

Table des matières

Liste des figures.....	5
Liste des tableaux	6
Liste des Formule	7
Remerciement.....	8
1. Introduction	10
1.1. Présentation succincte du parcours scientifique	10
1.2. Cadre général de recherche	13
2. Synthèse des travaux de recherche	16
2.1. Optimisation de la fertilisation minérale dans une exploitation	16
2.1.1. Cadre méthodologique.....	17
2.2. Les principaux résultats obtenus	20
2.2.1. Rendement.....	20
2.2.2. Effet de la fertilisation sur les qualités de rendement des choux blancs	21
2.2.3. Dynamique d'accumulation des nutriments dans les plantes.	23
2.2.4. Exportation et balance des nutriments.....	24
2.2.5. Coefficients d'utilisation des nutriments.....	26
2.3. Fertilisation organique et valorisation agricole des produits résiduaires organiques	29
2.3.1. Caractérisation des Produits Résiduaires Organiques PRO à Madagascar	31
2.3.2. Effet de la fertilisation organique sur la qualité des sols et la productivité	39
2.3.2.1. Apports organiques dans un sol ferrallitique : effet de la qualité et des quantités apportées.	40
2.3.2.2. Effet des produits résiduaires organiques sur la propriété du sol	43
2.3.2.3. Effet sur le rendement en grain de maïs	48
2.4. Sources des fertilisants organiques.....	49
2.4.1. Valorisation agricole des produits résiduaires organiques : cas de compostage des déchets urbains de la décharge municipale de Mahajanga	49
2.4.2. Caractérisation et Compostage des déchets Municipaux solides de Mahajanga (Madagascar)	50
2.4.3. Etude de l'efficacité du compost des déchets solides urbains par rapport aux fumures traditionnelles	52
2.5. Co-compostage de boues de laiterie et de fumier de bovins	55

2.5.1.	Suivi in situ.....	57
2.5.2.	Résultats et discussion.....	58
2.6.	Impact environnemental de la valorisation des PRO.....	63
2.6.1.	Réduction des émissions de GES pendant le compostage.....	63
2.6.2.	Dispositif expérimental de mesure des émissions gazeuses	65
2.6.3.	Effets du tassement et de l'humectation sur les émissions de GES et d'ammoniac.....	66
3.	Perspectives (projet de recherche).....	68
3.1.	Impact du changement climatique sur les flux des nutriments dans les sols.....	68
3.1.1.	Cycle des matières organiques des sols sous l'influence de changement climatique.....	69
3.2.	Flux de nutriments à différentes échelles spatiales : du système sol plante, à l'exploitation agricole et du territoire.	71
3.2.1.	Caractérisation des flux des MO d'un territoire	73
	Références citées	76

Liste des figures

Figure 1 : schéma simplifié de la relation plante – sol – engrais. (Triangle de Prianichnikov)	15
Figure 2 : effet de la fertilisation sur les rendements des hybrides F1 des choux blancs	20
Figure 3: teneur en nitrate des choux blancs, mg.kg ⁻¹ masse humide (moyenne de 2 ans).....	23
Figure 4 : minéralisation de l'azote des matières fertilisantes (en % du N apporté).....	35
Figure 5: cinétique de minéralisation du carbone des matières fertilisantes (en % du COT apporté).....	35
Figure 6 : composition biochimique des matières fertilisantes	36
Figure 7: teneur de carbone (mg.g-1) et de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) d'une fosse avant la mise en place de l'expérimentation	44
Figure 8: évolution de la teneur en C du sol du 2006 -2011	45
Figure 9: évolution de la signature isotopique du carbone du sol	45
Figure 10: teneur en P résine pour l'année 2006, 2009 et 2012	46
Figure 11: cinétique de la teneur en P résine du sol du 2006 au 2012	47
Figure 12: teneur en P Olsen du sol après 6 années d'apport de MO	47
Figure 13: teneur en aluminium échangeables des sols après six années d'apport de MO.....	48
Figure 14: rendements cumulés obtenus du 2006 au 2012	48
Figure 15: corrélation entre P Olsen et rendement en grains 2012	49
Figure 16: composants des déchets solides entreposés dans la décharge municipale de Mahajanga (moyenne à Septembre 2009 à Août, 2010)	51
Figure 17: biochemical analyzes of composts, % OM (Van Soest)	52
Figure 18: évolution de teneur en Nmin du sol	54
Figure 19: biomasse aérienne en fonction du cycle et des traitements	55
Figure 20: évolution des températures moyennes au centre des andains (thermocouples placés à gauche, au centre et à droite)	59
Figure 21: représentation simplifiée des systèmes de recyclage des matières organiques et des flux associés.	68

Liste des tableaux

Tableau 1: caractéristiques agrochimiques des sols dans la station de recherche)	19
Tableau 2: niveau de fertilisation avec les rendements programmés	19
Tableau 3: teneur en matière sèche dans les hybrides de choux blancs (moyenne de 2 ans)	21
Tableau 4 : teneur en vitamine C des choux blancs, mg pour 100g de masse humide (moyenne de 2 ans)	22
Tableau 5: teneur en sucre (% masse humide) des choux blancs (moyenne de 2 ans)	22
Tableau 6: exportations et balance des éléments nutritifs (2003 / 2004)	25
Tableau 7 : coefficients d'utilisation de l'azote des engrains par les hybrides	28
Tableau 8: les origines des produits résiduaires organiques testés	32
Tableau 9 : description des produits résiduaires organiques inventoriés à Mahajanga	38
Tableau 10: quantité cumulée de produits résiduaires organiques et quantité cumulée de C, N et P apportée pendant 3 ans (2006 – 2008)	42
Tableau 11: correspondance des parcelles et des traitements de 2006 – 2008 à ceux de 2009 – 2011	42
Tableau 12: caractéristiques des MO apportées	43
Tableau 13: doses de N apporté par chaque fumure	53
Tableau 14: composition des andains avant compostage	57
Tableau 15: caractéristiques chimiques et biochimiques de la boue de laiterie et des andains au début du compostage	60
Tableau 16: perte de masses et de volume pendant le compostage (142 jours).	61
Tableau 17: comparaison à la norme 44-051 « amendements organiques » ou la norme 44-095 « amendements organiques contenant des Matières d'Intérêt Agronomique issues du Traitement des Eaux MIATE » (% du produit brut) des composts obtenus après 142 jours de compostage	62
Tableau 18: caractéristiques massiques, volumiques et biochimiques des andains	64
Tableau 19: pertes de masses et de volume des huit andains exprimées en kg d'élément par tonne de MB initiale, et en % de la masse initiale de l'élément mesuré	66
Tableau 20: émissions gazeuses des différents andains	67

Liste des Formule

<i>Formule 1</i>	18
<i>Formule 2</i>	24
<i>Formule 3</i>	25
<i>Formule 4</i>	27
<i>Formule 5</i>	57
<i>Formule 6</i>	57
<i>Formule 7</i>	58
<i>Formule 8</i>	58
<i>Formule 9</i>	65

Remerciement

Ce mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches est le fruit de mes travaux de recherche, qui n'ont pas pu être réalisés sans l'aide et l'appui efficaces de mes nombreux collègues et amis, sans les travaux des étudiants et des thésards que j'ai eu la chance d'encadrer, et aussi sans la collaboration des techniciens, des ingénieurs et tous les acteurs avec qui j'ai eu le plaisir de travailler.

J'adresse mes sincères remerciements à vous tous que je ne peux citer les noms sans risque d'omission et j'espère que je ne vous offense pas.

Les travaux de recherche présentés dans ce mémoire ont été réalisés dans une équipe très conviviale et j'adresse spécialement mes remerciements à :

- **Lilia Rabeharisoa**, professeur titulaire à l'Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, directeur de l'Ecole doctorale A2E et ancien directeur du Laboratoire des Radio-Isotopes, qui m'a accordée sa confiance et m'a aidée à développer mes thématiques de recherche. Je lui remercie également d'avoir accepté de codiriger ce mémoire,
- **Dominique Masse**, directeur de recherche à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD), UMR Eco&Sols. Mes remerciements pour les conseils scientifiques et amicaux, pour le partenariat, la collaboration et également d'avoir accepté de codiriger ce travail,
- **Tantely Razafimbelo**, professeur et directeur du Laboratoire des Radio-Isotopes de l'Université d'Antananarivo. Mes remerciements pour les conseils et franche collaboration et d'avoir accepté d'être l'examinateur de ce mémoire,
- L'IRD et surtout aux chercheurs de l'UMR Eco&Sols, qui sont nos principaux partenaires pendant leurs séjours au LRI
- Le CIRAD, notamment les chercheurs et collaborateurs de l'UR Recyclages et Risques dirigée par Jean-Marie Paillat, qui m'a permis de réaliser une grande partie de mes travaux à la Réunion et aussi à Hervé Saint Macary qui a coordonné le projet ISARD,
- Tous les amis et collègues enseignants-chercheurs du LRI particulièrement : Razakamanarivo Herintsitohaina, Andriamananjara Andry, Rabenarivo Michel, Zakariasy Lala, Rakotoson Tovohery,...
- RAZAFIMANANTSOA Marie Paule et à son équipe, à RASOARIMALALA Odette et son équipe
- Professeur Demin Vadim Alexandrovitch du Département « Agrochimie » et au Professeur D.V. Patsuria du « Training-Research Center - V.I.Edelshtein Vegetable Station » du Timiryazev Russian State Agrarian University à Moscou qui m'ont encadré pendant mes études doctorales.
- Tous les Centres de recherche nationaux et internationaux, aux Universités nationales et étrangères avec qui j'ai collaborés

Je tiens aussi à adresser mes vifs remerciements aux membres de jury qui ont eu l'amabilité de consacrer leurs précieux temps pour la lecture de ce mémoire :

- RASOARAHOANA Jean Professeur Titulaire, Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, Université d'Antananarivo Président du jury

- RAMAROLANONANA RANDRIAMALALA Josoa, Professeur à l'Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques de l'Université d'Antananarivo, Rapporteur interne
- RAMANANKIERANA Heriniaina, Directeur de Recherches Associé au Centre National de Recherches sur l'Environnement (CNRE), Rapporteur externe
- RAMANANKASINA Estelle, Professeur émérite à l'Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques de l'Université d'Antananarivo, Examinateur

Enfin, j'adresse ici un grand MERCI à ma femme, qui m'a toujours soutenu et qui a acceptée avec amour les moments difficiles de séparation pendant mes études et mes missions de longues durées, à mes TROISIS préférées Anaïs, Iris, Doris qui m'ont toujours encouragé. Et ma profonde reconnaissance et remerciement aux membres de ma famille qui m'a supporté moralement et financièrement pendant mes parcours.

Encore Merci à tous.

1. Introduction

1.1. Présentation succincte du parcours scientifique.

Mes activités scientifiques étaient et sont axées sur la science du sol et plus particulièrement sur la gestion de leur fertilité, c'est-à-dire de leur capacité à supporter durablement une production végétale, dans un contexte de sécurité alimentaire des populations.

J'ai commencé à étudier cette discipline, lors de mon stage au sein du Programme Engrais Malgache en 1994 pour mon mémoire de fin d'études à l'Université d'Etat Agraire de l'Ukraine sur le thème de « Fertilisation du riz à Madagascar » pour l'obtention de diplôme de Master of Sciences in Agriculture et d'Ingénieur agronome spécialité Agrochimie et Pédologie en 1995. En 2002, j'ai continué à approfondir ce sujet quand le gouvernement de la Fédération de la Russie m'a offert une bourse de doctorat pour poursuivre mes études au Timiryazev Russian State Agrarian University à Moscou au sein de la Faculté « Faculty of Soil Science, Agricultural Chemistry and Ecology ». Mes activités de recherche étaient codirigées par le Professeur Demin Vadim Alexandrovitch du Département « Agrochimie » et par le Professeur D.V. Patsuria du « Training-Research Center - V.I.Edelshtein Vegetable Station ». J'ai pu terminer et soutenir ma thèse de doctorat sur le thème de « l'Effet de la fertilisation minérale sur le rendement des hybrides F1 de choux blanc tardif et sur la production de semence des lignes parentales » en 2005 grâce aux appuis financiers et techniques de ces deux Institutions.

Je suis recruté Maître de Conférences à l'Université d'Antananarivo depuis 2006 et affecté au Laboratoire des Radio-Isotopes dirigé alors par le Pr Adolphe Ratiarson. Mon travail au sein du LRI m'a permis de continuer mes recherches sur la fertilisation des sols cultivés et de tisser d'autres relations scientifiques qui m'ont données beaucoup d'opportunités sur ma thématique de recherche. Une collaboration étroite avec l'Institut de Recherche pour le Développement notamment avec Dominique Masse de l'UMR ECO&SOLS m'a permis d'évoluer sur les recherches concernant la valorisation agricole des déchets comme source de fertilisants et sur l'agriculture urbaine. Nous avons pu monter quelques projets de recherche d'envergure nationale et internationale. De 2007 à 2009 nous avons obtenu un financement Corus II 6049 sur le thème de « Valorisation agricole des déchets urbains ou industriels : impact sur la qualité des sols et amélioration des pratiques culturales de fertilisation organique» (Valagridus). Sur cette même thématique, l'équipe du LRI a été financés en 2008

par le MAEE français via le projet AIRES – SUD 7141 « Recherches méthodologiques sur la caractérisation des matières organiques du sol et des produits résiduaires organiques (PRO) et leurs implications dans les cycles de carbone (C), de l'azote (N) et du phosphore (P) ». Ces projets nous ont permis de développer notre partenariat et de nous associer à plusieurs Centres de recherche et Universités. En 2009 nous avons acquis un financement du Programme Systerra de l'Agence Nationale de Recherche « Projet ANR-08-STRA-15-01 Isard (2009 - 2013)- Intensification écologique des systèmes de production agricoles par le recyclage des déchets » avec plusieurs Centres de recherche et Universités français et sénégalais. Les relations tissées avec ces projets m'ont permises de faire des séjours au LEMSAT Sénégal en 2008 sous la direction de Dr HDR Dominique Masse, à l'UMR ECO&SOLS à Montpellier en 2010, trois séjours financés par le projet SCAC à l'UR Recyclages et Risques du CIRAD de la Réunion avec le Dr HDR Jean Marie Paillat sur le thème de l'Impact environnemental des recyclages de déchets. J'ai collaboré étroitement aussi avec les projets financés par l'Agence Internationale de l'Energie Atomique, surtout avec les projets qui traitent la disponibilité des nutriments et la dynamique de matières organiques des sols. Cette collaboration m'a permise de faire un séjour scientifique à l'Unité de Recherche Géochimie des Sols et des Eaux de l'INRA à Aix en Provence en 2009 chez le Dr HDR Jérôme Balesdent. Entre temps, j'ai participé à d'autres projets de recherche et de développement financés par les bailleurs locaux comme le projet PARRUR (2013): Séquestration du Carbone et disponibilité des nutriments (phosphore et azote) des sols des différents agroécosystèmes dans le cadre de la REDD+ Madagascar financé par le FSP, le projet AULNA : Agriculture Urbaine Low space No space à Antananarivo (2013 à ce jour) financé par l'Institut de Métier de la Ville, la commune urbaine d'Antananarivo et la Région Ile de France.

