly ash on soil microbial activity. *Environmental Pollution Services*, A 40:127-144.
118. Yang R L, Zhu Q Z, Wang W Z, Solomon S. (2007). Pre emergence application of vinasse on sugarcane growth and sugar productivity in China. *Sugar Technology*, 9 (2&3): 160-165.
119. Yasuhara A et Katami T. (2007). Leaching behavior of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans from the flyash and bottom ash of a municipal solid waste incinerator. *Waste Management*, 27: 439-447.
120. Yunusa I A M, Eamus D, De Silva D L, Murray B R, Burchett M D, Skilbeck G C, Heidricg C. (2003). Prospects for coal ash in the management of Australian soils: 23-38.
121. Zsolnay A. (1996). Dissolved humus in soil waters. *In: Piccolo A (Ed.) "Humic Substances in Terrestrial Ecosystems"*. Elsevier Science B.V, pp 71-223.

Chapitre 3

Démarches Expérimentales

3.1 Les essais aux champs

Des essais ont été mis en train dans quatre zones agro-climatiques de l'île Maurice et sont caractérisés de plus par une différence au niveau de la nature des sols. L'expérimentation est identique pour les quatre essais et elle consiste de sept traitements répétés en quatre fois et disposés en bloc complète randomisé, totalisant 28 parcelles. La taille d'une parcelle unitaire est de 60 m² (6m X 10m) et comporte deux lignes de canne expérimentale (chacune de 10m de long) avec une ligne de bordure à chaque côté. Les protections latérales entre les parcelles sont d'un mètre chacune.

Deux des essais se situent dans la zone super humide de l'île Maurice, recevant plus de 3500 mm de pluie par an, notamment à Belle Rive (type de sol : Humic Ferruginous Latosol, HFL) et à Union Park (type de sol : Latosolic Brown Forrest, LBF). Un essai est placé dans la région humide recevant 1500 mm de pluie par an notamment à Pamplémousses (type de sol : Low Humic Latosol, LHL) et un autre à Médine, (type de sol : Latosolic Reddish Prairie, LRP) en région sous humide avec une pluviométrie annuelle d'environ 900 mm. La durée des quatre essais couvre une canne vierge et deux repousses (en tout trois années). Un suivi de la température et de la pluviométrie n'a pas été nécessaire puisque l'évolution de ces paramètres dans le temps est déjà connue à chaque site.

Les sept traitements sont les suivants :

- | | |
|--------------|---|
| Traitement 1 | Fertilisation minérale chaque année, notamment avec l'urée et muriate de potasse ajoutés pour constituer la dose généralement recommandée pour la culture cannière à l'île Maurice, c'est-à-dire, 145 kg N/ha et 190 kg K ₂ O/ha. Le P ₂ O ₅ a été apporté en première année seulement, c'est-à-dire à la plantation et le taux dépendait de l'analyse du sol. |
| Traitement 2 | 25 m ³ /ha de vinasse épandues avant sillonnage pour la plantation et aussi après la récolte en première et deuxième repousses. |
| Traitement 3 | 50 m ³ /ha de vinasse ont été épandues avant sillonnage pour la plantation et aussi après la récolte en première et deuxième repousses. |
| Traitement 4 | 100 m ³ /ha de vinasse épandues avant sillonnage pour la plantation et aussi après la récolte en première et deuxième repousses. |
| Traitement 5 | 50 T/ha de cendres volantes de charbon épandues avant sillonnage pour la plantation |

Traitement 6	100 T/ha de cendres volantes de charbon épandues avant sillonnage pour la plantation
Traitement 7	50 T/ha cendres volantes de charbon + 50 m ³ /ha de vinasse, épandues avant sillonnage pour la plantation et uniquement la vinasse épandue après la récolte dans les deux lignes de canne expérimentales ; pas de cendres de charbon dans les repousses

Les traitements 2 à 7 ont été ajustés dans la canne vierge et aussi dans les repousses avec des engrais minéraux pour atteindre les doses de N comme dans le traitement 1.

3.2 Le plan d'expérience

Pour cette étude, la matrice d'expérimentation choisie pour les essais est le RCBD 'Randomised Complete Block Design', qui regroupe les différents traitements en bloc comme illustré dans la Figure 3.1.

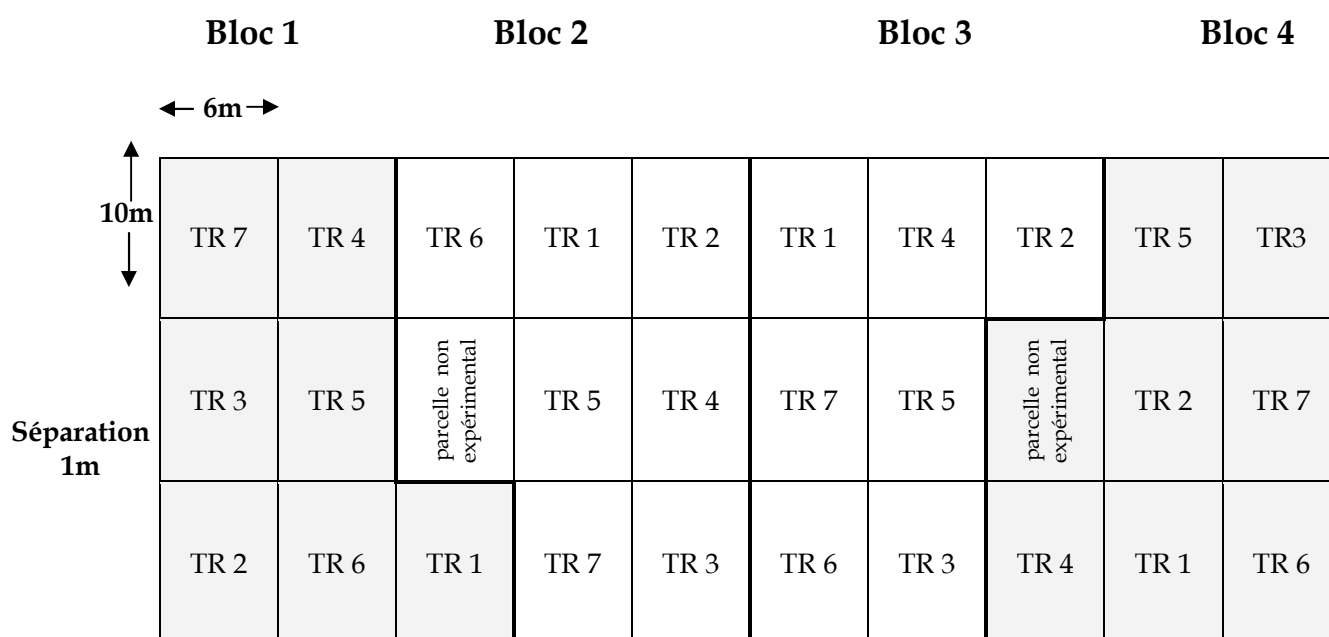


Figure 3. 1 Plan expérimental pour les essais à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

3.3 Les cendres volantes de charbon/bagasse

Comme décrit dans le chapitre 2, la cendre volante de charbon est un déchet de combustion généré par une centrale thermique de type 'Bagasse - Charbon'. Sa production à l'île Maurice est assurée principalement de janvier à juin à partir du charbon importé d'Afrique du Sud. Il subit une incinération à 1200 °C et reste approximativement une heure en chaudière avant d'être extrait sous forme d'une scorie grise. Par contre, la

endre volante de bagasse est produite seulement pendant la période de récolte de la canne à sucre (juillet à décembre) et provient donc directement de l'incinération de cette matière végétale.

Les échantillons de cendres volantes de charbon et de bagasse ont été recueillis de quatre centrales thermiques, nommément FUEL, Belle Vue (BVCT), Beau Champ (BC), Union St Aubin (USA), et à des intervalles réguliers de trois mois pendant une période de trois années. Le but est de suivre l'évolution de sa teneur en éléments N, P, K, Si, Na, SO_4^{2-} , Ca, Mg, C et aussi en métaux lourds (Cu, Zn, Ni, Mn, Pb, Hg).

Les cendres de charbon en provenance de BVCT ont été utilisées dans tous les quatre essais aux champs en raison de leurs teneurs en métaux lourds plus élevées que celles des cendres de charbon provenant des trois autres centrales thermiques. Les essais ont démarré durant la période d'entrecoupe, ce qui explique l'absence des traitements avec les cendres de bagasse dans ces essais. La composition de la cendre volante de charbon utilisée dans les essais aux champs est donnée ci-dessous dans le Tableau 3.1.

Tableau 3.1. Composition de la cendre volante de charbon utilisée dans les essais aux champs

Paramètre	Cendre de charbon de BVCT	
% matière sèche	66.42	
pH	10.31	
Conductivité électrique (mS/cm)	1.40	
C total (g/kg)	32.93	
N total (g/kg)	0.72	
P total (g/kg)	4.37	
P-ortho (g/kg)	2.98	Quantités apportées par traitement
K total (g/kg)	2.18	
K soluble (me%)	0.64	<u>50 T/ha cendre de charbon :</u>
K échangeable (cmol ⁺ /kg)	0.50	36 kg N/ha
Ca échangeable (cmol ⁺ /kg)	26.88	500 kg P ₂ O ₅ /ha
Mg échangeable (cmol ⁺ /kg)	2.76	130 kg K/ha
Na échangeable (cmol ⁺ /kg)	0.33	
SO ₄ (g/kg)	26.4	<u>100 T/ha cendre de charbon :</u>
Cl (mg/kg)	1.00	
Si (g/kg)	5.78	72 kg N/ha
Fe (g/kg)	46.24	1000 kg P ₂ O ₅ /ha
Mn (g/kg)	0.22	260 kg K/ha
Cu (mg/kg)	92.11	
Ni (mg/kg)	82.75	
Zn (mg/kg)	127.53	
Pb (mg/kg)	69.20	
Cd (mg/kg)	0.40	
Hg (mg/kg)	0.04	

3.4 Les vinasses

Les échantillons de vinasse ont été recueillis de deux distilleries : Alcodis et Médine à intervalle régulier de trois mois durant une période de trois années, afin de suivre l'évolution de leur teneur en éléments N, P, K, Na, SO_4^{-2} , Ca, Mg, C, et en métaux lourds. Les vinasses d'Alcodis ont été épandues dans trois essais (Belle Rive, Union Park et Pamplemousses) tandis qu'à Médine ce sont les vinasses de la distillerie de Médine qui ont été utilisées. Tout comme pour les cendres, l'épandage des vinasses avait été fait manuellement dans les différents traitements. La composition de la vinasse utilisée dans les essais aux champs est donnée ci-dessous dans le Tableau 3.2.

Tableau 3.2. Composition de la vinasse en provenance des distilleries d'Alcodis et de Médine utilisée dans les essais aux champs

Paramètre	Alcodis	Médine		
% Matière sèche	10.00	12.00		
Densité à 20°C	1.00	1.04		
pH	4.10	4.90		
CE (mS/cm)	8.20	38.40	<i>Quantités apportées par traitement</i>	
C _{org} total (g/L)	2.63	12.63	<i>Alcodis</i>	<i>Médine</i>
K total (g/L)	1.31	15.70		
K soluble (g/L)	1.18	14.50	<i>50 m³/ha vinasse :</i>	
Na (g/L)	0.20	5.00		
Ca (g/L)	0.32	1.93	<i>8 kg N/ha</i>	<i>89 kg N/ha</i>
Mg (g/L)	1.09	1.75	<i>1.14 kg P₂O₅/ha</i>	<i>22 kg P₂O₅/ha</i>
N total (g/L)	0.16	1.81	<i>76 kg K₂O/ha</i>	<i>950 kg K₂O/ha</i>
P total (g/L)	0.02	0.19		
S (g/kg)	0.11	1.25	<i>100 m³/ha vinasse :</i>	
Pb (mg/L)	19.97	17.93		
Cu (mg/L)	0.08	1.20	<i>16 kg N/ha</i>	<i>181 kg N/ha</i>
Ni (mg/L)	5.06	5.16	<i>2.28 kg P₂O₅/ha</i>	<i>44 kg P₂O₅/ha</i>
Zn (mg/L)	0.76	2.28	<i>158 kg K₂O/ha</i>	<i>1900 kg K₂O/ha</i>
Hg (mg/L)	Nd*	Nd		
Mn (mg/L)	2.04	11.24		
Fe (g/L)	0.90	0.04		

* Nd : non détectable

3.5 Echantillonnage du sol

L'échantillonnage des sols avait été réalisé un mois après les épandages des déchets et il avait été répété ensuite lors de la récolte de la canne 12 mois après. La prise des échantillons de sol est faite dans les sillons et billons centraux de manière à éviter toute contamination d'une parcelle par une autre. Pour le faire, une tarière manuelle est utilisée

pour creuser jusqu'à une profondeur de 30 cm. Dans les quatre essais aux champs les sols prélevés de 0-30cm avec la tarière sont mis dans un seau en plastique. Deux échantillons individuels pris dans le sillon sont rigoureusement mélangés avec deux autres pris dans le billon de la même parcelle tout en enlevant les roches pour constituer l'échantillon composé. Un kilo de sol est ensuite mis dans un sac en plastique, ramené au laboratoire, séché à l'air, et finalement passé sur un tamis de 2 mm avant d'être analysé.

3.6 Analyses physico-chimiques des sols, cendres et vinasses

3.6.1 Humidité et masse sèche

L'humidité des sols est déterminée par pesée avant et après passage dans une étuve à 105° C pendant 24 heures. La formule suivante est utilisée pour le calcul de l'humidité:

$$\%M_s = \frac{M_s}{M_h} \times 100 \quad \text{où } M_s \text{ est la masse sèche et } M_h \text{ la masse fraîche}$$

La détermination de la masse sèche dans des cendres est faite de la même façon que celle pour le sol.

3.6.2 pH du sol

Le pH du sol est mesuré dans une suspension dont le rapport sol/eau est 2 :5. Une fois le sol avait été séché à l'air et tamisé (2mm), 20g de sol sont placés dans un bécher et 50 ml d'eau distillée (bouillie et refroidie) y sont ajoutés. Après agitation à intervalle de 15 minutes pendant deux heures, la mesure du pH est effectuée avec une électrode de pH standard combinée à un corps en verre à électrolyte gélifiée, (Denver Instrument). Un sol témoin est utilisé pour vérifier la répétitivité et la justesse des mesures. La détermination du pH des cendres est faite comme pour le sol. Par contre pour la vinasse, le pH est mesuré directement en plongeant l'électrode (du pH mètre) dans la vinasse.

L'étalonnage du pH mètre était réalisé avec trois solutions tampons aux pH 4, 7 et 9, comme recommandé d'après la méthode décrite par la Société de Technologie Agricole et Sucrière de l'île Maurice (STASM, 2003).

3.6.3 Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique du sol, de la cendre et de la vinasse est une estimation de la concentration des sels solubles qui y sont présents. Ces sels contiennent majoritairement les cations Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} et les anions Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- . Pour cette mesure de conductivité électrique, 10g de sol ou de cendre sont mélangés avec 50 ml d'eau distillée (bouillie et refroidie) dans un bécher. Après agitation à intervalle de 15 minutes pendant deux heures, la mesure de CE est faite avec une électrode (Conductivity meter, WTW, LF91) immergée dans du KCl à 3M d'après la méthode de Rayment et Higginson, (1992). Une solution de 0.01M KCl est incluse comme référence. La CE de la vinasse est lue directement en immergeant l'électrode dans l'échantillon recueillie.

3.6.4 Granulométrie

La granulométrie des sols en provenance des essais à été déterminé selon la méthode de Gee et Bauder, (1986). La dispersion complète des particules de sol est réalisée par un mélange de hexametaphosphate de sodium et de carbonate de sodium. Les pourcentages de limon et d'argile sont déterminés par évaporation d'un aliquote prélevée à une période définie dans une étuve à 105°C. Le pourcentage de sable est ensuite calculée par différence.

3.6.5 Analyses des éléments majeurs et traces

Le carbone (C) total dans les sols, les vinasses et les cendres est déterminé selon la méthode décrite par Anderson et Ingram (1993). Le dosage de C est effectué par oxydation partielle avec une solution acidifiée de dichromate de potassium. La concentration des ions chromium à l'état réduit est directement proportionnelle à la quantité de carbone organique oxydée dans l'échantillon et est mesurée par colorimétrie à 600 nm (Spectrophotomètre à UV, SPECORD 40). L'étalonnage est réalisé avec un composé organique pur, notamment le sucre.

Le N, P, K total sont déterminés dans les sols, les vinasses et les cendres par digestion, selon la méthode décrite par Tadesse *et al*, (1991), dans un mélange d'acide sulfurique concentré, acide salicylique et de thiosulfate de sodium. Les ions ammonium ainsi formés sont distillés dans un milieu alcalin, retenus dans une solution d'acide borique qui est ensuite titré avec une solution d'acide sulfurique pour connaître la teneur en N. Les ions de phosphate sont mesurés par colorimétrie à 650 nm selon la méthode de Murphy et

Riley, (1962). En ce qui concerne le potassium, sa concentration est déterminée par le spectrophotomètre à flamme selon la méthode décrite par STASM (2003).

La disponibilité des éléments P, K et Si à la canne à sucre dans les sols de Maurice est déterminée suivant une extraction avec une solution d'acide sulfurique à concentration de 0.1M comme décrite par STASM (2003). Cette même technique a été utilisée dans cette étude pour mesurer la disponibilité de ces trois éléments dans les sols provenant des essais. En effet la solution claire, après centrifugation et filtration, est utilisée pour déterminer les quantités de P par la méthode de Murphy et Riley, (1962), de Si par colorimétrie et de K par spectrophotomètre à flamme (STASM, 2003).

La capacité d'échange cationique des sols a été déterminée selon la méthode décrite par Peech, (1945). Les bases échangeables K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} dans les échantillons de sol ont été mesurés après extraction par l'acétate d'ammonium selon la méthode décrite par Heald, (1965). Pour la vinasse l'extraction avec l'acétate d'ammonium n'était pas nécessaire, le dosage des bases étant réalisé directement après dilution de la vinasse avec l'eau distillée. Les métaux lourds dans les sols, les cendres et les vinasses, ont été déterminés par une attaque acide nitrique-chlorhydrique, suivant la méthode de Rowell, (1994).

Le dosage de ces éléments en solution était ensuite effectué par absorption atomique à spectrophotométrie à flamme. Les seuils de détection des métaux lourds avec l'instrument utilisé sont : Pb 0.15 $\mu\text{g/L}$, Hg 0.5 $\mu\text{g/L}$, Zn 0.01 $\mu\text{g/ml}$, Cu 0.03 $\mu\text{g/ml}$, Ni 0.1 $\mu\text{g/ml}$ et Mn 0.5 mg/L .

Le soufre sous forme de sulfate dans les sols et dans les cendres a été dosé selon la méthode de Tabatabai, (1974) où les échantillons sont d'abord traité avec du phosphate de calcium, pour extraire le sulfate qui, après filtration, est précipité par une solution de chlorure de barium. La quantité de sulfate est ensuite mesurée par turbidimétrie à 420 nm. La mesure de sulfate dans la vinasse est aussi faite par turbidimétrie en se basant sur la méthode de Tadesse *et al.*, (1991).

3.6.6 Détermination des Hydrocarbones Polyaromatiques (HPAs) et des Biphényles Polychlorinés (BPCs) dans les cendres

Les HPAs et BPCs dans les cendres sont extraits avec un solvant organique selon la méthode 3540 de l'*United States Environment Protection Agency*. 10g de cendres sont rajoutés à un mélange d'acétone/hexane (1 :1, v/v). L'extrait est ensuite purifié, réduit en volume par évaporation avant d'être repris dans du hexane. Les échantillons sont injectés à un volume de 1µl à travers un passeur d'échantillons dans la chromatographie à phase gazeuse (GC 6890) couplée à un détecteur de masse sélectif (MSD 5973).

Les chromatogrammes qui en résultaient sont analysés pour toute la famille des composés de HPA et de BPC en mode '*balayage complet*'. L'identification qualitative des composés organiques par cette méthode est basée sur le temps de rétention et par comparaison du fond spectral de chaque échantillon après correction de fond, avec les ions caractéristiques de chaque composé organique s'y trouvant dans la librairie *NIST (2002) Mass Spectral Library*. Une fois le composé organique est identifié, sa quantification se fait à partir de sa courbe d'étalonnage avec le produit pur disponible en laboratoire. Le seuil de détection pour les HPAs et BPCs est de 10-25µg/kg de solide.

3.7 Echantillonnage de la feuille de la canne à sucre (Diagnostic Foliaire)

Le diagnostic foliaire permet de juger l'état nutritionnel de la canne à sucre. En effet il a été établi par Halais (1963) que pour les repousses de la canne à sucre, la composition de la troisième feuille des tiges primaires durant la phase végétative indique avec précision leurs états nutritionnels. Le principe de l'échantillonnage des parties (feuille, paille, tige, sommet) de la plante de canne à sucre est le même que pour le sol et il a pour but d'obtenir un échantillon qui soit représentatif de tout un champ. Dans cette étude, la troisième feuille des tiges primaires de la première repousse, qui se situent sur les deux lignes du milieu de la parcelle expérimentale, sont recueillies cinq mois après la récolte selon le protocole établi pour le diagnostic foliaire de la canne à sucre (STASM, 2003). Vingt feuilles sont échantillonnées par parcelle (28 parcelles pour chaque site) et sont réunies pour constituer un échantillon composé représentant la parcelle.

Néanmoins seulement les 10 cm de la partie centrale des limbes (sans nervure médiane), comme illustré dans la Figure 3.2, sont conservés pour analyse après séchage à 80°C pendant 24 heures dans un sac en tulle moustiquaire pour favoriser la libre circulation de l'air. Les échantillons desséchés sont ensuite écrasés en une poudre fine à l'aide d'un broyeur électrique à marteau muni d'un tamis de 0.5mm, pour l'analyse des éléments nutritifs (NPK) et des métaux lourds.



Figure 3. 2 Repliement des limbes foliaires juste après l'échantillonnage aux champs et enlèvement de la nervure médiane

3.8 Echantillonnage et préparation pour l'analyse des tiges, sommets et pailles de la canne à sucre

Quelques jours avant la récolte de la canne à sucre, des tiges, sommets et pailles (feuilles desséchées) sont prélevés dans chaque parcelle expérimentale. La canne à sucre est coupée au ras du sol car sa partie inférieure est la plus riche en sucre. Dans chaque parcelle, 10 tiges de canne, 10 sommets et 10 pailles sont prélevées sur les deux lignes du milieu. Le nombre de nœud sur chaque tige est ensuite compté pour pouvoir calculer éventuellement le poids de la paille de canne. Les 10 tiges de canne sont pesées avant d'être broyées au moulin pour obtenir le jus. La teneur en sucrose dans le jus de canne (%Pol) est ensuite déterminée selon la méthode décrite par STASM, (2003).

Les 10 sommets après pesage, sont découpés en petit morceaux, puis séchés à l'étuve à 80°C pendant 24 heures. Les échantillons sont ensuite pesés pour avoir leurs poids secs et sont réduits en une poudre fine par un broyeur électrique à marteau muni d'un tamis de 0.5mm. Les 10 pailles, de même que les tiges qui ont été broyées sont traitées de la même

façon que les sommets. Les échantillons sont conservés dans les fioles en verre en attendant l'analyse chimique des éléments nutritifs et métaux lourds.

Pour l'analyse de NPK, 100 mg de poudre de feuille, tige, sommet ou paille sont introduits dans un tube de minéralisation de 50 ml, où sont rajoutés deux ml d'acide sulfurique concentré. Le mélange est laissé à température ambiante pendant toute une nuit avant d'être placé dans les alvéoles du bloc minéralisateur électrique dont la température a été portée au préalable à 120°C. Cette température est maintenue pendant au moins 30 minutes avant d'être graduellement augmentée à 330°C. Après une demi-heure à 330°C, les tubes sont enlevés du bloc, refroidit à la température ambiante avant d'ajouter 0.5 ml d'eau oxygénée (H₂O₂) à 30%. Les tubes sont remis pendant environ 10 minutes dans le bloc chauffé à 330°C afin de compléter l'oxydation de la matière organique. Une décoloration complète devrait alors être obtenue, au cas contraire l'étape d'oxydation avec l'eau oxygénée est répétée pour assurer une destruction totale de la matière organique. Finalement environ 10 ml d'eau distillée est ajoutée pour refroidir les tubes et la dilution est ensuite complétée jusqu'à la marque de 50 ml pour le dosage de NPK.

Les blancs (sans échantillon) en huit répétitions sont traités de la même façon et en même temps que les échantillons avant qu'ils ne soient fortifiés avec 0, 1, 2.5, 5, 7.5, 10, 12.5 et 15ml de la solution mère NPK contenant 0.4 mg/ml N, 0.04 mg/ml P et 0.3 mg/ml K.

3.8.1 Dosage de N

Chaque solution de minéralisation est diluée avec un autodilueur à un dixième et ensuite à un cinquième avec de l'eau distillée. Un ml d'une solution de nitoprussiate de sodium (8.5%) et de salicylate de sodium (0.06%) suivi d'un ml d'eau de javel (0.75%) hydroxyde de sodium (0.5%) sont ajoutés à cette dilution finale et laissé agir pendant une heure. Les absorbances (densité colorimétrique) sont lus sur un spectrophotomètre à UV, (modèle Specord 40) à 650nm. La détermination de la concentration de N sur chaque échantillon de plante est faite à partir de la courbe d'étalonnage.

3.8.2 Dosage de P

La solution de minéralisation est diluée avec un autodilueur à un dixième et ensuite mise en contact avec 2 ml de réactif réducteur (sulpho-molybdate à 3%, tartrate potassique d'antimoine à 0.0137% et acide ascorbique à 0.53%) pour laisser agir pendant au moins 45

minutes. Les absorbances sont ensuite lues à 650nm sur un spectrophotomètre à UV. La détermination de la concentration de P sur chaque échantillon est faite à partir de la courbe d'étalonnage

3.8.3 Dosage de K

La solution de minéralisation est diluée avec un autodilueur à un dixième et bien agitée avant la lecture de l'intensité de potassium sur un photomètre à flamme, modèle Gallenkamp. La concentration de K sur chaque échantillon de plante est lue à partir de la courbe d'étalonnage.

3.8.4 Analyse de la feuille, tige et paille pour les métaux lourds

Pour l'ensemble des métaux lourds, la mise en solution est faite par une attaque acide selon la méthode décrite par Novozamsky *et al.*, (1986). Ainsi 1.2 g du matériel végétal en poudre sont minéralisés dans un mélange d'acide nitrique et acide hydrochlorique pendant deux heures à 120°C. Après filtration, le dosage des métaux lourds est effectué par la spectrophotométrie d'absorption atomique (AAS) équipé d'un détecteur CSSD (*Customized Solid State Detector*) qui permet la mesure de tous les éléments de la classification périodique à l'exception des éléments gazeux. Le Cu, Zn, Ni, Pb sont dosés par HGA-AAS (Spectrophotométrie d'absorption atomique en four de graphite) dont le principe est fondé sur la spectrométrie d'absorption atomique associée à l'atomisation électrothermique (four). La caractéristique principale de l'appareil est de pouvoir déterminer le signal de l'élément analysé en mesurant exactement le fond spectral dû à la matrice de l'échantillon. Les seuils de détection de l'instrument pour les éléments traces avec le système électrothermique sont : Cu 10 µg/l, Zn 10 µg/l, Ni 10 µg/l, Pb 10 µg/l . Le Mn a été dosé par FAAS (Spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme) qui est équipé d'un détecteur à UV. Le seuil de détection de l'instrument pour le Mn est 0.5mg/l. Quant à l'Hg il est dosé à l'état de vapeur monoatomique par VGA-AAS (Spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme) avec un seuil de détection de l'instrument de 0.5 µg/l. Les ions de mercure II est réduit en mercure métal par du chlorure d'étain II et chlorhydrate d'hydroxylamine avant que le mercure métal soit entraîné par un courant d'azote à température ambiante dans le séparateur gaz-liquide pour être mesuré par absorption.

3.9 Rendements en canne et en sucre dans les essais

Les rendements en canne de la canne vierge en 2006 et de la première et deuxième repousse en 2007 et 2008 respectivement, dans chaque parcelle, ont été déterminés à partir des poids des cannes récoltées des deux lignes du milieu. Le rendement sur un hectare est ensuite calculé en fonction de l'aire au sol occupé par les cannes de ces deux lignes du milieu (30m²). Les rendements en sucre sont pour leur part calculés à partir des rendements en canne et de la concentration de sucrose mesurée dans les jus.

3.10 Le dispositif expérimental en lysimètre

Un des objectifs de l'étude est d'évaluer l'impact des vinasses et des cendres sur la qualité des eaux souterraines en termes de contamination par les micropolluants organiques, le nitrate, et par les métaux lourds. Pour atteindre cet objectif, deux essais en lysimètre avaient été mis en train, notamment à Réduit, une humide recevant annuellement 1500 mm de pluie et à Belle Rive où la pluviométrie annuelle dépasse 3500 mm.

Chaque essai comportait six lysimètres qui contenaient le sol de la région et dont le profil avait été reconstitué depuis plus de 20 ans. Chaque lysimètre était d'une superficie de 3m² (2 mètres de longueur et 1.5 mètres de largeur).

Les 3 traitements choisis et répétés en deux fois sont comme suit :

- Traitement 1 La fertilisation minérale avec urée et muriate de potasse pour apporter (Témoin) l'équivalent de la dose recommandé pour la culture cannière, c'est-à-dire, 145 kg N/ha et 190 kg K₂O/ha. Le taux de P₂O₅ qui était apporté, était calculé à partir de l'analyse de sol.
- Traitement 2 L'équivalent de 100 m³ /ha de vinasse épandues dans le sillon avant la plantation de la canne à sucre. Les taux de N et aussi de P avaient été ajustés avec des engrais minéraux pour atteindre 145 kg N/ha et la dose de P appliquée dans le traitement 1.
- Traitement 3 L'équivalent de 100 T/ha des cendres de bagasse épandues dans le sillon avant la plantation de la canne à sucre. Afin de mieux cerner le risque que peut poser les métaux lourds et les micropolluants organiques présents dans les cendres sur la qualité des eaux souterraines, les cendres de bagasse

avaient été fortifiées avec deux métaux lourds (Hg et Pb) et trois micropolluants organiques (deux HPAs : fluoranthène et phénanthrène, et un BPC sous forme de décachlorobiphényle) jusqu'à leur niveau maximal établi par l'USEPA (*United States Environment Protection Agency*, c'est-à-dire 57 mg/kg pour Hg, 420 mg/kg pour Pb, 10 mg/kg pour les HPAs et 1.2 mg/kg pour les BPC) avant qu'elles ne soient apportées aux lysimètres (Figure 3.3).

Chaque lysimètre était muni d'un dispositif pour le prélèvement des eaux de lixiviation qui provenaient uniquement de la pluie (Figure 3.3). Pour mesurer le volume d'eau percolé aux exutoires à un mètre de profondeur, des détecteurs avaient été positionnés à la base de chaque lysimètre sur des récipients à bascule dont le volume (7L en moyenne) a déjà été préalablement déterminé et qui sont reliés à un compteur pour enregistrer en continu le nombre des bascules. Cinq plantes de canne à sucre (variété M1394/86) sont plantées en une ligne (au milieu de chaque lysimètre). Après chaque forte averse, les eaux percolant à un mètre de profondeur étaient recueillies et analysées pour le pH, la conductivité électrique, l'azote sous forme de nitrate, le phosphate, les métaux lourds et les micropolluants organiques.

3.11 Étude de la matière organique dissoute (MOD) de la vinasse

La vinasse contient une quantité non négligeable de matière organique dont le devenir et la réactivité dans les différents types de sol à l'île Maurice restent à être évalués. Deux problématiques environnementales doivent en effet être envisagées.

1. Le risque d'augmentation de la MOD dans la nappe est non négligeable car la vinasse peut contenir jusqu'à 16546 mg/L de carbone organique dissout, comme rapportée par Knoth *et al.*, (2007).



La fortification des cendres de bagasse avec le Pb et Hg et les micropolluants organiques dans un bac avant leurs apports aux lysimètres.



Epannage des cendres de bagasse dans le lysimètre.



Epannage des vinasses à l'aide d'un arrosoir aux lysimètres.



Culture de canne en lysimètre.



Le dispositif pour mesurer le volume de percolât dans chaque lysimètre après les fortes averses.

Figure 3. 3 Les activités pour la mise en place des essais en lysimètre à Belle Rive et à Réduit

2. La MOD possède une forte réactivité tant géochimique que microbiologique (Zsolnay, 2003), c'est-à-dire que ces molécules sont impliquées dans les différents métabolismes microbiens du sol, et de plus elles contribuent fortement à la géochimie du sol notamment par le caractère acide de nombre de ces molécules. En présence de conditions d'anaérobie (oxygène dissous dans la solution du sol inférieur à 2mg/L), la biodégradation est en général incomplète et un ensemble de métabolites, notamment des acides organiques sont produits et s'accumulent dans la solution du sol. Ces acides sont présents sous forme anionique et elles possèdent des fortes capacités de complexation avec des cations métalliques (Qin *et al.*, 2004). Avec la pluviosité élevée à l'île Maurice et les types de sol rencontrés, l'apport des vinasses biodégradables peuvent favoriser l'apparition des conditions d'anaérobie et accentuent ainsi le risque de mobilisation des métaux lourds et leur migration subséquente vers la nappe phréatique.

Face à ces deux problématiques environnementales liées à la MOD, l'étude s'est orientée vers les objectifs suivants :

- I. Suivre au laboratoire l'évolution du carbone organique dissout issu des incubations d'un sol sur-dosé avec la vinasse.
- II. Suivre au laboratoire la capacité de complexation d'un cation métallique exercée par la MOD présente dans les fractions issues de la dialyse de la vinasse.

3.11.1 Carbone organique dissout -incubation au laboratoire (Ile Maurice /Avignon)

Cette étude a permis d'établir la courbe d'évolution du carbone organique dissout de la vinasse ajoutée à un sol sous des conditions bien contrôlées au laboratoire.

Une première incubation à température ambiante avait été faite à l'île Maurice sur le sol de Union Park (38-40 g C/Kg) incubé avec les vinasses (11.31 g C/L) qui correspondaient à des taux de 330 et 660 m³/ha (apport au champ est de l'ordre de 25-100 m³ /ha). Les différentes incubations avaient été réalisées en deux répétitions. Les sols (100g) mélangés avec les vinasses étaient placés dans des bouteilles ambrées tout en s'assurant qu'il y avait suffisamment d'espace en dessus pour le gaz et ils étaient remués sur un mélangeur orbital avant chaque prélèvement d'échantillons. Le taux d'humidité dans les bouteilles

d'incubation avait été suivi par une autre série des sols mis dans des bouteilles qui contenaient les mêmes niveaux l'apport de vinasse mais qui ne subissaient aucun prélèvement.

Deux grammes de sol étaient prélevés après les 1^{er} et 2^{ème} jours d'incubation à deux points durant la journée, suivi d'un seul point d'échantillonnage par journée, après 3, 4, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55 et 60 jours. Les échantillons sont ensuite soumis à une extraction aqueuse pendant une heure avec l'eau deionisée, puis filtrés à travers une membrane de 0.45 µm. Les filtrats étaient mis dans des petites fioles en plastiques et sodium azide y avait été ajouté pour les préserver en congelé.

Une deuxième incubation avait été faite à Avignon en incubateur à 4°C avec le même sol (Union Park) et des doses semblables de la vinasse (330 et 660 m³/ha). Tous les échantillons furent analysés pour la concentration en carbone organique dissout. L'analyse du carbone organique dissout de l'échantillon aqueux a été faite sur un COT-mètre (Shimadzu modèle TOC 5050 A) incluant un passeur d'échantillons (ASI- 5000A) et qui est capable de mesurer le carbone total qui comprenait le carbone organique total (COT) et le carbone inorganique (CI).

La concentration en carbone organique dissout est obtenue à partir d'un échantillon acidifié permettant d'éliminer le CI. L'échantillon est brûlé dans un tube à combustion et le CO₂ produit est acheminé par un gaz vecteur (air ultra pur reconstitué) vers le détecteur infrarouge. Pour chaque échantillon, 3 à 5 acquisitions sont effectuées, suivant la précision des résultats obtenus par un calcul du coefficient de variation après chaque nouvelle donnée (inférieur à 2%). Le COT-mètre donne alors une concentration moyenne en COD (mg/l). Un contrôle de concentration connue est intercalé après chaque 10 échantillons pour permettre de suivre la qualité de l'analyse.

3.11.2 Fractionnement de la vinasse par dialyse

L'extraction aqueuse de la vinasse avait été faite comme mentionnée dans la section 3.11.1. Pour la dialyse, des seuils de coupure de 500 Da, 3500 Da et 12 000 à 14 000 Da avaient été appliqués à l'aide de membranes à cellulose régénérées Spectra/Por Biotech Cellulose Ester et Spectra/Por 3 et 4 préalablement trempés dans l'eau distillé pour éliminer le glycérine. La dialyse était faite dans 900 ml d'eau deionisée pendant 40 heures à 4°C dans le noir

pour réduire l'activité microbienne et la photo-oxidation. La concentration du carbone organique dans la solution à l'extérieure du sac de dialyse avait été mesurée à chaque heure pour s'assurer du progrès de la dialyse. La dialyse avait débuté avec le plus petit seuil de coupure, 500 Da, pour enchaîner ensuite vers le plus gros seuil de coupure. Chaque fraction avait été analysée pour le carbone organique dissout et en tout trois répétitions de dialyse de la vinasse avaient été faites. Deux témoins étaient ajoutés comprenant seulement de l'eau distillée dans les sacs de dialyse pour vérifier qu'il n'y avait pas eu de largage de carbone organique dissout provenant des membranes. Le pH des solutions était constant (5.36 à 5.82) durant toute la durée de l'expérience. Le carbone organique total fut mesuré sur le COT- mètre.

3.11.3 Mesure de fluorescence

La fluorescence est observée lorsqu'une espèce chimique est excitée par un rayonnement lumineux. En effet, dès lors qu'une molécule possède un réseau d'électrons capable de se délocaliser, elle possède la propriété de fluorescer. La matière organique dissoute (MOD) possède cette propriété de fluorescence et sa signature fluorimétrique (ensemble des longueurs d'onde d'excitation et émission) est de plus en plus utilisée pour suivre une forme de qualité de la MOD comme outil de traçabilité de son origine (Coble, 1996). L'utilisation de la fluorescence permet donc de suivre la qualité de la MOD introduite par les vinasses par rapport à la MOD déjà présente dans la solution du sol et issue de la matière organique du sol (Baker, 2002).

La mesure de fluorescence avait été faite sur tous les quatre fractions de la vinasse et sur la vinasse elle-même en utilisant un fluorimètre (modèle Perkin Elmer LS 55) doté d'une cuvette transparente en quartz. Les matrices d'excitation et d'émission furent obtenues entre 200 et 600 nm et les données furent compilées sur le logiciel FL WinLab (Perkin-Elmer).

3.11.4 Complexation métallique

La fluorescence de la MOD, due à la délocalisation des électrons, peut être inhibée lors de l'ajout de cations métalliques, les électrons délocalisés sont alors fixés par ces cations, c'est-à-dire par la complexation métallique (Dudal *et al.*, 2006). C'est ce principe qui a été utilisé pour la mesure de la capacité de complexation métallique de la MOD présente dans

les vinasses et dans ses composants. Des concentrations croissantes de Cu^{2+} (0.05, 0.1, 0.5, 1, 2, 5 et 10mM) sont ajoutées à la 250 μl MOD en milieu tamponné dans une microplaque qui contient 96 puits (Figure 3.4). La microplaque fut ensuite légèrement secouée sur un mélangeur (Thermomixer) et la diminution de fluorescence, ou « quenching » est mesurée sur le fluorimètre à 330 nm pour la longueur d'excitation et à 440 nm pour l'émission.

Les résultats sont décrits en termes d'affinité (exprimée par une constante d'équilibre de complexation, K) et de saturation (exprimée en quantité de métal que l'échantillon peut complexer, en mol).

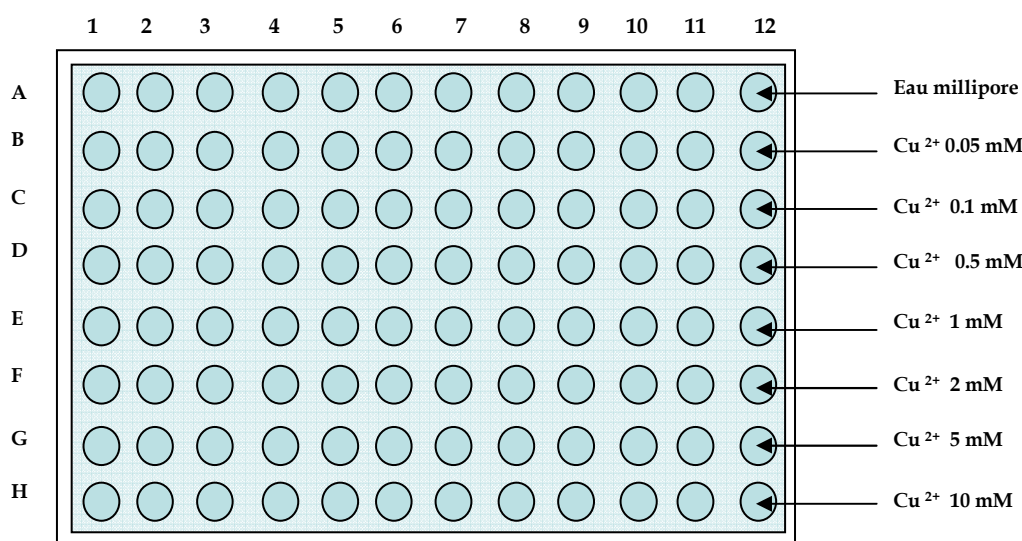


Figure 3.4 Lecteur microplaque (96 puits) pour la complexation métallique

3.12 Etude d'adsorption des pesticides sur les cendres

Il est bien connu que le risque de perte d'herbicide des terres cultivées par le ruissellement ou par la lixiviation dans le profil pédologique diminue après l'application. Il existe deux raisons pour cette observation :

1. *Dégradation des herbicides* – la décomposition microbienne est la voie la plus courante de dégradation des herbicides dans le sol. La courbe de disparition de nombreux herbicides suit souvent le premier ordre, ce qui signifie que le taux initial de disparition dans le sol tend à diminuer de façon constante avec le temps. Ainsi plus la période suivant l'application est longue, moins l'herbicide risque d'être

lixivié dans le sol ou d'être transporté dans l'eau de ruissellement ou encore d'être entraîné par les sédiments de ruissellement.

2. *Adsorption par le sol* – les herbicides fraîchement appliqués peuvent ne pas être fortement sorbés par le sol, conséquemment il y a un plus grand risque de perte par lixiviation ou ruissellement. La sorption de ces herbicides par le sol augmente de façon significative avec le temps, surtout pour certaines familles d'herbicides tels que les triazines (ex. atrazine, hexazinone, etc.)

Suite à l'application de 100 T/ha de cendres de charbon dans certaines parcelles des essais mis en train, il a été observé que les mauvaises herbes continuent à proliférer malgré l'apport des herbicides aux taux recommandés, notamment l'atrazine à 2.4 kg m.a/ha et l'hexazinone à 0.6 kg m.a/ha. Par contre dans les parcelles témoins, la phytotoxicité des herbicides est très évidente, donnant lieu à des interlignes plus ou moins propres. L'hypothèse est émise supposé que les cendres accroissent la sorption des molécules d'herbicides dans le sol diminuant ainsi leur influence phytotoxique.

Pour vérifier cette hypothèse deux expériences de sorption ont été réalisées au laboratoire :

- Une étude de cinétique pour évaluer le temps d'équilibre de sorption des herbicides dans un mélange de sol et de cendre.
- Une étude pour établir les isothermes d'adsorption des herbicides.

Le terme sorption désigne l'ensemble des processus par lesquels les atomes, les molécules ou les ions d'une phase aqueuse (ou gazeuse) sont attirés et retenus à la surface des solides par liaisons chimiques ou physiques, (Cornejo et Jamet, 2000 ; Marcic, 2005).

3.12.1 Incubation à 4°C au réfrigérateur pour établir les isothermes d'adsorption

Les sols ont été incubés en dupliquât avec et sans les cendres de charbon à trois différentes concentrations d'un mélange d'hexazinone et atrazine (solution mère d'atrazine – 216 µg/ml et hexazinone 108 µg/ml), comme indiqué dans le protocole décrit dans le Tableau 3.3.

Tableau 3. 3 Protocole pour incubation à 4°C des mélanges sols et cendres de charbon avec les herbicides atrazine et hexazinone

Compositions des mélanges	Eau distillé	Volume	Quantité ajoutée en µg	
	ml	µl	Hexazinone	Atrazine
1g de sol	6	50	5.40	14.55
	6	100	10.80	29.10
	6	200	21.60	58.20
0.4 g de cendre de charbon	6	50	5.40	14.55
	6	100	10.80	29.10
	6	200	21.60	58.20
1g de sol + 0.4 g cendre de charbon	6	50	5.40	14.55
	6	100	10.80	29.10
	6	200	21.60	58.20
1 g de sol seul	6	<i>témoin</i>		
0.4 g de cendre de charbon	6	<i>témoin</i>		

Les tubes sont incubés et mélangés continuellement dans le noir dans un réfrigérateur à 4°C (Figure 3.5).



Figure 3. 5 Incubation des mélanges sols et cendres avec les herbicides atrazine et hexazinone dans le noir au réfrigérateur à 4°C

Des prélèvements d'échantillon (1ml) ont été faits après 17 heures et 240 heures d'incubation. Les courbes des isothermes sont ensuite construites pour chaque herbicide. Il est connu que la température joue un rôle très important sur l'activité microbienne dans le sol et donc sur la biodégradation des pesticides dans le sol. Quand la température est inférieure à 5°C elle ralentit le métabolisme de nombreux organismes (Arbeli et Feunteun, 2007). Ainsi l'incubation à 4°C dans un système fermé était de permettre

d'estimer le phénomène de sorption comme seul facteur qui agit sur la concentration des herbicides (atrazine et hexazinone), car à cette température la biodégradation aurait stoppé. De plus avec un système fermé, la volatilisation, le lessivage et la lixiviation des pesticides sont éliminés.

Les mêmes incubations en trois répétitions avec et sans apport de 1% KCN ont ensuite été conduites en chambre froide (Tableau 3.4), en y ajoutant une incubation avec la vinasse. Le but d'ajouter le 1% KCN était d'empêcher la dégradation des herbicides par voie microbienne. Des prélèvements des échantillons ont été faits après quatre et 14 jours, pour déterminer la quantité d'herbicides adsorbés.

Tableau 3. 4 Protocole pour incubation des mélanges sols, cendres de charbon et vinasse avec les herbicides hexazinone et atrazine à 4°C

Mélange	Apport d'eau	Soupe d'herbicide (atrazine, hexazinone)	Volume total	Avant 1% KCN pH	Après 1% KCN
50 g de sol	173 ml d'eau distillée	2 ml	175 ml	5.82	5.76
50 g de cendres de charbon	173 ml d'eau distillée	2 ml	175 ml	8.52	8.41
50 g de sol + 20 g de cendres de charbon	173 ml d'eau distillée	2 ml	175 ml	6.74	6.78
4 g de cendres de bagasse	48 ml d'eau distillée	2 ml	50 ml	9.76	9.84
50 g de sol + 10 g de cendres de bagasse	148 ml d'eau distillée	2 ml	150 ml	7.76	7.11
50 g de sol+ 10 g de cendres de charbon+ 17ml de vinasse	173 ml d'eau distillée	2 ml	175 ml	6.10	6.10
8.1 g de cendres de charbon	50 ml		50 ml		
20 g de sol	50 ml		50 ml		

3.13 Bibliographies

1. Anderson J M, Ingram J S I. (1993). *Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods*. CAB INTERNATIONAL, Oxon, UK, 171pp.
2. Arbeli Z, Fuentes C L. (2007). Accelerated biodegradation of pesticides: an overview of the phenomenon, its basis and possible solutions; and discussion on the tropical dimension. *Crop protection*, 26: 1733-1746.
3. Baker A. (2002). Fluorescence properties of some farm wastes: implications for water quality monitoring. **Water Research**, 36 (1): 189-195.
4. Coble P G. (1996). Characterization of marine and terrestrial dissolved organic matter in seawater using excitation-emission spectroscopy. **Marine Chemistry**, 51: 325-346.
5. Cornejo J, Jamet P. (2000). *Pesticide/soil interactions: some current research methods*, INRA, Paris, 479 pp.
6. Dudal Y, Holgado R, Maestri G, Guillon E, Dupont L. (2006). Rapid screening of DOM's metal binding ability using a fluorescence based microplate assay. **Science of the Total Environment**, 354: 286-291.
7. Gee G W, Bauder J W. (1986). Particle Size analysis. *In: Klute A (Ed) "Methods of Soil Analysis, Physical and Mineralogical Methods"*, Chap 15, Agronomy Monograph No 9 Part 1, 2nd Ed, American Society of Agronomy, Inc., Soil Science Society of America., Inc., Madison, Wisconsin, USA, pp 383-409.
8. Halais, P. (1963). Comparative NPK foliar diagnosis value of six cane varieties at six locations. *Report of Mauritius Sugar Industry Research Institute*. 1962: 55-57.
9. Heald W R. (1965). Calcium and Magnesium. *In: "Methods and Soil Analysis"*, Part 2. Agronomy 9, American Society of Agronomy Madison. Wisconsin, USA, pp 999-1010.
10. Knoth de Zarruk K, Scholer G, Dudal Y. (2007). Fluorescence fingerprints and Cu ²⁺ complexing ability of individual molecular size fractions in soil and waste-borne dissolved organic matter. **Chemosphere**, 69: 540-548.

11. Marcic C. (2005). "Evaluation du transfert des polluants organostanniques dans le système sol-plante à partir de l'épandage de boue de station d'épuration". Thèse de doctorat. Université de Pau et des pays de l'Ardour. 28th octobre 2005.
12. Murphy J, Riley J P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytical Chimie Acta**, 27: 31-36.
13. Novozamsky I, Eck R V, der Lee J J V, Houba V J G, Teminghoff E. (1986). Determination of total sulphur and extractible sulphate in plant materials by inductively-coupled plasma atomic emission spectrometry. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 17: 1147-1157.
14. Peech M. (1945). Exchangeable cations and exchange capacity. **Soil Science**, 59:25-38.
15. Qin F, Shan X Q, Wei B. (2004). Effects of low molecular weight organic acids and residence time on desorption of Cu, Cd and Pb from soils. **Chemosphere**, 57:253-263.
16. Rayment G E, Higginson F R. (1992). Australian Laboratory Handbook of Soil and Water Chemical Methods. Inkata Press, Melbourne, Australia, 330pp.
17. Rowell D L. (1994). Soil Science Methods and Applications. Longman Scientific and Technical, UK.
18. STASM. (2003). Manual of Sugar Cane Agronomy. Société de Technologie Agricole et Sucrière de Maurice, 110 pp.
19. Tabatabai M A. (1974). Determination of sulphate in water samples. **Sulphur Institute Journal**, 10:11-13.
20. Tadesse T, Haque I, Aduayi E A. (1991). Soil, Plant, Water, Fertilizer, Animal manure and Compost Analysis Manual. Working document No. B13, Soil Science & Plant Nutrition Section, International Livestock Center for Africa, Addis Ababa, Ethiopia, 260pp.
21. United States Environment Protection Agency, Method 3540. (1992). USEPA, Office of Water, Engineering and Analysis Division (4303), Washington DC, USA.
22. Zsolnay A. (2003). Dissolved organic matter: artifacts, definitions and functions. **Geoderma**, 113:187-209.

Chapitre 4

Caractérisation des vinasses et des cendres de charbon/bagasse et leurs effets sur le sol

4.1 Caractéristiques des vinasses de distillerie à l'île Maurice

4.1.1 Éléments minéraux

La vinasse provenant d'une distillerie d'éthanol est un effluent organo-minéral avec des composés très variés tel que des sucres réducteurs, des protéines, des acides organiques, des résidus phénoliques et des minéraux (Zhu *et al.*, 2008). Les caractéristiques physiques et chimiques de la vinasse peuvent aussi varier au cours d'une journée à la distillerie et même entre les distilleries, dépendant par exemple des matières premières utilisées et les conditions d'opération pour la fermentation et la distillation comme souligné par Moreira (2006) dans la section 2.7.1.1 du chapitre 2.

Les vinasses analysées dans le cadre de cette étude, et qui ont été prélevées de deux distilleries (Médine et Alcodis) durant la période 2005 à 2007 à intervalle de trois mois n'échappent pas à cette règle de variabilité comme en témoigne le Tableau 4.1 qui présente les moyennes et les écart-types des analyses réalisées sur les échantillons de vinasses recueillies.

Tableau 4.1 Valeurs moyennes et écarts des résultats d'analyses réalisées sur les vinasses à l'île Maurice

Paramètre	Distillerie			
	Alcodis		Médine	
	Moyenne	Écart	Moyenne	Écart
% Matière sèche	10.00	9.50-10.50	12.00	8.00-15.00
Densité à 20°C	1.01	1.00-1.01	1.04	1.04-1.05
pH	4.26	4.12-4.36	4.75	4.52-5.00
CE (ms/cm)	16.40	8.20-29.60	38.80	38.4-39.1
C _{org} total (g/L)	10.28	2.63-37.71	18.55	1.15-37.75
K total (g/L)	4.16	1.30-11.50	14.58	7.10-27.00
K soluble (g/L)	3.59	0.90-11.50	12.53	7.10-16.00
Na (g/L)	0.88	0.20-2.50	5.85	1.40-11.00
Ca (g/L)	0.74	0.28-1.86	1.85	1.76-2.00
Mg (g/L)	0.65	0.27-1.70	1.69	1.44-1.97
N total (g/L)	0.60	0.15-1.92	1.84	1.66-1.95
P total (g/L)	0.02	0.01-0.02	0.20	0.19-0.20
S (g/kg)	0.44	0.11-1.33	1.54	0.50-2.30
Pb (ppm)	12.05	1.53-22.94	8.98	1.55-17.93
Cu (ppm)	14.62	0.08-30.54	1.21	0.62-1.98
Ni (ppm)	4.43	0.60-5.32	3.56	1.02-5.74
Zn (ppm)	10.64	0.76-42.11	2.49	1.46-2.58
Hg (ppm)	Nd*	-	Nd	-
Mn (ppm)	61.17	2.04-179	10.22	9.20-11.40
Fe (ppt)	1.10	0.90-1.20	0.04	0.03-0.05

* Nd : non détectable

Ainsi quoique la matière première pour la fabrication de l'éthanol dans les deux distilleries était le même, notamment la mélasse, la vinasse de Médine était en général plus riche en K et autres éléments nutritifs que celle d'Alcodis. Par contre la vinasse d'Alcodis dans l'ensemble contenait une teneur plus élevée des métaux lourds tel que le Cu (moyenne de 14.6 ppm) que celle de Médine (moyenne de Cu se situe à 1.2 ppm). La vinasse de la distillerie de Médine possède également un pourcentage de matière sèche plus élevé que celle provenant des bassins de stockage d'Alcodis. Cette différence de concentration en matière sèche et/ou autres éléments et composés peut être partiellement due au fait que la vinasse produite à la distillerie de Médine est immédiatement stockée à des températures proches de 100°C ce qui résulte en une concentration de la vinasse par évaporation. Par contre les bassins de stockage de la distillerie d'Alcodis sont en plein air et sont situés dans une zone à forte pluviométrie, les pluies fréquentes diluant de façon importante cette vinasse. Les résultats très variables obtenus témoignent ainsi de l'importance d'analyser les vinasses avant leur épandage aux champs.

La composition de la vinasse étant très variable, il n'est pas étonnant que celle à l'île Maurice ait une composition différente de celle rapportée ailleurs, par exemple par Bustamante *et al.*, (2005). Parnaudeau *et al.*, (2008) avaient noté 4.6% de matière sèche en moyenne dans leur vinasse tandis que celle analysée dans la présente étude a montré en moyenne 10 à 12% (Tableau 4.1). De plus Bustamante *et al.*, (2005) n'ont trouvé que 0.35 g/L de K total dans leur vinasse, ce qui est largement inférieur à la valeur rencontrée (14.58 g K/L en moyenne) dans les vinasses de Médine analysées dans cette étude.

Néanmoins malgré les divergences dans la teneur des différents éléments, les vinasses de l'île Maurice possèdent aussi des points de convergence avec celles produites ailleurs. En effet, les vinasses de l'île Maurice sont acides avec un pH entre 4.1 et 5.0 comme rapporté par Feder *et al.*, (2004). Elles ont une faible teneur en azote et phosphore ce qui fait que les vinasses n'ont plutôt qu'une valeur d'engrais potassique comme rapporté par De Resende *et al.*, (2006). De plus les concentrations des métaux lourds dans la vinasse produite localement ne sont pas significativement différentes de celles rapportées dans la littérature, même de celles des régions tempérées qui utilisent la mélasse de la betterave comme matière première dans la fabrication d'éthanol. La présence élevée de Pb comme polluant métallique dans la vinasse à l'île Maurice est due à l'emploi de l'acétate de plomb

dans les différents procédés de fabrication de sucre, (MSIRI, 2006). Une étude par Bustamante *et al.*, (2008), a également mis en évidence une grande variabilité de la teneur en métaux lourds avec des coefficients de variation de plus de 50%. Un coefficient de variation de 80% a même été noté pour le plomb dans les échantillons de vinasse recueillis à l'île Maurice.

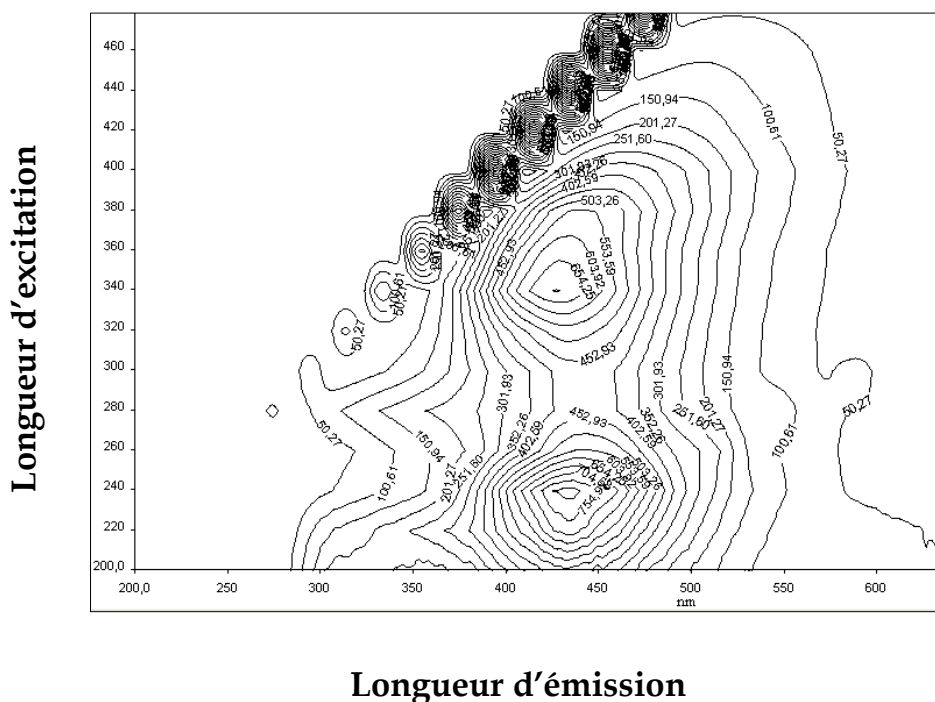
4.1.2 Carbone organique total et carbone organique dissout

A part les éléments minéraux, la vinasse contient de nombreux produits organiques dont l'ensemble de leur concentrations peut être exprimée globalement par trois paramètres : DBO (Demande Biologique en Oxygène), DCO (Demande Chimique en Oxygène) et COT (Carbone Organique Total). Pour l'épandage sur les terres agricoles, le COT est le paramètre le plus utile et comme indiqué dans le Tableau 4.1, sa teneur dans les vinasses d'Alcodis variait entre 2.63 à 37.71 g/L avec une moyenne de 10.28 g/L, tandis que les vinasses de Médine avaient une moyenne de COT plus élevée (18.55 g/L). La teneur en carbone organique dissout (COD) dans les échantillons de vinasse de l'île Maurice se situe près de 16.5 g/L comme déjà rapporté par Knoth *et al.*, (2007) ce qui signifie qu'une bonne partie, sinon la plupart de COT, est présent dans les vinasses de l'île Maurice comme carbone organique dissout.

Comme indiqué dans la section 3.11.3 du chapitre 3, la fluorescence est un phénomène qui est observé lorsqu'une espèce chimique est excitée par un rayonnement lumineux. Quand une molécule détient un réseau d'électrons capable de se délocaliser, elle possède cette propriété de fluorescer dans une gamme spectrale. La matière organique dissoute (MOD) a une telle propriété et sa signature fluométrique (ensemble des longueurs d'onde d'excitation et d'émission) est une caractéristique utile pour suivre sa mobilité dans le sol.

L'analyse fluométrique de la vinasse locale est illustrée dans la Figure 4.1. La matrice d'excitation- émission (MEE) est une représentation 3D de l'ampleur de l'émission de fluorescence pour chaque couple de longueurs d'onde d'excitation et d'émission. Les spectres sont construits, avec comme axe des abscisses, la longueur d'onde d'émission (λ_{em}) et comme axe des ordonnées, la longueur d'onde d'excitation (λ_{ex}). Plus un composé a un poids moléculaire élevé, plus ses coordonnées de fluorescence seront élevées et seront traduites par une MEE décalée vers le haut et la droite (Doelsch *et al.*, 2005). Deux massifs

majeurs et bien documentés dans la littérature sont retrouvés (λ_{ex} 230nm et λ_{em} 440nm ; λ_{ex} 330nm et λ_{em} 440nm). La littérature décrit les massifs observés pour la vinasse comme des composés de nature protéiniques (Zsolnay, 2003) qui sont capables de complexer les métaux lourds présents dans le sol. En se complexant avec les métaux, la matière organique dissoute les mobilise, soit par percolation ou par ruissellement, pour éventuellement polluer les ressources en eau.



4.2 Caractéristiques des cendres de bagasse et de charbon des centrales thermiques à l'île Maurice

4.2.1 Éléments minéraux

Les principaux éléments minéraux des cendres de l'île Maurice sont présentés dans le Tableau 4.2.

Tableau 4. 2 Les valeurs moyennes des principaux éléments dans les cendres issues des centrales thermiques à l'île Maurice

Paramètre	Unité	CENDRES DE CHARBON			CENDRES DE BAGASSE			Echelle des valeurs
		BVCT	FUEL	USA	BVCT	FUEL	BC	
		<i>Centrales Thermiques</i>						
pH		9.39	8.97	9.86	9.90	8.50	9.10	7.46-11.51
CE	ms/cm	3.40	5.59	1.79	5.30	0.50	1.90	0.12-5.70
N total	g/kg	1.08	3.45	1.13	0.52	0.52	0.51	0.32-5.95
P total	g/kg	4.37	6.87	3.99	13.01	12.09	11.16	3.91-15.21
K total	g/kg	2.18	14.25	2.06	31.73	35.65	39.56	1.97-43.04
K soluble	me%	3.57	0.36	24.08	1.60	0.95	1.87	0.21-29.49
P- ortho	g/kg	3.79	2.84	0.62	4.17	0.63	3.95	0.56-5.50
C	g/kg	35.53	45.26	32.18	53.66	55.10	57.11	30.15-58.10
SO ₄	g/kg	32.84	9.03	25.93	47.73	1.55	48.70	1.30-53.30
Si	g/kg	7.30	3.59	2.13	15.33	9.03	13.71	2.05-30.10
Cl	mg/Kg	29.96	2.21	133.13	194.88	13.57	213.94	0.51-220
Ca	cmol ⁺ /kg	23.65	55.49	19.03	29.41	44.75	55.38	3.51-66.05
Mg	cmol ⁺ /kg	7.92	6.59	9.61	11.83	11.74	18.46	2.00-20.14
K	cmol ⁺ /kg	0.99	0.25	21.43	25.22	8.28	40.27	0.21-41.31
Na	cmol ⁺ /kg	0.60	0.34	1.25	0.80	2.37	0.73	0.27-2.45

Comme on peut le constater la composition des cendres de charbon ou de bagasse en terme d'éléments minéraux est également très variable. Les cendres sont des produits fins, de granulométrie limoneuse avec une teneur élevée en silice (2.05-30.10 g/kg) et en carbone (30.15-58.10 g/kg). Elles contiennent également des teneurs non-négligeables de NPK qui sont les principaux nutriments dont la canne à sucre a besoin. La quantité de phosphore disponible à la plante variait de 0.56 - 5.50 g/kg. La concentration du calcium échangeable se situe entre 3.51 à 66.05 cmol⁺/kg ce qui confère aux cendres un pH très basique, variant entre 7.46 et 11.51 mais qui sont dans les normes rapportées dans la

littérature pour ce déchet. En effet, Jala et Goyal, (2006) ont rapporté que le pH des cendres peut varier entre 4.5 à 12.0 dépendant du taux de soufre présent dans le charbon utilisé pour la combustion.

En fait les charbons lignites donnent lieu à des cendres sulfocalciques avec un pH basique tandis que les charbons anthracite ou bitumineux produisent des cendres avec un pH acide (Adriano *et al.*, 1980 ; Bok Lee *et al.*, 2008). Une étude menée par Chabalier (1999), à l'île de la Réunion a montré que la matrice des cendres de bagasse reflète les milieux du sol sur lesquels la canne a été cultivée. Dans ce contexte, le Tableau 4.2 indique une teneur plus élevée en phosphore, potassium et silice dans les cendres de bagasse que dans celles du charbon ce qui n'est pas étonnant parce que le P, le K et le Si prélevés par la canne à sucre sont accumulés dans les tiges qui sont subséquemment broyées pour devenir la bagasse.

4.2.2 Métaux lourds

Les cendres de charbon et de bagasse ne présentent pas trop de différence en termes de concentrations en métaux lourds (Tableau 4.3). Ces concentrations sont très faibles si elles sont comparées aux normes d'admissibilité de la *United States Environmental Protection Agency*, (USEPA, 1992) et de l'Union Européenne pour les déchets. En fait, le flux en métaux lourds apporté par 100 T/ha cendre de charbon ou bagasse restera bien inférieur au seuil maximal préconisé par la USEPA (Tableau 4.3). En se basant sur les travaux de Donahoe *et al.*, (2007), qui ont montré que les teneurs en métaux lourds dépendraient du pH des cendres - les cendres alcalines ayant plutôt des fortes concentrations de calcium et seulement des teneurs traces en métaux lourds - les faibles concentrations des métaux lourds dans les cendres issues de la cogénération à l'île Maurice ne sont pas surprenants étant donné qu'elles sont alcalines comme déjà mentionné.

Les résultats obtenus dans cette étude ont montré de plus que les teneurs en métaux lourds dans les cendres de bagasse et de charbon de l'île Maurice sont plus faibles que celles générées dans les autres pays producteurs de sucre comme rapporté par exemple par Killingley *et al.*, (2000).

Tableau 4. 3 Teneurs en métaux lourds dans les cendres issues des centrales thermiques à l'île Maurice

Source	Cendre	Fe	Mn	Zn	Ni	Cu	Pb	Cd	Hg
		g/kg			mg/kg				
BVCT	charbon	42.79	0.61	200.27	74.06	110.76	90.09	0.49	0.96
FUEL		9.37	0.35	28.47	51.92	38.53	31.90	0.64	0.12
USA		10.10	0.74	52.21	33.70	29.36	33.75	0.37	2.19
Echelle		8.11- 46.67	0.03- 0.75	1.02- 381.37	10.06- 109.76	20.93- 132.80	2.04- 144.36	0.20- 0.90	0.01- 8.76
BVCT	bagasse	37.62	1.21	332.67	35.34	98.06	60.50	0.53	0.03
FUEL		9.25	88.67	294.00	74.95	134.20	80.80	0.93	0.15
USA		21.26	1.17	359.75	170.86	99.47	92.55	0.43	0.05
Echelle		1.90- 55.20	1.14- 96.00	269.00- 371.00	35.00- 221.00	92.00- 178.00	30.00- 130.00	0.43- 0.93	0.02- 0.04
Seuils d'USEPA*				420	7500	4300	840	85	57
Seuils CE				2500- 4000	300- 400	1000- 1750	750- 1200		
<i>Flux apporté par 100T/ha de cendres (kg/ha/an)</i>									
100T/ha	Charbon	2.08	0.06	9.37	5.32	5.96	5.19	0.05	0.11
	bagasse	2.27	3.04	32.88	9.37	11.06	7.80	0.06	0.01
Seuils maximum d'USEPA*				140	21	75	15	1.9	0.85

*Source: USEPA 1992b. *Standards for the use or disposal of sewage sludge. Part 503.14.* USEPA, Washington, DC

Il est aussi utile de noter que quelque soit la nature des cendres (acides ou basiques), leurs concentrations en métaux lourds sont en général inférieures à celles généralement rencontrées dans les engrais minéraux et même dans certains sols pristinés (Dahl *et al.*, 2008). La solubilité des métaux lourds dans l'eau étant influencée par le pH, seul un pH moins de 6.0 pourrait encourager leur dissolution (Phung *et al.*, 1979), ce qui veut dire que les cendres à l'île Maurice étant alcalines avec un pH de pas moins de 7.5, le risque d'obtenir un lessivage des métaux lourds pendant les périodes pluvieuses est minimale. Néanmoins cette hypothèse devrait être validée en conditions réelles aux champs à l'île Maurice.

4.2.3 Les micropolluants organiques

Un balayage complet des cendres de charbon et de bagasse par la chromatographie à phase gazeuse n'ont pas relevé des Biphényles Polychlorinées (BPCs). Par contre le fluorène, un Hydrocarbure PolyAromatique (HPA) a été détecté (Figure 4.2) en deux occasions dans la cendre de bagasse. Hansen et Schaeffer, (1995) ont rapporté la présence des HPAs fluoranthène, pyrène, naphthalène et phénanthrène à des concentrations de 2 à 5mg/kg dans les cendres de charbon. Si à l'île Maurice ces micropolluants organiques n'ont pas été détectés dans les cendres de charbon, la cause en est probablement que la température de combustion (1200°C) avait été tellement élevée que, d'après ce qui avait été rapporté par Siddiqui et Singh, (2005), ces composés ont été détruits durant la combustion.

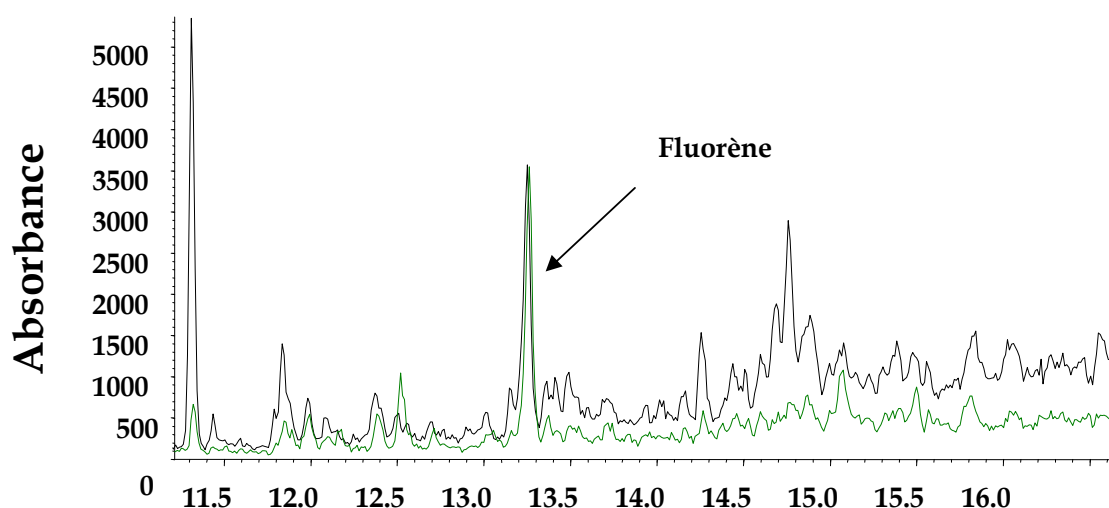


Figure 4. 2 Chromatogramme d'un échantillon de cendre de bagasse illustrant la pique du HPA fluorène. (Colonne : HP-5MS 30m de long, gaz porteur : Hélium)

4.2.4 Conclusion

Les cendres provenant de la production d'énergie électrique à partir de la bagasse et du charbon ont une composition très variable. Néanmoins d'après leur composition en éléments minéraux elles seront utiles, suite à leurs épandages dans les champs de canne à sucre, comme source de phosphore et de potassium à la plante. Elles serviront aussi, vu leur pH alcalin comme amendement pour corriger l'acidité des sols. De plus, en raison de leur faible teneur en métaux lourds et l'absence des micropolluants organiques il n'y aura en toute vraisemblance aucun risque de pollution des nappes phréatiques et de contamination de la chaîne alimentaire par ces polluants.

4.3 Éléments minéraux et métaux lourds dans les sols avant les essais aux champs

4.3.1 Éléments minéraux et métaux lourds

Les résultats d'analyses des sols prélevés des champs de quatre essais mis en train dans le cadre de cette étude sont présentés dans les Tableaux 4.4 et 4.5. Les sols en général ont une texture argilo-limoneuse avec un taux d'argile allant jusqu'à 75% comme obtenu dans le sol de Pamplermousses. À part le sol de Médine qui possède un pH de 7.4, les sols étudiés sont acides avec un pH variant entre 5.2 et 5.5 pour la couche superficielle de 15cm.

Le cation le plus abondant est le calcium mais dans l'ensemble les sols sont pauvres en bases, en particulier le potassium surtout à Belle Rive et Union Park et ce en raison de la forte pluviométrie (>3500 mm annuellement) qui favorise le lessivage des éléments (Tableau 4.5). Néanmoins la pauvreté en éléments basiques dans les sols étudiés est compensée par une teneur en matière organique relativement élevée comme à Union Park. Même le sol à Médine possède plus de 17g/kg de carbone organique dans sa couche superficielle.

Les teneurs en métaux lourds obtenus dans les quatre sols ne sont pas très différentes de celles observés dans les cendres (Tableau 4.5). Dans l'ensemble, la concentration des métaux lourds ne varie pas avec la profondeur du sol. Comme attendu en raison de la forte pluviométrie à Belle Rive qui favorise le processus de lixiviation, les concentrations de Cu, Mn, Zn sont inférieures à celles obtenues dans les autres sites expérimentaux. Inversement en raison de la faible pluviométrie à Médine, c'est-à-dire, moins de lessivage, la concentration en fer à Médine est moins forte parce que la lixiviation a tendance à concentrer le fer en éliminant les autres éléments. Néanmoins, vu la faible concentration des métaux lourds observée, la quantité accessible à la plante est vraisemblablement insignifiante. L'analyse des métaux dans les différentes parties de la canne à sucre à la récolte permettra de confirmer ou d'infirmer cette hypothèse.

4.3.2 Conclusion

Les sols dans les essais aux champs ont un pourcentage élevé d'argile et de limon et une forte teneur en matière organique qui les rendent capables de retenir et d'influencer la disponibilité non seulement des éléments nutritifs tels que l'azote et le potassium à la

Tableau 4. 4 Les caractéristiques chimiques des sols des quatre essais à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

Localité	Profondeur	pH	EC	Analyse granulométrique			N	P			C org	S-SO ₄ ²⁻	CEC
				%sable	% limon	% argile		g/kg	g/kg	me%			
(pluviométrie /an)	cm		μs/cm				g/kg	g/kg	me%	g/kg	g/kg	g/kg	cmol ⁺ /kg
Belle Rive	0-15	5.2	23.7	33.3	21.2	45.5	2.14	0.07	0.24	0.20	30.06	2.64	13.75
(>3500mm)	15-30	4.9	24.8				1.76	0.05	0.18	0.13	25.87	7.87	14.05
	30-45	4.8	21.7				1.46	0.03	0.19	0.14	21.70	6.75	10.55
Union Park	0-15	5.2	55.7	38.2	24	37.8	3.73	0.21	0.51	2.17	40.60	2.45	25.35
(3000-3500mm)	15-30	5.1	57.5				3.87	0.21	0.47	2.21	40.93	4.28	23.90
	30-45	5.1	59.5				3.48	0.19	0.38	2.04	38.40	6.07	27.70
Pamplémousses	0-15	5.5	163.2	9.2	15.9	75.0	2.21	0.14	1.09	0.65	22.58	1.06	21.05
(1400-1600mm)	15-30	5.3	161.3				2.05	0.13	0.94	0.67	22.12	1.33	20.80
	30-45	5.1	166.3				1.98	0.10	0.85	0.73	20.33	2.02	19.25
Médine	0-15	7.4	89.8	24.5	38.6	36.9	1.48	0.15	2.24	2.51	17.20	0.20	26.25
(<1200mm)	15-30	7.4	84.1				1.35	0.15	2.18	2.45	15.76	0.18	24.50
	30-45	7.5	66.6				1.13	0.21	2.18	3.17	13.60	0.18	25.38

Tableau 4. 5 Les bases échangeables et les métaux lourds des sols des quatre essais à Belle Rive, Union Park, Pamplemousses et Médine

Localité	Profondeur	Na éch	K éch	Ca éch	Mg éch	Fe	Cr	Ni	Pb	Cu	Zn	Mn	Hg
(pluviométrie /an)	cm	←————— cmol ⁺ /kg —————→				g/kg	←—————				mg/kg	—————→	
Belle Rive	0-15	0.07	0.39	4.10	1.07	133.18	303.82	59.75	54.18	53.14	58.30	83.55	0.16
(>3500mm)	15-30	0.09	0.33	3.52	0.87	132.60	353.59	61.93	48.44	53.67	55.77	78.91	0.08
	30-45	0.14	0.35	3.17	0.69	126.90	453.16	74.94	45.47	51.46	68.97	88.90	0.04
Union Park	0-15	0.26	0.44	4.59	1.67	133.59	600.55	301.02	54.23	107.33	117.37	796.10	0.40
(3000-3500mm)	15-30	0.20	0.90	4.54	1.71	136.20	643.29	312.39	54.48	105.35	118.23	784.70	0.42
	30-45	0.29	0.83	4.26	1.47	132.04	644.71	325.11	56.02	105.50	115.77	800.30	0.41
Pamplemousses	0-15	0.14	1.13	6.45	3.16	134.47	644.34	447.39	55.98	110.47	179.24	2729.30	0.04
(1400-1600mm)	15-30	0.19	0.98	6.48	2.97	132.10	611.67	381.36	54.84	118.33	175.94	2542.40	0.08
	30-45	0.25	0.88	5.95	2.64	125.29	612.48	386.85	50.42	125.64	210.32	2396.00	0.11
Médine	0-15	0.64	0.52	13.48	5.09	93.71	385.90	147.32	36.18	66.60	155.74	1346.60	0.27
(<1200mm)	15-30	0.67	0.54	13.38	5.31	90.88	400.97	142.42	33.40	68.12	153.26	1318.20	0.26
	30-45	0.75	0.51	12.27	10.74	92.29	399.13	124.51	36.72	70.00	141.66	1340.40	0.23

plante mais aussi les métaux lourds et les micropolluants organiques et leur mouvement vers la nappe phréatique. La pauvreté des sols en bases échangeables indique que l'apport des cendres de charbon ou de bagasse de même que la vinasse pourrait aider à rehausser la fertilité de ces sols sans en contrepartie que leur qualité du point de vue environnementale ne soit affecté.