Parallèlement à ces activités de recherche, j'ai aussi participé activement à la formation des jeunes chercheurs et des étudiants. Je dispense deux matières (Radioagronomie et Gestion des matières organiques au niveau de la parcelle) dans le parcours : « Biofonctionnement des Sols et Environnement» dans la mention "Agriculture Tropicale et Développement Durable" (AT2D) (ex Département Agriculture) de l'Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques et je suis responsable de l'ECUE « Matières organiques animales et fertilisation des cultures » du Master SPAD à l'Université annexe Antsirabe. Je participe aussi à l'animation d'un module « Biodisponibilité des nutriments » à l'Ecole doctorale « Agriculture, Elevage et Environnement » de l'Université d'Antananarivo. Depuis 2014, je suis aussi responsable de l'organisation et de l'animation de l'Ecole thématique organisée par le LRI et intitulée « Les services écosystémiques rendus par les sols ». J'ai également encadré plusieurs mémoires

d'Ingénierat, de DEA et de Master des étudiants de différentes universités et participé à l'encadrement des doctorants.

Depuis 2007, je suis responsable de l'UR Biodisponibilité de Nutriments du Laboratoire des Radio-Isotopes. Notre thématique de recherche au sein de cette unité est focalisée sur la dynamique des nutriments et des matières organiques du sol, sur la biodisponibilité des éléments nutritifs des sols surtout le phosphore et l'azote, sur la valorisation agricole des produits résiduaires organiques.

1.2. Cadre général de recherche

Mes thématiques de recherche sont axées sur la gestion de la fertilité du sol c'est-à-dire sur l'utilisation optimale et durable des réserves en nutriments dans le sol, les engrains minéraux et les amendements organiques pour une bonne nutrition des plantes. Le paradigme actuel de la gestion de la fertilité des sols tropicaux prône une nouvelle approche qu'est la gestion intégrée de la fertilité des sols (GIFS). La GIFS qui est une composante de l'intensification intégrée, vise à accroître la productivité des sols grâce à une restauration et à une amélioration économique de leur fertilité par l'utilisation rentable des engrains organiques et minéraux, accompagnée par les techniques de conservation des eaux et des sols (Breman, 1997 ; Breman et Debrah, 1999 ; Dusal, 2002 ; Vanlauwe, 2004 ; Frossard et al., 2009 ; Frossard et Oberson, 2009). La nutrition des plantes a toujours été un point clé de la production agricole. Les plantes se nourrissent des nutriments disponibles dans la solution des sols en général.

L'objectif de l'agriculture moderne est d'avoir une production suffisante pour nourrir la population. Selon Smirnov et Muravin (1977), 40 à 50% de l'augmentation des rendements dans l'agriculture est obtenu grâce aux apports des engrains. Pour une bonne utilisation des engrains, il est nécessaire non seulement de prendre en compte les besoins des plantes, mais il est indispensable de connaître les besoins et la dynamique de consommation en nutriments des plantes suivant les différentes périodes de croissance, mais également d'évaluer la disponibilité de ces éléments nutritifs consommés par les plantes déterminée par les propriétés physicochimiques et biologique du sol.

L'utilisation des engrais a aussi largement modifié les flux des éléments à l'échelle du globe entraînant l'apparition d'un certain nombre de problèmes environnementaux. La nutrition des plantes devra toujours assurer un approvisionnement optimal des cultures en macro et micro éléments, mais elle ne pourra plus être raisonnée en simples termes d'apports d'engrais sans prendre en compte des bilans disponibilité – prélèvement du système sol-plante et de la parcelle agricole. Au contraire elle devra être réfléchie de façon intégrée au niveau du système de production et la gestion intégrée des éléments nutritifs deviendra une composante indispensable des systèmes agraires productifs et durables (Frossard et al., 2009).

La GIFS considère les systèmes de production et de culture ainsi que les techniques liées à la gestion des éléments nutritifs et intègre les facteurs économiques et sociétaux (Frossard et al. 2007 ; Fofan et al., 2008, Wopereis et al., 2008)

L'efficacité d'utilisation d'un élément peut être définie opérationnellement en considérant le bilan entrées-sorties de l'élément au niveau parcellaire, en mesurant la fraction de l'élément apportée sous forme d'engrais retrouvée dans la culture ou encore la fraction de l'élément apportée sous forme d'engrais retrouvée dans le système sol/plante. Améliorer l'efficacité des éléments nutritifs demande de connaître le fonctionnement des différentes composantes du système sol/engrais/plante et la façon dont ces dernières peuvent être manipulées pour améliorer les rendements des cultures (en quantité et qualité) sans provoquer de dommages à l'environnement.

Mes activités de recherche et d'enseignement sont ainsi orientées sur les relations des trois composants Plante – sols – Engrais (figure 1), suivant la théorie du triangle de D.N. Prianichnikov (1905): «L'étude de la nutrition des plantes et de l'interaction entre les plantes, le sol et les engrais est la base théorique de la fertilisation et les études de cycle des nutriments dans l'agriculture et l'identification des mesures qui influencent les processus chimiques qui se produisent dans le sol et les plantes, qui peuvent augmenter la production et leur qualité »

Mes thématiques de recherche sont orientées pour répondre aux questionnements suivants :

- Quelle est la dose optimale des engrais (minérale ou organique) appliquée pour une meilleure production végétale (en quantité et en qualité) ?
- Comment on peut optimiser l'utilisation des réserves en nutriments dans les solutions des sols pour augmenter les rendements ?
- Quelles sont les sources des matières fertilisantes existantes ?
- Dans quelle mesure, les produits résiduaires organiques (PRO) existants peuvent substituer les engrais minéraux ?
- Quels sont les qualités des produits obtenus de la valorisation des PRO ?
- Quels sont les impacts environnementaux de la valorisation des PRO ?

Pour répondre à ces questionnements, mes travaux s'appuient sur une démarche expérimentale aux champs et en laboratoire. Ainsi, ce mémoire montre les résultats obtenus pendant mes années de recherche avec les thématiques suivantes :

- 1- Optimisation de la fertilisation minérale dans une exploitation
- 2- Fertilisation organique, valorisation agricole des produits résiduaires organiques et impact environnemental de la valorisation des PRO et
- 3- Mes perspectives de recherche

Ce mémoire est divisé en quatre chapitres. D'abord, une introduction de mon parcours scientifique générale, ensuite une synthèse des résultats de mes travaux de recherche et enfin mes perspectives de recherche.

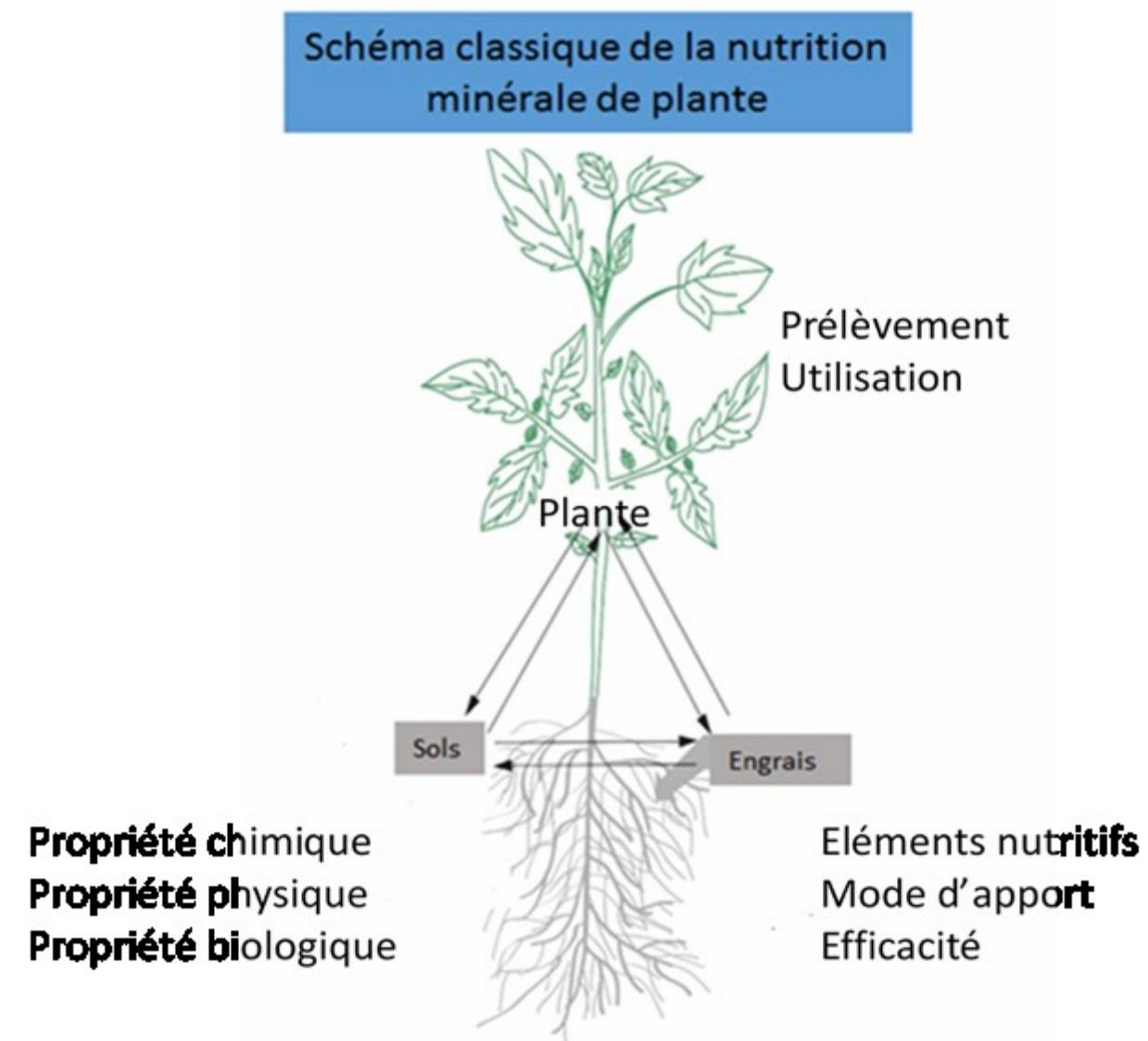


Figure 1 : schéma simplifié de la relation plante – sol – engrais. (Triangle de Prianichnikov)

2. Synthèse des travaux de recherche

2.1. Optimisation de la fertilisation minérale dans une exploitation

L'objectif de cette étude était d'optimiser l'utilisation des intrants en tenant compte les caractéristiques agrochimiques des sols et les besoins de la plante. Pendant cette première phase, nous avons travaillé sur les doses des engrains minéraux à apporter pour une meilleure production avec un taux maximum de rentabilité de l'investissement apporté.

L'utilisation des engrains minéraux joue un rôle important dans la stratégie de lutte contre la dégradation des sols, et pour la restauration de la fertilité des sols et une meilleure gestion des ressources du sol indispensables à un développement agricole et économique durable (Henao et Baanante, 1999 ; Drechsel et al. 2001).

Le déclin de la fertilité des sols est l'une des principales causes de la chute des rendements des cultures en Afrique Sub-saharienne (Youl *et al.*, 2011). Cette baisse de fertilité est attribuée aux contraintes climatiques et anthropiques qui se traduisent par la dégradation des sols dans un contexte de pression démographique accrue. Selon le Centre international pour la fertilité des sols et le développement agricole (IFDC), l'Afrique perd chaque année 8 millions de tonnes métriques d'éléments nutritifs du sol et plus de 95 millions d'hectares de terre ont été dégradés au point de réduire de manière significative la productivité (Henao et Baanante, 2006). D'après les estimations, au moins 85 % des pays africains souffrent d'un prélèvement des nutriments de plus de 30 kg par hectare et par an et 40 % des pays subissent des pertes de plus de 60 kg de nutriments par hectare et par an (Banque mondiale, 2006 ; Henao et Baanante, 2006).

Une utilisation des doses optimales des engrains pour chaque type de culture et pour chaque type de sol en tenant compte des besoins de la plante est la base de la fertilisation intégrée. Pendant l'ère soviétique les exploitations agricoles russes recevaient de fortes subventions en engrains minéraux. Les parcelles cultivées des stations agricoles étaient fertilisées selon le plan de fertilisation conçu par l'état pour pouvoir produire au maximum. Après l'effondrement de ce système, la politique agricole de chaque nouvel Etat souverain a dû s'adapter à chaque situation. La situation économique des nouveaux pays après la chute de l'URSS ne permettait plus de poursuivre la politique de plan de fertilisation et l'envolée des prix des matières fertilisantes a poussé les centre de recherche a appliqué un nouvel approche de fertilisation. Les analyses des sols effectuées dans les stations agricoles en Russie ont montré que les sols de ces stations étaient presque sur fertilisés, la teneur en phosphore était devenue très élevée,

d'où la nécessité de l'optimisation de la fertilisation. Les réformes dans le secteur agricole en Russie étaient en germe depuis de longues années, bien avant la fin de l'Union soviétique. La politique de soutien à la croissance de la production dans les kolkhozes et sovkhozes, qui fournissaient alors les trois-quarts du produit agricole, avait mobilisé à la fin de la période soviétique des moyens financiers considérables (Néfédova et Eckert, 2003)

2.1.1. Cadre méthodologique

Nos études ont été menées dans la station de recherche « Training-Research Center – V.I.Edelshtein Vegetable Station » de l'Université Agraire d'Etat de la Russie (Russian State Agrarian University – Moscow Agricultural Academy named after K.A. Timiryazev) de 2003 à 2005.

L'objectif de nos expérimentations était d'évaluer et d'étudier les doses rationnelles des engrains minéraux à appliquer sur les plantations des choux blancs tardifs (*Brassica oleracea var. capitata f. alba*) dans les conditions de la « Zone des Terres non-Noires de la Russie ». Nos objectifs spécifiques étaient de :

- définir l'effet de la fertilisation minérale sur le rendement ;
- étudier la qualité de la production selon la dose de fertilisation ;
- définir la dynamique d'utilisation des nutriments par le chou ;
- définir les exportations des nutriments par le chou ;
- définir les coefficients d'utilisation des nutriments issus de la matière fertilisante ;
- définir l'effet de la fertilisation sur la conservation des productions pendant l'hiver ;
- définir l'effet de la dose croissante de fertilisation sur le rendement, les masses, la qualité des lignes parentales et la production de semence
- définir l'efficacité économique de ce système de fertilisation.