4.4 Impact des épandages des vinasses et des cendres de charbon sur les caractéristiques du sol

4.4.1 pH

L'épandage de 100m³/ha de vinasse a causé une légère acidification à Union Park, Pamplémousses et Médine. En effet, le pH du sol qui avant l'épandage était 5.15, 5.30 et 7.45 à Union Park, Pamplémousses et Médine, respectivement, sont descendus un mois après l'épandage à 5.00, 4.95 et 6.21 respectivement. Si 12 mois après les épandages le pH du sol de Médine est resté inférieur à 7.45 comme démontré dans la Figure 4.3, par contre à Union Park et à Pamplémousses, le pH du sol est remonté à 5.72 et 6.06, respectivement dépassant même leur valeur initiale. Ces observations concordent avec celles de Gemtos *et al.*, (1999), qui ont rapporté une baisse initiale du pH suivi d'une augmentation avec le temps causée par l'oxydation de la matière organique par les micro-organismes.

Dans le cas des cendres de charbon épandues à un taux de 100 T/ha, elles ont tendance à hausser le pH du sol à Belle Rive, Union Park et à Pamplémousses même un mois suivant leur application au sol (5.37 contre 4.97 à Belle Rive, 5.15 à 5.33 pour Union Park). Cette augmentation du pH du sol reste stable 24 mois après l'épandage des cendres de charbon, (Figure 4.3). Par contre pour le sol à Medine, l'apport des cendres de charbon n'avait pas augmenté le pH du sol qui était déjà à 7.45. Une hausse du pH du sol après l'apport des cendres avait déjà été rapporté par Gupta *et al.*, (2002) qui avaient expliqué que cette augmentation du pH du sol est causé par un relâchement des ions Ca, Na et de OH à partir de la cendre.

D'autres chercheurs ont également rapporté un accroissement du pH du sol suite à des apports de cendres de charbon. Ainsi, Stevens et Dunn (2004) ont observé que le pH augmentait par une unité avec chaque 3.7 T/ha de cendre de charbon apporté à un sol sableux-limoneux fin. McCallister *et al.*, (2002), ont noté que la hausse du pH du sol causé

par l'apport des cendres de charbon était semblable à celle causé par un apport de chaux. Tout comme dans le cas de la vinasse, l'apport des cendres de charbon à 50T/ha n'a pas eu un effet marqué sur le pH du sol (Figure 4.3). Ainsi si les cendres devraient être utilisées pour le chaulage du sol, des doses massives seront requises, ce qui pourrait rendre l'utilisation des cendres à cette fin pas économiquement viable.

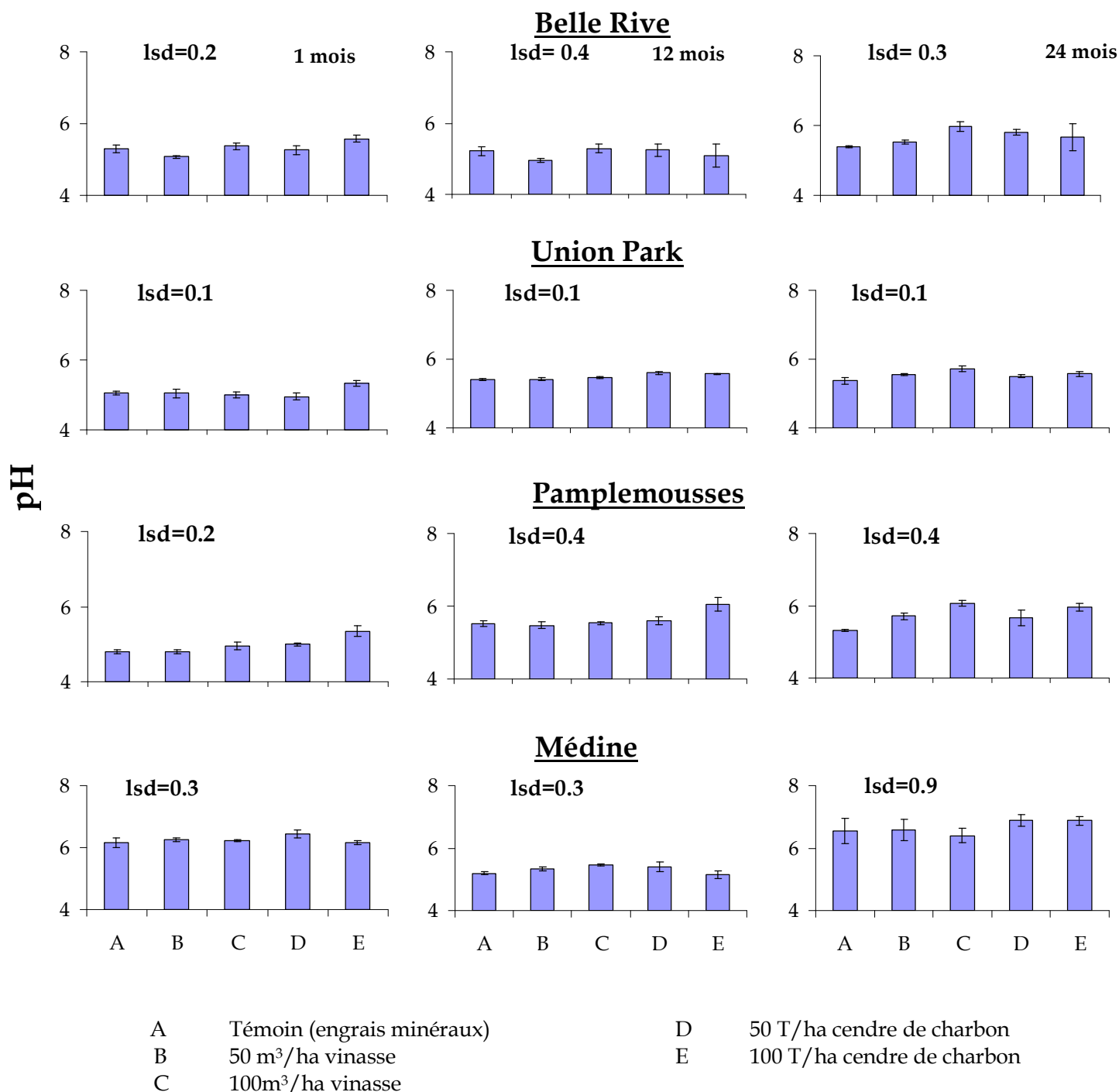


Figure 4. 3 Le pH du sol un, 12 et 24 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon dans les essais à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

4.4.2 Salinité

La mesure de la conductivité électrique permet de jauger la salinité du sol. Dans ce contexte les mesures faites un mois après les épandages ont montré que les vinasses peuvent conduire, quoi que ce ne soit pas toujours le cas, à une salinité du sol supérieure à celle observée avec les engrais minéraux (voir aussi Annexe 1). Comme indiqué dans la Figure 4.4, tandis que l'apport de la vinasse surtout à une dose de 100 m³/ha avait

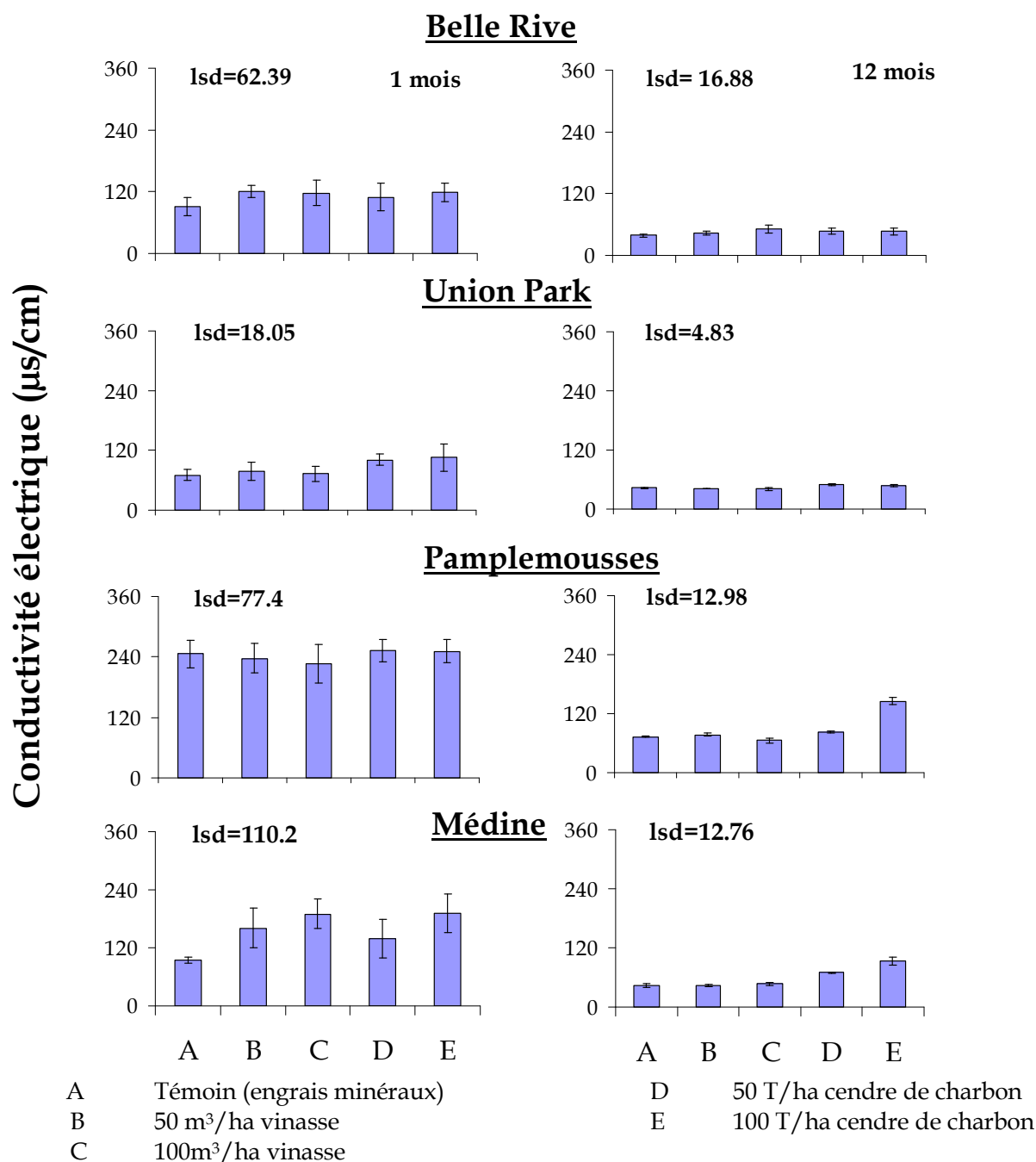


Figure 4. 4 La conductivité électrique du sol un et 12 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon dans les essais à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

remonté la salinité du sol de Médine, par contre dans le sol d'Union Park, l'effet de la vinasse sur la salinité du sol n'était pas très différent de celle observé avec les sels minéraux. Néanmoins l'augmentation de la salinité par les vinasses n'était que temporaire puisque 12 mois après l'épandage, le niveau de salinité est retombé plus ou moins à sa valeur initiale. Aussi en dépit de cette accroissement de la salinité du sol, cette dernière restait en dessous de 1.7 dS/m ou 1700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ qui comme rapporté par Rhoades *et al.*, (1990) est le seuil acceptable pour la culture de la canne. Les résultats obtenus dans cette étude sont en accord avec ceux rapportés ailleurs ; par exemple, Madejon *et al.*, (2001) ont aussi constaté une hausse de la conductivité électrique suite à un apport de la vinasse.

L'effet des cendres de charbon, sur la salinité du sol sont similaires à celui observé avec les vinasses. Différents auteurs, par exemple Manoharan *et al.*, (2007) avaient déjà rapporté, comme constaté dans cette étude, que les cendres élevaient la conductivité électrique du sol surtout dans la couche supérieur de 0 à 10cm.

4.4.3 Carbone organique

Comme on devait s'y attendre, une hausse de la teneur en carbone organique a été observée dans les sols suite à l'apport de 100 m^3/ha de vinasse. Si cette hausse a été significative à Belle Rive et à Médine (Figure 4.5) elle ne l'était cependant pas à Union Park et à Pamplémousses. Cette hausse en carbone organique devenait moins prononcée ou même disparaissait 12 mois après l'épandage, ce qui signifie qu'une minéralisation partielle ou complète du carbone organique avait eu lieu. Il est en effet connu que l'apport de la vinasse au sol accroît l'activité microbienne qui à son tour utilise le carbone organique du sol et l'azote comme substrat (Pautremat *et al.*, 2003). Les résultats obtenus dans cette étude sont en accord avec les études réalisées ailleurs. A titre d'exemple Tejada et Gonzalez, (2005), qui ont rapporté une augmentation du carbone organique dans le sol suite à des apports de vinasse de l'ordre de 3 à 6 T/ha durant trois années consécutives. Cependant ils ont également noté que la vinasse épandue à des taux de 20 à 40 T/ha conduisait à une baisse de la teneur en matière organique du sol, baisse qui a aussi était observé dans cette étude, 12 mois après l'épandage.

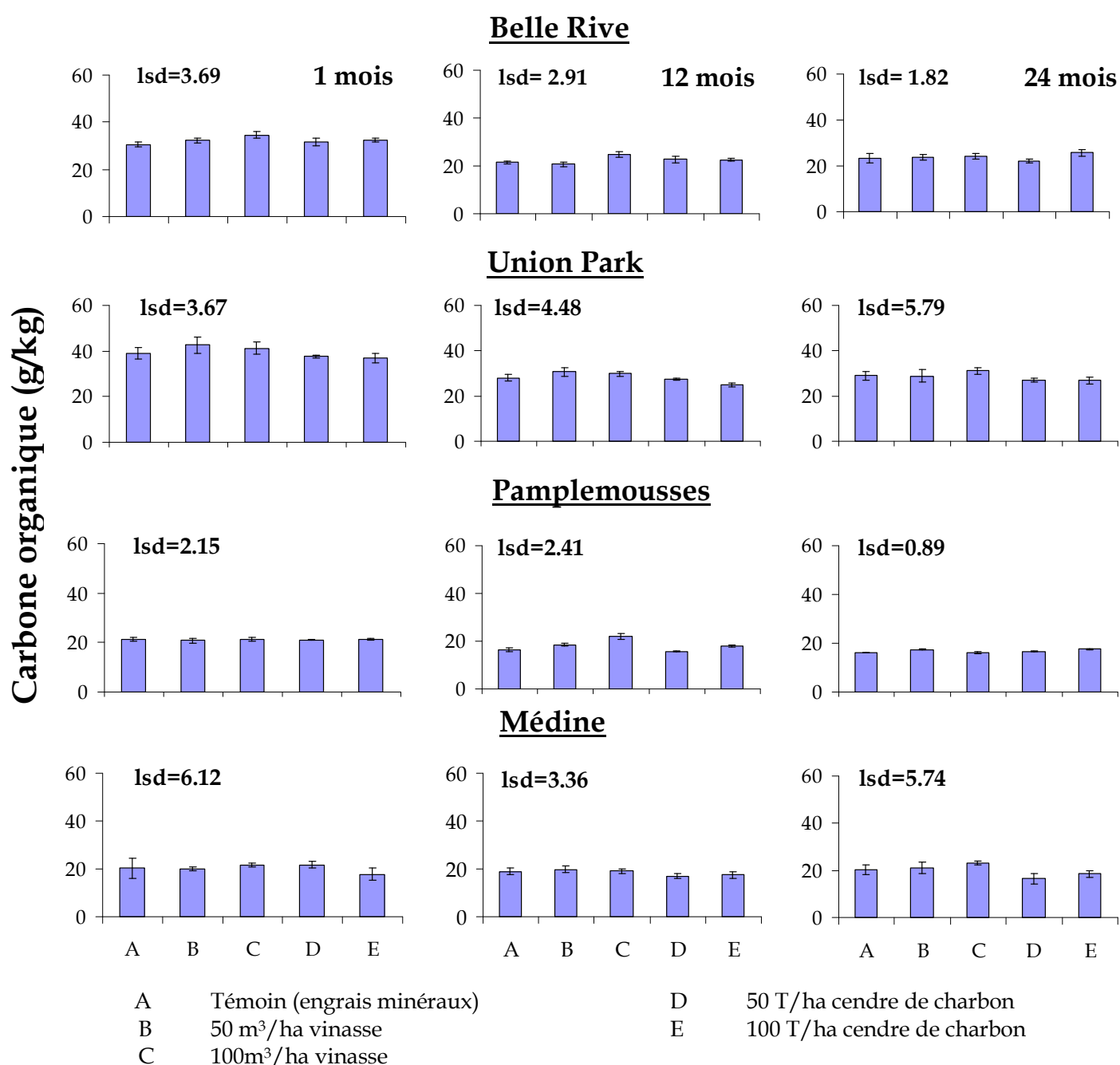


Figure 4. 5 Le carbone organique du sol un, 12 et 24 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

Les teneurs en carbone organique dans les parcelles recevant les cendres de charbon étaient en général inférieures à celles obtenues avec les vinasses pour l'ensemble des sols à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine. De plus, le carbone organique suite à l'apport des cendres de charbon n'était en général pas supérieur à celui observé dans la parcelle témoin, c'est-à-dire avec l'engrais minéral seulement. Cette observation est en contraste avec les travaux rapportés ailleurs. Sarangi *et al.*, (2001) par exemple, ont trouvé une augmentation graduelle de la teneur en carbone organique dans leurs sols suite aux

apports croissants de cendres (10-20 T/ha), quoique cette augmentation ne fût pas réellement significative. D'après Khan et Khan, (1996), les cendres étant en général pauvres en azote disponible, la masse microbienne est amenuisée avec l'apport des cendres jusqu'au point où la décomposition de la matière organique du sol est ralentie ce qui sera traduit par une teneur plus élevée de carbone organique dans le sol en comparaison avec la parcelle recevant les engrais minéraux. Klose *et al.*, (2004) ont aussi rapporté une accumulation du stock de carbone dans la couche de l'humus 95 ans après la déposition atmosphérique des cendres volantes.

4.4.4 Les bases échangeables

L'effet de la vinasse et de la cendre du charbon sur le potassium échangeable dans les sols est illustré dans la Figure 4.6 en se servant comme exemple les résultats obtenus à Médine et à Belle Rive (voir Annexes 6 et 7).

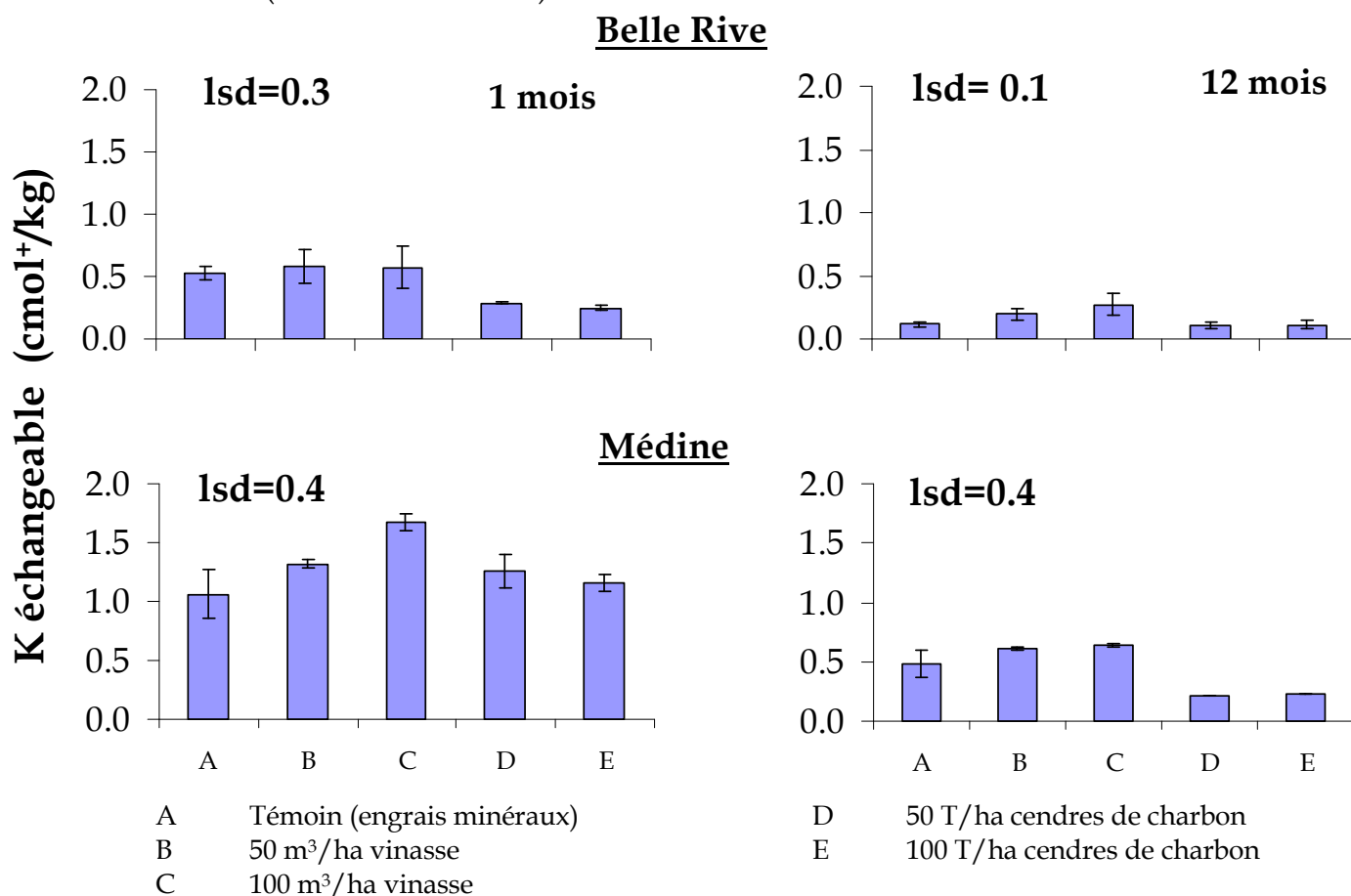


Figure 4. 6 Le potassium échangeable du sol un et 12 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon dans les sols de Belle Rive et de Médine

Comme attendu la vinasse étant riche en potassium (moyenne de 937 kg/100m³), son apport avait tendance à augmenter la teneur en potassium échangeable dans les sols

tandis que la cendre du charbon, moins riche en potassium, avait eu un effet moins prononcé sur cette base échangeable. Dans le sol de Belle Rive l'accroissement de la teneur en potassium échangeable dû à la vinasse à 100 m³/ha n'était pas très prononcé. La raison en est que le sol de Belle Rive, étant situé dans un endroit super humide (plus de 3500 mm de pluie annuellement), est lessivé jusqu'au point où son argile consiste majoritairement que de l'oxyde d'aluminium avec une capacité d'échange de cation faible (10-14 cmol⁺/kg). Le sol de Belle Rive ne peut ainsi retenir plus de K échangeable que la quantité fournie par 50 m³/ha de vinasse. Par contre le sol de Médine avec une capacité d'échange de cation plus élevée (24-26 cmol⁺/kg) a montré une quantité croissante de K échangeable à mesure que l'apport de vinasse est augmenté de 50 à 100 m³/ha.

Mais l'effet positif de la vinasse sur le K échangeable du sol avait tendance à être éphémère puisque 12 mois après son apport, le niveau de K échangeable était considérablement réduit, (Figure 4.6). Ainsi dans les sols à faible capacité d'échange cationique comme on en trouve dans les pays tropicaux tel que l'île Maurice, la forte quantité de K apporté par la vinasse, surtout quand la dose de vinasse est massive, ne sera pas retenu par le sol et sera sujet aux pertes par lessivage. Le K de la vinasse n'exercera vis-à-vis de la canne à sucre que peu d'effet résiduel, ce qui signifie que pour être utile comme engrais potassique à la canne à sucre un apport annuel de la vinasse sera nécessaire. L'effet de la cendre de charbon sur le potassium échangeable est semblable à celui de la vinasse, quoique moins prononcé en raison de sa plus faible teneur en K et cet effet est tout aussi éphémère comme illustré dans la Figure 4.6.

Les vinasses et les cendres de charbon ont également augmenté la teneur des sols en sodium échangeable, comme illustré dans la Figure 4.7 par les sols à Union Park et à Médine quoique l'augmentation ne fût pas appréciable. D'une manière générale, la vinasse de même que la cendre de charbon n'a pas réellement eu un effet quelconque sur le sodium échangeable dans les sols même 12 mois après l'épandage. La capacité d'échange des cations des sols étant constante ou même accrue avec l'augmentation du pH par les cendres, l'accroissement de la teneur en K échangeable causé par les apports des vinasses signifie que le niveau du calcium et/ou magnésium échangeables doit impérativement être réduit dans les sols. Cette hypothèse n'a été confirmée que dans le sol de Médine comme illustrés en Figures 4.8 et 4.9 (voir Annexes 2, 3, 4, 5, 8 et 9).

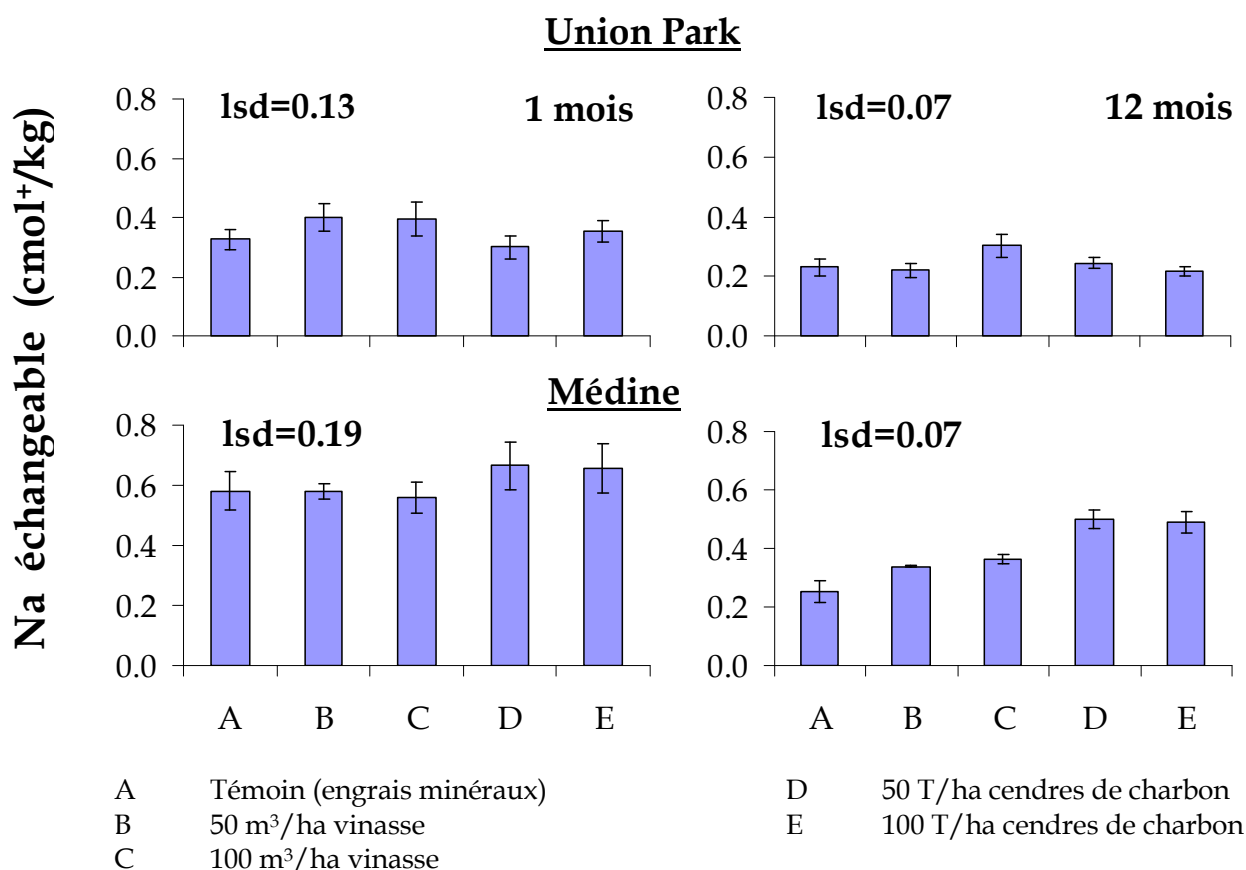


Figure 4. 7 Le sodium échangeable du sol un et 12 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon dans les sols de Union Park et de Médiine

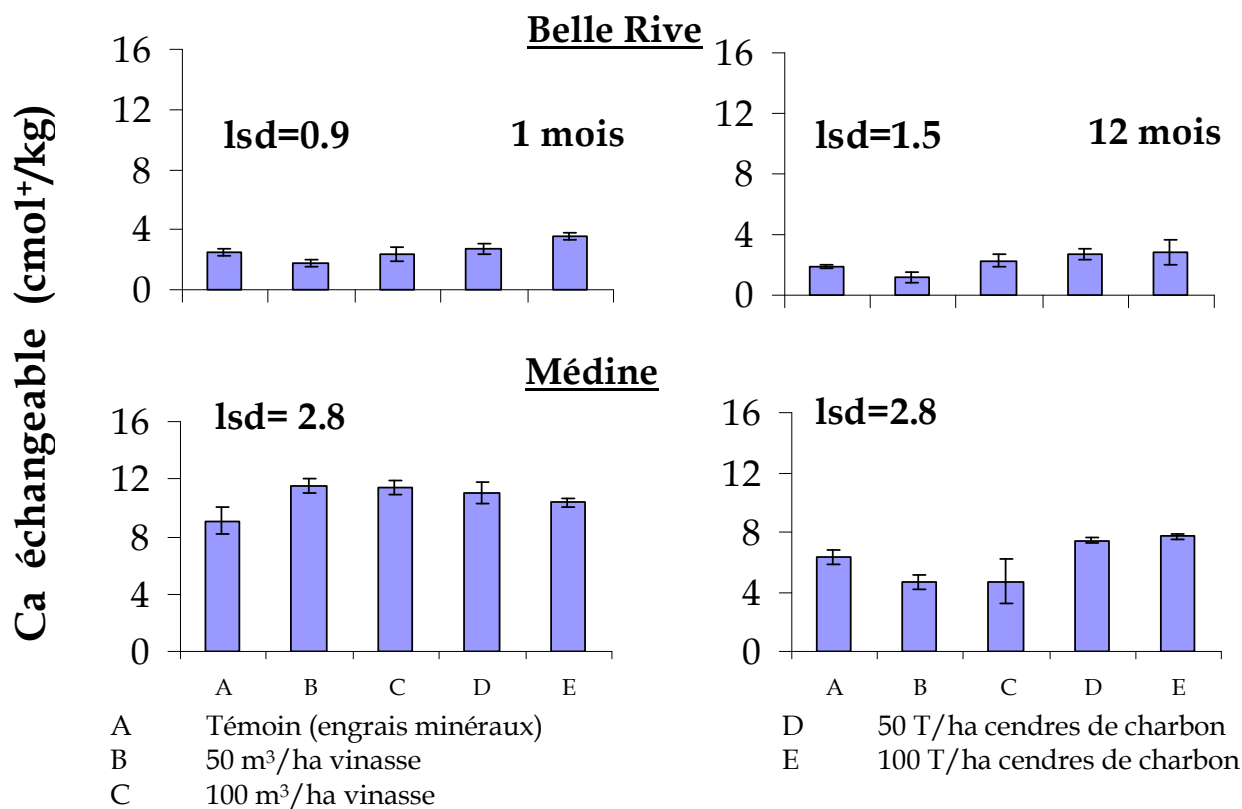


Figure 4. 8 Le calcium échangeable du sol un et 12 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon dans les sols de Belle Rive et de Médiine

Dans les autres sites, comme illustrés dans les mêmes figures, la vinasse même à 100 m³/ha n'avait pas réduit le Ca et Mg échangeables. Au contraire la vinasse comme la cendre de charbon avait eu un effet positif sur le niveau de ces deux bases échangeables. En raison de la teneur appréciable de la cendre de charbon en calcium et magnésium (voir Tableau 4.2), il était attendu que ce déchet n'aurait pas un effet négatif sur ces deux bases échangeables, hypothèse qui a été confirmée par les résultats obtenus dans cette étude et illustrés dans les Figures 4.8 et 4.9 par les sols de Médine et de Belle Rive.

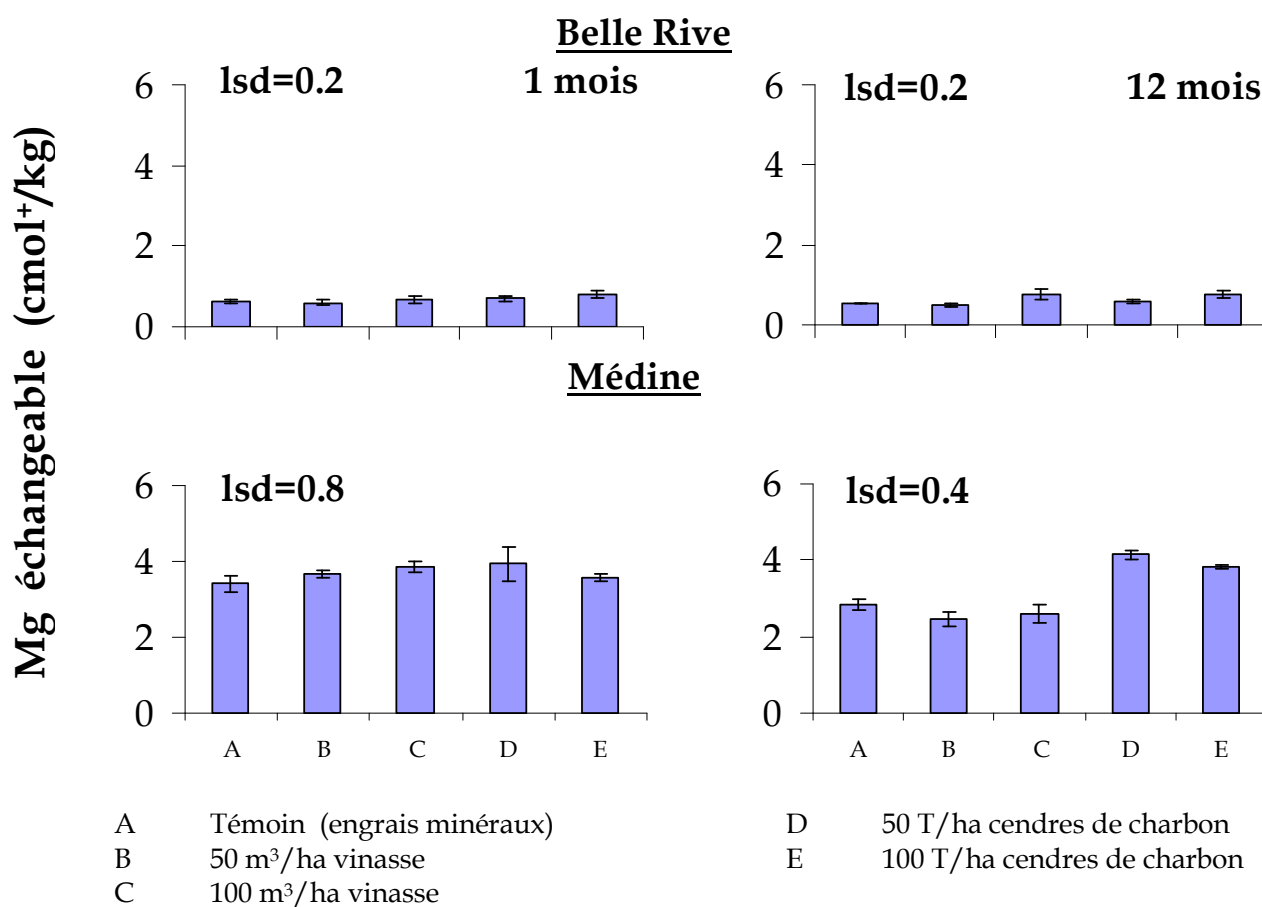


Figure 4. 9 Le magnésium échangeable du sol un et 12 mois après les épandages des vinasses et des cendres de charbon dans les sols de Belle Rive et de Médine

4.4.5 Les métaux lourds

Un des facteurs les plus importants qui est considéré avant d'autoriser ou non l'épandage à grande échelle des déchets est leur effet réel ou potentiel sur l'accumulation avec le temps des métaux lourds dans le sol. Dans cette optique, la concentration totale des métaux lourds dans le sol a été étudiée suite à l'apport des cendres de charbon et des

vinasses aux champs de Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine. Pour récapituler, les métaux qui ont été suivis sont le cuivre (Cu), zinc (Zn), nickel (Ni), manganèse (Mn), plomb (Pb) et le mercure (Hg). La concentration de chacun de ces métaux qui devrait être présent dans le sol après l'épandage des cendres de charbon et de vinasses est indiquée dans le Tableau 4.6.

Tableau 4. 6 Les concentrations des métaux lourds attendues dans le sol de Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite aux apports des cendres de charbon et des vinasses

	Cu	Ni	Zn	Mn	Pb	Hg
	<i>mg/kg</i>					
<u>Belle Rive</u>						
<i>Avant les apports</i>	52.76	65.54	61.01	167.6	49.44	0.33
50 m ³ /ha vinasse	53.00	65.61	61.19	168.62	49.64	0.33
100 m ³ /ha vinasse	53.25	65.69	61.36	169.64	49.84	0.33
50 T/ha cendres	54.61	66.77	64.35	177.77	50.94	0.35
100 T/ha cendres	56.45	68.01	67.69	187.93	52.44	0.36
<u>Union Park</u>						
<i>Avant les apports</i>	106.06	312.84	117.12	793.7	54.91	0.41
50 m ³ /ha vinasse	106.30	312.91	117.30	794.72	55.11	0.41
100 m ³ /ha vinasse	106.55	312.99	117.47	795.74	55.31	0.41
50 T/ha cendres	107.91	314.07	120.46	803.87	56.41	0.43
100 T/ha cendres	109.75	315.31	123.80	814.03	57.91	0.44
<u>Pamplémousses</u>						
<i>Avant les apports</i>	118.15	405.2	188.5	2555.90	53.75	0.08
50 m ³ /ha vinasse	118.39	405.27	188.68	2556.92	53.95	0.08
100 m ³ /ha vinasse	118.64	405.35	188.85	2557.94	54.15	0.08
50 T/ha cendres	120.00	406.43	191.84	2566.07	55.25	0.10
100 T/ha cendres	121.84	407.67	195.18	2576.23	56.75	0.11
<u>Médine</u>						
<i>Avant les apports</i>	68.24	138.08	150.22	1335.07	35.43	0.25
50 m ³ /ha vinasse	68.48	138.15	150.40	1336.09	35.63	0.25
100 m ³ /ha vinasse	68.73	138.23	150.57	1337.11	35.83	0.25
50 T/ha cendres	70.09	139.31	153.56	1345.24	36.93	0.27
100 T/ha cendres	71.93	140.55	156.90	1355.40	38.43	0.28

En général vu leur concentration très faible dans les vinasses et les cendres de charbon utilisées dans cette étude, on peut conclure que pour le cuivre, le zinc, le nickel, le manganèse, de même que pour le plomb et le mercure, il n'y aurait pas de différence marquante entre les parcelles qui ont reçu l'engrais minéral et celles où les vinasses et les

condres de charbon ont été épandues. Les analyses des sols faites un, 12 et 24 mois après les apports de ces déchets n'ont fait que confirmer cette hypothèse (voir Annexes 10-16), ce qui ne devrait pas être surprenant vu que des études conduites ailleurs, par exemple par Lee *et al.*, (2008), avaient aussi données des résultats similaires. L'épandage des condres de charbon et des vinasses à des taux élevés ne risquent donc pas d'augmenter d'une manière appréciable les concentrations des métaux lourds dans le sol.

4.5 Effets des condres de charbon sur la sorption des herbicides atrazine et hexazinone.

Des visites fréquentes aux sites expérimentaux avaient permis de constater une prolifération plus abondante de mauvaises herbes dans les parcelles ayant reçu les condres de charbon à un taux équivalent à 100 T/ha, en comparaison avec les parcelles témoins et même celles qui ont été traitées avec les vinasses à 100 m³/ha. L'hypothèse d'une diminution de la biodisponibilité de l'herbicide par sorption sur la cendre avait alors été émise. Il a été d'ailleurs rapporté par Gupta *et al.*, (2002) que les condres de charbon peuvent effectivement adsorber les molécules de pesticides, dans notre cas les herbicides, les rendant ainsi moins biodisponibles et donc moins phytotoxique envers les mauvaises herbes. En se basant sur ce qui a été rapporté dans la littérature, une étude d'incubation a été entreprise au laboratoire pour vérifier l'hypothèse que la cendre de charbon réduisait la phytotoxicité des herbicides par adsorption. Dans cette section, le terme adsorption et les différents modèles qui en découlent sont brièvement expliqués avant de présenter les résultats obtenus.

4.5.1 Les isothermes de sorption

Le terme sorption désigne l'ensemble des processus par lesquels les atomes, les molécules ou les ions d'une phase aqueuse sont attirés et retirés de la solution du sol par des solides (Sigg *et al.*, 2000). L'adsorption désigne uniquement les liaisons chimiques ou physiques opérant à la surface (Li *et al.*, 2003).

L'adsorption des pesticides sur les différentes surfaces se trouvant dans le sol est souvent évaluée par les isothermes de sorption. Une isotherme représente la corrélation entre la quantité de pesticide adsorbé par unité de masse d'adsorbant (par exemple µg/g) et la concentration du pesticide dans la solution (par exemple µg/ml) une fois l'équilibre est

atteint (Cornejo et Jamet, 2000). Plusieurs modèles de sorption ont été mis en avant pour étudier la sorption des pesticides notamment le modèle linéaire, le modèle de Freundlich et le modèle de Langmuir (Calvet *et al.*, 2005).

La représentation linéaire d'une isotherme d'adsorption dans ce contexte reflète une partition constante d'un pesticide entre une phase aqueuse et un substrat solide par exemple la matière organique du sol ou même l'argile, jusqu'à qu'une quantité maximum soit retenue.

Elle est décrite par l'équation suivante :

$$C_s = K_d C_{aq}$$

La quantité de pesticide adsorbé sur le substrat solide est représentée par C_s , ($\mu\text{g/g}$) et la concentration en phase aqueuse au temps d'équilibre par C_{aq} ($\mu\text{g/L}$). Le K_d traduit la répartition d'un pesticide entre une phase aqueuse et une phase solide.

L'isotherme d'adsorption de Freundlich est pertinente pour modéliser l'adsorption sur un solide contenant des surfaces hétérogènes constituées de sites possédant des énergies d'interactions différentes. Elle est décrite par l'équation suivante :

$$C_s = K_f (C_{aq})^n$$

où K_f et n sont des paramètres empiriques représentant respectivement la capacité de sorption et le degré de non linéarité.

L'isotherme d'adsorption de Langmuir est valable pour modéliser l'adsorption sur un type de sites par exemple l'argile et les acides humiques (Marcic, 2005). Le modèle suppose que tous les sites de surface présentent la même affinité pour le pesticide étudié. Pour un pesticide contenu dans une solution au contact d'un solide adsorbant et à l'équilibre, la formule de Langmuir est la suivante :

$$q_{ae} = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$$

où q_{ae} est la quantité adsorbée par unité de masse d'adsorbant,

q_m est la quantité maximum adsorbée par unité de masse d'adsorbant,

C_e est la concentration de la solution quand l'équilibre est atteinte et K_L est le coefficient de Langmuir.

Le tracé de la concentration adsorbée (C_s) en fonction de la concentration en solution (C_{aq}) permet d'obtenir une courbe présentant une forme hyperbolique avec un maximum d'adsorption. Ce maximum correspond à une monocouche complète qui représente une occupation total de tous les sites de surface par le pesticide. Pour que le modèle de Langmuir soit valide, il faut que l'énergie d'adsorption soit constante c'est-à-dire que chaque site sur la surface a la même activité, et que la réaction d'adsorption concerne seulement les sites localisés et n'engendre pas d'interactions entre les pesticides adsorbés (Stumm et Morgan, 1996)

4.5.2 Sorption de l'atrazine et d'hexazinone

L'adsorption des herbicides sur les cendres de charbon, le sol, et un mélange sol et cendres de charbon est supposé se conformer à une isotherme de Langmuir qui décrit que tous les sites d'adsorption possèdent la même affinité pour ces molécules d'herbicide. Avec cette supposition, les valeurs de C_s max (adsorption maximale, saturation) et de K_m (coefficient d'adsorption, affinité) ont été calculées et elles sont présentées dans le Tableau 4.7.

Tableau 4. 7 Valeurs des paramètres de sorption pour les herbicides hexazinone et atrazine obtenues après 17 et 240h de contact avec le sol, la cendre et le mélange sol/cendre

		Sol + cendres				Sol				Cendres			
		C_s max	K_m	r^2	P	C_s max	K_m	r^2	P	C_s max	K_m	r^2	P
Hexazinone	17h	12.41	0.25	0.97	0.0001	26.33	7.92	0.96	0.0005	39.61	0.13	0.97	0.0005
	240h	19.49	0.29	0.97	0.0003	224	33.67	0.72	0.0611	57.27	0.08	0.98	0.0102
Atrazine	17h	53.23	0.30	0.99	0	76.77	10.90	0.83	0.0172	212	0.32	0.96	0.0006
	240h	80.66	0.35	0.97	0.0005	55.82	3.04	0.81	0.0203				

Dans l'ensemble, les valeurs de C_s max pour les cendres de charbon sont supérieures à celles du sol et du mélange cendres et sol pour hexazinone comme pour atrazine. Les coefficients de corrélation, r^2 , varient entre 0.72 à 0.99 ce qui indique que l'isotherme de Langmuir modélise bien les données expérimentaux pour les trois différents adsorbants.

Le paramètre K_m quant à lui, représente l'énergie d'adsorption ; plus l'interaction soluté-surface adsorbante est forte, plus l'adsorption met en jeu une grande énergie qui correspond à une grande valeur de K_m (Calvet *et al.*, 2005).

En général l'adsorption des pesticides appartenant à la famille des triazines comme l'atrazine et l'hexazinone sont décrits par des isothermes de type L ou H (Figures 4.10 et 4.11). Les isothermes de type L sont observés quand les molécules sont adsorbées en monocouche et ne sont pas en compétitions avec le solvant, ce qui explique la grande affinité de la cendre pour les molécules d'hexazinone et d'atrazine même à de faibles concentrations. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par Konstantinou et Albanis, (2000) qui en utilisant le modèle de Freundlich ont observés des valeurs grandissantes de K_f (similaire à K_m) à mesure que le pourcentage de cendres augmentait dans le mélange cendres et sol du type sableux-argileux.

Pour l'herbicide hexazinone après 17h de contact, il s'adsorbe principalement sur les sites facilement disponibles de la surface de la cendre. Durant 240h, il a le temps de diffuser dans les micropores du sol et d'accéder à de très nombreux autres sites localisés à l'intérieur des agrégats. Ce mécanisme de diffusion à l'intérieur des solides est généralement décrit sous le terme de "*ageing*": avec le temps, le composé diffuse dans le sol et de nouveaux sites de fixation sont mis en évidence.

Même après 240h d'incubation avec les herbicides hexazinone et atrazine, il semblerait qu'il y avait encore des sites disponibles pour adsorber ces herbicides dans la cendre et le mélange sol et cendres. Il y aurait ainsi eu sans doute davantage d'adsorption par le mélange sol et cendres ou cendre seule si les deux herbicides avaient été rajoutés au delà des concentrations maximales utilisées (21.60 μg pour hexazinone et 58.20 μg pour atrazine). Francoiso *et al.*, (1992) ont attribué la capacité de sorption de la cendre à sa nature hydrophobique qui exprime donc une affinité pour les composés organiques non polaire. De l'autre côté, Mott et Weber, (1992) ont expliqué que la variation des isothermes de sorption avec des différents fractions de cendres mélangées avec le sol est probablement due au carbone imbrulé qui se trouve dans la cendre et qui joue un rôle important dans le mécanisme d'adsorption.

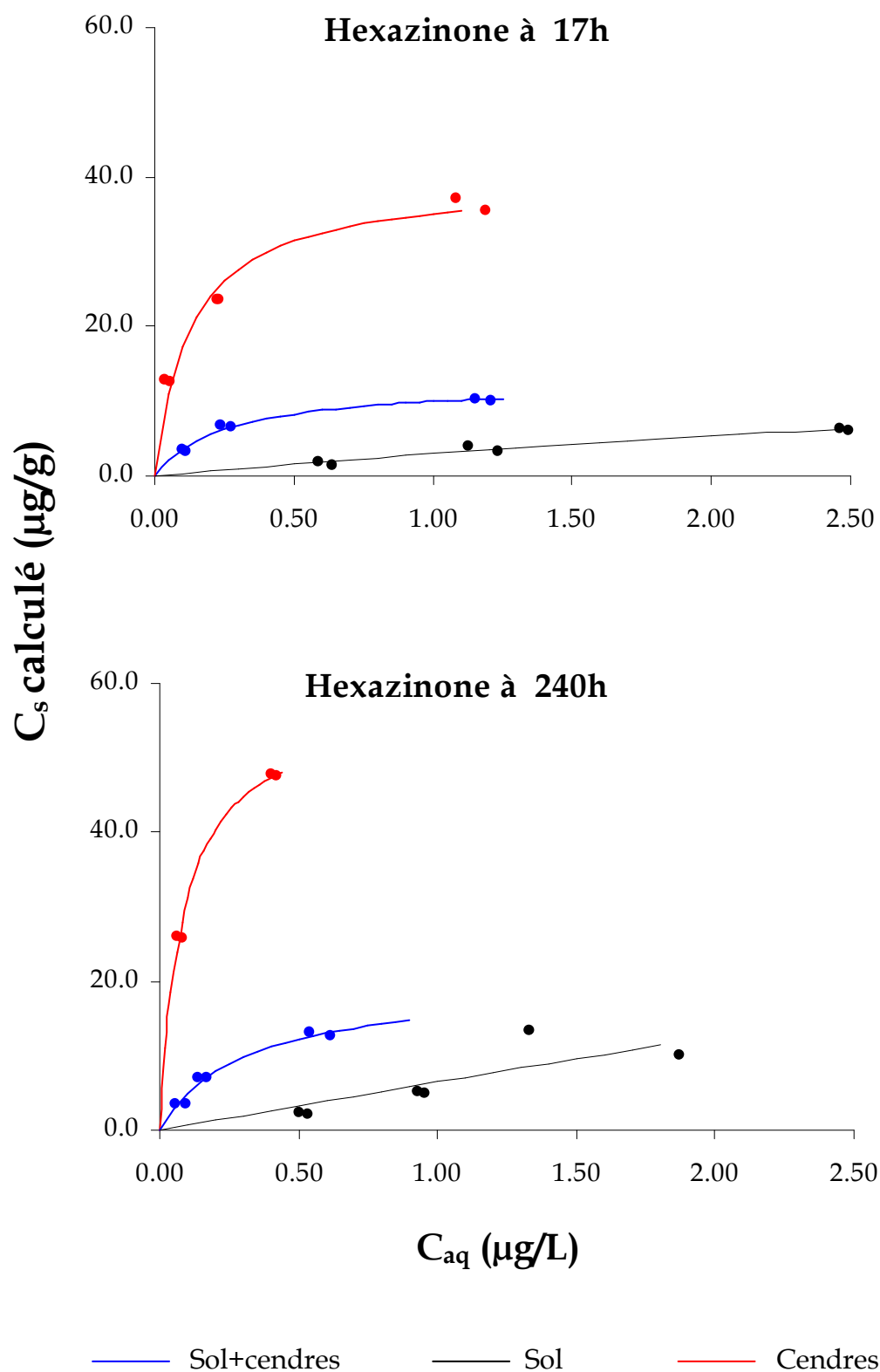


Figure 4. 10 Isotherme d'adsorption de Langmuir pour hexazinone après 17h et 240h de sorption (les points correspondent aux résultats expérimentaux, les lignes aux résultats modélisés)

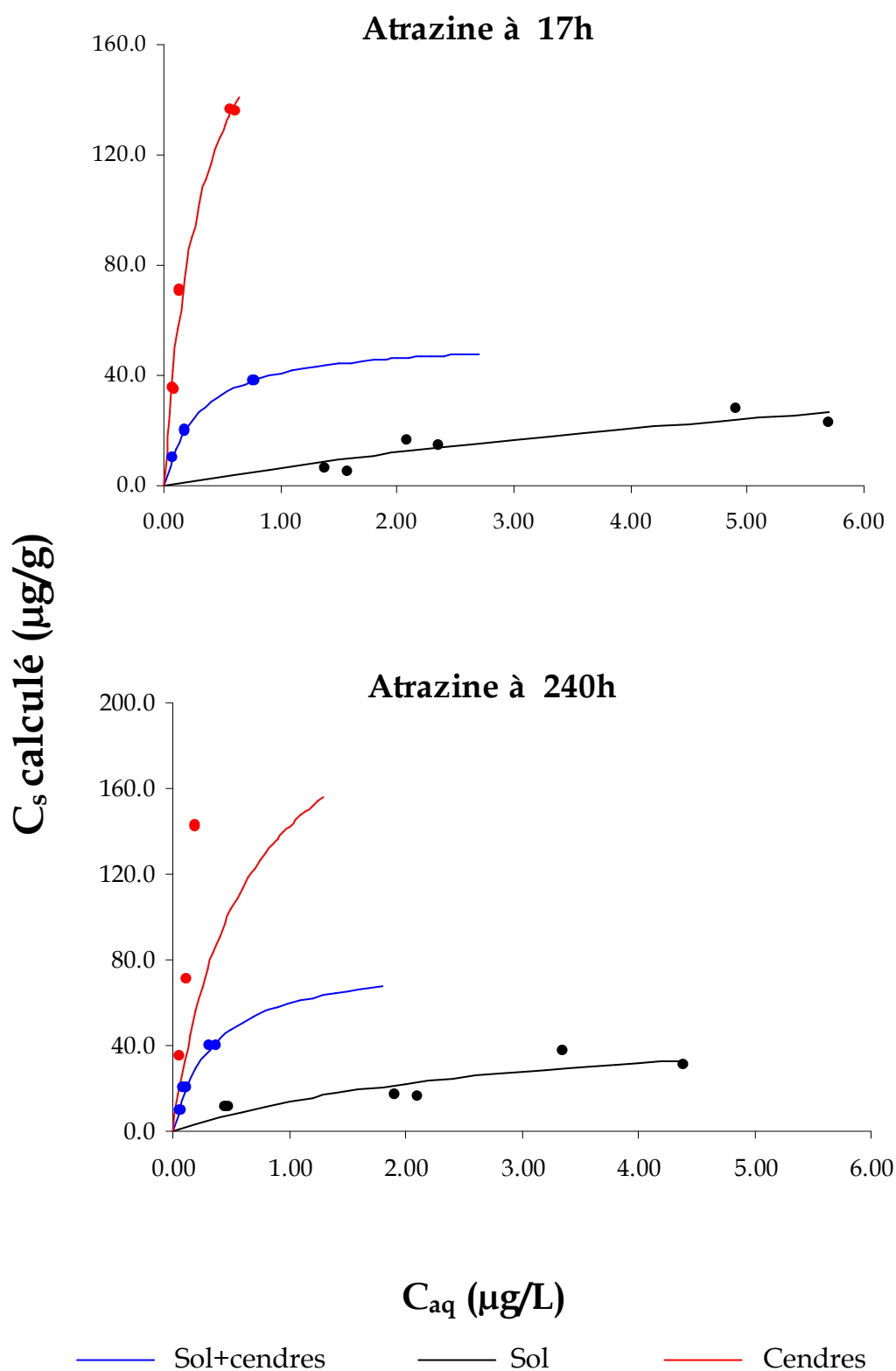


Figure 4. 11 Isotherme d'adsorption de Langmuir pour atrazine après 17h et 240h de sorption (les points correspondent aux résultats expérimentaux, les lignes aux résultats modélisés)

4.5.3 Comparaison de sorptivité des différents adsorbants

Les résultats d'incubation des différents adsorbants avec les mêmes doses d'herbicides en chambre froide à 4°C sont présentés dans le Tableau 4.8.

Tableau 4. 8 Comparaison de sorption par le sol, la cendre de bagasse, la cendre de charbon, les mélanges sol/cendre/vinasse quatre et 14 jours après avoir reçu les mêmes quantités des herbicides hexazinone et atrazine

Adsorbant	Hexazinone			Atrazine		
	Quantité ajoutée	% sorption		Quantité ajoutée	%sorption	
		Jour 4	Jour 14		Jour 4	Jour14
Cendres de charbon	216 µg	100	100	582 µg	100	100
Sol	216 µg	100	97.5	582 µg	93.5	70
Cendres de bagasse	216 µg	97.5	100	582 µg	100	100
Sol+cendres de charbon	216 µg	87	100	582 µg	97.5	100
Sol+cendres de bagasse	216 µg	100	100	582 µg	100	100
Sol+cendres de charbon+vinasse	216 µg	56	82	582 µg	76	52

A 4°C, la biodégradation des herbicides par l'activité microbienne est considérée comme étant négligeable. Les changements ayant lieu dans la concentration aqueuse des herbicides peuvent ainsi être majoritairement attribués au mécanisme d'adsorption.

Les résultats obtenus quatre jours après les incubations dans la chambre froide démontrent qu'il n'y a pas de différence entre la sorptivité de la cendre de charbon et la cendre de bagasse pour les molécules d'herbicides hexazinone et atrazine.

Par contre avec l'ajout de la vinasse, le pourcentage de sorption chutait pour atteindre 56% avec l'hexazinone et 76 % avec l'atrazine. Il semblerait que la vinasse avait bloqué les sites d'adsorption sur la surface des particules de sol et de la cendre de charbon. La vinasse contient de la matière organique dissoute qui, avec son ensemble complexe des molécules organiques, possède une capacité de bloquer les sites d'adsorption sur des surfaces minérales ou organiques, (Dudal *et al.*, 2006). Cette matière organique dissoute de la vinasse a également complexé les molécules d'herbicides en leur offrant des sites

d'interactions ioniques et hydrophobes ce qui les a maintenues en solution, donc pas disponible pour être adsorbé sur la cendre. Cependant avec le temps, le pourcentage de sorption d'hexazinone a augmenté ce qui implique qu'il y avait aussi une décomplexation de la matière organique dissoute de l'hexazinone, rendant ainsi possible à l'herbicide maintenant disponible d'aller s'adsorber sur la cendre de charbon. Par contre, avec l'atrazine, le pourcentage de sorption diminue davantage avec le temps d'incubation (52% à 14 jours) ce qui signifie que les liaisons de complexation avec la matière organique dissoute avec la molécule d'atrazine sont plus fortes que celles d'hexazinone.

4.6 Conclusion

Dans la zone super humide de l'île Maurice (2500-3500mm de pluie par an) comme à Belle Rive et Union Park, les cations échangeables Ca, Mg et K dans le sol sont présents à des concentrations plus faibles que dans les sols des zones humides de Pamplémousses et Médine, en raison d'une lixiviation plus importante. En raison de la prédominance de K dans la vinasse on aurait pensé que le K serait attiré puis adsorbé sur les complexes d'échange, déplaçant ainsi le Ca et Mg dans la solution du sol et rendant ces derniers encore plus susceptible au lessivage. Cette hypothèse n'a pas été soutenue par des données scientifiquement recueillies qui montrent que la vinasse de même que la cendre de charbon améliorent les niveaux de Ca et Mg échangeables dans le sol.

Cette étude a aussi le mérite de démontrer que l'apparition d'une salinité du sol engendré surtout par un apport de Na suite à des doses élevées des vinasses et des cendres de charbon ne risque pas de se produire, car le niveau de sodium resterait bien en dessous du seuil acceptable de $10.1 \text{ cmol}^+/\text{kg}$ (seuil préconisé par Rowell, 1994) dans les sols de l'île Maurice. De plus la quantité des métaux lourds et micropolluants organiques que peuvent apporter les vinasses et les cendres de charbon dans les sols de l'île Maurice sont négligeables. Il n'y a non plus aucun risque que la vinasse épandue sur les champs de canne même à $100 \text{ m}^3/\text{ha}$ puisse causer une acidification du sol avec le temps, car le pH se rétablit vite à des valeurs proches de celles observées avant la mise en train des essais.

En partant des résultats obtenus dans cette étude, les sols amendés avec de la cendre de charbon ou de bagasse pourront agir comme une interface efficace pour immobiliser les herbicides et les empêcher d'être transférés vers la nappe phréatique. Mais du côté de la

gestion des mauvaises herbes, en raison d'une diminution dans le temps de la rémanence des herbicides, l'application de ces derniers devra se faire à des intervalles plus fréquents, ce qui risque d'être coûteuse. Cependant, l'apport de la vinasse peut aussi avoir un effet contraire en transférant plus de pesticides vers les nappes de par sa capacité à maintenir en solution ces molécules de pesticides. De plus, les cendres (charbon ou bagasse) en raison de leur forte capacité de sorption des pesticides présents dans des solutions aqueuses pourront aussi être utilisées pour bio remédier les déchets avant leur élimination en immobilisant des pesticides qui se trouvent dans ces déchets.

4.7 Bibliographies

1. Adriano D C, Page A L, Elseewi A A, Chang A C, Straughan I. (1980). Utilization and disposal of fly ash and other coal residues in terrestrial ecosystems: A review. **Journal of Environmental Quality**, 9: 333-344.
2. Bok Lee Y, Ha Ho Sung, Lee C H, Kim P J. (2008). Coal flyash and phosphor-gypsum mixture as an amendment to improve rice paddy soil fertility. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 39 :1041-1055.
3. Bustamante M A, Paredes C, Moral R, Moreno C A, Perez E, Murcia M D P. (2005). Uses of winery and distillery effluents in agriculture: characterization of nutrient and hazardous components. **Water Science and Technology**, 51(1): 145-151.
4. Bustamante M A, Moral R, Paredes C, Pérez-Espinosa A, Moreno- Caselles J, Pérez-Murcia M D. (2008). Agrochemical characterization of the solid by-products and residues from the winery and distillery industry. **Waste Management**, 28: 372-380.
5. Calvet R, Barriuso E, Bedos C, Benoit P, Charnay M P, Coquet Y. (2005). Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales. Editions France Agricole, 637pp.
6. Chabalier P F (1999). Etude de la valeur agronomique des cendres de bagasse de la centrale thermique du Gol. Document CIRAD-île de la Réunion, 17pp.
7. Cornejo J, Jamet P. (2000). Pesticide/soil interactions: some current research methods. INRA éditions, Paris, 479pp.

8. Dahl O, Pöykiö R, Nurmesniemi H. (2008). Concentrations of heavy metals in flyash from coal fired power plant with respect to the new Finnish limit values. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, 10: 87-92.
9. De Resende S A, Xavier R P, Oliveira de O C, Urquiaga S, Alves J R, Boddey R M. (2006). Long term effects of preharvest burning and nitrogen and vinasse applications on yield of sugar cane and soil carbon and nitrogen stocks on a plantation in Pernambuco, NE. Brazil. **Plant and Soil**, 281: 339-351.
10. Doelsch E, Feder F, Findeling A, Dudal Y. (2005). Impact de l'épandage d'une boue d'épuration sur la mobilité et la spéciation des ETM d'un andosol. CIRAD, Chambre D'Agriculture de la Réunion, 103pp.
11. Donahoe R J, Bhattacharyya S, Patel D, Ladwig K J. (2007). Chemical fixation of trace elements in coal flyash. World of Coal Ash (WOCA), May 7-10, 2007, Covington, Kentucky, USA.
12. Dudal Y, Holgado R, Maestri G, Guillon E, Dupont L. (2006). Rapid screening of DOM's metal bonding ability using a fluorescence-based microplate assay. **Science of the Total Environment**, 354: 286-291.
13. Feder F, Saint Macary H, Gosme M. (2004). Recyclage de déchets par la canne à sucre : essais avec des vinasses de distillerie. Actes du séminaire, 1-2 Juillet 2004, Montpellier, France, 69pp.
14. Francoiso O, Bak E, Rossi N, Sequi P. (1992). Sorption of trifluralin in relation to the physicochemical characteristics of selected soils. **Science of the Total Environment**, 123/124: 503-512.
15. Gemtos T A, Chourliarias N et Marakis St. (1999). Vinasse rate, time of application and compaction effect on soil properties and durum wheat crop. **Journal of Agricultural Engineering Research**, 73: 283-296.
16. Gupta D K, Rai U N, Tripathi R D, Inouhe M. (2002). Impacts of flyash on soil and plant responses. **Journal of Plant Research**, 115: 401-409.

17. Hansen L G, Schaeffer D. (1995). Livestock and animals. In J E Rechcigl (Ed.) Soil amendments- Impacts on Biotic Systems. Lewis Publ., Boca Raton FL, 48pp.
18. Jala S, Goyal D. (2006). Flyash as a soil ameliorant for improving crop production- a review. **Bioresource Technology**, 97: 1136-1147.
19. Khan M R, Khan M W. (1996). The effect of flyash on plant growth and yield of tomato. **Environmental Pollution**, 92 (2): 105-111.
20. Killingley J, McEvoy S, Dokumcu C, Stauber J, Dale L. (2000). Trace element leaching from flyash from Australian Power Stations. CSIRO Energy Technology 2000; Report on Project C8051. Australia.
21. Klose S, Makeschin F. (2004). Chemical properties of forest soils along a flyash deposition gradient in eastern Germany. **European Journal of Forest Research**, 123: 3-11.
22. Konstantinou I K, Albanis T A. (2000). Adsorption -desorption studies of selected herbicides in soil-flyash mixtures. **Journal of Agricultural Food Chemistry**, 48: 4780-4790.
23. Knoth de Zarruk K, Scholer G, Dudal Y. (2007). Fluorescence fingerprints and Cu ²⁺ complexing ability of individual molecular size fractions in soil and waste-borne dissolved organic matter. **Chemosphere**, 69: 540-548.
24. Lee T S G and Lee L L. (2008). Bio recycling of distillery effluent to improve sugarcane productivity. In Li Y R, Nasr M I, Solomon S, Rao G P (Eds.) "Meeting the challenges of sugar crops and integrated industries in developing countries", Proceedings of the International Conference, Al Arish, Egypt, 11-14th September 2008: 636- 639.
25. Li H, Sheng G, Teppen B J, Johnston C T, Boyd S A. (2003). Sorption and desorption of pesticides by clay minerals and humic acid complexes. **Soil Science Society of America Journal**, 67: 122-131.

26. Madejon E, Diaz M J, Lopez R, Cabrera F. (2001). Co-composting of sugar beet vinasse: influence of the organic matter nature on the bulking agents used. **Bioresources Technology**, 76: 275-278.
27. Manoharan V, Yunusa I A M, Lawrie R. (2007). Influence of coal flyash application on trace element mobility and distribution in soil, plant and leachate. World of Coal Ash (WOCA), May 7-10, 2007, Covington, Kentucky, USA.
28. Marcic C. (2005). "Evaluation du transfert des polluants organostanniques dans le système sol-plante à partir de l'épandage de boue de station d'épuration". Thèse de doctorat. Université de Pau et des pays de l'Ardour. 28th octobre 2005.
29. McCallister D L, Frank K D, Stevens K D, Hergert G W, Renken R R, Marx D B. (2002). Coal flyash as an acid-reducing amendment and its side-effects. **Soil Science**, 167: 811-820.
30. Moreira J R. (2006). Water use and impacts of ethanol production in Brazil. National Reference Center on Biomass, Institute of Electro technology and Energy-CENBIO/IEE, University of São Paulo, Brazil, 24pp.
31. Mott H V, Weber J W. (1992). Sorption of low molecular weight organic contaminants by flyash: considerations for the enhancement of cutoff barrier performance. **Environmental Science Technology**, 26: 1234-1242.
32. MSIRI. (2006). Evaluation of infracana near infrared automatic cane analyzer. Report Mauritius Sugar Industry Research Institute, 2005: 38-39.
33. Parnaudeau V, Condom N, Oliver R, Cazevieille P, Recous S.(2008). Vinasse organic matter quality and mineralization potential, as influenced by raw material, fermentation and concentration processes. **Bioresource Technology**, 99: 1553-1562.
34. Pautremat N, Renault P, Cazevieille, Marlet S. (2003). "Contribution des glucides, protides et lipides à l'évolution géochimique du sol suite à un apport de vinasse de rhumerie : conséquences sur la mobilisation de métaux". Thèse de doctorat. Université de Montpellier.

35. Phung H T, Lund L J, Page A L, Bradford G R. (1979). Trace elements in flyash and release in water and treated soils. **Journal of Environmental Quality**, 8 (2): 171-175.
36. Rhoades J D, Loveday J. (1990). Salinity in irrigated agriculture. In: "Irrigation of Agricultural Crops" Stewart B A, Nielsen D R. (Eds.) Agronomy 30, ASA, CSSA and SSSA, USA, Madison WI, pp 1089-1142.
37. Rowell D L. (1994). Soil Science Methods and Applications. Longman Scientific and Technical, UK, 350pp.
38. Sarangi P K, Mahakur D, Mishra P C. (2001). Soil Biochemical activity and growth response of rice *Orzya sativa* in flyash amended soil. **Bioresource Technology**, 76: 199-205.
39. Siddiqui Z A, Singh L P. (2005). Effects of flyash on soil characteristics, plant growth and soil microbial populations. In: Ahmad I, Hayat S, Pitchel J (Eds.), "Heavy metal contamination of soil: problems and remedies", Science Publishers, USA, pp 171-193.
40. Sigg L, Behra P, Stumm W. (2000). Chimie des milieux aquatiques- Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 3^{ème} édition. Dunod, Paris, 567pp.
41. Stevens G, Dunn D. (2004). Fly ash as a liming material for cotton. **Journal of Environmental Quality**, 33: 343-348.
42. Stumm W, Morgan J J. (1996). Aquatic chemistry- chemical equilibria and rates in natural waters. 3rd Edition. Wiley Interscience publication, New York.1022pp.
43. Tejada M, Gonzalez J L. (2005). Beet vinasse applied to wheat under dryland conditions affects soil properties and yield. **European Journal of Agronomy**, 23 : 336-347.
44. United States Environment Protection Agency. (1992). Method 3540, USEPA, Office of Water, Engineering and Analysis Division (4303), Washington DC, USA.
45. United States Environment Protection Agency 1992b. Standards for the use or disposal of sewage sludge. Part 503.14. USEPA, Washington, DC.

46. Zhu Q Z, Li Y R, Wang W Z, Liao J, Luo Y W. (2008). Effects of direct application of vinasse on sugar cane at multiple locations in China. In Li Y R, Nasr M I, Solomon S, Rao G P (Eds.) "Meeting the challenges of sugar crops and integrated industries in developing countries", Proceedings of the International Conference, Al Arish, Egypt, 11-14th September 2008: 48-51.

47. Zsolnay A. (2003). Dissolved organic matter: artifacts, definitions and functions. **Geoderma**,113:187-209.

Chapitre 5

Effets des épandages de la vinasse et de la cendre de charbon sur la culture de la canne à sucre

5.1 Effet de la vinasse sur le rendement de la canne à sucre

L'effet de la vinasse à des taux de 25, 50 et 100 m³/ha sur le rendement de la canne à sucre a été suivi pendant trois années consécutives, c'est-à-dire dans la canne vierge et en première (1R) et deuxième repousse (2R) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine. Les rendements de canne et de sucre obtenus durant ces trois années dans les quatre endroits sont rapportés dans le Tableau 5.1. Il faut noter que le taux de N et P dans les différents traitements de vinasse à chaque endroit avait été ajusté avec l'engrais minéral NP jusqu'au même niveau que dans le traitement témoin (voir chapitre 3, section 3.1).

Comme dans tous les essais de fumure, la performance de la canne à sucre à différentes doses de vinasse variait d'une année à l'autre et selon le site, en raison principalement des variations dans les conditions climatiques. Il ne serait donc pas prudent de tirer des conclusions sur la base des résultats observés durant une seule année. A titre d'exemple, si une réponse (augmentation de rendement) à 50 m³/ha de vinasse avait été observée dans la canne vierge en 2006 à Belle Rive, il n'y avait cependant pas eu de réponse significative à ce même taux de vinasse dans la première repousse en 2007. Par contre, à Pamplémousses, la canne à sucre n'avait pas répondu aux traitements de vinasse dans la canne vierge, mais une augmentation de rendement (quoique pas significative) due à 50 et 100 m³/ha de la vinasse était présente dans la deuxième repousse.

Dans l'agronomie de la canne à sucre, les conclusions ou recommandations de fumure, pour être fiables, sont tirées en général à partir de la moyenne des performances obtenues sur plusieurs années. Dans ce contexte en indiquant les moyennes de rendements obtenus durant les trois années d'étude, la Figure 5.1 résume mieux que le Tableau 5.1 l'effet de la vinasse sur la production cannière et sucrière. Elle montre que le taux optimal de la vinasse à la canne à sucre est variable, dépendant du site d'essai. Ainsi à Union Park, la vinasse épandue à 50 m³/ha semblerait être le taux optimal à utiliser tandis qu'à Médine, la dose de vinasse ne pourrait pas dépasser 25 m³/ha mais dans aucun des sites étudiés, la forte dose de 25 m³/ha de vinasse n'avait rendu moins que le traitement avec les engrais minéraux seulement.

En somme, la vinasse épandue à 100 m³/ha avait en moyenne donné un meilleur rendement en canne que l'engrais minéral. Les mêmes observations s'appliquent pour le

Tableau 5.1 Rendement en canne (T/ha) et en sucre (T/ha), après apport de vinasse aux quatre sites expérimentaux de Belle Rive (BR), Union Park (UP), Pamplémousses (PSES) et Médine (MED)

Traitement	BR	UP	PSES	MED	BR	UP	PSES	MED	BR	UP	PSES	MED
	Canne vierge (récolte 2006)				Première repousse (récolte 2007)				Deuxième repousse (récolte 2008)			
Témoin (engrais minéraux seulement)	73.67	63.28	105.83	66.08	80.25	72.40	92.92	71.08	65.25	78.33	76.88	90.89
	<i>7.77*</i>	<i>5.49</i>	<i>9.63</i>	<i>7.19</i>	<i>8.51</i>	<i>7.77</i>	<i>9.48</i>	<i>8.15</i>	<i>6.62</i>	<i>8.66</i>	<i>7.38</i>	<i>10.50</i>
25 m ³ /ha vinasse	69.25	60.28	106.77	69.97	76.00	66.04	96.04	68.00	66.58	85.73	76.35	114.92
	<i>6.88</i>	<i>4.89</i>	<i>10.10</i>	<i>7.50</i>	<i>7.63</i>	<i>7.35</i>	<i>10.24</i>	<i>7.10</i>	<i>6.62</i>	<i>9.58</i>	<i>7.26</i>	<i>13.42</i>
50 m ³ /ha vinasse	90.58	68.13	102.29	63.58	75.22	81.81	93.44	75.56	71.25	100.21	90.42	98.92
	<i>8.91</i>	<i>6.02</i>	<i>9.51</i>	<i>6.90</i>	<i>7.97</i>	<i>9.17</i>	<i>9.68</i>	<i>7.41</i>	<i>6.92</i>	<i>11.19</i>	<i>8.91</i>	<i>11.21</i>
100 m ³ /ha vinasse	95.08	68.54	103.75	67.78	84.17	69.72	85.83	72.17	76.08	95.94	89.90	96.17
	<i>9.30</i>	<i>5.92</i>	<i>10.45</i>	<i>7.47</i>	<i>8.21</i>	<i>7.37</i>	<i>8.78</i>	<i>7.54</i>	<i>7.47</i>	<i>9.93</i>	<i>8.77</i>	<i>10.77</i>
Lsd (P=0.1)	11.3	15.3	17.8	20.2	10.8	8.0	7.3	13.2	12.9	8.9	16.6	15.4
	<i>1.4</i>	<i>1.8</i>	<i>1.4</i>	<i>2.1</i>	<i>1.0</i>	<i>0.9</i>	<i>0.8</i>	<i>1.3</i>	<i>1.6</i>	<i>0.9</i>	<i>1.6</i>	<i>3.8</i>

**Rendement sucre en italiques*

rendement en sucre ce qui indique qu'il n'y pas eu de différence au niveau de la richesse en sucre dans la canne causée par des taux croissants de vinasse.