L'objet de nos études était les hybrides F1 produits par la station : Kolobok, Monarx, Valentine et Bi192xXt51pm comparé avec un hybride hollandais Amtrak. Ainsi que les lignes parentales Bi192 et Xt51pm

Les caractéristiques agrochimiques des sols dans la station (tableau 1) montrent que les sols sont très riches en matière organique, cette situation est due aux déversements des substrats utilisés dans les serres voisins après leur fin de vie. La teneur en humus des sols a été déterminée par la méthode de Turin (Oxydation de l'humus par une solution de bichromate de potassium dans un milieu acide suivie de titration par le sel de Mohr de l'excès de bichromate. La quantité de l'humus est proportionnelle à la quantité de bichromate consommé par

l’oxydation), l’azote facilement hydrolysable par la méthode de Turin et Kononovaia (extraction des azotes de formes minéraux et hydrolysables par un acide sulfurique de 0,25 mol.l⁻¹), le phosphore et le potassium assimilable par la méthode de Kirsanov (extraction par une solution de 0,2M d’acide chloridrique et le pH avec un pH mètre (Yagodin et al, 1987). La teneur en azote de la plante a été déterminée par la méthode de micro Kjéldal, le phosphore par la méthode de Truog (minéralisation de la plante par une solution de l’acide sulfurique concentré avec du sélénium comme catalyseur suivi d’une complexation du phosphore par une solution de molybdate d’ammonium et lecture de coloration par un spectromètre), le potassium avec un photomètre à flamme, la vitamine C par la méthode de Mourri (réduction de l’indicateur coloré dichlorphénolindophénol par la vitamine C, la quantité de vitamine C est proportionnelle à la quantité de dichlorphénolindophénol décoloré), le sucre par la méthode au cyanide et le nitrate dans la feuille avec un nitratomètre MIKON – 100 (Yagodin et al , 1987). Pendant la phase de végétation, l’évolution de la surface des feuilles des plantes ont été évaluée avec la formule de Konyaev (1970). La dynamique des prélèvements des nutriments par les plantes a été calculée pendant la saison culturelle. L’expérimentation a été réalisée avec cinq niveaux de fertilisation (tableau 2), trois répétitions en 2003 et quatre répétitions en 2004.

La surface expérimentale était de 588 m² en 2003 avec des blocs de 39,2 m² et de 980 m² en 2004 avec des blocs de 49m². Cinq hybrides de choux blanc ont été mis dans chaque bloc expérimental avec une densité de 15 à 20 plantes pour une micro parcelle de 5.6 m² en 2003 et de 7 m² en 2004 (70x50cm).

Les doses des engrains minéraux appliquées étaient calculées par la méthode de balance élémentaire selon la *formule 1*. Le besoin en apport de nutriments est défini en tenant compte de la planification des rendements et de l’exportation des nutriments par la production. Sachant que pour la formation de son rendement les plantes vont utiliser les réserves des nutriments disponibles dans la solution des sols et des engrains. Les types d’engrais utilisés sont : l’urée pour l’engrais azoté, K₂SO₄ et double superphosphate.

$$D = \frac{100.R.(E-Tx).Ks}{Kf} \quad (Formule 1)$$

où :

D – dose du fertilisant à apporter (kg.ha⁻¹)

R – Rendement planifié (kg.ha⁻¹)

E – exportation des nutriments par la production (kg.t⁻¹)

Tx – teneur en réserve des nutriments de sol ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)

Ks – coefficient d'utilisation des nutriments de sol par la plante

Kf – coefficient d'utilisation des nutriments des engrains par la plante

Tableau 1: caractéristiques agrochimiques des sols dans la station de recherche (Rafolisy et al., 2005 ; Demin et al., 2007)

Année	pH KCl	Humus	N hydr.	P_2O_5	K_2O	H	S	V
		%		Assimilable, $\text{mg} \cdot \text{éq.} \cdot 100\text{g}^{-1}$ de sol		%		
2003	6,1	7,7	15	50	26	2,5	25,1	91
2004	6,4	4,7	12	39	34	1,1	22,1	95

N hydr. – Azote facilement hydrolysable ; P_2O_5 – phosphore assimilable par la méthode de Kirsanov ; K_2O - potassium assimilable par la méthode de Kirsanov ; H hydr. – acidité; S – Somme des bases échangeables ; V – taux de saturation en base échangeable.

Tableau 2: niveau de fertilisation avec les rendements programmés (Rafolisy et al., 2005 ; Demin et al., 2007)

Traitement	Niveau de fertilisation	Dose de fertilisation, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de nutriment ($\text{N}+\text{P}+\text{K}$)	Rendement planifié, $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$
2003			
1	Témoins	0	30
2	N-90	90	40
3	N-160 P_2O_5 -0 K_2O -30	190	50
4	N-250 P_2O_5 -0 K_2O -125	375	60
5	N-340 P_2O_5 -0 K_2O -220	560	70
2004			
1	Témoin	0	35
2	N-50	50	43
3	N-100	100	50
4	N-180 P_2O_5 -25 K_2O -0	205	60
5	N-260 P_2O_5 -110 K_2O -90	460	70

Les expérimentations aux champs ont été menées pendant la saison culturelle de 2003 et 2004 suivies d'une expérimentation dans les serres pendant la saison de 2004 et 2005. Les semis ont été réalisés pendant la deuxième décade du mois d'avril et les plants ont été transplantés dans les parcelles à la fin de mois de mai. Les récoltes ont été faites pendant la première décade du mois d'octobre. Les pommes de choux des hybrides et les plants des lignes

parentales ont été conservés dans un magasin de conservation de légume avec une ventilation naturelle.

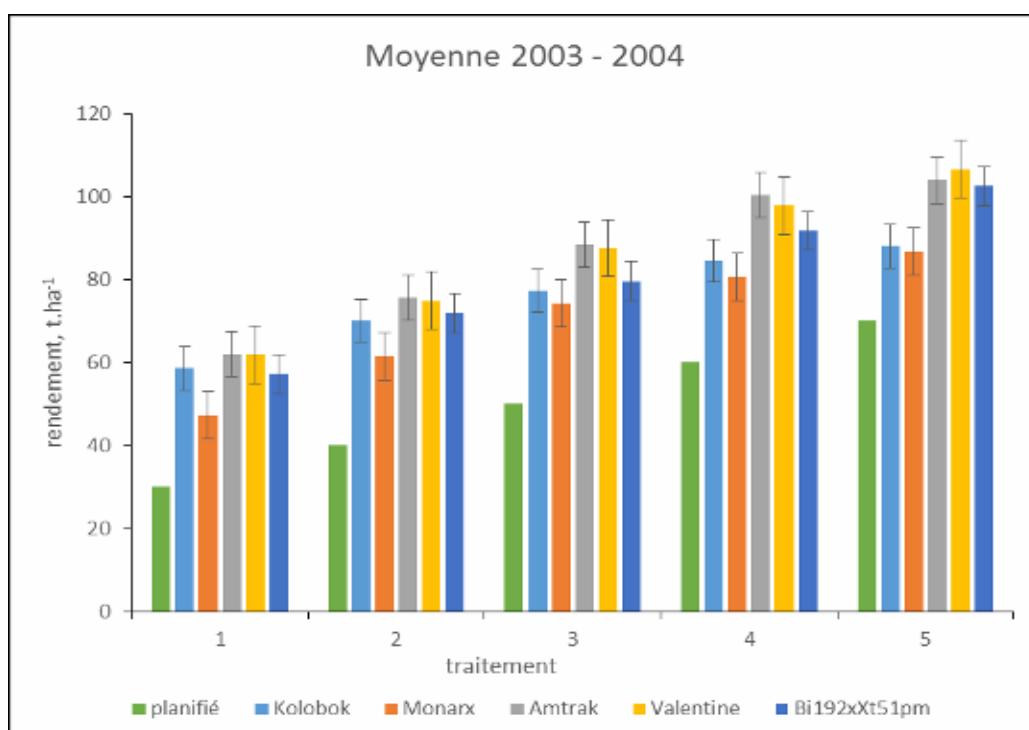
Les conditions climatiques pendant les saisons culturales de 2003 et de 2004 étaient propices à la culture des choux blanc tardifs, en 2003 la précipitation était supérieure de 36% par rapport à la moyenne enregistrée dans la station et celle de 2004 était supérieure de 43%.

2.2. Les principaux résultats obtenus

2.2.1. Rendement

Le système de fertilisation utilisé a permis d'augmenter les rendements pour les deux années de culture de choux blanc (figure 2). L'accroissement des doses des fertilisants de 0 (témoin) à 560 kg.ha⁻¹ de matière active a permis une augmentation de rendement de 74% en 2003 et de 65% en 2004. Les rendements obtenus étaient tous supérieurs aux rendements planifiés pendant les deux années d'expérimentation.

Pour l'année 2003, le maximum de rendement a été obtenu avec les hybrides Valentine (123,2 t.ha⁻¹) et Bi192xXt51pm (124,2t.ha⁻¹) alors que l'hybride hollandais Amtrak ne donnait que 110 t.ha⁻¹ avec le traitement 5 (N-340 P₂O₅-0 K₂O-220). Pour la saison culturelle 2004, les hybrides Amtrak et Valentine ont donné le maximum de rendement avec la dose maximum de fertilisation (N-180 P₂O₅-25 K₂O-0).



Traitement 1, 2, 3, 4, 5 = niveau de fertilisation.

Figure 2 : effet de la fertilisation sur les rendements des hybrides F1 des choux blanc (Rafolisy et al., 2005 ; Demin et al., 2007).

Les conditions climatiques (précipitation abondante et haute température) ont joué un rôle prépondérant dans l'augmentation de rendement, les parcelles témoins ont donné un rendement de 46,2 à 74,1 t.ha⁻¹ en 2003 et de 48,3 à 55,5 t.ha⁻¹ en 2004. Cette situation a permis une meilleure utilisation des nutriments des sols par les plantes.

En 2003, l'accroissement de la dose de fertilisation appliquée de 375 kg à 560 kg n'a pas permis d'augmenter le rendement des hybrides Amtrak et Bi192xXt51pm. En 2004, les hybrides Kolobok, Monarx et Valentine ont atteint leur maximum de rendement avec la dose de fertilisation de 205 kg.ha⁻¹.

2.2.2. Effet de la fertilisation sur les qualités de rendement des choux blancs

Teneur en matière sèche : la teneur en matière sèche est une des qualités recherchées pour les choux blancs tardifs, plus elle est élevée plus elle favorise la conservation de la production pendant l'hiver et préserve les éléments nutritifs dans les plantes. L'hybride Amtrak s'est distingué par une haute teneur en matière sèche. L'augmentation des doses de fertilisation n'a pas d'effet sur ce paramètre et la moyenne de deux années d'expérimentation (tableau 3) ne montre aucune différence entre les quatre autres hybrides.

Tableau 3: teneur en matière sèche (%) dans les hybrides de choux blancs (moyenne de 2 ans) (Rafolisy et al., 2005 ; Demin et al., 2007)

Traitement	Kolobok	Monarx	Amtrak	Valentine	Bi192 x Xt51pm	Moyenne estimée des traitements
1	8,7 a	8,9 a	10,4 a	9,5 a	8,6 a	9,2 j
2	8,6 a	8,7 a	9,9 a	9,1 ab	8,3 a	8,9 i
3	8,5 a	8,6 a	9,7 a	8,5 b	8,3 a	8,7 h
4	8,4 a	8,3 a	9,8 a	8,8 ab	8,2 a	8,7 g
5	8,2 a	8,5 a	9,8 a	8,9 ab	8,1 a	8,7 g
Moyennes estimées des variétés	8,5 i	8,6 i	9,9 h	8,9 g	8,3 j	

Traitement 1, 2, 3, 4, 5 = niveau de fertilisation. Les moyennes montrent les synthèses des comparaisons multiples par paires : Les moyennes estimées des variétés portant des lettres identiques ne sont pas significativement différentes à 5%. Les moyennes estimées des traitements portant des lettres identiques ne sont pas significativement différentes à 5%.

Teneur en vitamine C : la fertilisation a permis d'augmenter la teneur en vitamine C des choux blancs. Une augmentation moyenne sur les deux années d'expérimentation de 50% de la teneur en vitamine C a été constatée entre le témoin et le traitement le plus fertilisé. Elle est

passée de 25mg à 35 mg pour 100g de masse humide (tableau 4). L'hybride Valentine a eu la plus forte teneur en vitamine C que ce soit avec les parcelles témoins ou avec les parcelles fertilisées par rapport aux autres hybrides.

Tableau 4 : teneur en vitamine C des choux blancs, mg pour 100g de masse humide (moyenne de 2 ans) (Rafolisy et al., 2005 ; Demin et al., 2007)

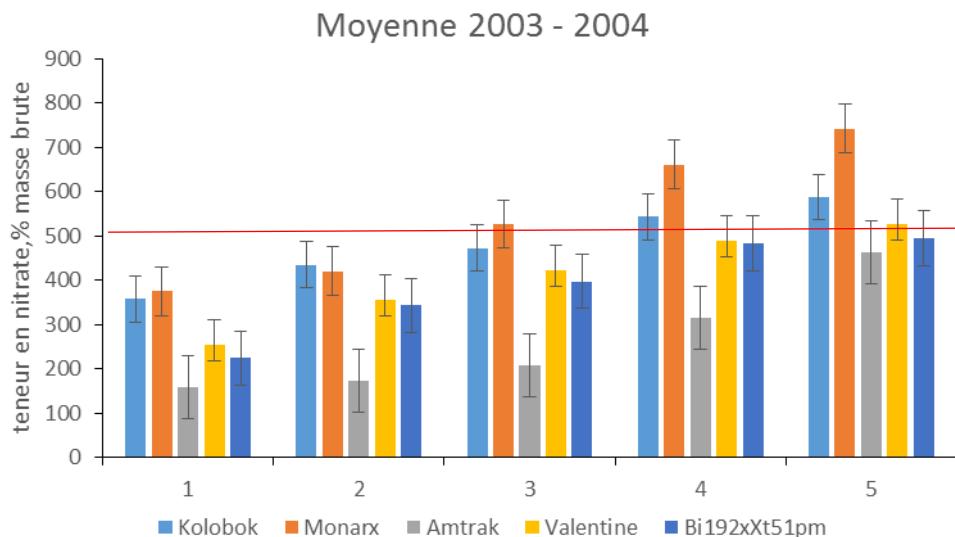
Traitement	Kolobok	Monarx	Amtrak	Valentine	Bi192 x Xt51pm	Moyenne estimée des traitements
1	33 a	35 a	35 a	40 a	32 a	25 j
2	31 ab	30 ab	35 a	40 a	31 ab	27 i
3	27 bc	27 bc	33 ab	34 b	28 b	30 h
4	25 c	26 bc	28 bc	31 bc	24 c	33 g
5	23 c	23 c	26 c	29 c	22 c	35 g
Moyennes estimées des variétés	28 i	28 i	32 h	35 g	27 i	

Traitement 1, 2, 3, 4, 5 = niveau de fertilisation. Les moyennes montrent les synthèses des comparaisons multiples par paires : Les moyennes estimées des variétés portant des lettres identiques ne sont pas significativement différentes à 5%. Les moyennes estimées des traitements portant des lettres identiques ne sont pas significativement différentes à 5%.

Tableau 5: teneur en sucre (% masse humide) des choux blancs (moyenne de 2 ans) (Rafolisy et al., 2005 ; Demin et al., 2007).

Traitement	Kolobok	Monarx	Amtrak	Valentine	Bi192 x Xt51pm	Moyenne estimée des traitements
1	4,2 c	4,0 c	4,4 c	4,6 c	3,4 c	4,1 j
2	4,4 bc	4,2 bc	4,6 c	5,2 b	3,6 c	4,4 i
3	4,6 ab	4,3 bc	4,960 b	5,120 b	4,0 b	4,6 h
4	4,8 a	4,4 ab	5,2 ab	5,4 ab	4,4 a	4,8 g
5	4,4 bc	4,7 a	5,3 a	5,6 a	4,6 a	4,9 g
Moyennes estimées des variétés	4,5 i	4,3 i	4,9 h	5,2 g	4,0 j	

Traitement 1, 2, 3, 4, 5 = niveau de fertilisation. Les moyennes montrent les synthèses des comparaisons multiples par paires: Les moyennes estimées des variétés portant des lettres identiques ne sont pas significativement différentes à 5%. Les moyennes estimées des traitements portant des lettres identiques ne sont pas significativement différentes à 5%.



Traitement 1, 2, 3, 4, 5 = niveau de fertilisation

Figure 3: teneur en nitrate des choux blancs, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ masse humide (moyenne de 2 ans) (Rafolisy et al., 2005 ; Demin et al., 2007)

Teneur en sucre : une légère hausse de la teneur en sucre des hybrides a été constatée avec l'augmentation de la dose de la fertilisation (tableau 5). Cet effet de la fertilisation sur la teneur en sucre est plus prononcé avec l'hybride Bi192xXt51pm de 3,4% à 4,6% soit une hausse en moyenne de 35% alors que les quatre autres hybrides n'ont qu'une hausse de 21% en moyenne. La plus forte teneur en sucre a été constatée avec l'hybride Valentine (6.1% en 2003). Seul la teneur en sucre de l'hybride Kolobok ne réagit pas sur la dose de fertilisation.

Teneur en nitrate : la teneur en nitrate est réglementée dans les choux blancs, il est recommandé que la teneur en nitrate dans les choux blancs soit inférieure de $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ de masse humide. L'utilisation des fertilisants notamment l'engrais azoté a entraîné une augmentation de la teneur en nitrate dans les choux blancs. L'accumulation de nitrate n'est pas identique pour tous les hybrides (figure 3). Les hybrides Kolobok et Monarx ont accumulé plus de nitrate que les autres hybrides (358 et $376 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ avec le témoin et 588 et $743 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ avec le traitement 5). Cette teneur dépasse le seuil autorisé pour l'hybride Monarx avec le traitement 3 et pour l'hybride Kolobok avec le traitement 4. Les teneurs en nitrate des hybrides Amtrak, Valentine et Bi192xXt51pm sont restés au-dessous du seuil autorisé pour tous les traitements.

2.2.3. Dynamique d'accumulation des nutriments dans les plantes.

Les dynamiques d'accumulation des nutriments dans les plantes ont été calculées à partir de teneur en azote, phosphore et potassium dans les organes des plantes pendant la phase de

végétation. En 2003, le maximum d'azote accumulé a été constaté au moment de la récolte au mois d'octobre. Avant la formation des pommes des choux blancs (août), les hybrides ont accumulés 52 à 72% de l'azote mesuré au maximum. Les parties restantes de l'azote utilisé sont accumulées pendant la formation des pommes.

En 2004, l'accumulation de l'azote dans les plantes est différente selon l'hybride. Les hybrides Kolobok, Monarx et Amtrak ont accumulé à la deuxième décade du mois de juillet plus de la moitié de l'azote total contenu en fin de cycle alors que les hybrides Valentine et Bi192xXt51pm n'ont accumulé que le quart de leur azote par rapport au maximum.

L'accumulation de phosphore dans les plantes ne représente que 5 à 14% à la première décade du mois de juillet et a atteint 74% après 30 jours. Les restes de phosphores ont été utilisés pour la maturation de la plante.

L'utilisation de potassium par les plantes est très différente pour les deux années d'expérimentation. En 2003, les plantes ont accumulé 10 à 15 % de potassium utilisé par les plantes au mois de juillet et jusqu'à 81% au mois d'août. En 2004, les plantes ont accumulé à la deuxième décade de mois de juillet jusqu'à 47% du potassium, et, jusqu'à 90% au mois d'août pour atteindre le maximum au mois de septembre.

2.2.4. Exportation et balance des nutriments

La quantification et l'évaluation des éléments nutritifs entrant et sortant des systèmes agricoles montrent si le système agricole est un accumulateur ou un déficitaire net en matière de fertilité du sol. Pour notre étude, nous avons évalué l'exportation des éléments nutritifs par les biomasses exportées (pomme + résidus de récolte exportés), les coefficients d'utilisation des nutriments et les balances des nutriments par rapport à l'apport et à l'exportation.

L'exportation a été calculée suivant la *formule 2*

Exportation = (teneur1 × production) + (teneur2 x résidus), (Formule 2) où

Exportation : quantité des éléments nutritifs exportés par les biomasses exportées, kg.ha⁻¹

Teneur1 : teneur en éléments nutritifs (N, P₂O₅, K₂O) de la production, %

Teneur2 : teneur en éléments nutritifs (N, P₂O₅, K₂O) des résidus de récolte exportés, %

Les balances des nutriments ont été évaluées en pourcentage des apports par rapport à l'exportation donc, l'équilibre correspond à 100%, ainsi les valeurs en dessous de 100% sont considérées comme des balances négatives (*formule 3*).

$$\text{Balance} = \frac{\text{Eléments apportés par les engrais (kg/ha)}}{\text{Exportations par les biomasses, (kg/ha)}} \times 100 \text{ (Formule 3)}$$

L'exportation des éléments nutritifs d'une exploitation dépend directement de la quantité des biomasses exportées, des doses des engrais apportées, de la condition climatique et beaucoup d'autre paramètre.

Les résultats de notre expérimentation (tableau 6) ont montré que l'augmentation de la dose des engrais apportée a entraîné un accroissement de l'exportation des éléments nutritif. L'exportation en N de l'année 2003 est supérieure de 47% de celle de 2004 avec les parcelles témoin et de 70% avec les parcelles les plus fertilisées. Cette différence n'est que de 10% et de 38% pour le P respectivement et de 20% et de 48% pour le K respectivement.

Tableau 6: exportations et balance des éléments nutritifs (2003 / 2004) (Rafolisy et al., 2005 ; Demin et al., 2007)

Traitement	Eléments apportés par les engrais kg.ha ⁻¹			Exportation par les biomasses, kg.ha ⁻¹			Balance, % de l'exportation		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Kolobok									
1	0	0	0	222 / 132	43 / 39	216 / 164	0	0	0
2	90 / 50	0	0	279 / 164	60 / 47	264 / 200	32 / 31	0	0
3	160 / 100	/0	30 / -	316 / 171	68 / 46	308 / 210	51 / 59	0	10 / -
4	250 / 180	0 / 25	125 / -	371 / 191	76 / 58	371 / 234	67 / 94	0 / 43	34 / -
5	340 / 260	0 / 110	220 / 90	413 / 223	91 / 66	403 / 258	82 / 117	0 / 168	55 / 35
Monarx									
1	0	0	0	265 / 154	49 / 47	259 / 174	0	0	0
2	90 / 50	0	0	331 / 184	49 / 47	259 / 174	0	0	0
3	160 / 100	/0	30 / -	331 / 184	68 / 53	316 / 215	27 / 27	0	0
4	250 / 180	0 / 25	125 / -	456 / 235	105 / 75	456 / 287	55 / 76	0 / 33	27 / -
5	340 / 260	0 / 110	220 / 90	493 / 255	121 / 70	483 / 290	69 / 102	0 / 156	46 / 31
Amtrak									
1	0	0	0	253 / 150	56 / 52	253 / 189	0	0	0
2	90 / 50	0	0	309 / 190	68 / 60	309 / 225	29 / 26	0	0
3	160 / 100	/0	30 / -	376 / 238	86 / 72	368 / 285	43 / 42	0	8 / -
4	250 / 180	0 / 25	125 / -	428 / 223	105 / 91	418 / 334	58 / 61	0 / 28	30 / -
5	340 / 260	0 / 110	220 / 90	453 / 319	111 / 100	443 / 354	75 / 81	0 / 110	50 / 25
Valentine									
1	0	0	0	234 / 139	56 / 44	228 / 199	0	0	0
2	90 / 50	0	0	286 / 170	75 / 48	286 / 199	31 / 29	0	0
3	160 / 100	/0	30 / -	342 / 193	86 / 68	342 / 236	47 / 52	0	9 / -
4	250 / 180	0 / 25	125 / -	390 / 223	95 / 77	390 / 282	64 / 81	0 / 32	32 / -
5	340 / 260	0 / 110	220 / 90	433 / 233	101 / 78	443 / 266	79 / 112	0 / 141	50 / 34
Bi192 x Xt51pm									
1	0	0	0	185 / 126	49 / 42	185 / 154	0	0	0
2	90 / 50	0	0	233 / 146	68 / 43	233 / 182	39 / 34	0	0
3	160 / 100	/0	30 / -	282 / 168	77 / 57	282 / 203	57 / 59	0	11 / -
4	250 / 180	0 / 25	125 / -	352 / 207	95 / 63	352 / 247	71 / 87	0 / 40	36 / -
5	340 / 260	0 / 110	220 / 90	373 / 219	101 / 68	373 / 271	91 / 119	0 / 162	59 / 33

Traitement 1, 2, 3, 4, 5 = niveau de fertilisation.

A l'aide de la valeur de la balance relative à l'exportation des nutriments, nous avons pu définir la part des nutriments apportés par les engrains pour la formation de la production. Les balances des nutriments (tableau 6) sont toutes en deçà de 100% en 2003 c'est-à-dire les doses des nutriments apportés n'étaient pas suffisantes pour la formation des produits. L'augmentation des doses des nutriments apportés par les engrains améliorent la balance par rapport à l'exportation des nutriments par la production (tableau 6). Cette balance augmente de 27 % à 91 % pour l'azote et de 8% à 59% pour le potassium. Ces résultats montrent que les sols se sont appauvris pour la formation des productions obtenues. En 2004, cette balance pour l'azote a atteint 119% des exportations sur les traitements le plus fertilisés et 35% pour le potassium. Pour l'année 2004, nous avons pu déterminer, la balance pour le P sur le 4ème et 5ème traitement, elle était de 28 à 168%.

2.2.5. Coefficients d'utilisation des nutriments

Les coefficients d'utilisation (C.U.) des nutriments apportés par l'engrais ont été évalués dans toutes les parcelles fertilisées. Les C.U. des nutriments de sol ont été évalués dans les parcelles non fertilisées, ainsi les C.U. de l'azote du sol ont été calculés seulement avec les parcelles témoins, les C.U. de phosphore du sol avec toutes les parcelles pour l'année 2003 et avec les traitements 1, 2 et 3 pour l'année 2004 et les C.U. de potassium du sol avec les parcelles 1 et 2 pour l'année 2003 et les parcelles 1, 2, 3 et 4 pour l'année 2004.

On a constaté que l'utilisation des nutriments est fonction des doses d'engrais apportées.

Les coefficients d'utilisation des nutriments (formule 4 et 5) étaient calculés en tenant compte les sous-produits des récoltes. Le coefficient d'utilisation de l'azote des sols a été calculé avec les traitements sans apports d'engrais azoté, il était au maximum avec l'hybride Monarx (59%) en 2003. En moyenne, le coefficient d'utilisation de l'azote des sols en 2003 est de 51% pour tous les hybrides, et de 39 % en 2004.

Le coefficient d'utilisation de phosphore des sols a été calculé sur les traitements sans apports d'engrais phosphaté. Nous avons constaté que, l'augmentation de la dose de N apporté améliore l'utilisation de P par la plante. Ce coefficient d'utilisation de P des sols est de 3 % à 8% pour tous les hybrides.

Le coefficient d'utilisation de potassium des sols a été calculé avec les traitements sans apports d'engrais potassique. Nous avons constaté que, le coefficient d'utilisation de potassium des sols augmente de 15% à 33 % pour tous les hybrides.

En moyenne, le coefficient d'utilisation de l'azote des engrains (tableau 6) est de 56 % pour les deux années d'expérimentation. L'hybride Amtrak est le plus efficace sur l'utilisation de N de l'engrais (82 %).

$$C.U_{N \text{ sols}} (\%) = \frac{\text{Exportations (N) par les biomasses, kg/ha}}{\text{Stock de N facilement hydrolysable kg/ha}} \times 100 \quad (\text{Formule 4})$$

$$C.U_{engrais} (\%) = \frac{\text{Exp(F)} - \text{Exp(T)}}{\text{Dose (N,P ou K) apportée } \left(\frac{\text{kg}}{\text{ha}}\right)} \times 100 \quad (\text{Formule 5})$$

Où,

$\text{Exp(F)} = \text{Exportations par les biomasses dans les parcelles fertilisées kg/ha}$

$\text{Exp(T)} = \text{Exportations par les biomasses dans les parcelles témoins, kg/ha}$

Les C.U. des nutriments (NPK) du sol de l'année 2003 sont différents de l'année 2004. Cette différence est due aux différences de la quantité de biomasse produites pendant les deux années d'expérimentation.

En 2003, la moyenne de CU de l'azote du sol est de 51% alors qu'il n'est que de 39% en 2004 pour tous les hybrides de traitements confondus, l'hybride Monarx a eu le maximum de CU (59% en 2003 et 43% en 2004) tandis que l'hybride Bi192xXt51pm n'a utilisé que 41% de l'azote du sol en 2003 et 39% en 2004.

Il a été aussi constaté que le CU de phosphore du sol augmente en fonction de l'accroissement de la dose de l'azote apportée. Pour l'année 2003, le CU de phosphore du sol passe de 3% dans les parcelles témoins à 8% dans les parcelles les plus fertilisées. En 2004, il varie de 3 à 6%. Les hybrides Amtrak et Valentine ont le CU de phosphore le plus élevé.

En 2003, les hybrides Monarx et Amtrak se sont distingués d'un important CU de potassium du sol, de 32% à 40% pour les traitements 1 et 2 suivi des hybrides Valentine de 29% à 37%, Kolobok de 28% à 34% et de Bi192xXt51pm de 24% à 30% respectivement pour les traitements 1 et 2. En 2004, vu l'important stock de potassium assimilable du sol, les parcelles des traitements 1 à 4 n'ont pas été fertilisé par des engrains potassiques. Les tendances de l'utilisation de potassium du sol par les hybrides sont identiques à celle de 2003 mais seulement à diminué en quantité soit de 15% à 33% des parcelles témoins aux parcelles de 4^{ème} traitement.