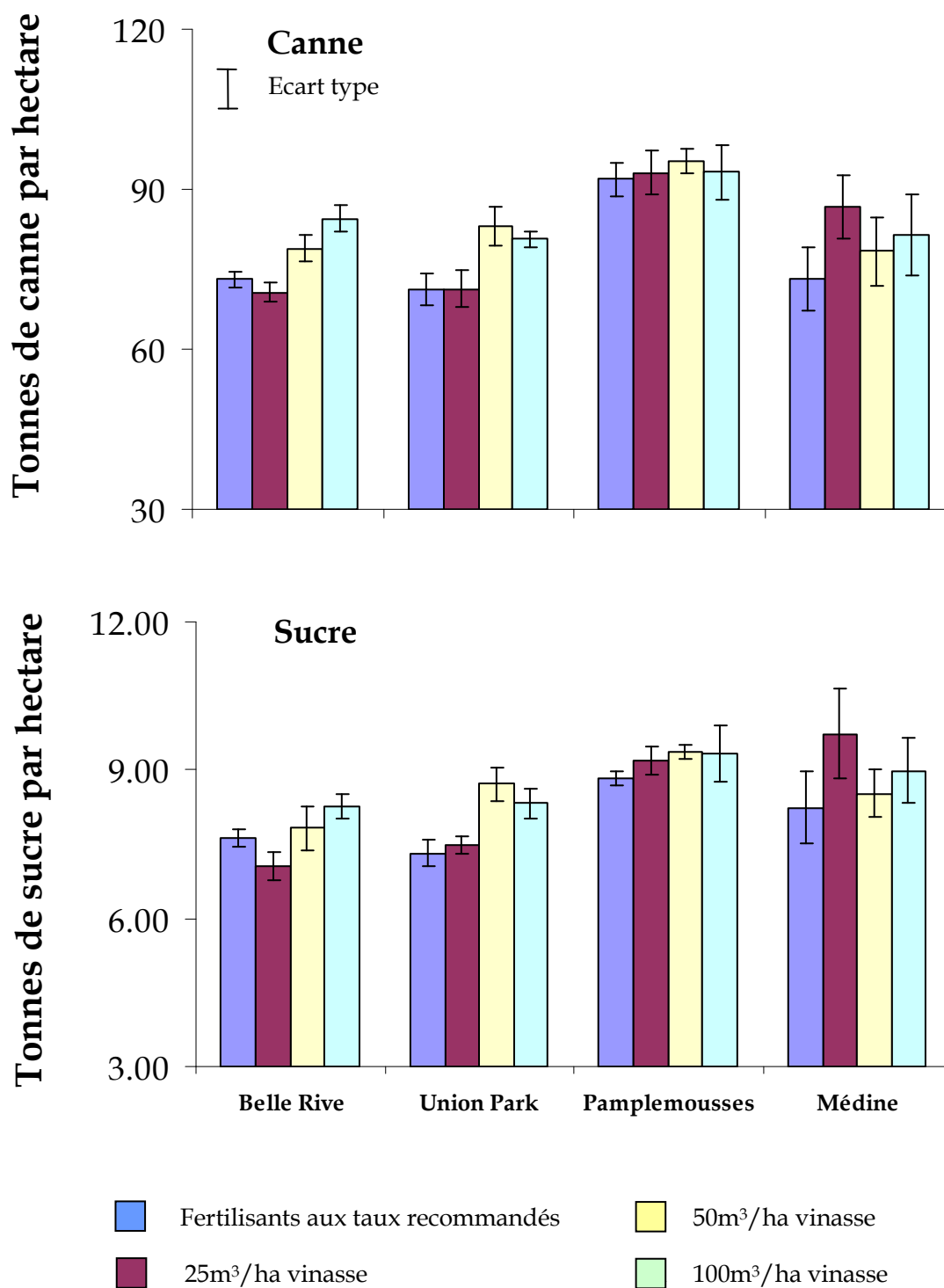


Figure 5.1 Rendement moyens (canne vierge+1R+2R) en canne et en sucre à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine après l'apport de vinasse à 25, 50 et 100 m³/ha

Comme rapporté dans le chapitre 2, l'importance de la vinasse comme fertilisant pour la culture de la canne à sucre a déjà été démontrée par plusieurs auteurs, en l'occurrence par Tang *et al.*, (2006) qui ont observé que la vinasse mélangée avec des engrais minéraux (urée, phosphate) augmentait de l'ordre de 3.28 à 10.24% le rendement de la canne à sucre en comparaison avec seulement les engrais minéraux. Rodriguez (2000) avait noté un accroissement de 27% dans le rendement de la canne vierge et de 23% dans la première repousse suite à l'épandage de 100 m³/ha de vinasse. Les résultats obtenus à l'île Maurice confirment ainsi ces études faites ailleurs sur l'effet bénéfique de la vinasse comme engrais pour la canne à sucre. Ils démontrent aussi que des fortes doses de vinasse allant jusqu'à 100 m³/ha n'auront pas d'effet négatif sur la production cannière ou sucrière sous les conditions de sol et de climat prévalant à l'île Maurice.

De Resende *et al.*, (2006) ont attribué la hausse du rendement de la canne à sucre à la potasse présente dans la vinasse. Cette étude indique que l'effet positif de la vinasse n'est en toute probabilité pas dû qu'au potassium uniquement puisque cet élément nutritif en quantité suffisante avait été appliqué dans le traitement témoin sans la vinasse. Mis à part sa forte teneur en potassium, la vinasse contient aussi la matière organique qui pourrait avoir contribué à un meilleur état physique et biologique du sol et donc à un meilleur rendement que l'engrais minéral seulement. Dans ce contexte une étude sur la fertilisation potassique de la canne à sucre à l'île Maurice par Cavalot *et al.*, (1990) avait démontré que si les sols contenaient plus de 0.5 me% de K, le bénéfice obtenu en terme de rendement à partir d'un apport supplémentaire de K serait négligeable. Dans ces sols plus riches en K et sans aucun apport additionnel de K, plus de 250 g K/ha pourrait être prélevés par la canne à sucre. L'étude de Cavalot *et al.*, (1990) indique que dans les sols de Médine, Union Park et Pamplémousses, l'apport supplémentaire de K contenu dans 100 m³/ha de vinasse n'était pas vraiment nécessaire à la canne à sucre. Le rendement plus élevé rencontré avec l'apport de la vinasse peut aussi être probablement causé par d'autres facteurs tels que l'amélioration de la qualité physique et biologique du sol. Cet effet à long terme de la matière organique de la vinasse sur le rendement de la canne à sucre n'a pas été suffisamment étudié, même par les autres auteurs et mérite de ce fait une étude plus approfondie.

En conclusion, en l'absence des effets délétères de la vinasse sur la production de la canne à sucre, il n'y a pas de raison pour que la vinasse ne soit pas appliquée à des taux allant jusqu'à 100 m³/ha dans les champs de canne si elle peut servir à améliorer les conditions physiques et biologiques du sol.

5.2 Effet de la vinasse sur l'état nutritionnel NPK de la canne à sucre

L'effet de la vinasse a aussi été étudié en termes des quantités de N, P et K prélevées par la canne à sucre à la récolte de la canne vierge et de la première repousse. La vinasse épandue à 100 m³/ha fournissait 122 kg N/ha, 11 kg P/ha et 937 kg K/ha, mais les quantités de N et de P comme déjà mentionné dans le chapitre 3, section 3.1, avaient été ajustées de façon à ce que tous les traitements avaient les mêmes niveaux de N et P.

La quantité moyenne d'azote prise par la canne vierge et par la première repousse dans les traitements recevant la vinasse n'était en générale pas inférieure au traitement témoin avec 145 Kg N/ha (Figure 5.2).

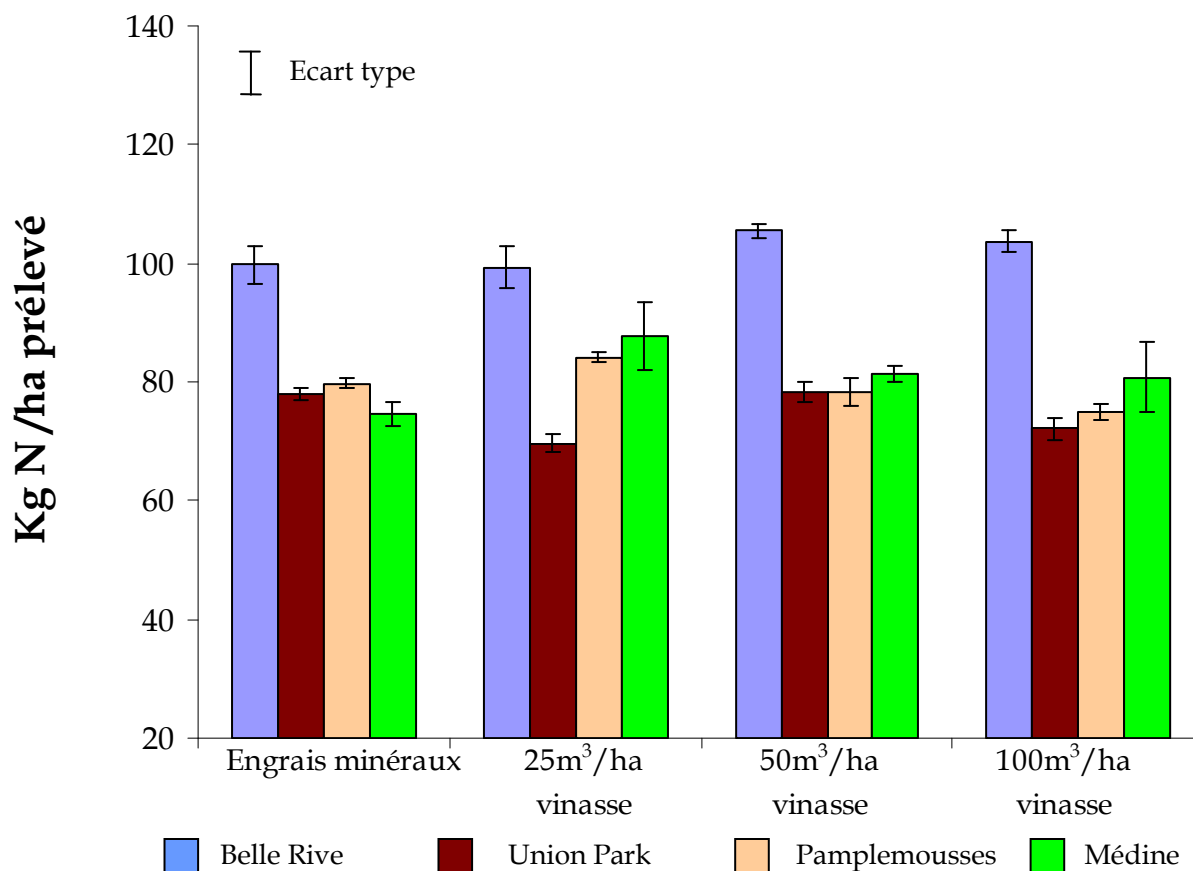


Figure 5. 2 L'azote prélevé à la récolte par la canne à sucre (moyenne de la canne vierge et de la première repousse) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 25, 50 et 100 m³/ha de vinasse

Les résultats obtenus montrent que la vinasse n'avait pas eu un effet négatif sur l'absorption de l'azote par la canne à sucre. S'il n'y avait pas eu de différence marquée dans le prélèvement d'azote c'était essentiellement dû au fait que la quantité d'azote appliquée était la même dans tous les traitements. C'est vrai, comme rapporté par Pautremat *et al.*, (2003), que la majeure partie de l'azote présent dans la vinasse était sous forme organique, et était ainsi moins disponible à la canne à sucre que l'azote de l'engrais minéral. Il était cependant aussi vrai qu'avec le travail du sol avant la plantation, il y avait sûrement eu une minéralisation accentuée de la matière organique libérant un azote qui était disponible à la canne. Cette libération de l'azote de la matière organique couplée à la minéralisation de l'azote de la vinasse et les compléments d'azote minérale ajoutée sous forme d'engrais, avaient sans doute satisfait le besoin nutritionnel azoté de la canne à sucre et minimisé l'impact négatif qu'aurait pu avoir la forme organique de l'azote dans la vinasse.

Comme mentionné dans le Chapitre 3 (Démarches Expérimentales), en agronomie de la canne à sucre, la concentration d'un élément dans la troisième feuille des repousses est une indication précise de son état nutritionnel en cet élément. C'est pour cette raison que la troisième feuille de la première repousse avait été échantillonnée durant la période de pleine croissance et analysée pour sa teneur en N, et aussi en P et K. Les valeurs obtenues confirment (Figure 5.3) que l'état nutritionnel de la canne en N n'était pas affecté par la forme organique de l'azote ou par les autres composés présents dans la vinasse.

Au contraire, la vinasse avec sa matière organique soluble peut même aider à améliorer l'état nutritionnel de la canne en phosphore comme démontré dans la Figure 5.4 par la quantité de P que la canne à sucre avait prélevé. En effet, la récolte de la canne vierge et celle de la première repousse ont démontré dans tous les sites, un prélèvement supérieur en phosphate dans les traitements avec la vinasse (25, 50 et 100 m³/ha) en comparaison avec le traitement témoin. Une meilleure nutrition phosphatée en présence de la vinasse était probablement due à une disponibilité accentuée du phosphore qui était maintenue en solution parce que les sites de fixation de cet élément avaient été bloqués par les composés organiques solubles présents dans la vinasse. Cette meilleure nutrition phosphatée de la canne à sucre avec l'apport de la vinasse n'était cependant pas suffisamment significative pour être évidente par le diagnostic foliaire (Figure 5.3).

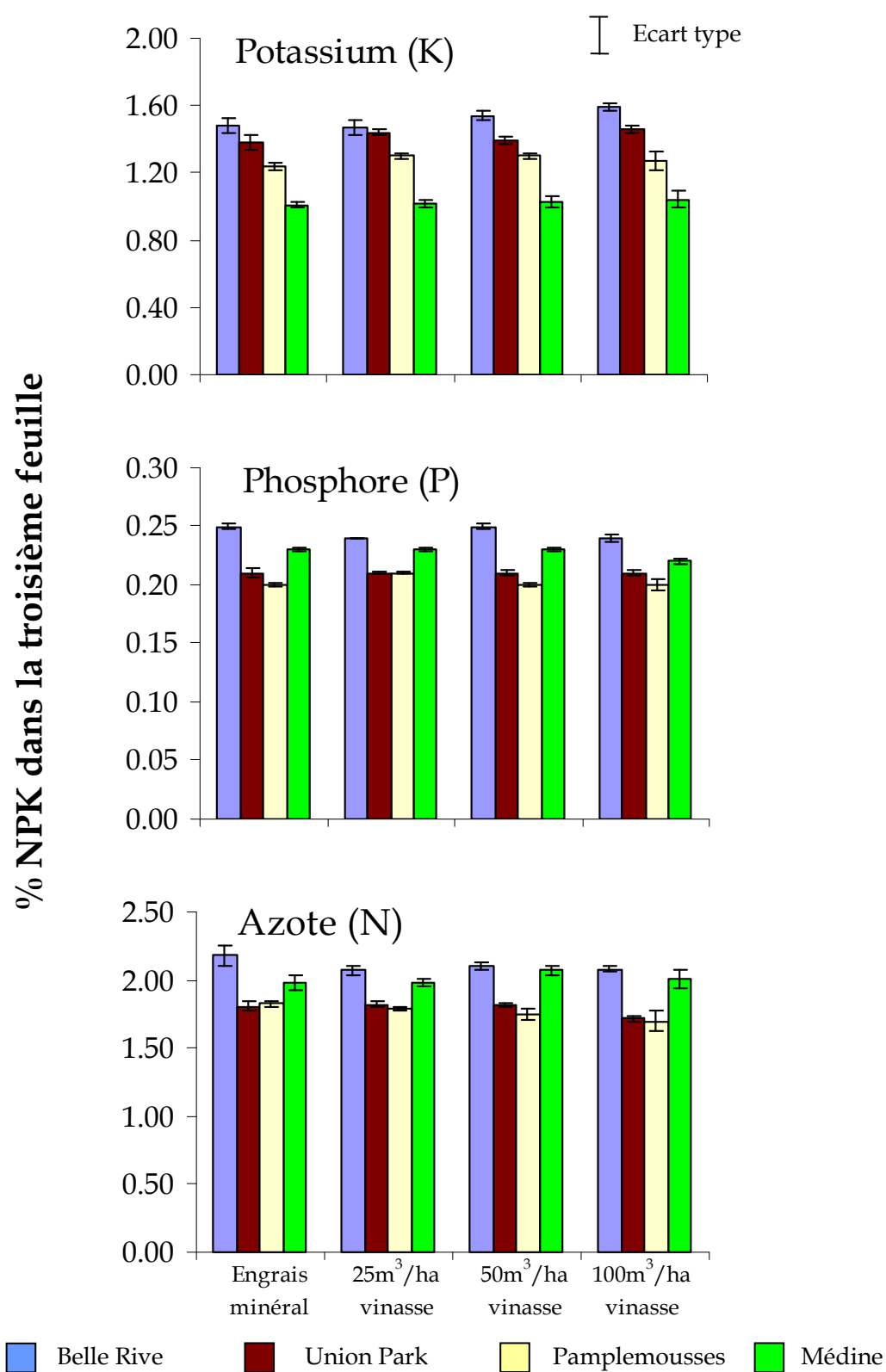


Figure 5. 3 Concentrations de NPK dans la 3^{ème} feuille de la première repousse de la canne à sucre à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 25, 50 et 100 m³/ha de vinasse.

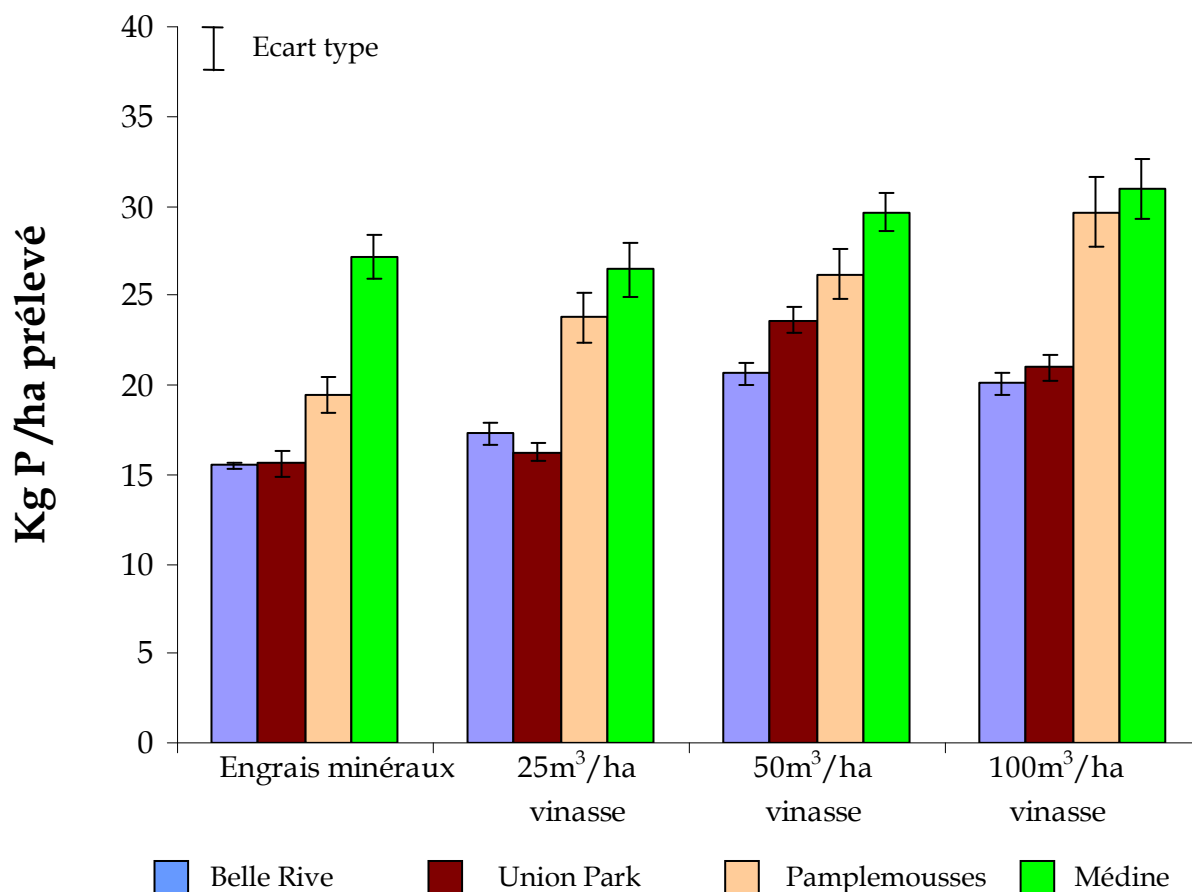


Figure 5.4 Le phosphore prélevé à la récolte par la canne à sucre (moyenne de la canne vierge et de la première repousse) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 25, 50 et 100 m³/ha de vinasse

La vinasse épandue à 100 m³/ha apportait au sol 937 kg/ha de potassium, ce qui était de loin plus que suffisant pour satisfaire le besoin nutritionnel de la canne à sucre en cet élément. Parce que le potassium dans la vinasse était sous une forme chimique (K⁺) disponible à la plante, il était attendu que le prélèvement de potassium par la canne serait très élevé avec 100 ou même 50 m³/ha de vinasse.

Cette attente ne s'est pas matérialisée sauf dans une certaine mesure à Belle Rive puisque les résultats obtenus dans cette étude (Figure 5.5) ont démontré que malgré la forte dose de K apportée par 100 m³/ha de vinasse, il n'y avait pas eu un prélèvement massif du potassium par la canne à sucre.

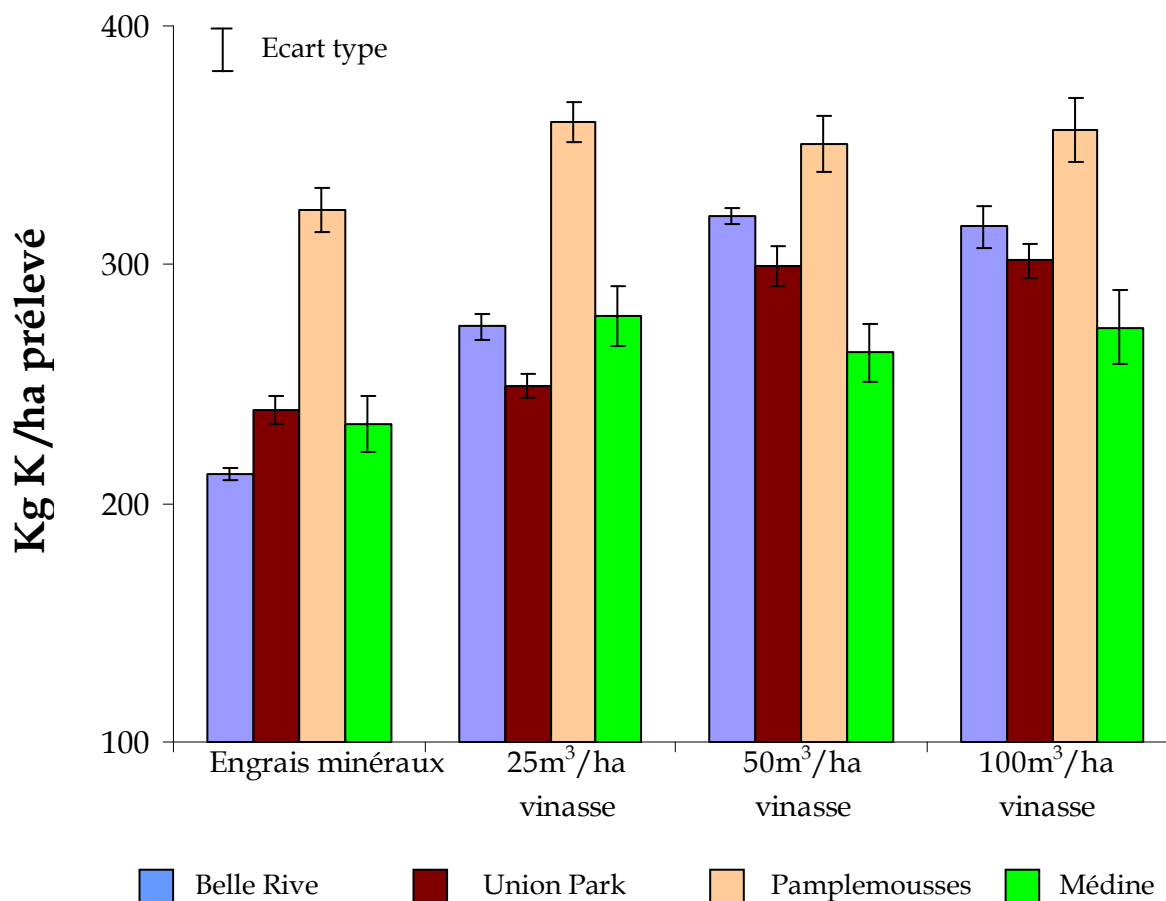


Figure 5.5 Le potassium prélevé à la récolte par la canne à sucre (moyenne de la canne vierge et de la première repousse) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 25, 50 et 100m³ /ha de vinasse

Pour être plus précis la quantité de K prélevée par la canne à sucre n'était pas en proportion directe avec la dose de vinasse apportée quoiqu'elle fût plus élevée que dans le traitement où le K était appliqué sous forme de muriate de potasse (KCl). En fait si en terme de K prélevé par la canne à sucre, plus de K était absorbé quand la vinasse avait été appliquée dans l'ensemble la différence entre les trois doses de vinasses étudiées n'était pas aussi prononcée comme attendu. De plus comme indiqué dans le Tableau 5.1 et dans la Figure 5.1, un meilleur prélèvement de la potasse avec la vinasse était en général accompagné par un rendement supérieur en canne ou en sucre en comparaison avec le traitement témoin.

5.3 Effet de la cendre de charbon sur le rendement de la canne à sucre

L'effet de la cendre de charbon seule, à des taux de 50 et 100 T/ha, ou mélangée avec la vinasse (50 T/ha cendre de charbon + 50 m³/ha vinasse), sur le rendement de la canne à sucre avait aussi été suivi pendant trois années consécutives, c'est-à-dire dans la canne vierge et en première (1R) et deuxième repousse (2R) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine tout comme dans le cas de la vinasse. Les rendements obtenus chaque année en canne et en sucre sont présentés dans le Tableau 5.2.

Quoique comme mentionné antérieurement dans la section 5.1, les conclusions tirées à partir des données individuelles de chaque année ne sont pas très fiables du point de vue de la fumure, il est néanmoins évident à partir des résultats du Tableau 5.2 que dans certains endroits comme à Belle Rive et à Pamplémousses, des fortes doses de cendre de charbon ne devraient pas être appliquées dans les champs de canne à sucre puisqu'elles baisseraient le rendement en canne et en sucre. Ainsi avec 100 T/ha de cendres de charbon le rendement était chaque année en général inférieur au témoin.

Cet effet néfaste était apparent même en deuxième repousse (la cendre de charbon n'ayant été appliquée qu'au moment de la plantation en première année) ce qui indique que la cendre de charbon peut exercer un effet résiduel assez prononcée quand elle est apportée à une dose élevée. Si on se fie au rendement de la deuxième repousse à Médine, cet effet résiduel a cependant disparu après la première repousse à cet endroit. En effet, à Médine dans la deuxième repousse, les parcelles ayant reçu 100 T/ha de cendre de charbon ont rendu plus que dans les parcelles témoins.

Les résultats obtenus indiquent de plus qu'à certains endroits la canne sucre peut tolérer un apport de 50 T/ha de cendre de charbon. Avec ce taux, aucune baisse de rendement n'avait été remarquée même dans la canne vierge comme à Union Park. Il faut souligner qu'il existerait aussi des sols qui ne peuvent pas accepter ce taux de 50 T/ha de cendre de charbon, à titre d'exemple le sol de Belle Rive où avec un taux pareil, le rendement chutait dans la canne vierge et même en deuxième repousse.

Tableau 5. 2 Rendement en canne (T/ha) et en sucre (T/ha), après apport de cendre de charbon aux quatre sites expérimentaux de Belle Rive (BR), Union Park (UP), Pamplémousses (PSES) et Médine (MED)

Traitement	BR	UP	PSES	MED	BR	UP	PSES	MED	BR	UP	PSES	MED
	Canne vierge (récolte 2006)				Première repousse (récolte 2007)				Deuxième repousse (récolte 2008)			
Témoin (engrais minéraux)	73.67	63.28	105.83	66.08	80.25	70.14	92.92	71.08	65.25	78.33	76.88	90.89
	<i>7.77</i>	<i>5.49</i>	<i>9.63</i>	<i>7.19</i>	<i>8.51</i>	<i>7.48</i>	<i>9.48</i>	<i>8.15</i>	<i>6.62</i>	<i>8.66</i>	<i>7.38</i>	<i>10.50</i>
50 T/ha cendre de charbon	44.25	69.90	113.13	64.44	71.33	77.08	86.46	51.67	61.00	87.81	81.67	92.17
	<i>4.42</i>	<i>6.03</i>	<i>10.60</i>	<i>7.23</i>	<i>7.65</i>	<i>8.51</i>	<i>9.07</i>	<i>6.08</i>	<i>6.66</i>	<i>9.81</i>	<i>7.97</i>	<i>10.19</i>
100 T/ha cendre de charbon	52.42	60.79	92.50	67.08	68.17	66.04	65.00	53.33	56.58	66.67	55.00	113.25
	<i>5.01</i>	<i>5.41</i>	<i>9.43</i>	<i>7.07</i>	<i>7.23</i>	<i>6.85</i>	<i>7.16</i>	<i>5.68</i>	<i>6.24</i>	<i>7.61</i>	<i>5.82</i>	<i>13.33</i>
50T/ha cendre de charbon+ 50m ³ /ha vinasse	73.42	66.67	95.63	66.50	54.83	72.19	70.00	52.92	65.08	80.21	68.89	112.58
	<i>7.42</i>	<i>5.84</i>	<i>9.43</i>	<i>7.46</i>	<i>5.49</i>	<i>8.14</i>	<i>7.06</i>	<i>5.52</i>	<i>6.66</i>	<i>8.63</i>	<i>7.05</i>	<i>13.12</i>
Lsd (P=0.1)	6.9	9.1	12.6	22.3	13.6	15.2	7.9	9.4	10.9	19.7	20.3	14.9
	<i>0.8</i>	<i>2.4</i>	<i>1.2</i>	<i>2.3</i>	<i>1.4</i>	<i>1.8</i>	<i>1.1</i>	<i>1.4</i>	<i>1.2</i>	<i>2.1</i>	<i>1.8</i>	<i>1.7</i>

* Rendement en sucre en italiques

Les conclusions à partir des données individuelles de chaque année sont validées par les moyennes des résultats obtenus durant les trois années de l'étude. Ces moyennes confirment qu'une forte dose de 100 T/ha dans les champs de canne à sucre devrait être évitée (Figure 5.6). Le taux de la cendre de charbon que la canne à sucre peut tolérer serait néanmoins variable dépendant du site avec une recommandation toutefois de ne pas dépasser 50 T/ha.

Les résultats obtenus dans cette étude sont en accord avec la conclusion de Jala *et al.*, (2006) à l'effet que la réponse des cultures aux cendres de charbon est influencée notamment par les caractéristiques physico-chimiques du sol et la culture plantée. Si dans cette étude la culture plantée était la même, c'est à dire la canne à sucre, par contre les sols dans les essais avaient des caractéristiques clairement différentes avec un lessivage plus intense à Belle Rive qu'à Pamplémousses ou à Médine. En raison de cette différence dans les caractéristiques du sol, l'effet de la cendre de charbon ne pouvait pas être le même à tous les sites étudiés.

D'autres études conduites par Mitra *et al.*, (2004) ont attribué que la hausse de rendement de riz causée par 10 T/ha de cendres en combinaison avec d'autres déchets organiques tels que la fumure et les engrais verts, était due à une meilleure biodisponibilité des éléments nutritifs majeurs.

Si la cendre de charbon n'a pas montré un effet positif sur les rendements de canne et de sucre dans cette étude, une des raisons en est probablement parce qu'elle n'était pas nécessaire comme un amendement pour corriger l'acidité du sol. Les sols dans les essais avaient tous un pH faiblement acide à alcalin (voir Chapitre 4, Tableau 4.4) et comme rapporté dans la littérature la canne à sucre est une culture relativement tolérante à l'acidité du sol pouvant même supporter un pH aussi bas que 4.0 (Dee *et al.*, 2002). De plus, la cendre de charbon n'avait possiblement pas apporté un plus au niveau des éléments nutritifs tel que le N et K requis par la canne à sucre comme rapporté dans la section 5.4 qui suit.

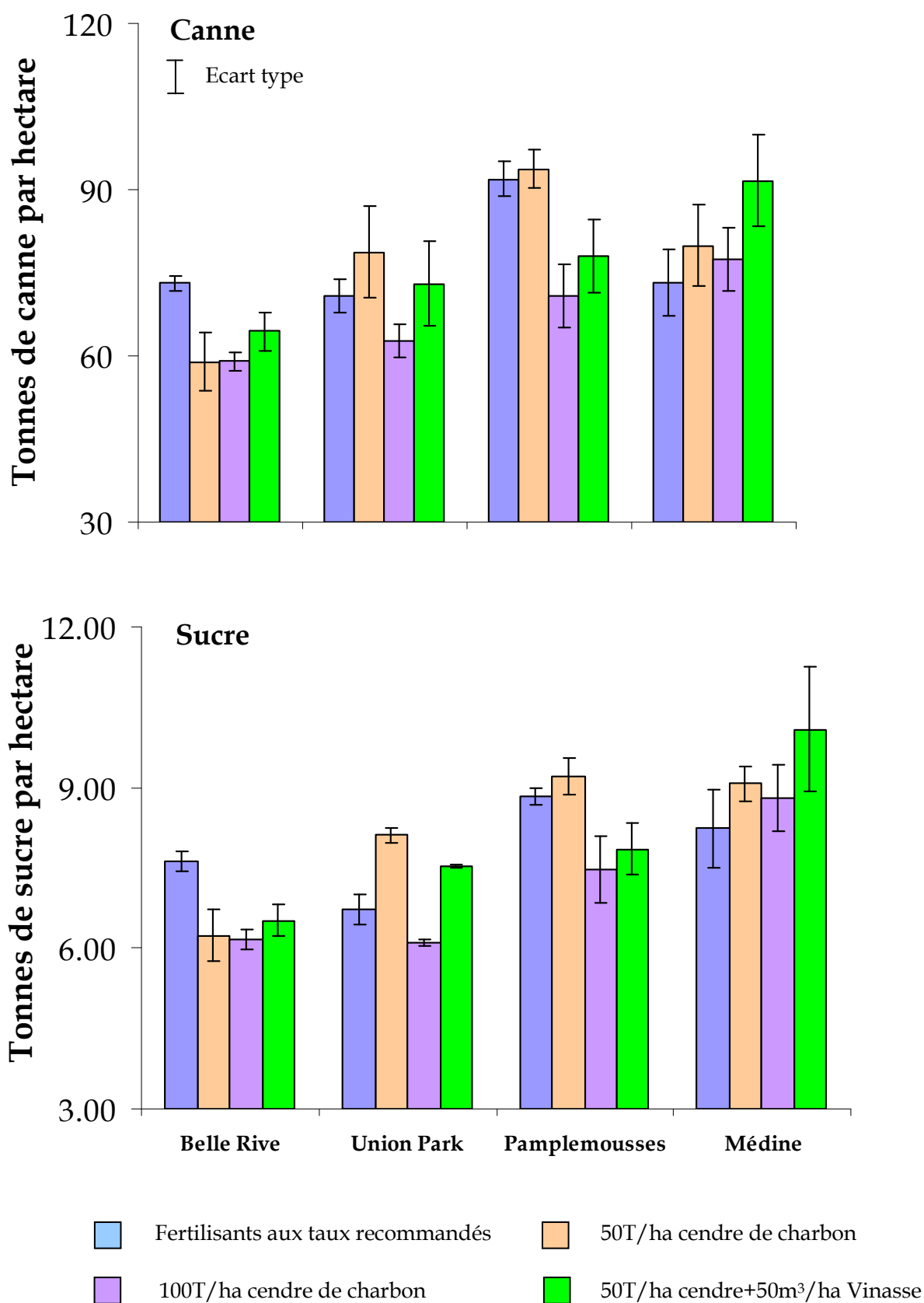


Figure 5. 6 Rendements moyens (canne vierge+1R+2R) en canne et en sucre à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine après l'apport de cendre de charbon à 50, 100 T/ha et à un taux 50 T/ha cendre de charbon et mélangée avec 50 m³/ha vinasse

5.4 Effet de la cendre de charbon sur l'état nutritionnel NPK de la canne à sucre

Tout comme pour la vinasse, des données ont été recueillies pour établir l'effet de la cendre de charbon sur l'absorption de N, P et K par la canne à sucre. La cendre de charbon épandue à 100T/ha fournissait 112kg N/ha, 298 kg P/ha et 139 kg K/ha et dans cette étude l'azote avait été ajustée au moyen des engrais minéraux jusqu'au taux recommandé de 145 kg N/ha. En général, les résultats (moyennes de la canne vierge et de la première repousse) indiquent que l'azote était moins disponible à la canne à sucre avec la cendre de charbon. Ainsi comme démontré dans la Figure 5.7, la quantité d'azote prise dans le traitement témoin (engrais minéraux: 145 kg N/ha, 186 kg P/ha et 158 kg K/ha) était supérieure à celle recevant la cendre de charbon à 50 ou 100T/ha.

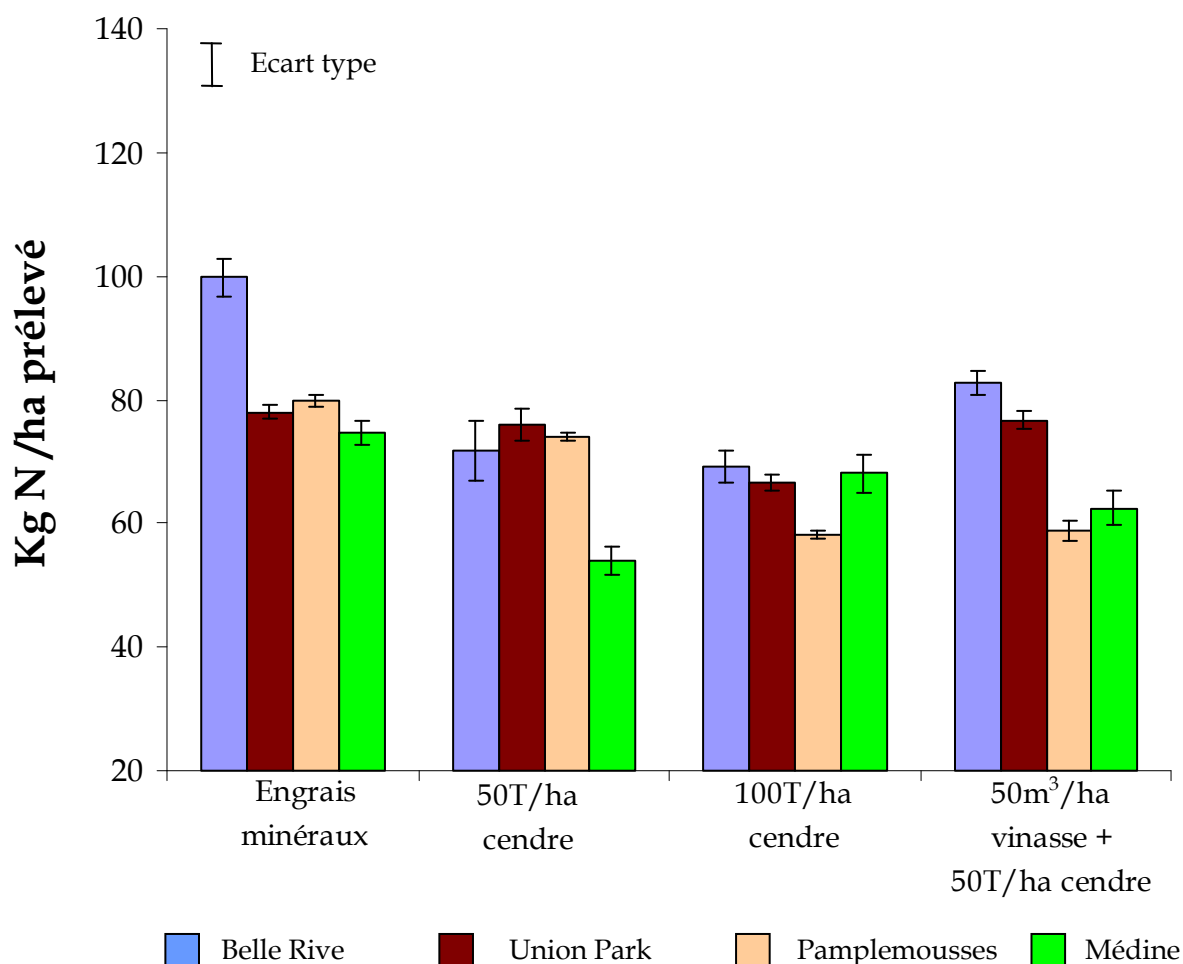


Figure 5.7 L'azote prélevé par la canne à sucre à la récolte (moyenne de la canne vierge et de la première repousse), à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 50 T/ha et 100 T/ha de cendre de charbon

Une disponibilité réduite de l'azote présent dans la cendre de charbon avait déjà été rapporté par Rai *et al.*, (2000). Il est probable que la salinité de la cendre ait freiné l'activité microbienne minéralisant l'azote du sol causant de ce fait une absorption moins prononcée de cet élément nutritif par la canne à sucre.