Le C.U. de l'azote des engrains sont montrés dans le tableau 7. Il a été constaté que le CU de l'azote de l'engrais diminue en fonction de la quantité d'azote apportée. La valeur minimale de CU de l'azote des engrais est observée avec les parcelles les plus fertilisées. En 2003,

l'hybride Monarx a eu le CU de l'azote le plus élevé (80% en 3^{ème} traitement). En moyenne pour les deux années d'expérimentations, la moyenne de valeur de CU de l'azote des engrais pour tous les hybrides est de 56% et on a constaté que l'hybride Amtrak a la forte capacité d'utilisation de l'azote des engrais (82%).

Tableau 7 : coefficients d'utilisation de l'azote des engrais par les hybrides. (Rafolisy et al., 2005 ; Demin et al., 2007)

Hybrides	Traitements	Coefficients d'utilisation de l'azote des engrais par les choux blancs (%)		
		2003	2004	Moyenne
Kolobok	1			
	2	63	63	63
	3	59	39	49
	4	59	33	46
	5	56	35	45
Monarx	1			
	2	73	59	66
	3	80	52	66
	4	76	45	61
	5	67	39	53
Amtrak	1			
	2	62	79	71
	3	77	88	82
	4	70	79	75
	5	59	65	62
Valentine	1	57	61	59
	2	67	54	61
	3	62	47	54
	4	62	47	54
	5	58	36	47
Bi192 x Xt51pm	1	54	40	47
	2	61	42	51
	3	67	45	56
	4	67	45	56
	5	55	36	45

Traitement 1, 2, 3, 4, 5 = niveau de fertilisation.

2.3. Fertilisation organique et valorisation agricole des produits résiduaires organiques

La deuxième partie de mes travaux était consacrée surtout sur les questions de la fertilité des sols et l'amélioration de la fertilisation à Madagascar. Le choix de cette thématique a été motivé par la constatation de la réalité de l'agriculture à Madagascar surtout en milieu urbain et périurbain.

Les objectifs de mes activités de recherche pendant cette période étaient de :

- valoriser les « tanety » dans les zones périurbaines d'Antananarivo,
- chercher et caractériser les sources de fertilisants disponibles,
- étudier l'effet de la qualité des différents produits résiduaires organiques (PRO) sur le statut organique et sur le biofonctionnement des ferralsols,
- valoriser les PRO existants
- étudier l'impact environnemental de la valorisation des PRO

Après avoir soutenu ma thèse de doctorat en Agrochimie et aussi en Sélection de plante et production des semences et obtenu le diplôme de « Doctor of Philosophy (Ph.D.) in Agriculture », je suis rentré à Madagascar et recruté en tant qu'enseignant chercheurs au Laboratoire des Radio-Isotopes de l'Université d'Antananarivo.

Les pays en développement tels que Madagascar font face à une forte croissance démographique et par conséquent à une nécessité d'augmenter la production agricole pour assurer leur sécurité alimentaire. Avec une population estimée à 24 millions en 2015 (countryometers.info, 2015) et un rendement des principales cultures vivrières qui stagne quasiment depuis 40 ans (en dehors de quelques poches d'intensification comme certains grands périmètres irrigués), et une production agricole peu diversifiée et largement tournée vers la satisfaction des besoins en vivres des ménages agricoles, le déficit alimentaire du pays augmente progressivement [Délégation de l'UE à Madagascar, 2016]. A Madagascar, les deux tiers de la production agricole proviennent des exploitations familiales qui pratiquent une agriculture de subsistance générant peu de surplus commercialisable, souvent basée sur la culture du riz. Leur capacité productive est entre autres limitée par l'insuffisance du crédit rural, la faible utilisation des intrants agricoles, le mauvais état des infrastructures de base (routes et systèmes d'irrigation), la baisse de fertilité des sols et le faible niveau technologique utilisé (FAO, PAM, 2013). La croissance de la population s'accompagne d'une concentration dans de grandes métropoles et aussi une augmentation des déchets. On estime en particulier que la production de déchets sera quadruplée dans les villes (Mougeot et Moustier, 2004).

Confrontée à la demande urbaine en augmentation, au manque d'infrastructures de transport et à la faible productivité de l'agriculture dans les zones rurales, l'agriculture périurbaine s'étend de plus en plus sur les terres de « tanety ». Par ailleurs, les terres sur les collines des Hautes Terres de Madagascar, appelée « tanety » sont traditionnellement très peu cultivées. Cependant étant les seules terres disponibles, elles subissent une pression culturelle de plus en plus importante notamment dans les zones péri-urbaines. D'où la nécessité d'accompagner d'un point de vue agronomique l'expansion des cultures sur « tanety ». Avec mes collègues du LRI et de l'IRD, nous avons décidé de mener des travaux de recherche sur l'amélioration de la fertilité des sols pour une augmentation durable de la production agricole des ferralsols de tanety. Les ferralsols de « tanety » sont des sols fortement désaturés et présentent une faible potentialité de production primaire au regard de leurs propriétés chimiques (Rabeharisoa, 2004). Ces sols de couleur rouge, dont la matrice argileuse est dominée par la kaolinite, présentent des teneurs élevées en sesquioxides de fer et d'aluminium (Segalen, 1995, Sanchez et al., 1997). Ces caractéristiques leurs confèrent un pouvoir de fixation élevé vis-à-vis du phosphore qui devient non accessible aux plantes. Ainsi, ces sols, bien que généralement très pourvus en phosphore total, présentent des teneurs en phosphore assimilable très faibles (teneurs inférieures à 10 mg P kg^{-1} par l'extraction Olsen) (Rabeharisoa, 2004). Une augmentation de l'utilisation des engrains chimiques demeure une des solutions pour améliorer la faible productivité agricole à Madagascar, mais ils sont encore inaccessibles pour la plupart des paysans. Nous avons constaté que les sols sont sous fertilisés et que les agriculteurs n'avaient pas de moyen de se procurer des engrains chimiques, d'où le faible taux d'utilisation des fertilisants minéraux par les paysans malagasy, 6 - 8 kg/ha selon Randrianarisoa (2000). Et selon une étude réalisé à Madagascar, la plupart des paysans ne peuvent pas acquérir de l'engrais chimique à cause de sa cherté mais aussi on ne peut trouver de l'engrais chimiques que dans 15% des communes seulement (Programme Ilo, 2001). Parallèlement, les villes offrent des ressources organiques variées. Ces diverses matières organiques peuvent être utilisées comme substitut ou complément des fertilisants chimiques pour une amélioration de la nutrition des plantes. Apporter des matières organiques au sol présente de nombreux intérêts : maintien des qualités physiques et chimiques du sol (voire même restauration), contribution à la nutrition des plantes, activation biologique (biomasse, précurseurs, facteurs de croissance). Les pratiques culturelles de recyclage des matières organiques sont traditionnellement largement utilisées dans les systèmes de culture des pays en voie de développement. Sur un terroir, les matières organiques recyclables sont nombreuses ; résidus de récolte, déchets domestiques, fèces humains. L'élevage, associé ou

non à l'agriculture, constitue par ailleurs une source majeure de résidus organiques permettant la fertilisation des sols. La gestion de ces résidus organiques à l'échelle des systèmes agraires est caractérisée par une variabilité des apports au niveau de chaque parcelle cultivée, à l'origine de gradients de fertilité physico-chimique des sols (Giller et al., 2006).

Nos études et expérimentations sur cette thématique ont été réalisées depuis 2006 et continuent jusqu'à ce jour.

2.3.1. Caractérisation des Produits Résiduaires Organiques PRO à Madagascar

Les objectifs des recherches menées au Laboratoire des Radio-Isotopes en collaboration avec nos partenaires sont de répertorier l'ensemble des ressources organiques disponibles pour les agrosystèmes, de les caractériser et de proposer des modes de gestion de ces matières organiques pour favoriser la production agricole. La matière organique joue un rôle important dans le fonctionnement global du sol, au travers de ses composantes physique, chimique et biologique, qui définissent la notion de fertilité. Elle tient aussi le rôle de réservoir en éléments nutritifs tels que les C, N, P et les cations. Elle a aussi une fonction biologique par les cycles de minéralisation immobilisation et une fonction d'échange et de sorption. L'intérêt de la caractérisation des matières organiques est de pouvoir les intégrer dans le système de fertilisation. Les PRO peuvent avoir une valeur amendant et une valeur fertilisante. La valeur amendant résulte de la capacité des PRO à enrichir la teneur en MO des sols de façon durable (amélioration de la teneur en humus) et la valeur fertilisante correspond à leur capacité à fournir des éléments nutritifs disponibles pour les plantes (teneur en NPK...).

La caractérisation des PRO ont été réalisée dans la ville d'Antananarivo et dans la ville de Mahajanga.

Pour Antananarivo, la caractérisation a été liée avec la valorisation agricole des Tanety, donc le but été de trouver des PRO susceptibles d'être utilisé comme matières amendant et fertilisantes.

Pour Mahajanga, la problématique était liée avec la fertilisation des cultures maraîchères afin de trouver une alternative pour substituer l'urée dans ce système de culture.

Après avoir mené des enquêtes sur la conduite de la fertilisation par les agriculteurs périurbains d'Antananarivo, nous avons décidé de caractériser 12 types des PRO les plus présents (tableau 8) dont :

- Trois matières organiques représentent les produits résiduaires issus de l'élevage : fumier bovin (FB), porcin (FP) et de volaille (FV).

- Quatre matières issues de déchets urbains : un produit appelé terreau issu du criblage des déchets urbains accumulés depuis plus de 40 ans sur la décharge d'Andralanitra, un autre terreau prélevé sur la décharge d'Ilafy, et 5 composts incluant des déchets urbains et autres déchets domestiques ou déchets verts de la ville (OC, OI, CF) produits et vendus par des producteurs indépendants.
- Trois composts de divers produits résiduaires comme les déchets verts (canne à sucre Tk) et/ou les déchets d'abattoirs (Zina Bio Z), ou autres produits issus d'une ressource naturelle tel que le Bat Guano (Gu). Ces produits sont élaborés et vendus par des sociétés commerciales.
- Enfin, un produit vendu comme activateur biologique dont l'origine des composants n'est pas spécifiée (Pm).

Tableau 8: les origines des produits résiduaires organiques testés (Rafolisy et al., 2010)

Produit	Producteur	Composition
Fumier bovin (FB)	Paysannat	Déjection bovine et litière en stabulation
Fumier de porc (FP)	Paysannat	Déjection de porc sans litière
Fumier de volaille (FV)	Paysannat	Fientes de canard et de litières
Terreau d'Andralanitra (TA)	Les riverain décharge d'Andralanitra	Criblé d'ordures fermentescibles de la décharge urbaine de la capitale
Terreau d'Ilafy (TI)	Indépendants	Criblé d'ordures fermentescibles de la décharge
Ordure compostées (OC)	Indépendants	Compost d'ordures fermentescibles et de déchets verts
Ordure incinérées (OI)	Indépendants	Déchets domestiques de la cour et de déchets vert brûlés
Compost de feuille (CF)	Jardinerie	Compostage naturel de déchets de jardins et de feuille de jardinerie
ZinaBio (Z)	Société Vohitra Environnement	Compost de déchets d'abattoirs, de déchets verts, et de sciure de bois
Bat guano (Gu)	Guanomad	Déjections de chauve-souris
Taroka (Tk)	STOI - agri	Déchets de canne à sucre fermentée
Prochimad (Pm)	Société Prochimad	Produit commercial organo-minéral pour le maraîchage

Nous avons déterminé dans les matières organiques les teneurs en carbone organique par la méthode de Walkley Black, en azote par la méthode de Kjeldhal, le phosphore par colométrie, les bases échangeables au spectromètre à flamme et leur composition biochimique par la méthode de Van Soest (Van Soest, 1963). La cinétique de minéralisation de ces PRO a été déterminée par incubation en milieu contrôlé avec une température constante de 28°C et le CO₂ dégagé a été mesuré à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse (CPG) de type microcatharomètre (Varian CP-4900) qui sépare les gaz de l'échantillon selon leur conductibilité thermique vis-à-vis du gaz vecteur (hélium). Les mesures de CO₂ dégagé ont été réalisées à 0, 1, 2, 3, 7, 10, 14, 28, 42, 56, 70, 91, 133, 182 jours. L'azote minéral (N-NH₄ et N-NO₃) est extrait par une solution normale (N) de KCl, et analysé par colorimétrie sur un analyseur à flux continu (Technicon) pour les 8 dates : 0, 7, 14, 28, 42, 56, 91, 133, 182 jours. Le N-NH₄ est déterminé par la méthode Berthelot, le N-NO₃ par la méthode de Griess et Ilossay (Francou, 2003)

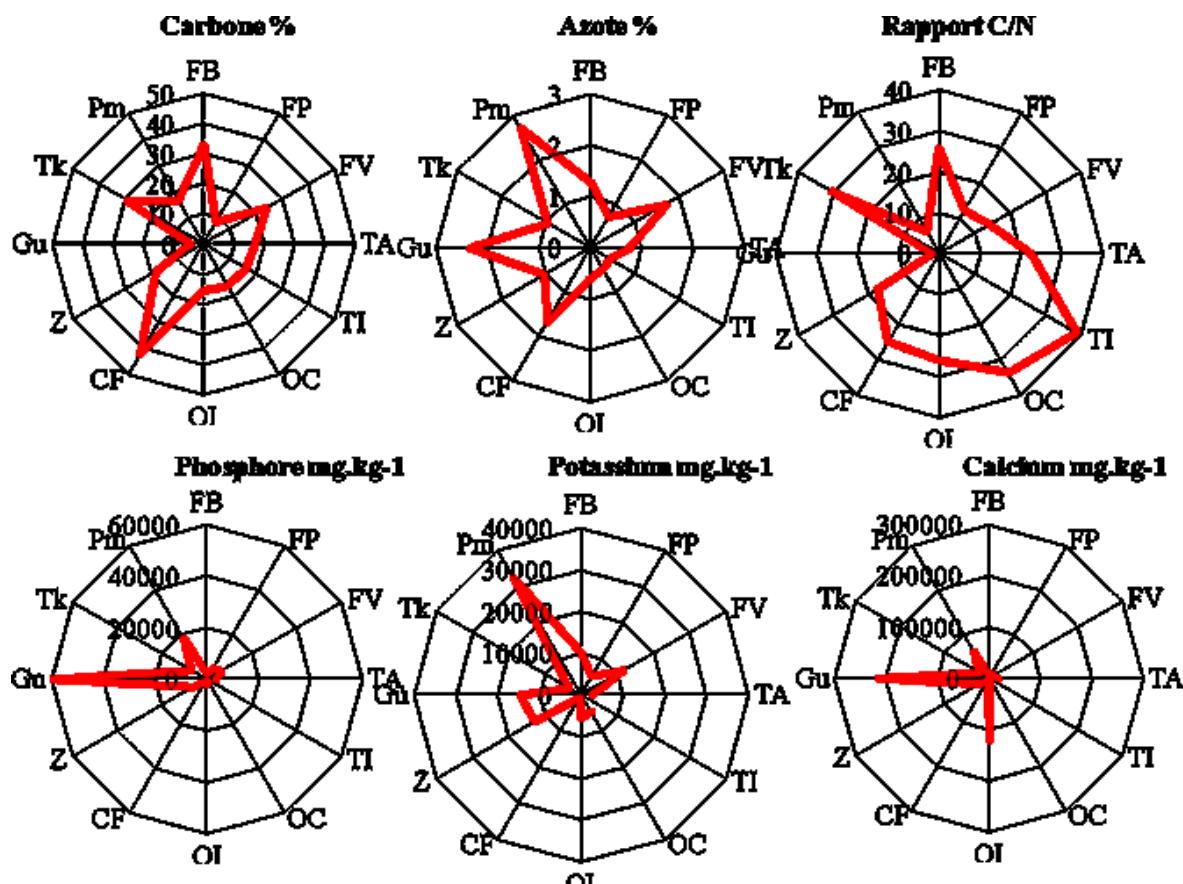


Figure 4: composition chimique d'une douzaine de matière organique utilisées ou disponibles sur l'agglomération d'Antananarivo (Rafolisy et al., 2010). FB : fumier bovin, FP : fumier porcin, FV : fumier de volaille, TA : terreau d'Andralanitra, TI : terreau d'Ilafy, OC : compost de divers déchets verts et fermentescibles, OI : compost calciné de divers déchets verts et fermentescibles ; CF : compost de feuilles et déchets d'abattoirs, Z : compost ZinaBio, Gu : Bat guano, Tk : compost taroka, Pm : activateur Prochimad

Les résultats des analyses des PRO (figure 4) ont montré que, l'activateur biologique de Prochimad (Pm) et le Guanomad (Gu) contiennent une teneur importante en azote total (supérieure à 2%), le fumier volaille (FV) et le compost de feuille (CF) contiennent une teneur supérieur à 1% d'azote total. Dans les restes des matières, le pourcentage d'azote total reste faible (inférieur à 1%).

Concernant la teneur en phosphore total, seul le Guanomad (Gu) contient plus de 50000 mg P.Kg⁻¹ sol, l'activateur biologique de prochimad (Pm) possède 20000 mgP.kg⁻¹. Pour les restes de matières collectées, la quantité de P total est quasiment nulle.

Nous avons constaté aussi que, le Pm, le Gu et le FV sont riches en potassium.

Les caractéristiques chimiques présentent des teneurs variables selon les différentes matières organiques (Figure 4).

D'après ce résultat le Bat Guano (Gu) et la matière fertilisante du prochimad (Pm) sont déjà à un stade avancé de la minéralisation (C/N < 8) et plus riche en phosphore et en azote que les autres matières. On observe des différences importantes des caractéristiques physico-chimiques des mélanges initiaux, dues aux proportions des différents déchets.

Minéralisation des MO étudiées

Les résultats des tests de minéralisation (figure 5) ont montré que, les ordures compostées (OC) et le terreau d'Andralanitra (TA) sont presque stables, alors que le ZinaBio (Z), les ordures incinérées (OI) et le fumier de bovin (Fb) ont dégagé plus de CO₂ donc encore très instables. Le taux de minéralisation de carbone de ZinaBio est supérieur à celui apporté par la matière fertilisante (111%), ce qui signifie qu'il y a une sur minéralisation de la matière organique du sol en place due à l'activité microbienne stimulée par l'introduction du Zinabio.

La vitesse de minéralisation de l'azote (figure 6) est plus importante dans les 7 premiers jours, puis elle devient constante pendant le reste de l'incubation. Seuls le bat guano et le prochimad ont contribué à l'augmentation significative de la teneur en azote minéral du sol ; mais l'azote minéral mesuré ne représente qu'une infime partie de l'azote total des matières fertilisantes. Il est probable que, les microorganismes utilisent d'abord l'azote minéral disponible pour pouvoir minéraliser ces matières.

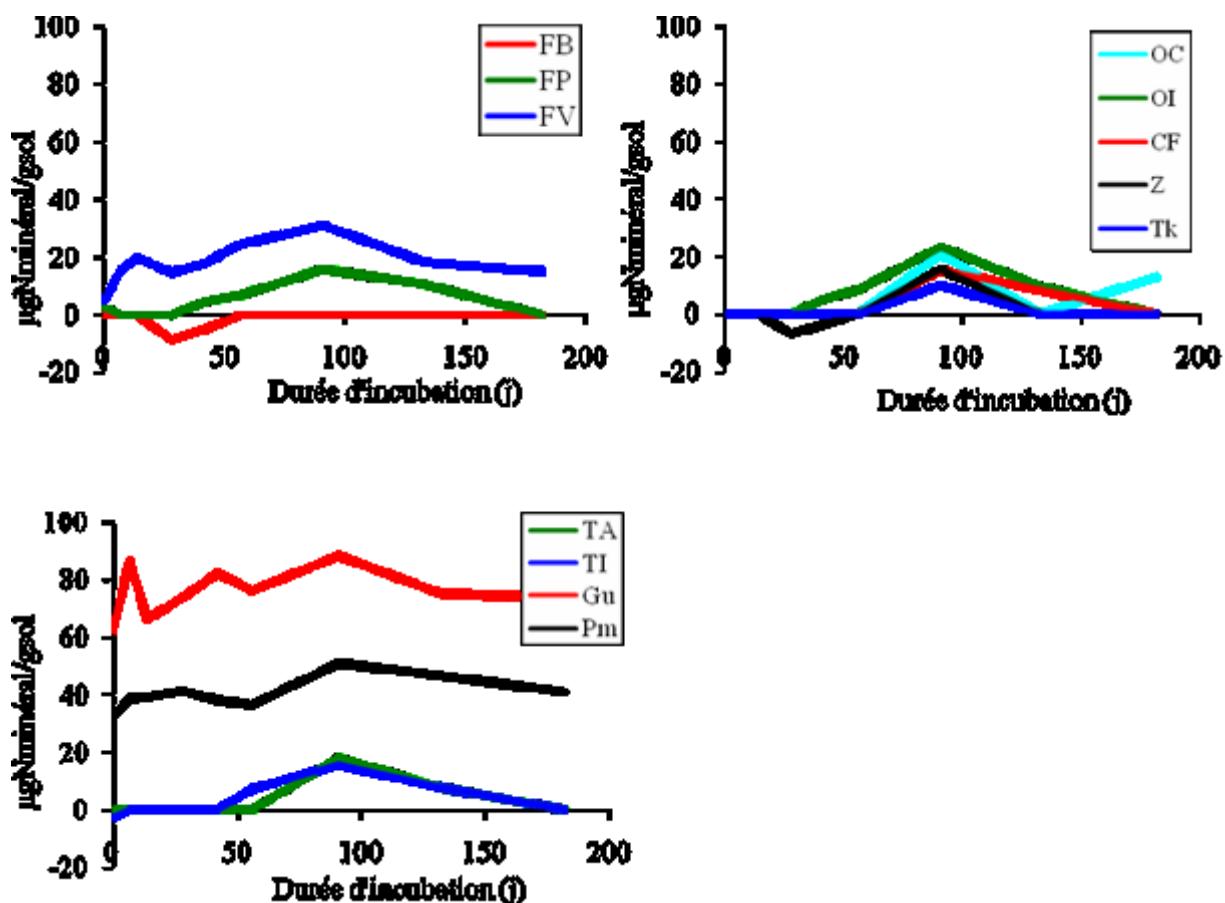


Figure 4 : minéralisation de l'azote des matières fertilisantes (en % du N apporté) (Rafolisy et al., 2010).

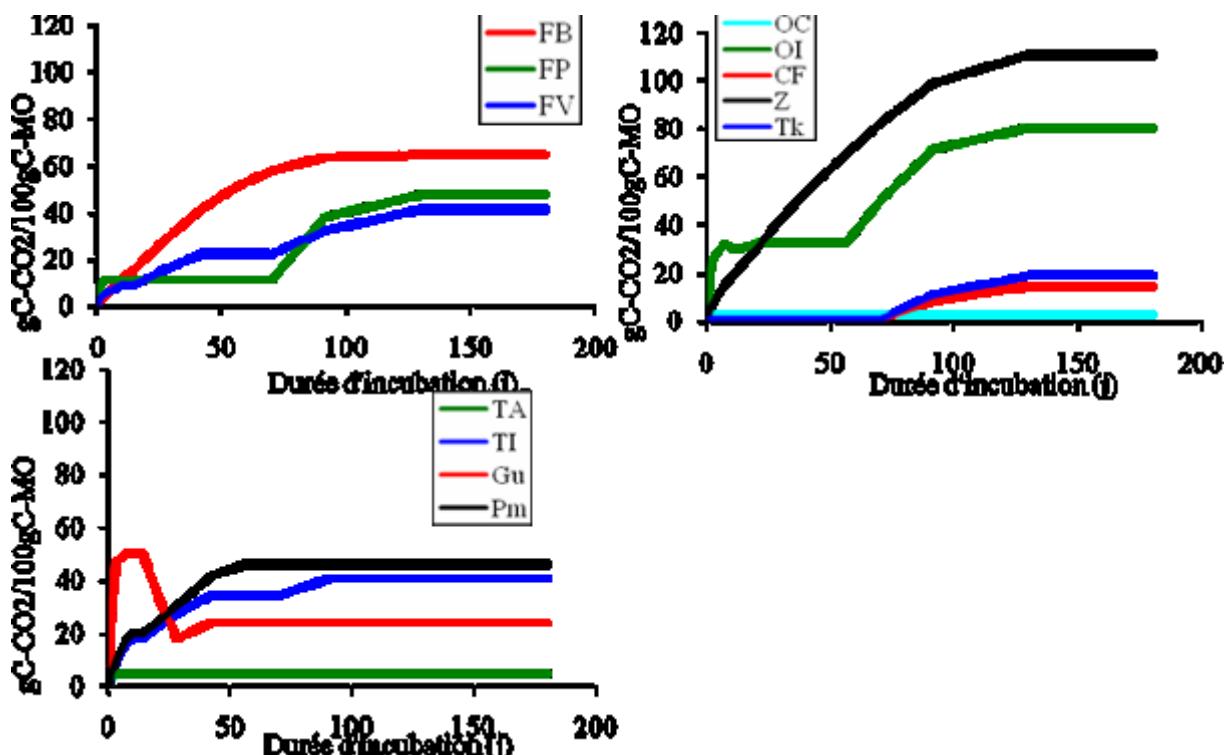


Figure 5: cinétique de minéralisation du carbone des matières fertilisantes (en % du COT apporté) (Rafolisy et al., 2010).

Analyses biochimiques des MO

Les résultats des analyses biochimiques des MO (figure 7) ont montré que, les matières organiques du compost de feuille (CF) et du Taroka (Tk) sont composées essentiellement par de la lignine (difficilement dégradable par les microorganismes). Soixante-quinze pourcent (75 %) de la matière organique du Prochimad est soluble alors que, cette fraction ne représente qu'une infime partie pour le fumier de bovin (FB) et pour les ordures compostées, le compost de volaille n'en contient presque pas. Rappelons que la fraction soluble extraite par hydrolyse à l'eau puis au détergent neutre solubilise non seulement les sucres simples, mais également les acides organiques, les lipides, et certaines protéines (Djakovitch, 1988). Le Bat guano ne contient presque pas de lignine et de cellulose. Le Zina bio et le fumier de porc ont une répartition similaire en composés solubles, cellulose, et lignine. Les fertilisants issus des ordures sont composés à 80% par des sables.

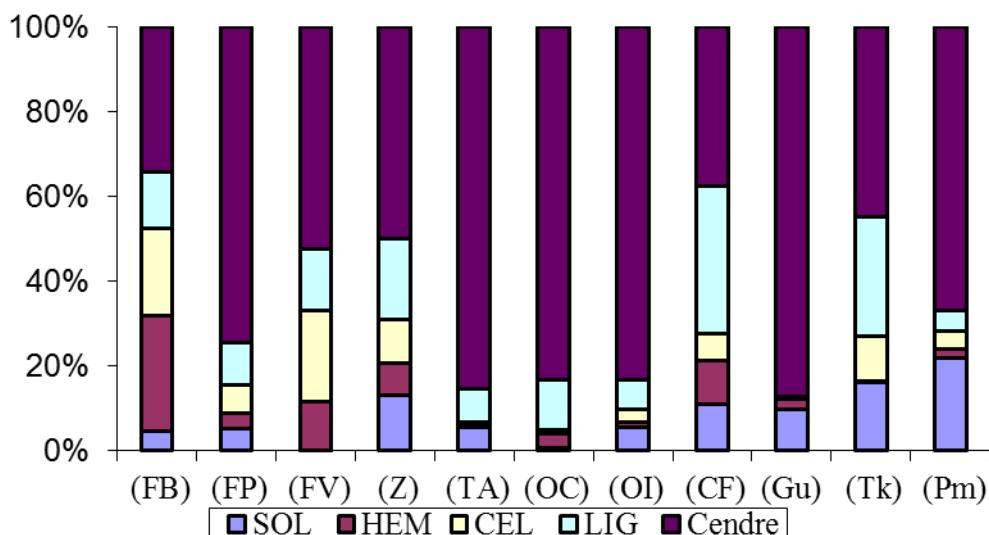


Figure 6 : composition biochimique des matières fertilisantes (Rafolisy et al., 2010). FB : fumier bovin, FP : fumier porcin, FV : fumier de volaille, TA : terreau d'Andralanitra, TI : terreau d'Ilfay, OC : compost de divers déchets verts et fermentescibles, OI : compost calciné de divers déchets verts et fermentescibles ; CF : compost de feuilles et déchets d'abattoirs, Z : compost ZinaBio, Gu : Bat guano, Tk : compost taroka, Pm : activateur Prochimad. SOL – soluble ; HEM – Hémicellulose ; CEL – cellulose ; LIG - Lignine

A l'issu de ces analyses nous avons pu classer les matières fertilisantes en 2 parties, selon le taux de minéralisation et la valeur de C/N

1- les matières fertilisantes qui entretiennent la fertilité du sol à long terme par l'augmentation de la matière organique : Fumier bovin FB, fumier de volaille FV, compost de feuille CF et le taroka Tk

2- les matières fertilisantes qui fournissent des éléments nutritifs à court terme : prochimad Pm, guano GU, fumier de volaille FV et le compost ZinaBio Z

L'intérêt de cette caractérisation est de pouvoir statuer sur la valeur agronomique des PRO étudiés.

Les composts de feuille (CF) et le taroka (Tk) sont riches en matières organiques et en lignine et sont peu décomposés pendant l'incubation et peuvent ainsi favoriser à l'augmentation de la matière organique du sol, c'est à dire à l'entretien de la fertilité sur le long terme (pouvoir amendant).

Le fumier bovin FB et volaille FV ont également un fort pouvoir amendant, mais si le FB libère lentement son azote, le FV fournit une quantité d'azote disponible.

Le bat guano (Gu) et le Prochimad (Pm) sont les plus riches en matières nutritives et en matières organiques en fraction soluble. Leur fourniture d'azote est importante au début de l'incubation, bien que dernier ne soit pas minéralisé au cours du temps.