L'effet néfaste de la cendre de charbon était à certains endroits comme à Belle Rive et Union Park atténué par la présence de la vinasse. En raison d'une disponibilité plus restreinte de l'azote avec la cendre de charbon, il n'est donc pas surprenant que le rendement en canne ou en sucre avait accusé une baisse comme décrit dans la section précédente et illustrée dans la Figure 5.6.

Le prélèvement du phosphore par la canne à sucre était d'autre part plus prononcé suite à un apport de la cendre de charbon ou en combinaison avec la vinasse (Figure 5.8).

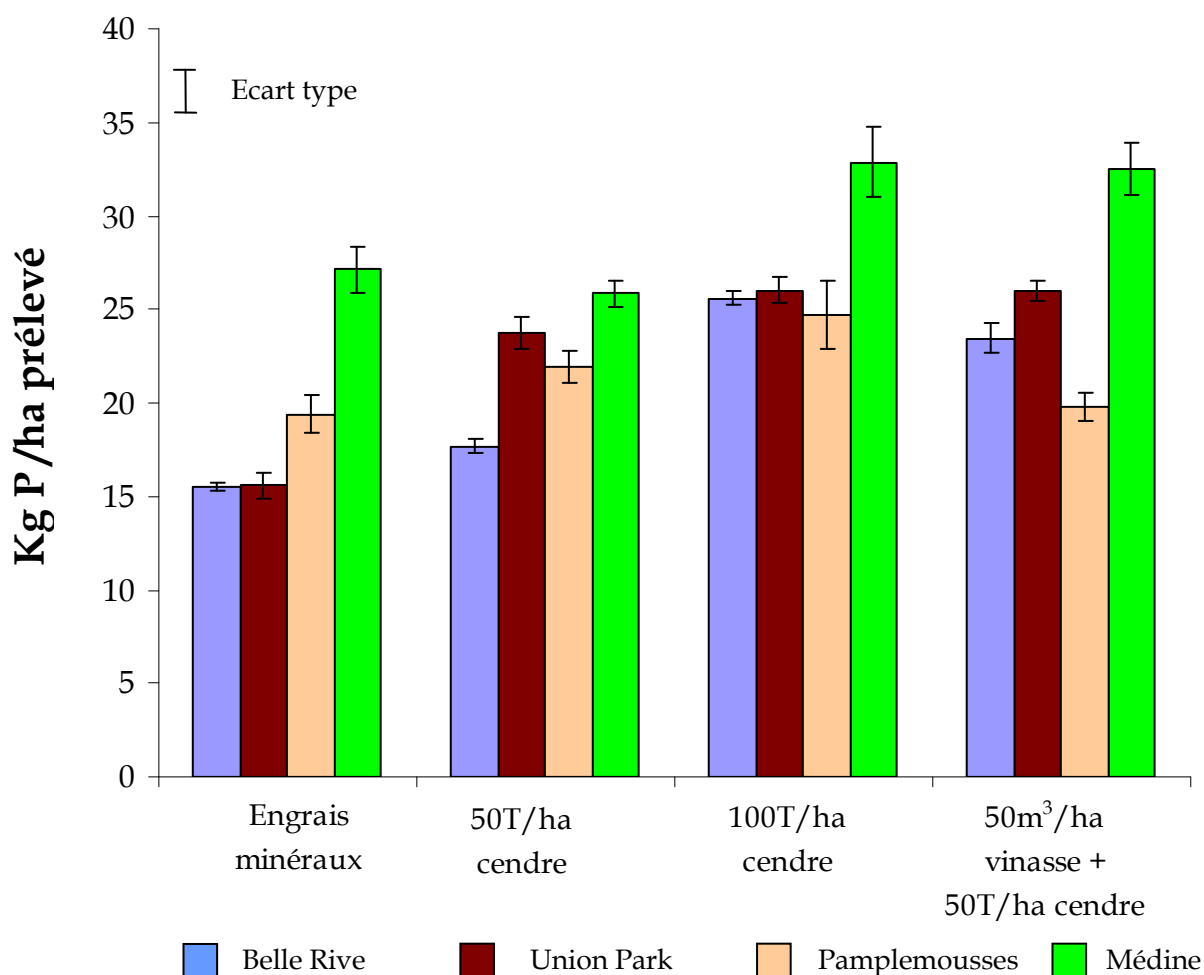


Figure 5.8 Le phosphore prélevé par la canne à sucre à la récolte (moyenne de la canne vierge et de la première repousse) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 50 T/ha et 100 T/ha de cendre de charbon

Cependant cette absorption plus élevée de phosphore qui était due à plus de P apporté par 100T/ha de cendre de charbon n'était pas été reflétée dans le rendement de la canne à sucre (Figure 5.8).

Cette étude a aussi démontré que l'effet de la cendre de charbon avait un effet variable sur le prélèvement de K par la canne à sucre (Figure 5.9). En général, à Pamplémousses et à Belle Rive, la cendre de charbon avait tendance à réduire l'absorption de K par la canne à sucre tandis qu'à Union Park et à Médine, à 100 T/ha elle n'avait pas eu un effet marqué sur le prélèvement de K.

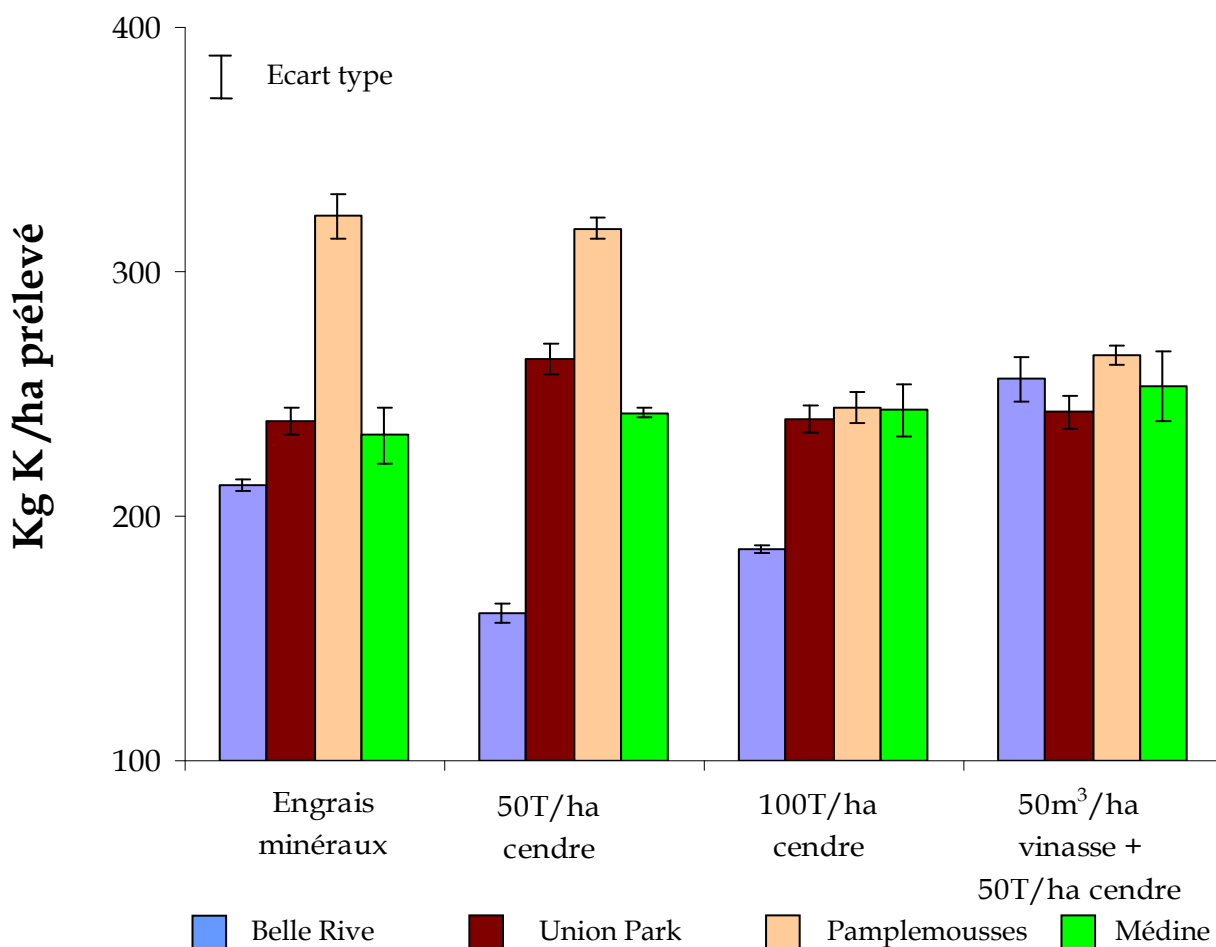


Figure 5. 9 Le potassium prélevé par la canne à sucre à la récolte (moyenne de la canne vierge et de la première repousse) à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 50T/ha et 100T/ha de cendre de charbon

L'analyse de la troisième feuille de la première repousse n'a pas été utile dans notre quête à éclaircir davantage l'effet de la cendre de charbon dans le prélèvement de K puisqu'elle a montré très peu de différence au niveau de K, mais aussi de P et de N. En fait entre les traitements comme dans le cas de la vinasse, l'analyse foliaire n'était pas assez sensible pour relever la différence de disponibilité des éléments NPK avec et sans apport de cendre

de charbon. A titre d'exemple moins de N avait été absorbé avec un apport de 100 T/ha de cendre de charbon (Figure 5.7), mais cette différence dans le prélèvement de l'azote était à peine reflétée par le diagnostic foliaire (Figure 5.10).

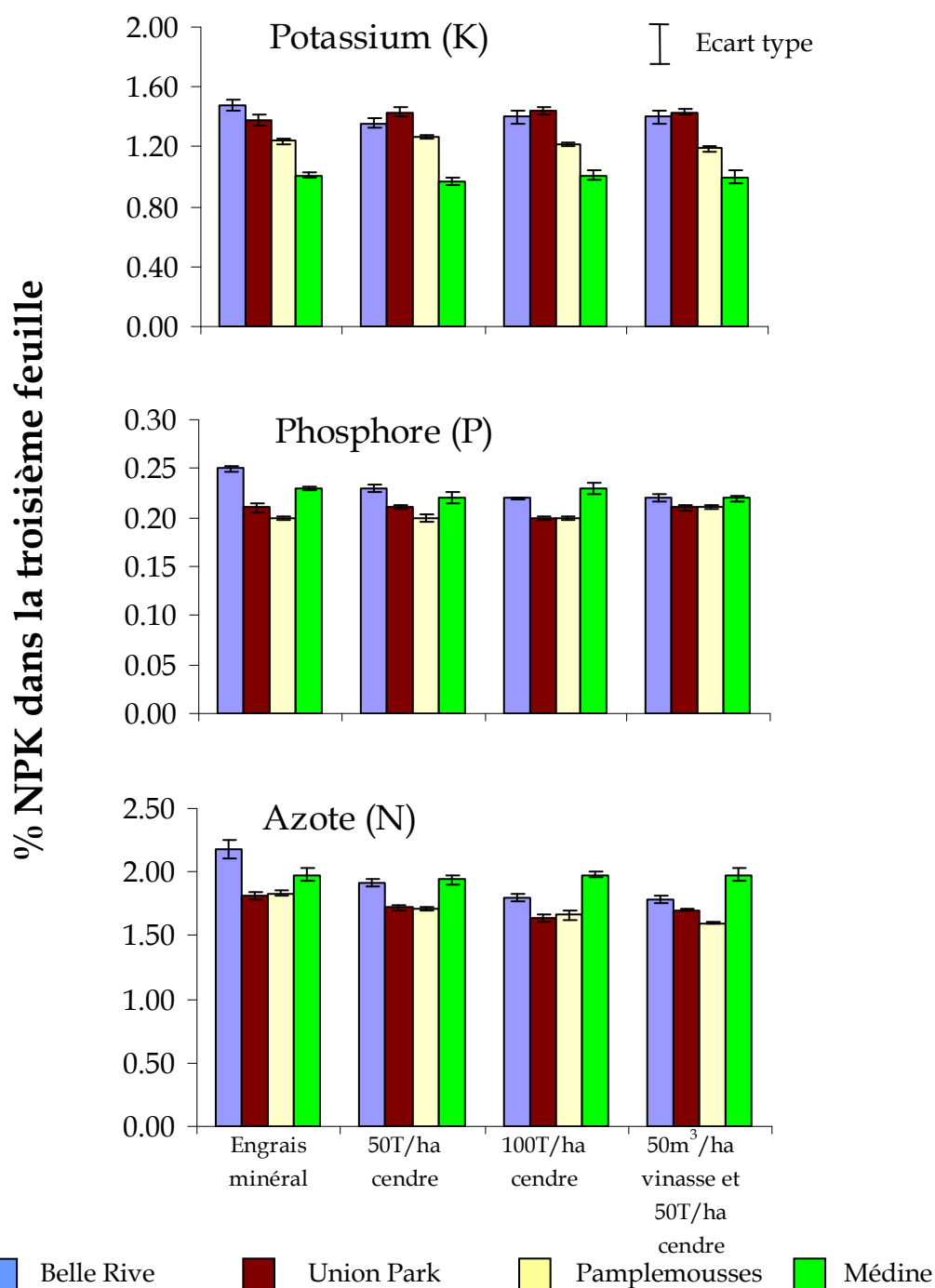


Figure 5. 10 Concentrations de NPK dans 3^{ème} feuille de la première repousse de la canne à sucre à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine suite à l'apport de 50T/ha et de 100 T/ha de cendre de charbon.

5.5 Les métaux lourds

La concentration des différents métaux lourds (Pb, Hg, Ni, Cu, Zn, Mn) avait été également mesurée dans la partie aérienne de la canne à sucre. En général, vu la faible teneur de ces métaux lourds dans la vinasse, une différence significative ne devait pas être observée avec les différents traitements de vinasse. Cette hypothèse a été confirmée par les résultats obtenus et illustrés par exemple pour les sites de Belle Rive et de Médine comme démontré en Figure 5.11 (voir Annexe 17). Les 100 m³/ha de vinasse n'apporterait que 1.46 kg Cu, 0.44 kg Ni, 1.06 kg Zn, 6.12 kg Mn et 1.21 kg Pb par hectare, quantités qui sont négligeables et qui n'avaient pas eu une incidence sur leurs concentrations dans la partie aérienne de la canne à sucre.

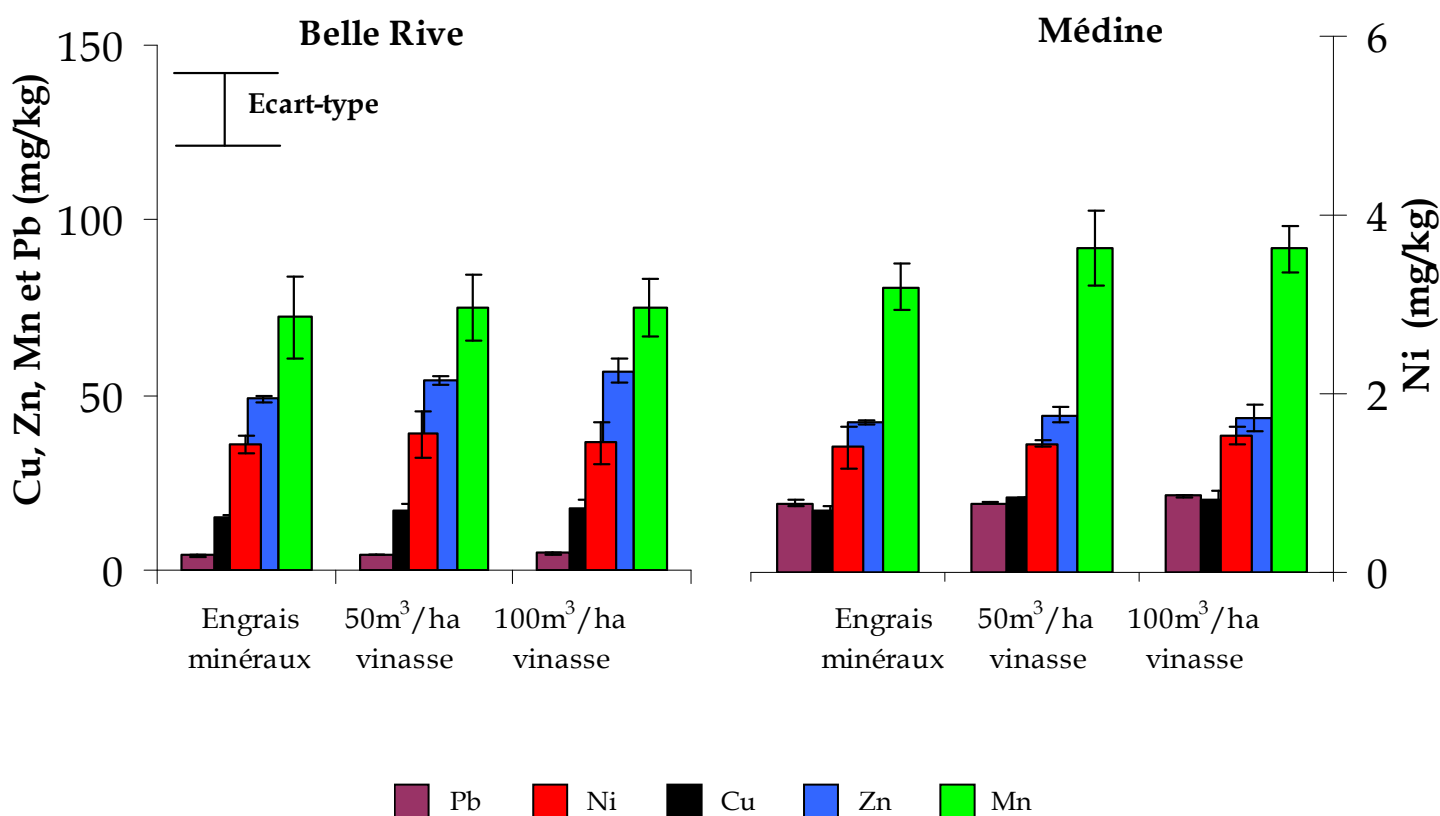


Figure 5.11 Les concentrations des métaux lourds (Cu, Zn, Mn, Pb, Ni) dans la partie aérienne de la canne vierge (tige, paille et sommet) une année après l'épandage de 50 et 100 m³/ha de vinasse à Belle Rive et à Médine

Les mêmes observations que pour la vinasse s'appliquent à la cendre de charbon, sauf que pour le cas de nickel la concentration avait tendance à augmenter avec le taux de cendre comme illustré dans la Figure 5.12 pour Belle Rive et Médine (voir Annexe 18). En somme,

100 T/ha de charbon n'apporteraient que 11.08 kg Cu, 7.41 kg Ni, 20.03 kg Zn, 61.00 kg Mn et 9.01 kg Pb par hectare en plus en comparaison avec le traitement témoin.

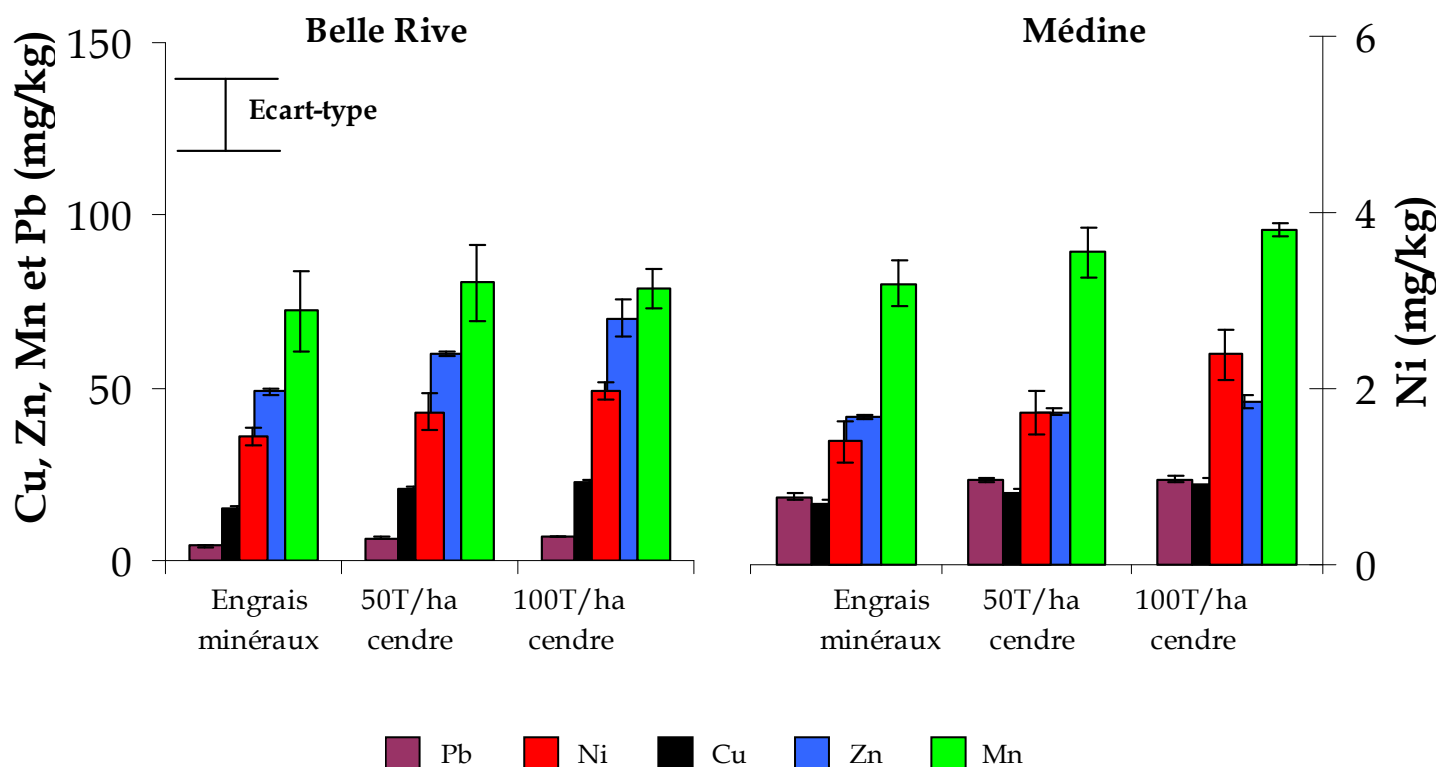


Figure 5. 12 Les concentrations des métaux lourds (Cu, Zn, Mn, Pb, Ni) dans la partie aérienne de la canne (tige, paille et sommet) une année après l'épandage de 50 et 100 T/ha de cendre de charbon à Belle Rive et à Médine

A part le fait que la teneur en métaux lourds dans la cendre de charbon ou dans la vinasse était faible voire même négligeable, la faible prise de ces métaux peut également être expliquée par le fait que les métaux lourds sont en général en raison de leur tailles des cations peu mobiles dans les sols. La concentration plutôt élevée du nickel observée avec un accroissement du taux de cendre de charbon est probablement due au fait que le nickel comparé à d'autres métaux lourds comme le plomb est plus mobile dans la plante et donc avait tendance à être plus facilement transféré de la racine vers la tige (Alloway, 1995).

Les résultats obtenus dans cette étude sont en accord avec ceux généralement rapportés dans la littérature. Par exemple, Ram *et al.*, (2007) ont observé que la plante de maïs cultivée sur la cendre de charbon n'accumulait guère des concentrations alarmantes des métaux lourds.

Les auteurs ont énuméré comme explication plusieurs facteurs notamment une diminution de mobilité des métaux lourds dans un milieu alcalin engendré par la cendre (pH 8-11) et une augmentation de sorption des métaux lourds dans le sol causée justement par un pH élevé du sol.

5.6 Conclusion

Les résultats de rendement de canne et de sucre obtenus après l'épandage de 100 m³/ha de vinasse dans cette étude ont montré que la vinasse n'affecte pas le tonnage de canne ou de sucre. Au contraire, son effet sur le rendement de la canne à sucre serait positif. De plus, vu qu'elle n'augmente pas l'acidité du sol, elle peut être utilisée comme un engrais potassique en concert avec les autres fertilisants azotés et phosphatés. Des fortes doses de vinasse peuvent donc être disposées dans les champs de canne à sucre sans aucun effet néfaste sur la croissance de la plante.

Quant à la cendre de charbon en raison des effets néfastes qu'elle peut avoir sur le rendement de la canne à sucre, son élimination par épandage dans les champs doit être évitée, mais dans aucun cas la dose ne devrait dépasser 50 T/ha. Son effet néfaste n'est pas dû aux métaux lourds qui sont présents à de faible concentration comme dans la vinasse.

5.7 Bibliographies

1. Alloway B J. (1995). Heavy metals in soil. 2nd Ed. Blackie and Academic Professionals, London, UK,368pp.
2. Cavalot P C, Deville P J, Ng Kee Kwong K F. (1990). Potassium fertilization of sugarcane in relation to its availability in soils of Mauritius. **Revue Agricole et Sucrière, Ile Maurice**, 69: 30-39.
3. De Resende S A, Xavier R P, Oliveira de O C, Urquiaga S, Alves J R, Boddey R M. (2006). Long term effects of preharvest burning and nitrogen and vinasse applications on yield of sugar cane and soil carbon and nitrogen stocks on a plantation in Pernambuco, NE. Brazil. **Plant and Soil**, 281: 339-351.

4. Dee B M, Haynes R J, Meyer J H. (2002). Sugar mill wastes can be important soils amendments. **Proceeding of South African Sugar Technologists Association**, 76, 51-60.
5. Jala S, Goyal D. (2006). Flyash as a soil ameliorant for improving crop production- a review. **Bioresource Technology**, 97: 1136-1147.
6. Mitra B N, Karmakar S, Swain D K, Ghosh B C. (2004). Fly ash – a potential source of soil amendment and a component of integrated plant nutrient supply system. **Fuel**, 84(11) : 1447-1451.
7. Pautremat N, Renault P, Cazevieille, Marlet S. (2003). "Contribution des glucides, protides et lipides à l'évolution géochimique du sol suite à un apport de vinasse de rhumerie : conséquences sur la mobilisation de métaux". Thèse de doctorat. Université de Montpellier.
8. Rai U N, Tripathi R D, Singh N, Kumar A, Ali M B, Pal A, Singh S N. (2000). Amelioration of fly ash by selected nitrogen fixing blue green algae. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 64: 294-301.
9. Ram L C, Srivastava N K, Jha S K, Sinha A K, Masto R E, Selvi V A. (2007). Management of lignite flyash for improving soil fertility and crop productivity. **Environmental Management**, 40: 438-452.
10. Rodriguez J G O. (2000). Effects of vinasse on sugarcane productivity. **Review Faculty of Agronomy (LUZ)**, 17:318-326.
11. Tang Q Z, Tian Z X, Zhu S B, Deng Y D. (2006). Effect of liquid fertilizer made from sugar mill based distillery effluent on sugarcane. **Sugar Technology**, 8 (4): 303-305.

Chapitre 6

Effets des épandages de la vinasse et de la cendre de bagasse sur la qualité des eaux

6.1 Conductivité électrique et pH de l'eau

Les effets de la vinasse et de la cendre de bagasse sur la conductivité électrique et sur le pH des eaux de lixiviation drainant à un mètre de profondeur dans le sol ont été étudiés en lysimètre durant la période de Novembre 2005 à Septembre 2008 dans deux zones agro climatiques différentes, contrastées surtout par le niveau de précipitation : à Belle Rive (> 3500mm de pluie par an) et à Réduit (environ 1500mm de pluie par an). Les résultats présentés en Figures 6.1 et 6.2 donnent un aperçu de leurs impacts sur la qualité des eaux souterraines.

Dans l'ensemble la conductivité électrique des percolâts recueillis des lysimètres de Belle Rive est plus faible que celle mesurée à Réduit en raison d'un plus grand volume de percolât (15 000 L à Belle Rive comparé à 5 560 L à Réduit de novembre 2005 à septembre 2008) diluant la concentration des sels dans les eaux de percolation (Figure 6.1). Comme on s'y attendait, en raison de leurs teneurs plus élevées en éléments minéraux, la conductivité électrique des percolâts découlant des lysimètres ayant reçu 100 T/ha de cendre de bagasse ou 100 m³/ha de vinasse était plus forte que celles des eaux des lysimètres ayant reçu seulement les engrais minéraux et ce quelque soit le site. De plus, en raison de sa salinité plus prononcée la cendre de bagasse à 100 T/ha donnait comme on s'y attendait également des pointes de conductivité plus élevées que la vinasse à 100 m³/ha.

Ce qui est plus important néanmoins, c'est que leur impact ne devrait pas diminuer pas la qualité des eaux souterraines jusqu'au point où la consommation de ces eaux (50% de l'eau potable à l'île Maurice proviennent des aquifères) représenterait un risque pour la santé humaine. Dans ce contexte, d'après *l'Environment Protection Act* (1991) de l'île Maurice, le seuil de conductivité électrique dans l'eau potable est de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, une valeur qui est rarement atteinte à Belle Rive en dépit d'un apport de 100 m³/ha de vinasse ou de 100 T/ha de cendre de bagasse. Mais dans les régions à faible pluviométrie comme à Réduit ce seuil de conductivité électrique de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avait été plusieurs fois dépassé ce qui indique que l'élimination des fortes doses de déchets comme la vinasse à 100 m³/ha ou la cendre de bagasse à 100 T/ha devrait être évitée dans les champs de canne des régions sèches. L'apport de la vinasse et de la cendre de bagasse ne modifie pas de façon significative le pH des eaux percolant à un mètre de profondeur (Figure 6.2) malgré le fait

que leurs compositions soient différentes de celles provenant du traitement avec seulement les engrais minéraux.

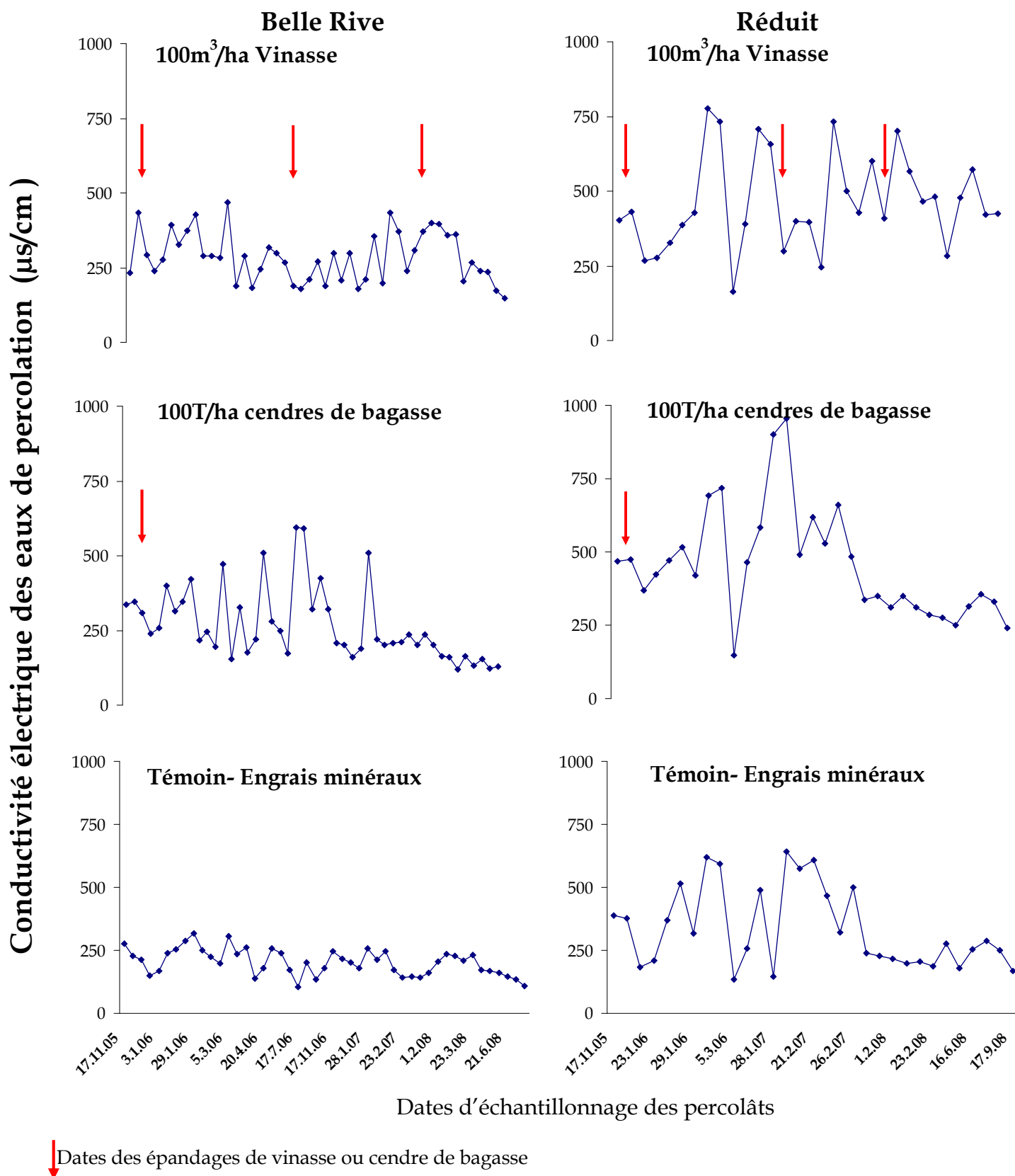
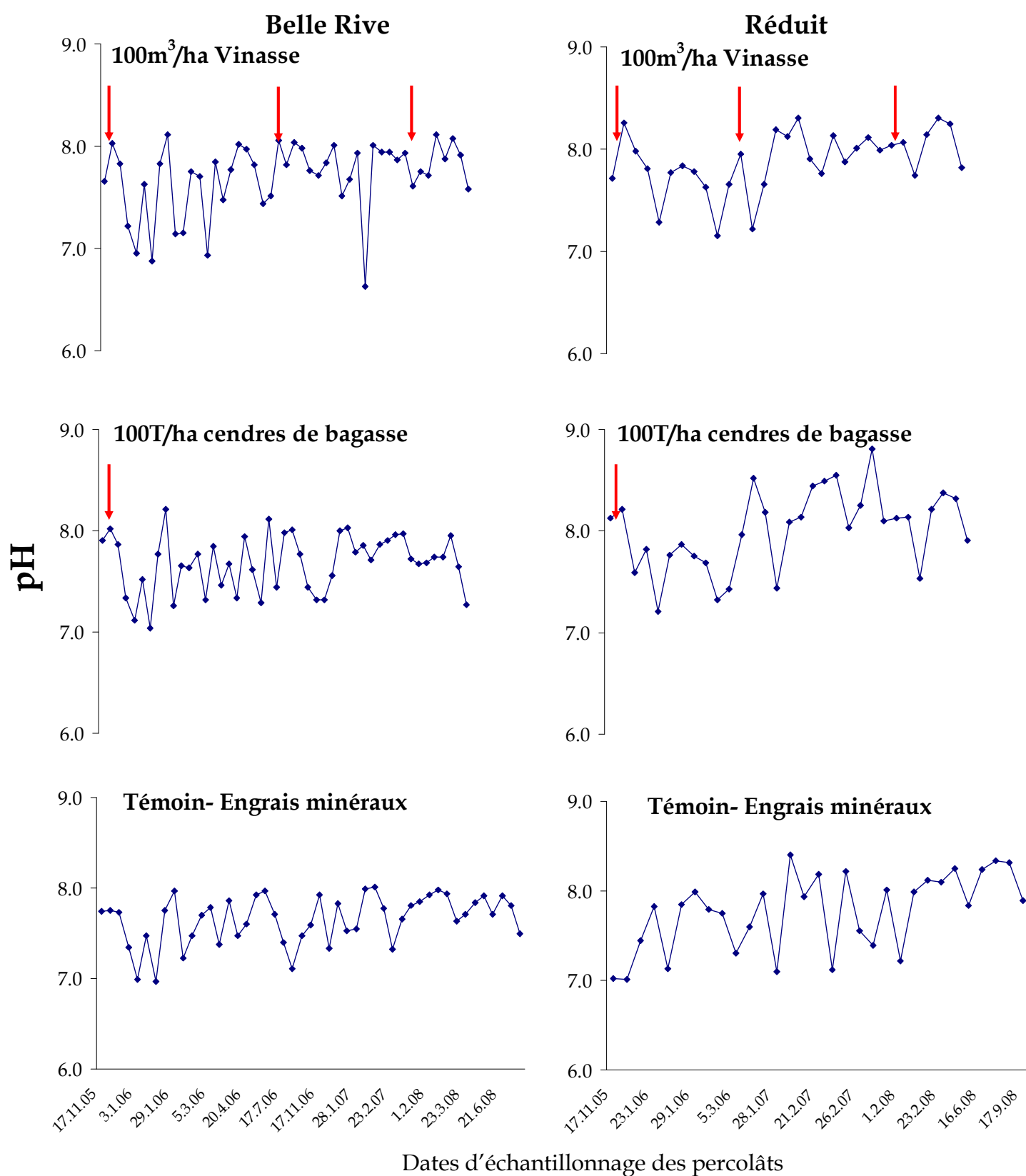


Figure 6. 1 Evolution de la conductivité électrique dans les eaux percolant des lysimètres de Belle Rive (15 000 L de percolât enregistré) et Réduit (5560 L de percolât enregistré) durant la période novembre 2005 à septembre 2008



↓ Dates des épandages de vinasse ou cendre de bagasse

Figure 6. 2 Evolution du pH dans les eaux percolant des lysimètres de Belle Rive (15 000 L de percolât enregistrés) et Réduit (5560 L de percolât enregistrés) durant la période novembre 2005 à septembre 2008

S'il est vrai que la cendre de bagasse a des pH élevées de l'ordre de 9 à 12 comme rapporté par Elseewi *et al.*, (1980) tandis que la vinasse est acide (Cruz *et al.*,1991), cependant cet alcalinité ou acidité avait été tamponné par le sol. C'est pour cette raison qu'en général le pH des percolâts reste plus ou moins le même malgré l'apport de la vinasse à 100 m³/ha ou de la cendre de charbon à 100 T/ha. Comme aussi démontré dans le chapitre 5, les pH des sols étudiés après les épandages de la vinasse et de la cendre de charbon n'ont pas montré des changements majeurs. De plus, A part leur pouvoir tampon les sols devrait agir aussi comme un filtre pour empêcher la lixiviation des éléments minéraux vers la nappe phréatique. Une analyse de nitrate et de phosphate dans les eaux de percolation confirmerait ou infirmerait cette hypothèse.

6.2 Le nitrate et le phosphate dans les eaux de lixiviation

Du point de vue protection de l'environnement, la présence de K même à une concentration élevée n'est pas connue pour être néfaste à la santé humaine (Calvet, 2003). Par contre une concentration de plus de 10mg N-NO₃⁻ /L dans l'eau potable n'est pas recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) en raison d'un possible effet cancérigène du nitrate sur la santé humaine. Le nitrate n'est retenu dans le sol que par des liaisons électrostatiques avec des charges électriques positives, ce qui signifie que dans les sols acides riches en sesquioxides métalliques comme ceux à l'île Maurice cet anion peut être retenu en quantité appréciable comme souligné par Ng Kee Kwong et Deville, (1984). Cette rétention physico-chimique du nitrate contribuerait à réduire la concentration de nitrate rencontrée dans les eaux de lixiviation. Le nitrate est aussi sujet à une rétention biologique due :

- à son absorption par les plantes qui a pour effet de diminuer la concentration de NO₃⁻ dans la solution du sol et donc de limiter son transport dans les eaux.
- à son immobilisation par les micro-organismes qui utilisent le nitrate comme source d'azote nécessaire pour la production de leur biomasse.

Une activité microbienne intense en présence des quantités suffisantes de carbone, facilement dégradable comme apportée par la vinasse, aurait du être un moyen encore plus efficace pour éliminer le nitrate des eaux et limiter le risque de son apparition dans les nappes souterraines. Tel n'était cependant pas le cas en comparant le traitement

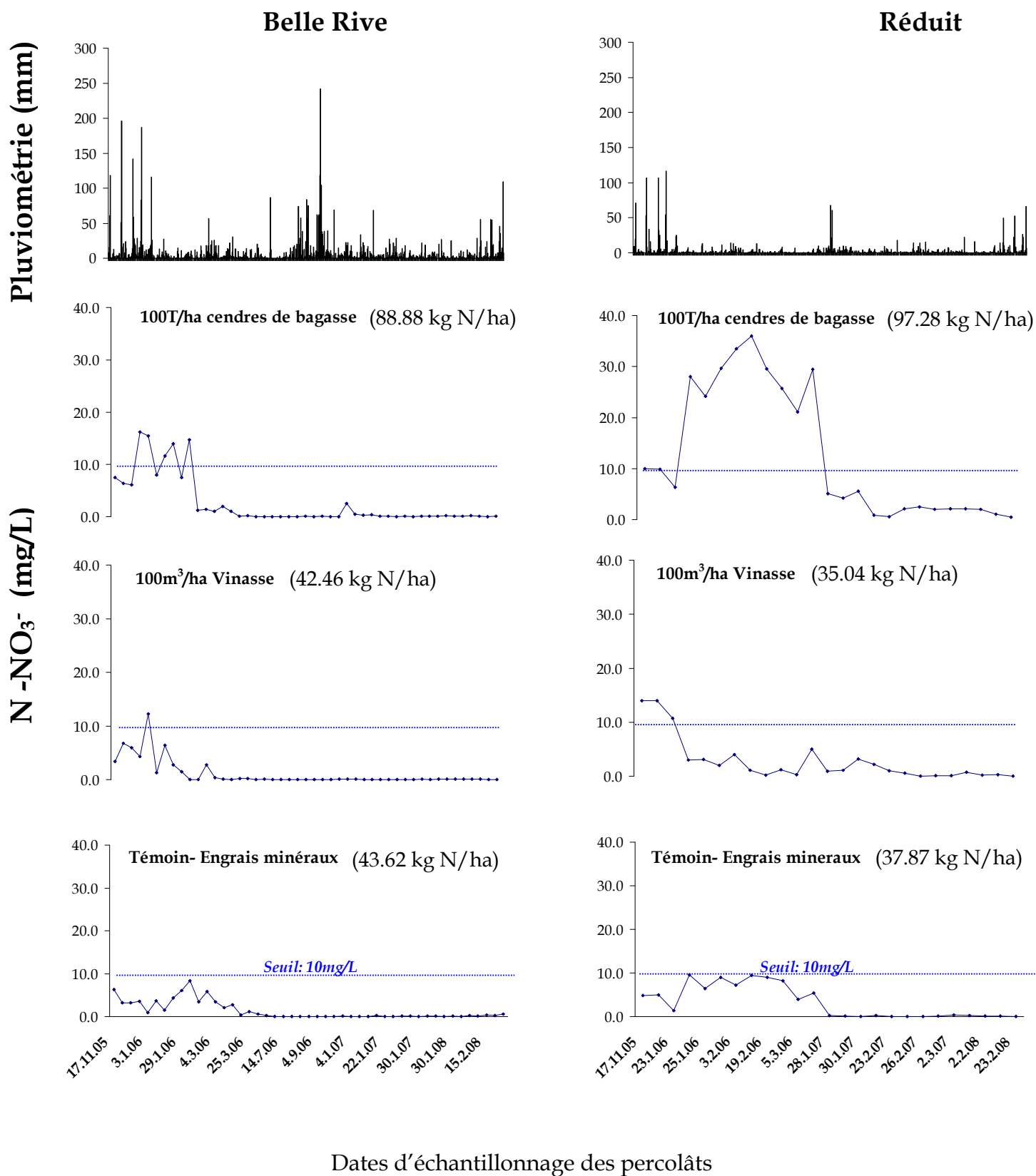


Figure 6. 3 Concentration de N-NO₃⁻ dans les eaux de percolation des lysimètres de Belle Rive (moyenne de 12 800 L) et Réduit (moyenne de 4720 L) durant la période de Novembre 2005 à Février 2008

vinasse avec celui où l'engrais minéral avait été appliqué, comme démontré en Figure 6.3. En effet avec la vinasse, la quantité total de nitrate transporté par les eaux de drainage durant une année (2005-2006) était plus ou moins la même qu'avec l'engrais minéral ce qui impliquerait une réorganisation du N de la vinasse dans le sol provoquant ainsi une minéralisation partielle du N organique de ce déchet. Ce N minéral serait donc disponible pour être lixivié. Ces résultats divergent de ceux obtenus par Orlando *et al.*, (1996) qui ont rapporté une mobilité inférieure du nitrate dans les parcelles qui ont reçu jusqu'à même 600 m³/ha de vinasse par rapport aux engrais minéraux.

Le nitrate dans les eaux de percolation était néanmoins deux fois plus élevé avec les cendres de bagasse, soit 88.9 kg N/ha à Belle Rive et 97.3 kg N/ha à Réduit. Avec les cendres de bagasse, les occasions où le seuil de 10 mg N-NO₃⁻/L dans l'eau de lixiviation à un mètre de profondeur ont été dépassé étaient nombreuses comme démontrées dans la Figure 6.3, ce qui indique que l'apport de fortes doses de cendre de bagasse au sol risque de dégrader la qualité des eaux des nappes phréatiques. Cette observation était inattendue étant donné que la cendre de bagasse est plutôt un matériel inerte avec une faible teneur en azote. L'accroissement de lixiviation de l'azote causé par les cendres de bagasse est probablement dû à la salinité des cendres qui a réduit l'immobilisation microbienne du nitrate (Klubek *et al.*, 1992). De ce fait, le nitrate était plus disponible pour être transporté dans les eaux de percolation.

Les concentrations de nitrate dans les lysimètres de Belle Rive sont comme dans le cas de la conductivité électrique, plus faibles que celles observées à Réduit, due à un volume de percolât plus important à Belle Rive résultant en un effet de dilution du nitrate à ce site.

Contrairement à l'anion nitrate, l'ortho phosphate dans l'eau n'est pas connu pour être néfaste à l'homme. Pour cette raison il n'existe pas de seuil pour le phosphate dans l'eau potable. Le phosphate par contre, a un effet positif sur la croissance des végétaux aquatiques et leur présence excessif entraînent l'eutrophisation des eaux (Daniel *et al.*, 1998). Il a été même établi que l'ortho phosphate joue un rôle plus prépondérant que le nitrate dans la pollution des eaux de surface. La Figure 6.4 montre les concentrations de phosphate qui seraient présentes dans les eaux de percolation provenant des lysimètres de Belle Rive et de Réduit suite à l'apport de 100 m³/ha de vinasse et 100 T/ha de cendre de bagasse. Dans l'ensemble l'apport de la vinasse ou de la cendre de bagasse ne diminuait

pas la qualité des eaux de percolation et par extension la nappe phréatique en termes de leur teneur en phosphate. Certes la concentration de phosphate peut varier et était même plus élevée que celle observée avec les engrais minéraux mais elle restait bien en dessous du seuil de 100 $\mu\text{g/L}$ de phosphate généralement accepté pour empêcher l'eutrophisation des eaux (Sharpley *et al.*, 1996).

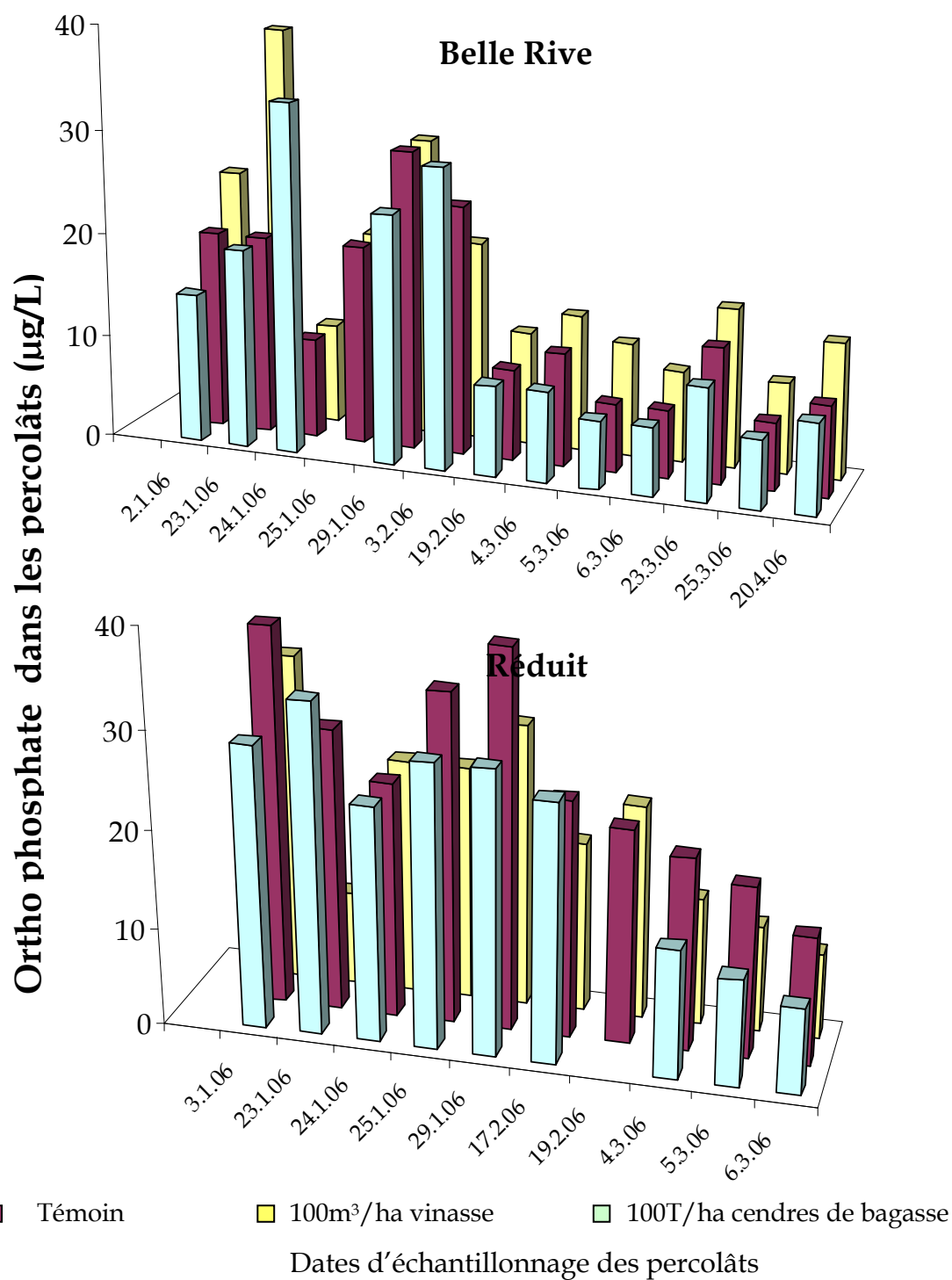


Figure 6. 4 Concentration de l'ortho phosphate dans les eaux percolant à un mètre de profondeur des lysimètres à Belle Rive et à Réduit durant la période de janvier à mars/avril 2006.

6.3 Effet sur la lixiviation des micropolluants organiques

Alors que les composés azotés ou phosphatés peuvent avoir une origine intrinsèque au sol, les micropolluants organiques sont tous liés aux activités anthropiques (Wenzel *et al.*, 2002). Hansen et Schaeffer, (1995) ont rapporté la présence dans les cendres des HPAs fluoranthène, pyrène, naphthalène et phénanthrène à des concentrations variant de 2 à 5 mg/kg. Si le risque de transfert vers les eaux souterraines de ces micropolluants organiques dépend de leur mobilité, ce risque est réduit par leur rétention dans le sol et par leur quantité qui y est présente. Cette dernière est elle-même limitée par leur dégradation par les microorganismes (Hyun-Hee-Cho *et al.*, 2002). Les hydrocarbures polycycliques aromatiques (HPAs) ont été identifiés dans les eaux de surface à de très faible concentration et ils sont principalement véhiculés par la matière organique particulaire (Kordel, 1997). Le seuil acceptable des micropolluants organiques dans l'eau destinée à la consommation humaine est 1 µg/L pour le total des six composés : fluoranthène, benzo (3,4) fluoranthène, benzo (11,12) fluoranthène, benzo (1,12) pérylène, benzo (3,4) pyrène et indéno (1,2,3-cd) pyrène (Gourlay et Vuillemin, 2003).

Dans cette étude, avant leur épandage dans les lysimètres, les cendres de bagasse avaient été renforcées avec les micropolluants organiques suivants: les HPAs phénanthrène et fluoranthène et le BPC décachlorobiphényle jusqu'à leur seuil accepté par le *United States Environmental Protection Agency*, c'est-à-dire 10 mg/kg pour les HPAs et 1.2 mg/kg pour les BPCs. Les analyses de ces micropolluants organiques dans les eaux de percolation des lysimètres par chromatographie à phase gazeuse n'ont relevé aucun de ces composés (niveau de détection 0.01 µg/L). Cette observation peut être expliquée par le phénomène d'adsorption entraînant une rétention irréversible. Il est rapporté dans la littérature, que les coefficients linéaires d'adsorption, le K_d , sont relativement élevés pour les hydrophobes notamment un $\log K_d$ de 1.5 à 4.5 pour les HPAs et un $\log K_d$ de 1.5 à 3.5 pour les BPCs, indiquant leur forte rétention sur des surfaces de la matière organique ou de l'argile, donc une faible présence dans la solution du sol (Gourlay and Vuillemin, 2003).

Les eaux de percolation ont aussi été analysées pour le carbone organique dissout (COD), qui était présent à des concentrations très faibles de l'ordre de 0.9-3.1 mg/L. Cette faible teneur peut être expliquée par une mobilité diminuée du carbone organique dissout due à

son adsorption sur les surfaces du sol comme déjà rapporté par Qualls et Haines, (1992), ou par une consommation intense du COD servant comme substrat aux micro-organismes (McCracken *et al.*, 2002). Il est probable que ces deux mécanismes agissent conjointement connaissant la diversité du COD et ses caractéristiques à la fois hydrophobes et ioniques.

6.4 Evolution du Carbone Organique Dissout (COD) de la vinasse

Puisque les teneurs de matière organique dissoute dans les eaux de lysimètres ayant reçu la vinasse à 100m³/ha étaient négligeables, une incubation a donc été faite en laboratoire pour étudier le comportement de la matière organique dissoute de la vinasse en contact avec le sol.

Le sol de Union Park étant plus riche en matière organique que les autres sols, (voir chapitre 4, Tableau 4.4), a été utilisé dans le cadre de cette étude menée au laboratoire. L'incubation faite à 23°C avec le sol de Union Park et avec deux taux de vinasse équivalents à 330m³/ha et 660m³/ha respectivement a démontré une vitesse de réaction initiale supérieure quand l'incubation était faite à 23°C à celle conduite à 4°C, (Figure 6.5).

En fait, au début de l'expérience à 23°C, une concentration de 310.65 mg/L de COD est mesurée dans la solution du sol recevant l'équivalent de 660m³/ha de vinasse. Le COD augmente jusqu'à 451.4 mg/L pour ensuite chuter à 116.1 mg/L après 336 heures. Cette hausse dans la concentration du COD peut être attribuée au fait qu'avec une grande quantité de vinasse subitement apportée des conditions d'anaérobiose avaient été favorisées résultant dans l'apparition de composés organiques stables en condition anaérobique et rapidement biodégradable une fois les conditions d'aérobiose revenues (Figure 6.5).

Généralement l'activité microbienne est optimale lorsque la température du sol se situe entre 15°C et 35°C. La température en effet régit la production de COD par les micro-organismes et elle est aussi un facteur de sélection pour la composition de la population microbienne (Guggenberger et Kaiser, 2003). Puisque, les basses températures réduisent les substrats C simples et labiles (Cannavo *et al.*, 2004), l'activité microbienne se trouve diminuée à 4°C ce qui fait que la consommation du COD par les microbes est alors ralentie.

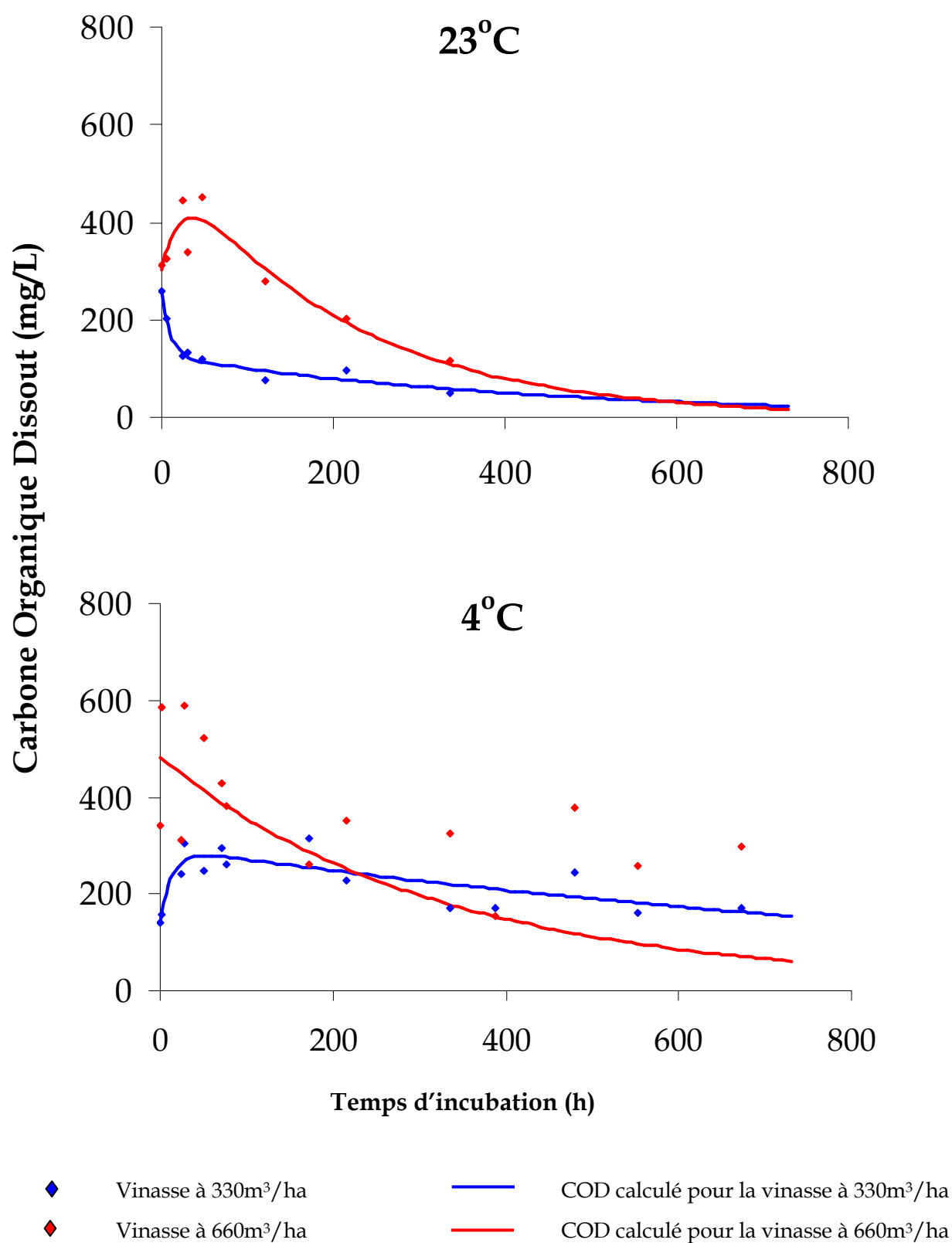


Figure 6. 5 Évolution du carbone organique dissout (mg/L) quand la vinasse fut incubée à deux taux (330 et 660 m³/ha) et à deux températures (4 et 23 °C) avec le sol d'Union Park.

6.5 Matrice d'excitation- émission du spectre de fluorescence et la capacité de complexation avec Cu^{2+}

La Figure 6.6 illustre la matrice d'excitation et d'émission de la vinasse et de ses différentes fractions issues de la dialyse. Les fractions moins de 500 Da, et entre 500 et 3500 Da démontrent les plus fortes intensités de fluorescence mais par contre il n'y avait à peine de la fluorescence pour la fraction avec un poids moléculaire (PM) plus élevé que 12 000 Da. Un balayage de fluorescence a révélé un total de six fluorophores : a ($\lambda_{\text{ex}}=200\text{nm}/\lambda_{\text{em}}=303\text{-}317\text{nm}$) qui était présent dans toutes les fractions et représente des protéines de petites tailles comme le tyrosine ; b ($\lambda_{\text{ex}}=230\text{nm}/\lambda_{\text{em}}=301\text{-}319\text{nm}$) également présent dans toutes les fractions ; c ($\lambda_{\text{ex}}=280\text{nm}/\lambda_{\text{em}}=330\text{-}338\text{nm}$) présent dans les fractions mais pas dans la vinasse brute ; d ($\lambda_{\text{ex}}=240\text{-}250\text{nm}/\lambda_{\text{em}}=421\text{-}457\text{nm}$) ; e ($\lambda_{\text{ex}}=340\text{nm}/\lambda_{\text{em}}=421\text{-}441\text{nm}$) ; f ($\lambda_{\text{ex}}=370\text{-}380\text{nm}/\lambda_{\text{em}}=423\text{-}451\text{nm}$). Les fluorophores e et f étaient présents dans la vinasse brute et aussi dans les fractions, et sont associés à des molécules aromatiques de haut poids moléculaire. En somme, la plus petite fraction de la vinasse (PM < 500Da) contribue le plus à la teneur du carbone organique total de la vinasse brute (environ 40%). Il peut être conclu que la vinasse contient très peu de molécules aromatiques à haut poids moléculaire ce qui explique l'absence de fluorescence dans la fraction avec le poids moléculaire le plus élevé, PM > 12 000Da. Par contre, elle est riche en molécules aromatiques de petites tailles comme les acides phénoliques, les acides organiques aromatiques et les acides aminés qui proviennent probablement de l'activité microbienne décomposant la matière organique.

Le modèle de Langmuir a été utilisé pour approximer les données expérimentales obtenues des fractions de la vinasse et aussi de la vinasse brute (non-fractionnée). Les valeurs de $\text{Log } K_{\text{mb}}$ pour la fraction de la vinasse de moins de 500 Da et de la vinasse brute étaient plus fortes que pour les autres fractions (Tableau 6.1). Le $\text{Log } K_{\text{mb}}$ reflète l'affinité thermodynamique entre la matière organique dissoute (MOD) de la vinasse et le métal.

De plus, pour estimer la quantité de Cu^{2+} qui pouvait être mobilisé par la MOD de la vinasse, la concentration du complexe MOD- Cu^{2+} a été calculée en se basant sur les valeurs de K_{mb} obtenues selon la méthode décrite par Dudal *et al.*, (2005), avec une concentration de 10^{-3}M de Cu^{2+} (concentration non-limitante pour l'équilibre) et des poids moléculaires correspondants à chaque fraction de la vinasse dialysée.

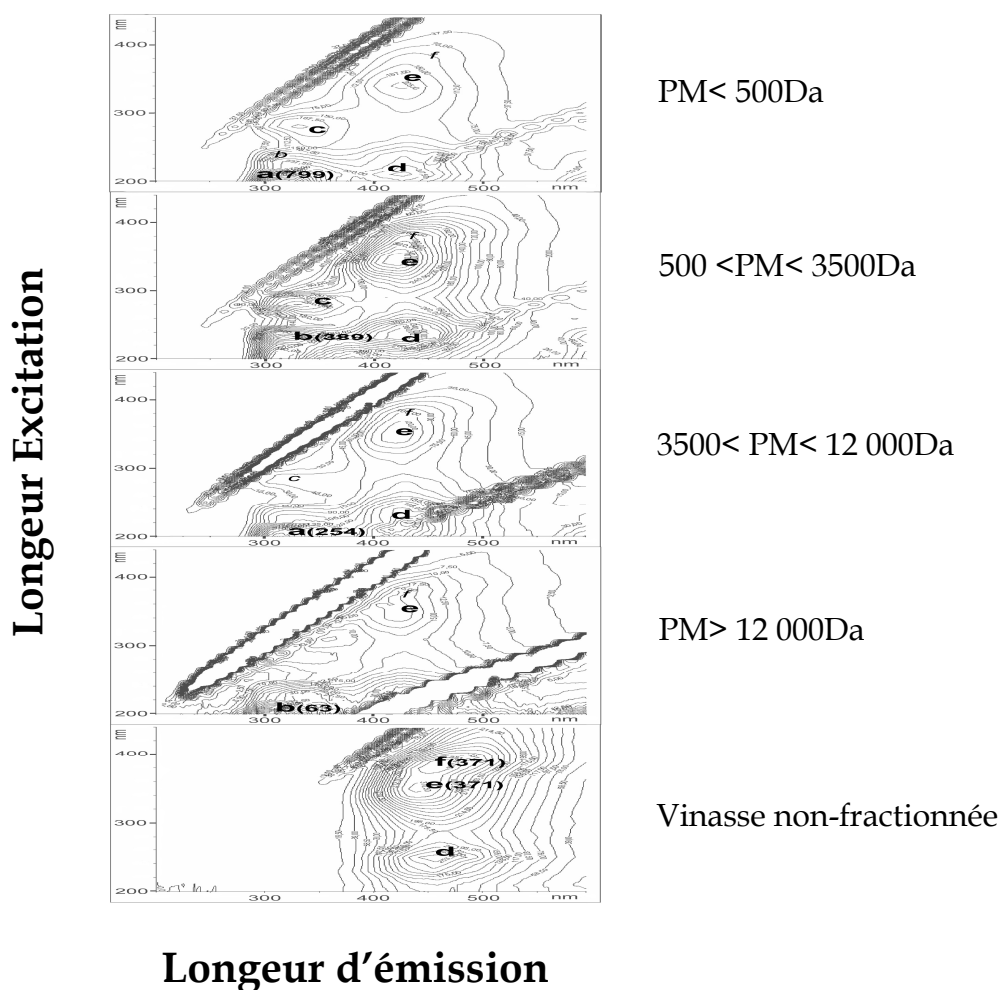


Figure 6. 6 Matrices d'excitation-émission des différentes fractions de la vinasse. Les valeurs entre parenthèses indiquent l'intensité de fluorescence pour les pics aux intensités maximums

Tableau 6. 1 Le carbone organique total, le Log K_{mb} et la concentration la plus probable du complexe MOD-Cu pour la vinasse non-fractionnée et pour ses différentes fractions de dialyse

Echantillon et fraction de dialyse	Carbone Total mg /L	Log K_{mb}	Concentration du complexe MOD-Cu formé pour 0.001mol/l Cu^{2+} $\mu\text{mol/l}$
Vinasse non -fractionnée	16546	3.27	99.33
<u>Fraction</u>			
PM < 500Da	47.9	3.81	120.51
500 < PM < 3500Da	44.3	3.16	9.71
3500 < PM < 12 000Da	9.4	3.60	0.72
PM > 12 000Da	13.2	3.65	29.93

La MOD de la vinasse fractionnée à moins de 500 Da affichait la plus grande capacité de se complexer avec le Cu^{2+} , avec une concentration de complexe de $121 \mu\text{mol/L}$ qui correspond à 7.66 mg/L de Cu^{2+} . De plus, cette fraction a formé plus des complexes avec le Cu^{2+} que la vinasse brute, car dans la fraction de moins de 500 Da, plus de fluorophores avaient été détectés et ces fluorophores correspondaient aux composés organiques cachés dans la vinasse non-fractionnée, et qui une fois libérés à travers la dialyse, avaient complexé avec les cations de cuivre.

Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par Wu *et al.*, (2003), qui ont montré que les acides organiques de poids moléculaire inférieur à 500 Da, peuvent en les complexant, conduire à la mobilisation des métaux à travers le profil du sol.

6.6 Les métaux lourds dans les eaux

La lixiviation des métaux lourds (Cu, Ni, Zn, Mn, Pb et Hg) a également été suivie dans les eaux de percolation durant la période novembre 2005 à septembre 2008 à Belle Rive et à Réduit, (Figure 6.7). Les résultats obtenus ont montrés que les apports de fortes doses de vinasses et de cendres de bagasse n'auront pas une influence significative sur la teneur des métaux lourds dans les eaux souterraines (Figure 6.7). Les quantités de Cu, Ni et Zn observés avec les traitements de cendres de bagasse et de vinasses ne sont pas très différentes de celles avec les engrais minéraux.

Les concentrations d'Hg et Pb restaient en dessous de leurs limites de détection ($5 \mu\text{g/L}$ pour Hg et $5 \mu\text{g/L}$ pour Pb), même quand la vinasse ou la cendre de bagasse avait été fortifiée jusqu'à 57 mg Hg/kg et 840 mg Pb/kg qui sont les quantités maximales permises dans les déchets par la *United States Environment Protection Agency*. Pour le cuivre, le zinc et le nickel, des teneurs traces ($< 190 \mu\text{g/L}$ de Zn, $3.67 \mu\text{g/L}$ de Ni et $17.59 \mu\text{g/L}$ de Cu) ont été détectés dans les eaux de percolation à Belle Rive et à Réduit (Figure 6.7). De plus, à aucune occasion, les seuils pour l'eau potable de ces métaux 5 mg Zn/L , 1 mg Cu/L et 0.02 mg Ni/L furent dépassés.

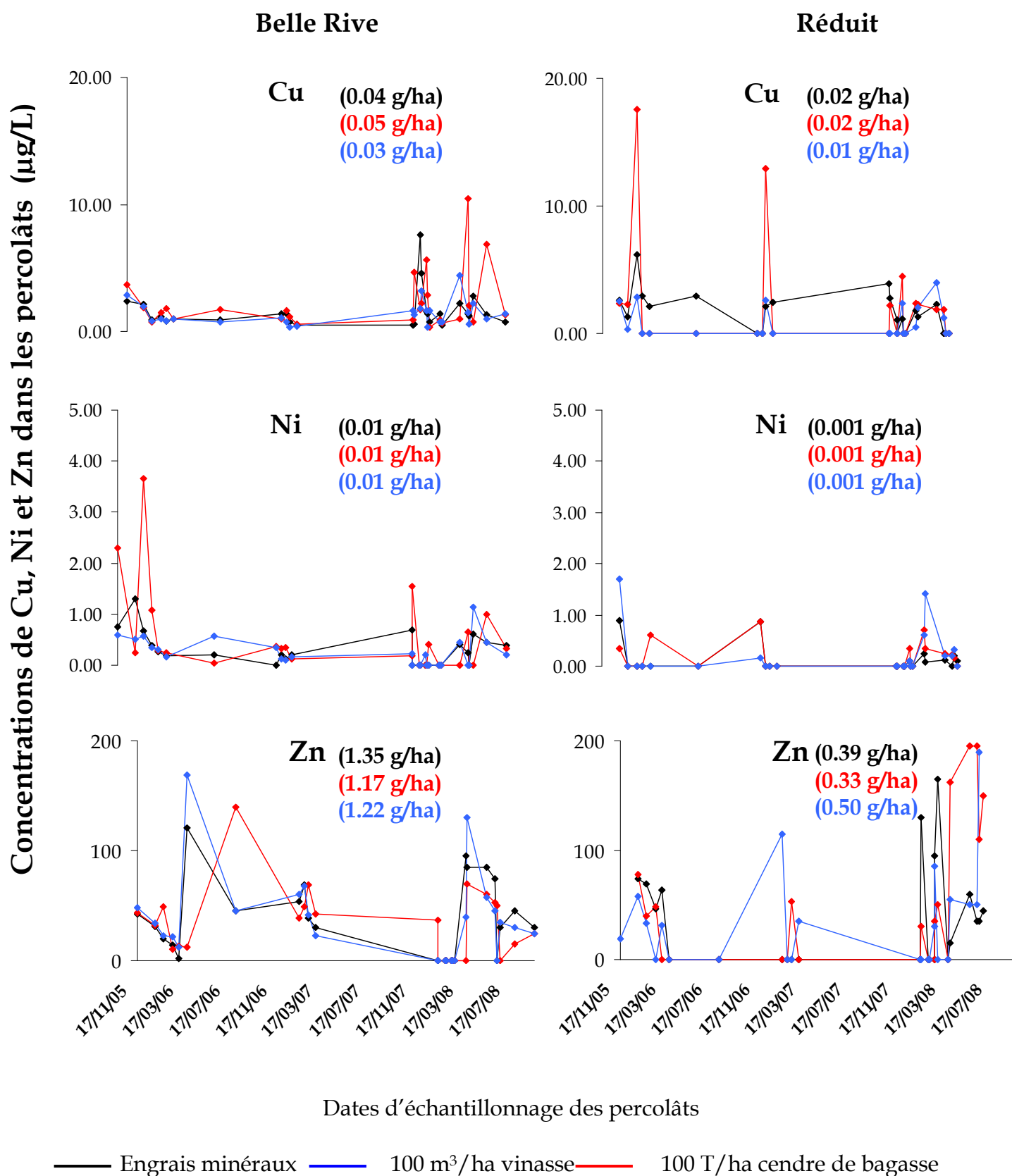


Figure 6. 7 Les métaux lourds dans les eaux percolant à un metre de profondeur des lysimètres à Belle Rive et à Réduit durant la période Novembre 2005 à Septembre 2008. Les valeurs entre parenthèses indiquent la quantité cumulative du métal mobilisé.

Les résultats obtenus dans cette étude sont en accord avec ceux déjà rapportés dans la littérature. En occurrence, Domergue et Vedy, (1991) avaient reconnu une plus grande mobilité de Zn et Cu dans le profil pédologique en comparaison avec les autres métaux lourds comme le Pb ou Hg.

Il faut aussi reconnaître que le pH du sol exerce une influence sur la rétention et donc la mobilité des métaux lourds dans le profil pédologique. Dans ce contexte, un pH en dessous de 6 accroît la mobilité des métaux (McBride, 1994). D'autre part, Karathanasis, (1999) a attribué une mobilité accentuée de cuivre à des pH variant entre 5.0 à 6.5 dans les sols agricoles, à une complexation du métal avec des composés organiques de faible poids moléculaire (<1 kDa). Comme le pH des eaux de percolation des lysimètres à Belle Rive et à Réduit variaient entre 6.6 à 8.8 quelque soient les traitements, il était logique que les concentrations de métaux lourds soient faibles dans ces eaux. Il est de plus possible comme rapporté par Phung *et al.*, (1979), que les métaux lourds se trouvant dans les cendres de bagasse ou de charbon avaient été volatilisés à haute température et ensuite recondensés et retenus à l'intérieur des particules de cendres. Ces métaux qui seraient maintenant occlus dans des cristaux de silice seraient donc difficilement solubilisés et mobilisés dans le sol.

6.7 Conclusion

Si l'épandage des fortes doses des vinasses dans les champs de canne à sucre peut se faire sans risque pour la qualité de la nappe phréatique, l'élimination des cendres de bagasse dans les champs de canne doit pour sa part être pratiquée judicieusement si on veut éviter la lixiviation du nitrate et les métaux lourds vers la nappe souterraine. En effet quoique les cendres de bagasse n'ont pas un impact négatif sur la qualité de la nappe phréatique en termes de conductivité électrique, pH et teneurs en orthophosphates et micropolluants organiques, il faut cependant reconnaître que la concentration de nitrate avec des apports de 100 T/ha de cendres peut dépasser le seuil permis de 10mg N-NO₃/L en plusieurs occasions. L'hypothèse que la vinasse peut conduire à une mobilisation plus prononcée du cuivre et du zinc vers la nappe souterraine n'a pas été confirmée dans cette étude.

6.8 Bibliographies

1. Calvet R. (2003). Le sol: propriétés et fonctions. Editions France Agricole, Grignon, France, 511pp.
2. Cannavo P, Dudal Y, Boudenne J L, Lafolie F. (2004). Potential for fluorescence spectroscopy to assess the quality of soil water- extracted organic matter. **Soil Science**, 169 (10): 688-696.
3. Cruz R L, Righetto A M, Nogueira M A. (1991). Experimental investigation of soil and groundwater impacts caused by vinasse disposal. **Water Science Technology**, 24 (11): 77-85.
4. Daniel T C, Sharpley A N, Lemunyon J L. (1998). Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium review. **Journal of Environmental Quality**, 27: 251-257.
5. Domergue F L, Védy J C. (1991). Mobility of heavy metals in soil profiles. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, 46: 13-23.
6. Dudal Y, Sevenier G, Dupont L, Guillon E. (2005). Fate of the metal binding soluble organic matter throughout a soil profil. **Soil Science**, 170(9): 707-715.
7. Elseewi A A, Page A L, Grimm S R. (1980). Chemical characterization of flyash aqueous systems. **Journal of Environmental Quality**, 9 (3): 424-428.
8. Guggenberger G, Kaiser K. (2003). Dissolved organic matter in soil: challenging the paradigm of sorptive preservation. **Geoderma**, 113: 293-310.
9. Gourlay C, T Vuillemin, (2003). Effect of dissolved organic matter of various origins and biodegradabilities on the bioaccumulation of PAHs in *Daphnia magna*. **Environmental Science and Technology**, 22 (6): 1288-1294.
10. Hansen L G, Schaeffer D. (1995). Livestock and animals. P48. In Rechcigl J E (Ed.) Soil amendments- impacts on biotic systems. Lewis Publication, Boca Raton FL.