Les produits issus du recyclage des déchets ont un faible potentiel de fertilisation, ils ne fournissent que peu d'azote. Le Zinabio et les ordures incinérées sont fortement minéralisés au terme de l'incubation, donc ne participent guère à l'entretien de stock de matière organique du sol.

Pour le cas de Mahajanga, nous avons collecté des PRO de diverses origines (tableau 9), Les caractéristiques chimiques des produits organiques inventoriés sont relativement conformes à la littérature (Tableau 10). On peut noter les teneurs en azote élevées du sang séché (9,92%) ou de la poudre de corne de zébus (7,37%), des teneurs en matière organique relativement faibles pour les produits issus du stockage ou la transformation des déchets municipaux (terreau ou compost), enfin des teneurs élevées en phosphore pour les fientes de volailles et les déchets des pêcheries, ou la richesse en potassium des fumiers et compost de déchets urbains. Certaines matières organiques, telles que le compost ou le terreau de déchets urbains présentent des taux de minéralisation (Tableau 8) pratiquement nuls indiquant la présence de matière organique très stable. D'autres matières organiques ont des taux de minéralisation de l'ordre de 50 à 75% tels que les fumiers ou les déchets de l'industrie de la crevette. Enfin, le sang séché ou la corne de zébu qui présentent des taux de minéralisation supérieur à 100% pouvant s'expliquer par une sur-minéralisation, une partie du CO₂ dégagé provenant du carbone organique du sol («priming effect»).

Les terreaux ou compost de déchets municipaux ainsi que les fumiers prélevés dans les élevages de bovins, de porcs ou de petits ruminants auront tendance à provoquer une immobilisation de l'azote du fait de leur relative pauvreté en azote. Les matières issues des élevages de poulets ou les déchets de crevettes pourraient fournir de l'azote après une phase d'immobilisation par le complexe microbien du sol. Enfin, le sang séché se distingue par sa

capacité à offrir de l'azote minéral en grande quantité dès le début de l'incubation, ainsi que la poudre de corne de zébu après une vingtaine de jours.

Tableau 9 : description des produits résiduaires organiques inventoriés à Mahajanga (Masse et al., 2016)

Origine, caractéristiques, utilisations	Sigle	C	N	P	K	TM 90 ¹
		g.100g ⁻¹		mg.kg ⁻¹		%
Matières organiques d'origine animale						
- Excréments d'ovins et caprins	FOC	40.4	2.15	2448	10132	54
- Fumier de porcherie, mélange de déjections de porcs en élevage hors sol (urines, matières fécales).	FPA	20.11	1.15	6513	4884	34
- Litière de zébus mêlée avec leur excrément	FBY	36.51	1.7	2190	16272	68
- Fientes de volailles pures sans litière (élevage de poulet de chair)	FVS	31.35	3.34	15299	9497	76
- Fientes de volailles	FVM	35.42	2.64	6000	9182	62
Déchets des industries de transformation						
- Sang acheté à l'abattoir : séchage à l'air libre et broyage, utilisé pour l'alimentation animale	SST	40.33	9.92	2481	3044	108
- Poudre de Corne de zébu, sous-produit d'usine de fabrication de boutons, commercialisé par Tananamadio en tant que fertilisant	CTP	23.61	7.37	784	4687	60
- Déchets des sociétés aquacoles qui collectent les fruits de mer des petits pêcheurs. carapaces, peaux, écailles séchées pendant 15 jours ensuite broyées, pas d'utilisation officielle à l'heure actuelle	DDC	22.86	3.95	8412	3843	117
Déchets urbains						
- Compost de déchets urbains fabriqué et commercialisé par Tananamadio	CTD	20	1.29	5663	12201	0
- Produit obtenu après tamisage d'une ancienne décharge, commercialisé par Tananamadio	TTD	9.94	0.5	3349	3064	0

¹ TM90 : taux de minéralisation en g.100g⁻¹. Incubation (température 28°C, humidité 60% de la capacité au champ) d'un sol (bas fond d'Ambondrona, pH 6.5, carbone 5,7 g.kg⁻¹, argile 280 g.kg⁻¹) avec apport de la matière organique (4g Organique.kg⁻¹ de sol). Mesure du CO₂ dégagé par microchromatographie. TM90 = (CO₂ dégagé_{sol + mo} – CO₂ dégagé_{sol}) / C organique apporté

Les produits résiduaires provenant des élevages de ruminants présentent des compositions relativement homogènes. Même les élevages porcins dans le cas de Mahajanga produisent des effluents plutôt solides riches en éléments cellulosiques peu azotés, provenant du mode d'alimentation des animaux (son de riz). Ceci explique alors le risque possible d'immobilisation de l'azote. Le sang séché pourrait fournir de l'azote organique facilement disponible ; des quantités de sang séché seraient disponibles mais il est également recyclé dans l'alimentation animale. La corne est également un produit envisageable, mais les opérations de broyage nécessiteraient une grande énergie pour obtenir des quantités suffisantes de poudre.

2.3.2. Effet de la fertilisation organique sur la qualité des sols et la productivité

Les matières organiques introduites dans un sol sont une source d'éléments nutritifs disponibles pour les plantes et les organismes vivants dans le sol, et permet ainsi d'entretenir son stock de matière organique et la vie biologique du sol.

Madagascar a besoin d'augmenter considérablement sa production alimentaire pour pouvoir nourrir sa population. Les options sont alors soit d'augmenter la productivité des terres déjà cultivées, soit d'augmenter les surfaces cultivées. Les terres cultivées et notamment les bas-fonds sont déjà totalement saturées par la riziculture intensive et seuls les versants des collines des Hautes Terres (Tanety) au centre de l'Île traditionnellement peu cultivés sont encore accessibles à la majorité des agriculteurs notamment aux alentours des villes. Les paysans sont mis en difficulté pour la mise en culture de ces tanety car il faut construire au fil des ans sa fertilité chimique. Les « tanety » sont pauvres en matière organique (MO), par contre, ils sont généralement bien pourvus en phosphore (P) total mais présentent des teneurs en phosphore assimilable très faibles (Rabeharisoa, 2004 ; Frossard et al., 2000). Sur les Hautes Terres de Madagascar, les « tanety » ou collines constituent des ressources en terre cultivable pour les agriculteurs pour compenser la saturation des terres de bas-fonds traditionnellement cultivées. Ce processus de mise en culture de ces sols caractéristiques des Ferralsol est particulièrement significatif dans les zones péri-urbaines d'Antananarivo.

La mise en culture de ces sols doit s'accompagner de pratiques de fertilisation et d'amendement organique appropriées. L'intérêt s'est porté sur les ressources organiques diverses que fournissent les activités humaines dans les villes : déchets domestiques ou municipaux, effluents d'élevage intensif ou d'industries, composts, etc.

Des essais agronomiques ont été mis en œuvre par le programme Valagridus dont les objectifs étaient d'étudier la dynamique d'apports organiques dans un sol ferrallitique et d'évaluer les modifications des propriétés physico-chimiques des sols.

2.3.2.1. Apports organiques dans un sol ferrallitique : effet de la qualité et des quantités apportées.

Depuis 2006, différents produits résiduaires organiques (fumier, terreau d'Andralanitra et compost Zinabio) ont été apportés sur des parcelles du site expérimental du Laboratoire des Radio Isotopes (LRI) à Lazaina à une altitude de 1274 m, une latitude de $18^{\circ}46'54.47''S$ et une longitude $47^{\circ}32'3.46''E$ sur des terrains appartenant à la société Vohitra Environnement qui produit du compost à partir de déchets verts et d'abattoirs à 12 km au nord-est d'Antananarivo, dans la Commune rurale d'Ambohimanga, Région Analamanga.

L'objectif de cette expérimentation est d'évaluer les effets des apports de Produits résiduaires organiques (PRO) sur la disponibilité des nutriments et sur les caractéristiques physico-chimiques des ferralsols.

Il s'agit d'un fumier conventionnellement utilisé dans la région pour fertiliser les sols (fumier de bovin récolté dans des élevages en stabulation), un compost de déchets verts et d'abattoirs produit par Vohitra Environnement, et le terreau de la décharge d'Andralanitra (produit par criblage des déchets municipaux stockés depuis plus de 40 ans). Les doses d'apport ont été calculées sur la base des apports de fumier traditionnellement effectués dans la zone d'étude soit $7,5 \text{ t.ha}^{-1}$. A partir de l'analyse chimique du fumier, les quantités de C, N et P ont été calculées et des quantités équivalentes en C, N et P ont été apportées sous forme de compost et de terreau (2006 à 2008). On a donc 8 niveaux sur le facteur apport organique :

1. Sans apport T
2. Avec apport de Fumier à raison de $7,5 \text{ t.ha}^{-1}$ (F)
3. Avec apport de Compost à dose équivalente de C contenu dans $7,5 \text{ t.ha}^{-1}$ de fumier (VC)
4. Avec apport de Compost à dose équivalente de N contenu dans $7,5 \text{ t.ha}^{-1}$ de fumier (VN)
5. Avec apport de Compost à dose équivalente de P contenu dans $7,5 \text{ t.ha}^{-1}$ de fumier (VP)
6. Avec apport de Terreau à dose équivalente de C contenu dans $7,5 \text{ t.ha}^{-1}$ de fumier (AC)
7. Avec apport de Terreau à dose équivalente de N contenu dans $7,5 \text{ t.ha}^{-1}$ de fumier (AN)
8. Avec apport de Terreau à dose équivalente de P contenu dans $7,5 \text{ t.ha}^{-1}$ de fumier (AP)

Pendant toute la durée de l'expérimentation nous avons cultivé des maïs en monoculture sur toutes les parcelles. Cette plante test permettait de révéler au mieux les propriétés des sols. De plus, cette culture permet d'appliquer la méthode de l'abondance isotopique en ^{13}C pour

évaluer la dynamique des matières organiques apportées. En effet, la végétation dominante dans les « tanety » est marquée par un rapport d'abondance naturelle équivalent à celui du maïs (plante type C4) alors que celui des produits organiques apportés à un rapport différent de type C3.

Sol, végétation et climat

Le dispositif expérimental est mis en place sur des sols non cultivés pendant 30 ans avec une teneur moyenne d'argile de 39%, de carbone 1,6%, d'azote, 1,3g.kg⁻¹, de phosphore assimilable (Olsen), 2,2 mg.kg⁻¹ et pH 5,4. Le climat est de type tropical d'altitude. Le carbone a été déterminé par la méthode de Walkley – Black, l'azote par Kjeldahl, le phosphore par colorimétrie, la granulométrie avec la pipette de Robinson pendant. Une mesure de l'abondance naturelle de l'isotope ¹³C exprimée en $\delta^{13}\text{C}$ a été effectuée au laboratoire avec un spectromètre de masse, la valeur de $\delta^{13}\text{C}$ est calculée par la formule :

$\delta^{13}\text{C} (\text{\%}) = [({^{13}\text{C}}/{^{12}\text{C}} \text{ échantillon}) / ({^{13}\text{C}}/{^{12}\text{C}} \text{ réf}) - 1] \times 1000$, où la référence est le standard international PDB (Rafolisy et al., 2011). Les parcelles restaient en friche avec une végétation dominante composée essentiellement de « bozaka » dont *Aristida* sp. Sa texture est de type argilo-sableux avec une densité apparente proche de 1,25 g.cm⁻³ pour la couche arable entre 0 à 20 cm. Ce sol a une teneur en argile de 32% et une faible teneur en matière organique. La teneur en P disponible est faible par rapport au P total (i.e. environ 1,13%) et les formes de P directement assimilables par les plantes sont très limitées dans la solution du sol, 0,02 mg.l⁻¹ (Faliniriana, 2010).

La courbe ombrothérifique cumulant les pluviométries de 6 années cumulatives datant de 2006 à 2012 du centre de station météorologique d'Antananarivo montre que la saison pluvieuse et chaude se trouve aux environs du mois d'Octobre jusqu'à Avril avec une précipitation mensuelle maximale de plus de 400 mm au mois de Janvier; alors que la saison sèche débute au mois de Mai et s'étende jusqu'au mois de Septembre. La température varie selon la saison; elle atteint son pic maximum au mois de Décembre-Janvier et son minimum vers les mois de Juin à Juillet.

Le tableau 10 montre la quantité cumulée de produits résiduaires organiques apportée durant la période de 2006 à 2009.

De 2009 à 2011, les doses des MO apportées ont été ajustées par rapport aux doses de C apportées au terme de 500 kg de C, 1000 kg de C et 1500 kg de C à l'hectare, le fumier est apporté à une dose unique de 1000 Kg de C.ha⁻¹ et le témoin n'a reçu aucun apport, ainsi nous avons eu 8 traitements de - T : témoin, F1000 : fumier à la dose de 1000kg de C. ha⁻¹, A500 : terreau à la dose de 500 kg de C.ha⁻¹, A1000 : fumier à la dose de 1000 kg de C. ha⁻¹, A1500 :

fumier à la dose de 1500 kg de C. ha^{-1} , V500 : compost à la dose de 500 kg de C. ha^{-1} , V1000 : compost à la dose de 1000 kg de C. ha^{-1} , V1500 : compost à la dose de 1500 kg de C. ha^{-1} . Le tableau 11 montre la correspondance des parcelles de 2006 – 2008 à ceux de 2008 à 2011

Tableau 10: quantité cumulée de produits résiduaires organiques et quantité cumulée de C, N et P apportée pendant 3 ans (2006 – 2008)

Quantité apportée Kg. ha^{-1} (masse sèche)	C, kg. ha^{-1}	N, kg. ha^{-1}	P, kg. ha^{-1}
F = 10500	2400	90	15
AC = 32000	2400	220	150
VC = 11500	2400	120	60
AN = 15500	1900	90	70
VN = 16500	4000	90	115
AP = 3100	390	20	15
VP = 2500	610	25	15

Tableau 11: correspondance des parcelles et des traitements de 2006 – 2008 à ceux de 2009 – 2011

N°	2006 – 2008	2009 – 2011
1	T	T
2	F	F1000
3	AP	A500
4	AC	A1000
5	AN	A1500
6	VP	V500
7	VC	V1000
8	VN	V1500

Le dispositif comprend 32 parcelles élémentaires de 24 m^2 (6 m de long et 4 m de large) avec 4 blocs correspondant aux 4 répétitions des traitements étudiés. Les traitements sont répartis au hasard au niveau de chaque bloc. Les blocs sont placés suivant les courbes de niveau. Des allées de 1 m séparent les parcelles élémentaires et 2 m pour les blocs. L'apport des intrants est fait après labour. Les matières organiques ont été épandues en surface puis enfouies dans les premiers centimètres du sol. La plante témoin est une variété de maïs adaptée dans la

région. La date de semis se situe dans la deuxième décade du mois de décembre en fonction des premières pluies. Le semis a été fait en ligne de 60 cm x 60 cm.

Le tableau 12 montre les caractéristiques des MO apportées.