11. Hyun-Hee Cho, Choi J, Goltz M N, Park J W. (2002). Combined effect of natural organic matter and surfactants on the apparent solubility of PAHs. **Journal of Environmental quality**, 31: 275-280.
12. Karathanasis A D. (1999). Subsurface migration of copper and zinc mediated by soil colloids. **Soil Science Society of America Journal**, 63: 830-838.
13. Klubek B, Carlson C L, Oliver J, Adriano D C. (1992). Characterization of microbial abundance and activity from three coal ash basins. **Soil Biology and Biochemistry**, 24: 1119-1125.
14. Kordel W. (1997). Fate and effects of contaminants in soils as influenced by natural organic material. **Chemosphere** 35 (½): 405-411.
15. McBride M B. (1994). Environmental Chemistry of soils. Oxford University Press, Inc., New York.
16. McCracken K L, McDowell W H, Harter R D, Evans C. (2002). Dissolved organic carbon retention in soils: comparison of solution and soil measurements. **Soil Science Society of America Journal**, 66: 563-568.
17. Ng Kee Kwong K F, Deville J. (1984). Nitrogen leaching from soils cropped with sugar cane under the humid tropical climate of Mauritius, Indian Ocean. **Journal of Environmental Quality**, 13 (3): 471-474.
18. Orlando F J, Bittencourt V, Alves M C. (1996). Vinasse application in a brazilian sandy soil and nitrogen water table pollution. **Proceedings of the International Society of Sugar Cane Technology**, 22 (2): 63-66.
19. Phung H T, Lund L J, Page A L, Bradford G R. (1979). Trace elements in flyash and release in water and treated soils. **Journal of Environmental Quality**, 8 (2): 171-175.
20. Qualls R G, Haines B L. (1992). Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution and stream water. **Soil Science Society of America Journal**, 56: 578-586.

21. Sharpley A, Daniel T C, Sims J T, Pote D H. (1996). Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal of Soil Water Conservation**, 51: 160-166.
22. Wenzel K D, Manz M, Hubert A, Schuurmann. (2002). Fate of POPs (DDX, HCHs, PCBs) in upper soil layers of pine forests. **Science of the Total Environment**, 286:143-154.
23. Wu L H, Luo Y M, Christie P, Wong M H. (2003). Effects of EDTA and low molecular weight organic acids on soil solution properties of a heavy metal polluted soil. **Chemosphere**, 50: 819-822.

Chapitre 7

Discussion générale et conclusion

7.1 Problématique des déchets de l'industrie cannière de l'île Maurice

La canne à sucre est cultivée à l'île Maurice sur une surface de 70 000 hectares et elle procure au pays environ 15% de ses devises étrangères. Cependant cette industrie, qui est en progression vers une de la biomasse renouvelable, génère de plus en plus de déchets qu'elle doit gérer judicieusement afin de préserver l'environnement. En effet afin d'assurer sa viabilité à long terme, l'industrie de la canne est appelée à non seulement réduire ses coûts de production mais également à valoriser ses sous produits, ce qui signifie, entre autres, le développement d'une industrie d'éthanol à partir de la mélasse et l'optimisation de la bagasse comme source d'énergie électrique. Ces deux filières distinctes vont générer des déchets, en l'occurrence la vinasse (400 000 T/an) durant la distillation d'éthanol et la cendre de charbon/bagasse (40 000 T/an) durant la production d'électricité, qui devront être disposées d'une manière qui soit respectueuse à l'environnement.

Il existe plusieurs moyens possibles d'éliminer la vinasse et la cendre de charbon/bagasse. La vinasse peut être éliminée par incinération, par combustion après évaporation et concentration, par oxydation de sa matière organique au moyen d'électrolyse, par le lagunage, par la capacité épurateur de certains végétaux ou tout simplement par le rejet en milieu naturel sans traitement préalable. La vinasse dans ce cas irait rejoindre le cours d'eau le plus proche et finirait sa course dans le milieu marin où, comme les autres effluents organiques rejetés en mer, elle reste nocive causant une mortalité importante chez les poissons (Moreira, 2006). Un autre moyen pour disposer de la vinasse est le lagunage qui consiste à faire reposer l'effluent dans des bassins à l'air libre, permettant d'une part l'évaporation et donc la concentration de la vinasse, et d'autre part la digestion de la matière organique par des bactéries présentes dans les bassins (Pathe *et al.*, 2002).

Quant à la cendre de charbon/bagasse, elle peut être disposée dans des bassins ou être utilisée comme matériel de construction due à sa caractéristique pouzzolanique. Elle peut également être utilisée dans la réfection des chemins, comme substrat pour la culture des plantes en pots, dans les travaux de remblayage, dans la dépollution des déchets toxiques en l'occurrence les effluents des stations d'épuration.

S'il y a certes de nombreux moyens de disposer de la vinasse et de la cendre de charbon/bagasse, ces moyens présentent tous sans aucune exception des atouts, mais également des inconvénients. Par exemple, la bio méthanisation de la vinasse par des bactéries dans des bassins fermés est attrayante, mais cette technique est coûteuse. Le moyen choisi pour l'élimination d'un déchet doit en général rapporter plus de bénéfices que des désavantages. C'est pour cette raison que l'épandage sur les terrains agricoles de la vinasse et de la cendre de charbon/bagasse restera la pratique la plus attrayante à travers le monde. La vinasse contient des fortes concentrations en sels minéraux surtout le potassium ce qui la rend utile comme engrais aux cultures. De son côté, le calcium, le magnésium et la silice présents dans la cendre de charbon/bagasse ont un effet de chaulage dans les sols acides. De plus les cendres sont connues pour leur capacité à améliorer la rétention d'eau dans les sols sableux ou limoneux.

Cependant la cendre renferme par exemple des métaux lourds qui peuvent s'accumuler dans le sol au fur et à mesure de son application avec peu de possibilité de s'en débarrasser. La cendre représente également une source de micropolluants organiques (Cameron *et al.*, 1997) qui sont capables de se mobiliser dans le sol et éventuellement se retrouver dans la nappe phréatique. Quant à la vinasse, elle a une acidité et une demande biologique en oxygène élevée ce qui la caractérise comme un polluant pour les cours d'eau (Lee et Lee, 2008).

Des études comparatives menées ailleurs, par exemple, au Brésil, en Inde et en Australie, ont mis l'accent sur les bénéfices mais aussi les méfaits agronomiques que l'épandage des vinasses et des cendres de charbon ou de bagasse peuvent avoir sur la qualité du sol, de la plante et de la nappe phréatique. Mais, peu d'études menées aux champs ont focalisé sur les effets négatifs de la disposition de la vinasse et de la cendre de charbon/bagasse sur des terres agricoles surtout sous culture de la canne à sucre dans des pays tropicaux recevant une pluviométrie variant entre 1000 à plus de 3500mm par année. En effet 26 différents micros climats ont été répertoriés à l'île Maurice (Halais and Davy, 1969) donnant lieu à 13 types de sols. Il s'est avéré donc essentiel, avant de préconiser à l'industrie sucrière de l'île Maurice l'adoption de l'épandage de la vinasse et de la cendre charbon/bagasse dans les champs de canne, de s'assurer avec des données

scientifiquement recueillies qu'une telle pratique ne nuira pas la qualité du sol, de la plante et de l'eau de la nappe phréatique.

7.2 Épandage de la vinasse

Cette étude a fourni une masse de données qui confirment que la vinasse, quand elle est apportée même en fortes doses aux sols cultivés avec la canne à sucre à l'île Maurice n'est pas néfaste pour cette culture. Quoique la vinasse soit utile principalement comme engrais potassique son apport en termes d'éléments nutritifs tel que l'azote et en matière organique sont appréciables quand elle est épandue en quantité élevée. Les données recueillies assurent qu'il n'y a aucun risque que la vinasse épandue dans les champs de canne même à 100 m³/ha puisse mener à une acidification du sol avec le temps.

Si nous acceptons que le choix de la méthode d'élimination de la vinasse doit se reposer sur une balance de ses effets positifs et ses points négatifs, les éléments positifs concernant la disposition des fortes concentrations de vinasse sur les terres à canne à sucre excèdent largement les effets néfastes qui peuvent y découler. Ces effets néfastes sont de peu d'importance comme par exemple l'enrichissement possible des sols avec des métaux lourds par l'apport des fortes doses de la vinasse. En effet plusieurs métaux lourds indésirables du point de vue de protection de l'environnement sont présents dans la vinasse mais les données obtenues dans cette étude montrent que leurs concentrations étant très faibles voire négligeables, l'épandage de la vinasse allant jusqu'à 100 m³/ha ne risque pas d'engendrer une accumulation de ces métaux lourds dans le sol.

Le plus sérieux impact négatif qui était redouté avec l'épandage de fortes doses de vinasse aux sols concernait la capacité de la vinasse à mobiliser et donc favoriser le mouvement vers la nappe souterraine des métaux lourds tel que le cuivre et le zinc à travers le processus de complexation par les composés organiques présents dans cet effluent. Les résultats ont démontré que cette crainte n'était pas fondée pour les sols de l'île Maurice.

En établissant avec exactitude, sous des conditions réelles des champs, l'impact de l'élimination de la vinasse de distillerie, par épandage sur les terres agricoles de l'île Maurice sur la qualité des eaux, de la plante et du sol, cette étude a servi à dissiper l'inquiétude que la communauté agricole éprouve face à l'apport d'un déchet possédant des propriétés nocives aux cultures. Si cette étude a confirmé les bienfaits de la vinasse sur

les cultures en particulier la canne à sucre, elle a montré également que les conclusions des études entreprises ailleurs, surtout en condition contrôlée au laboratoire, ne peuvent être systématiquement extrapolées pour couvrir les conditions locales. A titre d'exemple, en dépit d'une solubilité possiblement plus prononcée des métaux lourds par complexation avec les composés organiques de la vinasse, le risque réel d'une contamination de la nappe phréatique par les métaux lourds restera négligeable à l'île Maurice malgré la forte pluviométrie qui y est rencontrée comme soulignée dans cette étude.

7.3 Épandage de la cendre de charbon et de bagasse

Cette étude a aussi permis de jauger avec précision les mérites et méfaits dans les conditions particulières de l'île Maurice (forte pluviométrie et sol à faible fertilité) de la pratique de l'élimination de la cendre de charbon ou de bagasse par épandage à des taux élevés dans les champs agricoles. Les mérites sont certes nombreux comme déjà rapportés dans les études faites ailleurs. Par exemple, la cendre de bagasse ou de charbon quoique possédant une composition variable, est utile comme source de phosphore à la canne à sucre. Elle peut servir en raison de son pH alcalin comme amendement pour corriger l'acidité des sols. De plus la cendre de charbon et de bagasse à l'île Maurice contient peu de micro polluants organiques et également peu de métaux lourds, ce qui signifie qu'elle ne risque pas d'accentuer la présence de ces polluants organiques et inorganiques dans le sol, la canne à sucre ou la nappe phréatique.

Il faut néanmoins se rendre à l'évidence que les effets négatifs par des fortes doses de cendre de charbon/bagasse dans les sols à l'île Maurice l'emportent sur les côtés positifs de ce déchet. Ainsi si dans certains sols la canne à sucre peut tolérer un apport de 50 T/ha de cendre de charbon, à 100 T/ha ce déchet rabaisserait systématiquement la production cannière de l'île Maurice. Plus important sera l'effet stimulateur de la cendre de charbon ou bagasse sur la lixiviation du nitrate vers la nappe phréatique. Cette étude a en fait le mérite de démontrer avec les données recueillies que la cendre de charbon malgré sa nature relativement plus inerte que la vinasse possède une capacité plus prononcée à mobiliser le nitrate dans le sol jusqu'au point où la concentration de ce nitrate peut souvent dépasser le seuil de 10mg N- NO₃ /L recommandé pour l'eau potable par l'Organisation Mondiale de la Santé. Le mécanisme de mobilisation du nitrate reste cependant méconnu et mérite d'être élucidé dans une étude future.

7.4 Conclusion

En guise de conclusion, cette étude a permis de répondre sans ambiguïté à l'objectif global qui est d'établir si l'épandage dans les champs de canne à sucre offre une possibilité pratique, peu coûteuse, sans effet néfaste à la canne et sans risques à l'environnement, pour éliminer les 400 000 T/an de vinasse qui seront générées par l'industrie d'éthanol, et les 40 000 T/an de cendres de charbon et bagasse provenant de la production d'électricité par l'industrie cannière de l'île Maurice. Dans cette optique, des conclusions claires, nettes et précises ont pu être tirées à partir des données recueillies sous des conditions réelles prévalant dans les champs de la canne à sucre à l'île Maurice.

En clair, cette étude a démontré que l'élimination de la cendre de charbon ou de bagasse par épandage des fortes doses (>50 T/ha) dans les champs de la canne à sucre n'est certainement pas une pratique judicieuse qui peut être recommandée à l'industrie cannière de l'île Maurice car elle conduirait non seulement à une réduction de la production cannière, mais aussi à une pollution plus prononcée des eaux souterraines par le nitrate. Cette étude a de plus permis de conclure que contrairement à la cendre de charbon, la vinasse à des taux allant jusqu'à 100 m³/ha peut être disposée dans les champs de canne sans effet négatif sur la production cannière et sur l'environnement. Il faut cependant souligner, que l'effet à long terme de cette pratique reste méconnu et mérite d'être approfondie dans une étude future.

7.5 Bibliographies

1. Cameron K C, Di H J, McLaren R G. (1997). Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? **Australian Journal of Soil Research**, 35: 995-1035.
2. Halais P and Davy E G. (1969). Notes on the 1:100 000 agro climatic map of Mauritius. Mauritius Sugar Industry Research Institute, Occasional Paper No 23, 27pp.
3. Lee T S G and Lee L L. (2008). Bio recycling of distillery effluent to improve sugarcane productivity. In Li Y R, Nasr M I, Solomon S, Rao G P (Eds.) "Meeting the challenges of sugar crops and integrated industries in developing countries", Proceedings of the International Conference, Al Arish, Egypt: 636- 639.

4. Moreira J R. (2006). Water use and impacts of ethanol production in Brazil. National Reference Center on Biomass, Institute of Electro technology and Energy-CENBIO/IEE, University of São Paulo, Brazil, pp 1-24.
5. Pathe P P, Rao N N, Khardawe M R, Lakhe S B, Kaul S N. (2002). Performance evaluation of a full scale effluent treatment plant for distillery spent wash. **International Journal of Environmental Studies**, 59 (4) : 415-438.

Annexes

Annexe 1 La conductivité électrique (CE) des sols à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine 24 mois après l'épandage de la vinasse et de la cendre de charbon

Traitement	Belle Rive	Union Park	Pamplémousses	Médine
	μS/cm			
Témoin	39.70 ± 2.2	42.08 ± 1.8	62.68 ± 2.9	72.47 ± 16.4
50m ³ /ha vinasse	60.25 ± 7.0	53.68 ± 2.4	142.90 ± 16.3	79.35 ± 9.9
100m ³ /ha vinasse	70.58 ± 6.8	68.90 ± 5.6	136.83 ± 1.5	68.48 ± 4.1
50T/ha cendres de charbon	51.83 ± 14.1	44.08 ± 3.1	95.08 ± 2.8	348.33 ± 12.6
100T/ha cendres de charbon	43.58 ± 2.0	43.90 ± 2.3	98.10 ± 3.0	270.33 ± 8.9

Annexe 2 Le calcium échangeable un et 12 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Union Park et Pamplémousses

Traitement	Union Park		Pamplémousses	
	cmol ⁺ /kg			
	1	12	1	12
Témoin	1.77 ± 0.32	1.11 ± 0.18	5.52 ± 0.22	3.40 ± 0.33
50m ³ /ha vinasse	1.75 ± 0.32	1.30 ± 0.17	5.20 ± 0.23	3.01 ± 0.38
100m ³ /ha vinasse	1.66 ± 0.19	1.83 ± 0.24	5.33 ± 0.17	3.04 ± 0.08
50T/ha cendres de charbon	2.79 ± 0.46	2.13 ± 0.11	6.88 ± 1.18	4.01 ± 0.30
100T/ha cendres de charbon	3.14 ± 0.64	1.99 ± 0.15	6.54 ± 0.29	6.61 ± 0.48

Annexe 3 Le calcium échangeable 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

Traitement	Belle Rive	Union Park	Pamplémousses	Médine
	cmol ⁺ /kg			
Témoin	1.55 ± 0.11	1.35 ± 0.39	3.16 ± 0.12	7.60 ± 0.80
50m ³ /ha vinasse	1.45 ± 0.16	1.26 ± 0.13	2.87 ± 0.69	2.11 ± 0.04
100m ³ /ha vinasse	2.12 ± 0.31	1.71 ± 0.15	4.14 ± 0.16	2.13 ± 0.04
50T/ha cendres de charbon	2.58 ± 0.13	1.85 ± 0.30	4.60 ± 0.28	2.16 ± 0.09
100T/ha cendres de charbon	3.09 ± 0.23	2.02 ± 0.29	4.92 ± 0.54	6.33 ± 0.66

Annexe 4 Le magnésium échangeable un et 12 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Union Park et Pamplémousses

Traitement	Union Park		Pamplémousses	
	cmol ⁺ /kg			
	1	12	1	12
Témoin	1.04± 0.07	0.74± 0.03	2.41± 0.22	2.31± 0.33
50m ³ /ha vinasse	1.02± 0.08	0.80± 0.03	2.53± 0.23	1.77± 0.38
100m ³ /ha vinasse	0.90± 0.07	0.71± 0.06	2.70± 0.17	2.36± 0.08
50T/ha cendres de charbon	0.97± 0.02	0.90± 0.03	3.22± 1.18	2.16± 0.30
100T/ha cendres de charbon	1.11± 0.12	0.93± 0.02	2.94± 0.29	2.75± 0.48

Annexe 5 Le magnésium échangeable 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

Traitement	Belle Rive	Union Park	Pamplémousses	Médine
	cmol ⁺ /kg			
Témoin	0.11 ± 0.02	0.52 ± 0.39	0.60± 0.12	3.92 ± 0.11
50m ³ /ha vinasse	0.54 ± 0.08	0.75 ± 0.13	1.33 ± 0.69	2.19 ± 0.11
100m ³ /ha vinasse	0.85 ± 0.12	0.70 ± 0.15	2.37 ± 0.16	2.38 ± 0.05
50T/ha cendres de charbon	0.43 ± 0.04	0.61 ± 0.30	1.80 ± 0.28	2.15 ± 0.17
100T/ha cendres de charbon	0.35 ± 0.06	0.63 ± 0.29	1.57 ± 0.54	3.63 ± 0.08

Annexe 6 Le potassium échangeable un et 12 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Union Park et Pamplémousses

Traitement	Union Park		Pamplémousses	
	cmol ⁺ /kg			
	1	12	1	12
Témoin	0.69 ± 0.06	0.50 ± 0.05	1.10 ± 0.08	0.64 ± 0.04
50m ³ /ha vinasse	0.64 ± 0.02	0.40 ± 0.04	1.06 ± 0.06	0.68 ± 0.05
100m ³ /ha vinasse	0.68 ± 0.12	0.43 ± 0.03	1.07 ± 0.06	0.70 ± 0.07
50T/ha cendres de charbon	0.58 ± 0.05	0.34 ± 0.02	1.29 ± 0.16	0.74 ± 0.04
100T/ha cendres de charbon	0.54 ± 0.05	0.36 ± 0.05	0.97 ± 0.04	0.72 ± 0.10

Annexe 7 Le potassium échangeable 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

Traitement	Belle Rive	Union Park	Pamplémousses	Médine
	cmol ⁺ /kg			
Témoin	0.16 ± 0.02	0.34 ± 0.05	0.56 ± 0.12	0.86 ± 0.04
50m ³ /ha vinasse	0.38 ± 0.04	0.78 ± 0.08	0.18 ± 0.00	0.29 ± 0.01
100m ³ /ha vinasse	0.56 ± 0.11	1.28 ± 0.06	0.24 ± 0.01	0.48 ± 0.03
50T/ha cendres de charbon	0.14 ± 0.01	0.29 ± 0.02	0.60 ± 0.08	0.17 ± 0.02
100T/ha cendres de charbon	0.07 ± 0.00	0.30 ± 0.05	0.71 ± 0.04	1.03 ± 0.01

Annexe 8 Le sodium échangeable un et 12 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Belle Rive et Pamplémousses

Traitement	Belle Rive		Pamplémousses	
	cmol ⁺ /kg			
	1	12	1	12
Témoin	0.24 ± 0.01	0.07 ± 0.01	0.37 ± 0.02	0.17 ± 0.02
50m ³ /ha vinasse	0.23 ± 0.01	0.05 ± 0.01	0.35 ± 0.01	0.18 ± 0.01
100m ³ /ha vinasse	0.24 ± 0.02	0.07 ± 0.02	0.37 ± 0.01	0.23 ± 0.02
50T/ha cendres de charbon	0.25 ± 0.02	0.07 ± 0.01	0.40 ± 0.03	0.21 ± 0.01
100T/ha cendres de charbon	0.23 ± 0.02	0.07 ± 0.02	0.36 ± 0.01	0.19 ± 0.02

Annexe 9 Le sodium échangeable 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon dans les sols de Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

Traitement	Belle Rive	Union Park	Pamplémousses	Médine
	cmol ⁺ /kg			
Témoin	0.07 ± 0.01	0.21 ± 0.01	0.17 ± 0.01	0.53 ± 0.05
50m ³ /ha vinasse	0.06 ± 0.01	0.15 ± 0.01	0.18 ± 0.02	0.31 ± 0.02
100m ³ /ha vinasse	0.08 ± 0.01	0.18 ± 0.01	0.23 ± 0.02	0.30 ± 0.02
50T/ha cendres de charbon	0.11 ± 0.02	0.20 ± 0.01	0.21 ± 0.01	0.47 ± 0.07
100T/ha cendres de charbon	0.12 ± 0.04	0.23 ± 0.01	0.19 ± 0.01	0.47 ± 0.03

Annexe 10 Le cuivre dans le sol (0-30cm) un et 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon à Belle Rive, Union Park, Pamplemousses et Médine

Traitement	Belle Rive	Union Park	Pamplemousses	Médine
	Un mois (mg Cu /kg)			
Avant les épandages	52.76	106.06	118.15	68.24
Témoin	59.74± 4.18	103.00± 2.94	119.75± 0.63	71.00± 1.08
50m ³ /ha vinasse	52.92± 7.37	94.00± 2.55	116.25± 0.48	62.00± 2.86
100m ³ /ha vinasse	53.46± 2.81	94.50± 3.52	112.75± 1.31	63.00± 0.91
50T/ha cendres de charbon	53.79± 4.13	101.50± 3.18	116.75± 0.63	64.00± 0.71
100T/ha cendres de charbon	56.09± 3.90	100.50± 2.40	118.25± 1.55	74.50± 2.33
	24 mois (mg Cu /kg)			
Avant les épandages	52.76	106.06	118.15	68.24
Témoin	53.30± 4.73	95.21± 2.72	119.51± 0.40	71.15± 1.14
50m ³ /ha vinasse	52.56± 6.69	93.80± 3.05	116.53± 1.84	66.83± 2.04
100m ³ /ha vinasse	48.06± 5.14	93.44± 2.10	118.08± 2.56	65.31± 0.50
50T/ha cendres de charbon	52.27± 1.18	96.20± 3.83	114.53± 2.10	69.85± 1.44
100T/ha cendres de charbon	52.05± 4.07	94.66± 2.57	118.65± 1.96	65.93± 2.55

Limite de détection du cuivre sur le Spectrophotomètre Absorption Atomique à Flamme: 5mg/kg

Annexe 11 Le zinc dans le sol (0-30cm) un et 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon à Belle Rive, Union Park, Pamplemousses et Médine

Traitement	Belle Rive	Union Park	Pamplemousses	Médine
	Un mois (mg Zn /kg)			
Avant les épandages	61.01	117.12	188.5	150.22
Témoin	61.25 ± 10.66	111.75 ± 6.84	181.45 ± 2.70	127.25 ± 3.20
50m ³ /ha vinasse	52.50 ± 1.55	106.00 ± 8.07	181.05 ± 0.68	128.50 ± 1.85
100m ³ /ha vinasse	62.50 ± 10.40	103.75 ± 6.01	194.98 ± 11.51	125.75 ± 2.81
50T/ha cendres de charbon	57.75 ± 5.63	114.25 ± 2.02	192.91 ± 5.25	126.50 ± 6.03
100T/ha cendres de charbon	67.25 ± 7.95	111.75 ± 1.18	192.11 ± 7.04	117.25 ± 2.17
	24 mois (mg Zn /kg)			
Avant les épandages	61.01	117.12	188.5	150.22
Témoin	49.81 ± 5.49	95.46 ± 1.69	188.81 ± 3.42	122.20 ± 3.88
50m ³ /ha vinasse	37.96 ± 3.71	97.45 ± 4.20	182.86 ± 2.76	124.96 ± 5.39
100m ³ /ha vinasse	42.32 ± 4.31	81.04 ± 8.37	193.19 ± 8.32	136.86 ± 7.37
50T/ha cendres de charbon	55.31 ± 2.35	101.17 ± 1.40	187.14 ± 1.90	158.89 ± 5.78
100T/ha cendres de charbon	60.79 ± 6.49	108.19 ± 2.67	184.10 ± 6.71	145.72 ± 6.87

Limite de détection du zinc sur le Spectrophotomètre Absorption Atomique à Flamme : 5mg/kg

Annexe 12 Le nickel dans le sol (0-30cm) un et 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

Traitement	Belle Rive	Union Park	Pamplémousses	Médine
	Un mois (mg Ni/kg)			
Avant les épandages	65.54	312.84	405.2	114.13
Témoin	88.83 ± 7.90	354.5 ± 19.63	411.75 ± 5.66	123.25 ± 2.10
50m ³ /ha vinasse	61.15 ± 13.95	333.5 ± 21.47	408.50 ± 5.14	127.50 ± 1.55
100m ³ /ha vinasse	64.93 ± 7.33	310.0 ± 19.25	409.50 ± 1.94	124.50 ± 1.94
50T/ha cendres de charbon	62.45 ± 2.41	272.0 ± 9.28	394.00 ± 2.89	124.25 ± 2.53
100T/ha cendres de charbon	69.09 ± 3.63	283.0 ± 17.18	376.25 ± 2.29	125.25 ± 2.72
	24 mois (mg Ni/kg)			
Avant les épandages	65.54	312.84 ±	405.2	114.13
Témoin	44.98 ± 5.15	277.75 ± 15.75	343.66 ± 4.37	122.3 ± 0.38
50m ³ /ha vinasse	45.96 ± 6.09	271.50 ± 17.94	313.01 ± 16.45	124.8 ± 3.44
100m ³ /ha vinasse	45.15 ± 4.19	283.15 ± 13.03	345.51 ± 13.58	118.8 ± 0.75
50T/ha cendres de charbon	53.16 ± 3.54	253.67 ± 6.47	329.99 ± 4.75	121.4 ± 2.46
100T/ha cendres de charbon	49.41 ± 1.95	264.42 ± 9.61	340.35 ± 4.73	121.0 ± 2.94

Limite de détection du nickel sur le Spectrophotomètre Absorption Atomique à Flamme: 5mg/kg

Annexe 13 Le manganèse dans le sol (0-30cm) un et 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

Traitement	Belle Rive	Union Park	Pamplémousses	Médine
	Un mois (g Mn/kg)			
Avant les épandages	0.17	0.79	2.56	1.34
Témoin	0.08 ± 0.01	0.60 ± 0.03	2.61 ± 0.03	1.44 ± 0.10
50m ³ /ha vinasse	0.14 ± 0.00	0.53 ± 0.04	2.58 ± 0.05	1.24 ± 0.04
100m ³ /ha vinasse	0.16 ± 0.00	0.52 ± 0.04	2.72 ± 0.05	1.15 ± 0.07
50T/ha cendres de charbon	0.16 ± 0.00	0.51 ± 0.01	2.51 ± 0.05	1.13 ± 0.09
100T/ha cendres de charbon	0.18 ± 0.01	0.62 ± 0.05	2.37 ± 0.09	1.01 ± 0.02
	24 mois (g Mn/kg)			
Avant les épandages	0.17	0.79	2.56	1.34
Témoin	0.08 ± 0.01	0.98 ± 0.05	1.38 ± 0.07	1.36 ± 0.09
50m ³ /ha vinasse	0.15 ± 0.02	0.30 ± 0.01	1.38 ± 0.06	1.45 ± 0.05
100m ³ /ha vinasse	0.16 ± 0.02	0.27 ± 0.01	1.36 ± 0.05	1.44 ± 0.03
50T/ha cendres de charbon	0.14 ± 0.01	0.30 ± 0.01	1.36 ± 0.06	1.47 ± 0.11
100T/ha cendres de charbon	0.14 ± 0.01	0.27 ± 0.01	1.49 ± 0.11	1.35 ± 0.07

Limite de détection du manganèse sur le Spectrophotomètre Absorption Atomique à Flamme:0.01 g/kg

Annexe 14 Le plomb dans le sol (0-30cm) un et 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

Traitement	Belle Rive	Union Park	Pamplémousses	Médine
	Un mois (mg Pb/kg)			
Avant les épandages	49.44	54.91	53.75	35.43
Témoin	20.42 ± 2.53	55.66 ± 3.96	65.09 ± 1.35	40.69 ± 1.59
50m ³ /ha vinasse	26.21 ± 2.94	61.60 ± 4.92	60.87 ± 1.47	37.36 ± 2.49
100m ³ /ha vinasse	34.95 ± 2.33	58.52 ± 2.65	53.41 ± 2.85	39.03 ± 4.18
50T/ha cendres de charbon	46.31 ± 2.57	66.00 ± 1.02	64.29 ± 3.01	43.23 ± 2.38
100T/ha cendres de charbon	44.28 ± 5.77	49.94 ± 1.26	67.38 ± 1.34	40.69 ± 2.85
	24 mois (mg Pb/kg)			
Avant les épandages	49.44	54.91	53.75	35.43
Témoin	34.44 ± 2.19	55.97 ± 2.09	33.39 ± 3.86	41.82 ± 8.29
50m ³ /ha vinasse	35.96 ± 1.28	55.10 ± 3.83	39.83 ± 1.25	39.86 ± 5.52
100m ³ /ha vinasse	41.01 ± 2.90	51.82 ± 1.20	36.64 ± 2.98	34.36 ± 1.55
50T/ha cendres de charbon	40.52 ± 2.48	32.69 ± 4.63	37.64 ± 4.60	38.67 ± 5.80
100T/ha cendres de charbon	34.43 ± 3.60	30.73 ± 5.17	38.04 ± 1.87	34.83 ± 3.92

Limite de détection du plomb sur le Spectrophotomètre Absorption Atomique à Flamme: 5mg/kg

Annexe 15 Le mercure dans le sol (0-30cm) un et 24 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon à Belle Rive, Union Park, Pamplémousses et Médine

Traitement	Belle Rive	Union Park	Pamplémousses	Médine
	Un mois (mg Hg/kg)			
Avant les épandages	0.33	0.41	0.08	0.25
Témoin	0.08 ± 0.02	0.44 ± 0.13	0.07 ± 0.05	0.16 ± 0.01
50m ³ /ha vinasse	0.07 ± 0.01	0.39 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.15 ± 0.00
100m ³ /ha vinasse	0.12 ± 0.01	0.34 ± 0.03	0.00 ± 0.00	0.17 ± 0.00
50T/ha cendres de charbon	0.32 ± 0.15	0.34 ± 0.09	0.16 ± 0.00	0.19 ± 0.01
100T/ha cendres de charbon	0.38 ± 0.09	0.35 ± 0.05	0.18 ± 0.02	0.18 ± 0.01
	24 mois (mg Hg/kg)			
Avant les épandages	0.33	0.41	0.08	0.25
Témoin	0.00 ± 0.00	0.12 ± 0.03	0.06 ± 0.01	0.19 ± 0.02
50m ³ /ha vinasse	0.00 ± 0.00	0.12 ± 0.02	0.06 ± 0.01	0.15 ± 0.01
100m ³ /ha vinasse	0.02 ± 0.01	0.14 ± 0.01	0.05 ± 0.02	0.19 ± 0.01
50T/ha cendres de charbon	0.00 ± 0.00	0.22 ± 0.01	0.07 ± 0.01	0.28 ± 0.03
100T/ha cendres de charbon	0.01 ± 0.01	0.21 ± 0.02	0.09 ± 0.01	0.20 ± 0.04

Limite de détection du mercure sur le Spectrophotomètre Absorption Atomique à Tube de Graphite Chauffée : 0.01mg/kg

Annexe 16 Les concentrations de métaux lourds dans le sol (0-30cm) 12 mois après les épandages de vinasses et cendres de charbon à Belle Rive (BR), Union Park (UP), Pamplemousses (PSES) et Médine (MED)

Traitements	Cu		Zn		Ni		Mn		Pb		Hg	
	<i>mg/kg</i>											
	<i>BR</i>	<i>UP</i>	<i>BR</i>	<i>UP</i>	<i>BR</i>	<i>UP</i>	<i>BR</i>	<i>UP</i>	<i>BR</i>	<i>UP</i>	<i>BR</i>	<i>UP</i>
Avant les épandages	52.76	106.06	61.01	117.12	65.54	312.84	167.60	793.70	49.44	54.91	0.33	0.41
Témoin	55.50 ± 5.89	106.00 ± 2.80	73.75 ± 1.77	97.37 ± 2.30	69.20 ± 9.54	277.75 ± 14.35	76.68 ± 9.48	905.26 ± 43.97	47.68 ± 1.43	63.40 ± 0.67	0.28 ± 0.07	0.17 ± 0.02
50m3/ha vinasse	54.67 ± 9.07	97.50 ± 2.33	61.00 ± 3.04	97.96 ± 3.59	69.79 ± 16.21	271.50 ± 14.34	151.91 ± 15.11	839.66 ± 41.02	50.05 ± 1.66	58.23 ± 1.06	0.16 ± 0.01	0.16 ± 0.02
100m3/ha vinasse	52.00 ± 5.69	100.00 ± 1.22	70.50 ± 0.35	102.44 ± 6.59	62.38 ± 3.40	283.15 ± 16.31	141.08 ± 13.16	742.82 ± 95.20	55.51 ± 1.90	60.22 ± 0.92	0.38 ± 0.19	0.17 ± 0.02
50T/ha cendre de charbon	52.33 ± 4.31	102.00 ± 2.27	64.00 ± 1.41	100.79 ± 3.05	68.06 ± 15.12	253.67 ± 6.79	155.18 ± 9.50	863.06 ± 46.08	54.81 ± 1.34	64.95 ± 1.07	0.20 ± 0.04	0.23 ± 0.03
100T/ha cendre de charbon	53.25 ± 4.53	105.25 ± 2.39	63.67 ± 4.75	99.05 ± 2.91	52.79 ± 2.35	264.42 ± 11.28	130.95 ± 10.68	791.17 ± 31.31	53.43 ± 1.14	59.69 ± 0.52	0.27 ± 0.04	0.23 ± 0.02
	<i>PSES</i>	<i>MED</i>	<i>PSES</i>	<i>MED</i>	<i>PSES</i>	<i>MED</i>	<i>PSES</i>	<i>MED</i>	<i>PSES</i>	<i>MED</i>	<i>PSES</i>	<i>MED</i>
Avant les épandages	118.15	68.24	188.50	150.22	405.20	114.13	2556	1335	53.75	35.43	0.08	0.25
Témoin	125.50 ± 1.26	63.22 ± 1.23	170.75 ± 4.33	118.81 ± 3.63	340.92 ± 2.90	132.54 ± 0.55	3125 ± 62.68	1344 ± 180.7	58.45 ± 1.03	40.21 ± 0.95	0.09 ± 0	0.22 ± 0.03
50m3/ha vinasse	125.50 ± 0.96	62.79 ± 0.72	169.32 ± 2.54	121.52 ± 2.78	345.36 ± 4.17	136.44 ± 2.50	2926 ± 82.81	1325 ± 31.84	61.69 ± 0.96	41.90 ± 1.46	0.04 ± 0.01	0.17 ± 0.02
100m3/ha vinasse	121.75 ± 0.48	65.90 ± 1.50	170.34 ± 1.79	127.43 ± 5.00	330.58 ± 4.82	141.41 ± 7.80	2928 ± 107.7	1263 ± 217.3	56.28 ± 0.74	45.44 ± 1.28	0.03 ± 0.01	0.22 ± 0.01
50T/ha cendre de charbon	120.25 ± 3.25	64.42 ± 1.41	196.25 ± 1.65	123.21 ± 8.29	411.56 ± 7.80	128.83 ± 1.69	2995 ± 82.04	1400 ± 38.46	65.93 ± 1.19	47.13 ± 1.88	0.13 ± 0.02	0.24 ± 0.02
100T/ha cendre de charbon	113.25 ± 0.25	62.70 ± 1.96	181.25 ± 4.55	121.28 ± 7.62	413.28 ± 7.85	126.27 ± 1.28	2587 ± 63.04	1354 ± 56.80	68.25 ± 0.41	42.55 ± 0.64	0.13 ± 0.01	0.20 ± 0.02

Annexe 17 Les concentrations de métaux lourds (Cu, Zn, Mn, Pb, Ni) dans la partie aérienne de la canne (tige, paille et sommet) une année après l'épandage de 50 et 100 m³/ha de vinasse à Union Park et Pamplemousses

<u>Traitement</u>	Cu	Zn	Mn	Pb	Ni
<i>Union Park mg/kg</i>					
Témoin	14.50 ± 0.94	31.73 ± 6.79	157.95 ± 4.18	4.70 ± 0.40	2.01 ± 0.25
50m ³ /ha vinasse	17.59 ± 2.25	35.82 ± 3.32	164.69 ± 3.52	4.64 ± 0.22	2.23 ± 0.33
100m ³ /ha vinasse	18.48 ± 0.54	28.73 ± 2.49	145.04 ± 4.79	5.20 ± 0.90	2.77 ± 0.20
<i>Pamplemousses mg/kg</i>					
Témoin	13.74 ± 0.63	30.60 ± 2.05	174.59 ± 5.28	3.11 ± 0.17	4.99 ± 0.45
50m ³ /ha vinasse	14.36 ± 1.03	24.22 ± 2.05	180.86 ± 35.27	3.12 ± 0.37	5.52 ± 0.69
100m ³ /ha vinasse	14.47 ± 0.54	31.21 ± 1.05	192.03 ± 8.21	3.04 ± 0.20	5.46 ± 0.23

Annexe 18 Les concentrations de métaux lourds (Cu, Zn, Mn, Pb, Ni) dans la partie aérienne de la canne (tige, paille et sommet) une année après l'épandage de 50 et 100 T/ha de cendre de charbon à Union Park et Pamplemousses

<u>Traitement</u>	Cu	Zn	Mn	Pb	Ni
<i>Union Park (mg/kg)</i>					
Témoin	14.50 ± 0.94	31.73 ± 6.79	157.95 ± 4.18	4.70 ± 0.40	2.01 ± 0.25
50 T/ha cendre de charbon	19.12 ± 2.02	40.91 ± 1.36	163.90 ± 6.03	7.55 ± 0.25	3.42 ± 0.66
100 T/ha cendre de charbon	19.13 ± 0.52	46.39 ± 1.08	149.36 ± 11.67	4.59 ± 0.37	3.12 ± 0.03
<i>Pamplemousses (mg/kg)</i>					
Témoin	13.74 ± 0.63	30.60 ± 2.05	174.59 ± 5.28	3.11 ± 0.17	4.99 ± 0.45
50 T/ha cendre de charbon	16.83 ± 0.67	40.75 ± 3.07	204.11 ± 2.77	3.29 ± 0.16	5.78 ± 0.22
100 T/ha cendre de charbon	16.86 ± 0.43	46.59 ± 1.19	255.68 ± 9.64	3.36 ± 0.06	5.26 ± 0.23