Tableau 12: caractéristiques des MO apportées (Rafolisy et al., 2015)

Traitements	Carbone (%)	Azote (%)	Phosphore (%)
Fumier (F)	20,5	1,0	0,2
Terreau (A)	17,1	0,6	0,9
Compost Zinabio (V)	9,8	0,6	0,6

2.3.2.2. Effet des produits résiduaires organiques sur la propriété du sol

Avant de commencer la mise en place des essais (2006), nous avons caractérisé les caractéristiques des sols. Lors d'une description des fosses pédologiques du lieu nous avons constaté que la valeur du $\delta^{13}\text{C}$ diminue de la surface vers la profondeur (figure 8). La mesure de l'abondance naturelle isotopique ^{13}C du sol en surface (couche 0 – 20cm) a montré que le terrain a une signature isotopique en ^{13}C de moyenne de – 13,5‰, qui est certainement due à la propriété intrinsèque de la végétation dominante actuelle (Aristida, plante C4). Cette signature descend jusqu'à – 19,0‰ en 100 cm de profondeur. Cette évolution nous montre la succession d'une végétation C3 (probablement des arbres) par une végétation C4. Les matières organiques du sol initial, provenant de la végétation C3, vont disparaître progressivement et être remplacées par celle provenant de la végétation C4 conformément aux études faites par Balesdent et Rescous (1997).

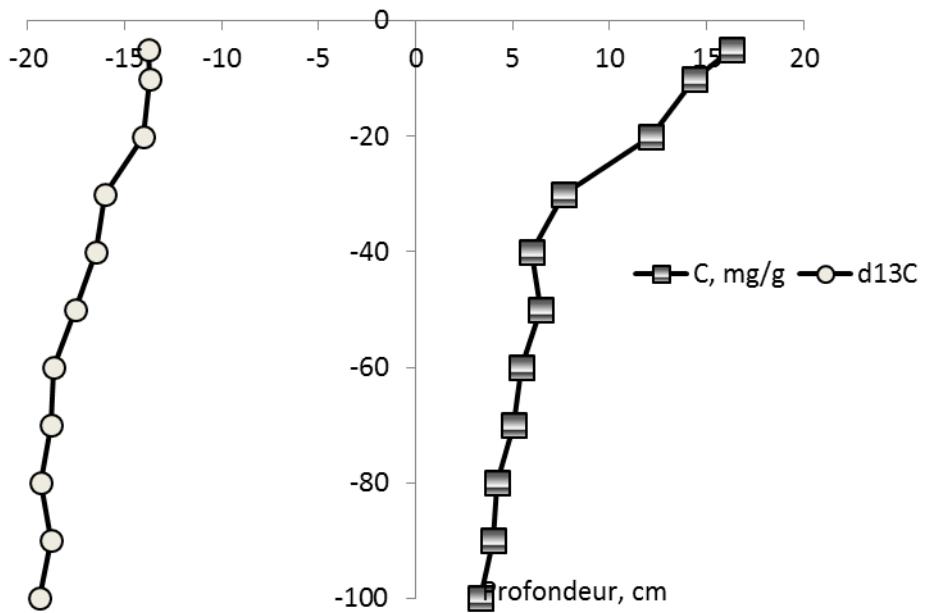


Figure 7: teneur de carbone (mg.g-1) et de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) d'une fosse avant la mise en place de l'expérimentation (Rafolisy et al., 2011)

Evolution de teneur en Carbone organique du sol.

La matière organique du sol est un paramètre et en même temps un indicateur pour soutenir la productivité des sols et peut être améliorée lors de l'apport des produits résiduaires organiques (Barzegar et al., 2002).

Notre expérimentation a montré que l'apport de produits résiduaires organiques a augmenté significativement la teneur en carbone du sol (figure 9) dans tous les traitements. Cette augmentation est observée aussi dans le témoin sans apport de matière organique, car après la défriche, les résidus des végétaux sont aussi incorporés dans le sol. Cette augmentation est confirmée par le changement de la signature isotopique du carbone du sol. Selon Balesdent (1998), les nouvelles matières organiques vont progressivement remplacer les précédentes, et la composition isotopique du carbone du sol sera à peu près proportionnelle à la proportion de carbone «nouveau». Avant la mise en place de l'expérimentation, le sol avait un $\delta^{13}\text{C} = -13,4\text{‰}$ et après trois années de fertilisation par le terreau ($\delta^{13}\text{C} = -25,3\text{‰}$), le fumier ($\delta^{13}\text{C} = -23,0\text{‰}$) et le compost ($\delta^{13}\text{C} = -21,8\text{‰}$) la composition isotopique du sol s'est évoluée avec un $\delta^{13}\text{C}$ jusqu'à $-14,7\text{‰}$ (figure 9).

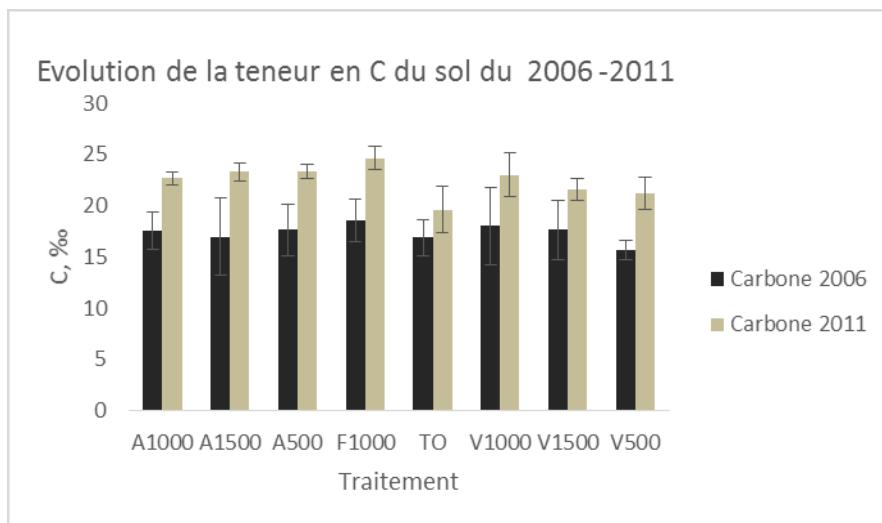


Figure 8: évolution de la teneur en C du sol du 2006 -2011 (Rafolisy et al., 2015)

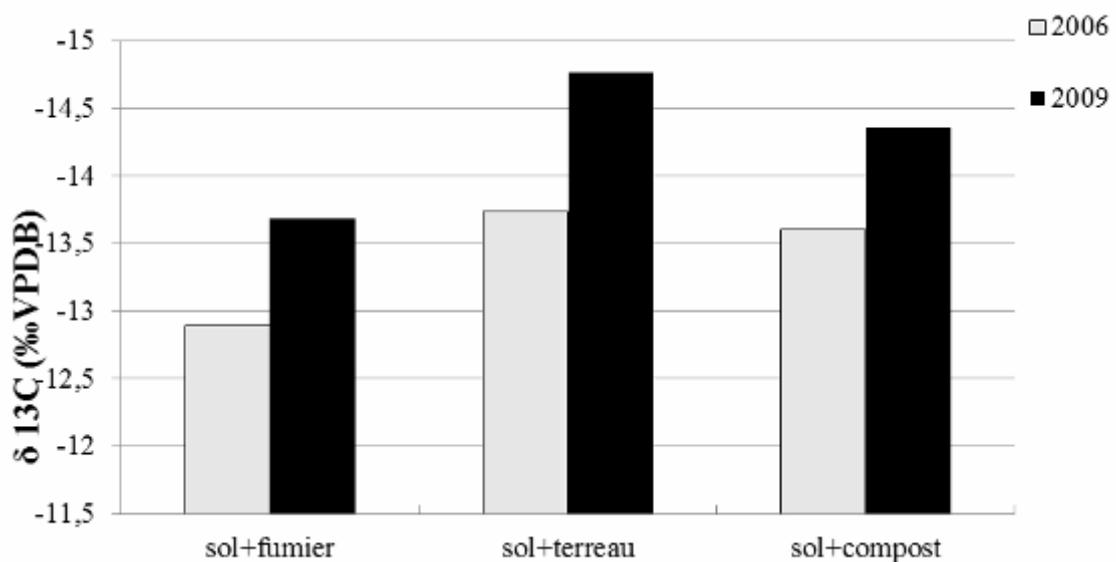


Figure 9: évolution de la signature isotopique du carbone du sol (Rafolisy et al., 2011)

Evolution de teneur en phosphore assimilable du sol.

La principale contrainte des ferralsols de « *tanety* » est la carence en phosphore phytodisponible. Ces terres représentent en outre le principal potentiel d'accroissement des superficies cultivées et de la production agricole dans de nombreux pays tropicaux. (Rabeharisoa, 2004). La teneur en P assimilable a été évaluée suivant deux méthodes :

- par la méthode d'Olsen (P Olsen) (Olsen et al., 1954) avec une extraction par de l'hydrogénocarbonate de sodium (NaHCO_3 0,5 N) et

- par la méthode d'extraction par la résine échangeuse d'anions (P résine), Le principe de cette méthode consiste à transférer le P contenu dans la solution du sol vers la surface des résines qui portent une charge positive.

L'apport de phosphore sous forme organique a eu un effet significatif sur l'évolution du phosphore assimilable dans le sol. Les résultats (figure 11) obtenus montrent que, la teneur en P résine de sol évolue très différemment selon la quantité de MO apportée. Après 6 années d'apport organique de dose de 500 kg équivalent C, la teneur en P résine du sol n'évolue pas quel que soit la nature de MO apportée. Pour la dose équivalente de 1000 kg de C, nous avons constaté une augmentation significative de la teneur en P résine après 3 années d'apport de terreau et de compost, par contre le fumier agit sur la disponibilité de P plus lentement et l'évolution significative n'est constatée qu'après 6 années d'apport. La cinétique de P résine de sol pendant six ans (figure 12) montre que l'évolution de la teneur en P résine du sol est fonction de la quantité de MO apportée et l'exploitation des sols sans aucun apport entraîne un appauvrissement des sols en termes de P.

Après six années d'apport de MO, une augmentation significative de la teneur en P Olsen a été observée pour tous les traitements (figure 13). L'assimilabilité de P est en fonction de la dose de P apportée. Les résultats obtenus sont en parfaite cohérence avec les constatations de Raharinosy (1983) et Horta et al. (2012), qui expliquent qu'en faible quantité de matière organique, le fer et l'aluminium sont abondants dans le sol permettant l'adsorption du P. Alors qu'avec forte quantité de matière organique le fer est plus mobile et forme le complexe P-Fe partiellement assimilable. Aussi, Morel et al. (2003) ont affirmé que l'évolution de la teneur en P assimilable et de la saturation en P d'un sol dépend des quantités apportées, des exportations de P, de la teneur initiale en P assimilable et de la rétroversión du phosphore.

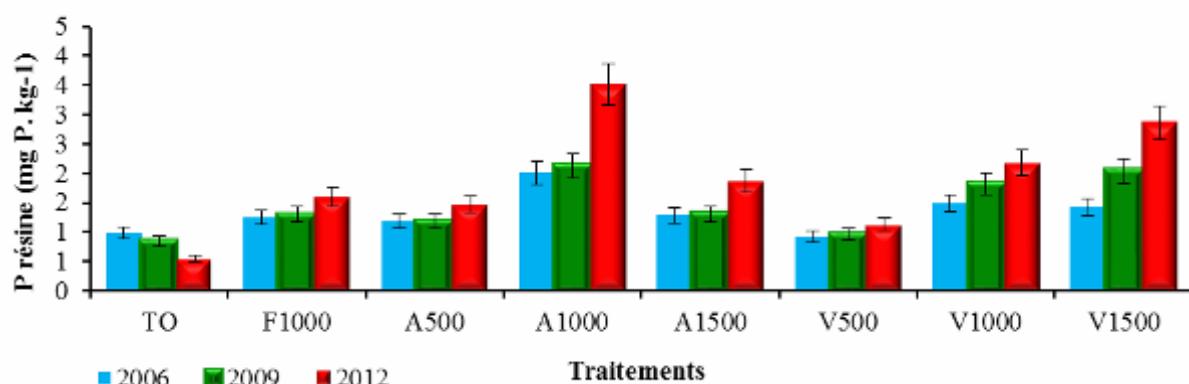


Figure 10: teneur en P résine pour l'année 2006, 2009 et 2012 (Rafolisy et al., 2015). T : témoin, F1000 : fumier à la dose de 1000kg de C. ha^{-1} , A500 : terreau à la dose de 500 kg de C. ha^{-1} , A1000 : fumier à la dose de 1000 kg de C. ha^{-1} , A1500 : fumier à la dose de 1500 kg de C. ha^{-1} , V500 : compost à la dose de 500 kg de C. ha^{-1} , V1000 : compost à la dose de 1000 kg de C. ha^{-1} , V1500 : compost à la dose de 1500 kg de C. ha^{-1} .

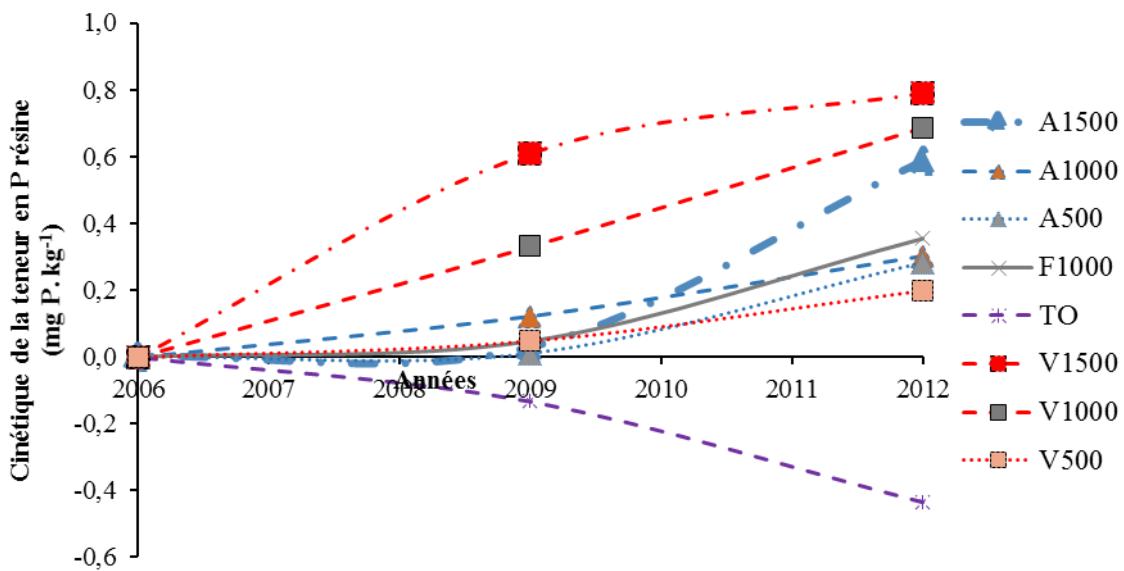


Figure 11: cinétique de la teneur en P résine du sol du 2006 au 2012 (P résine 2012 moins P résine 2006)

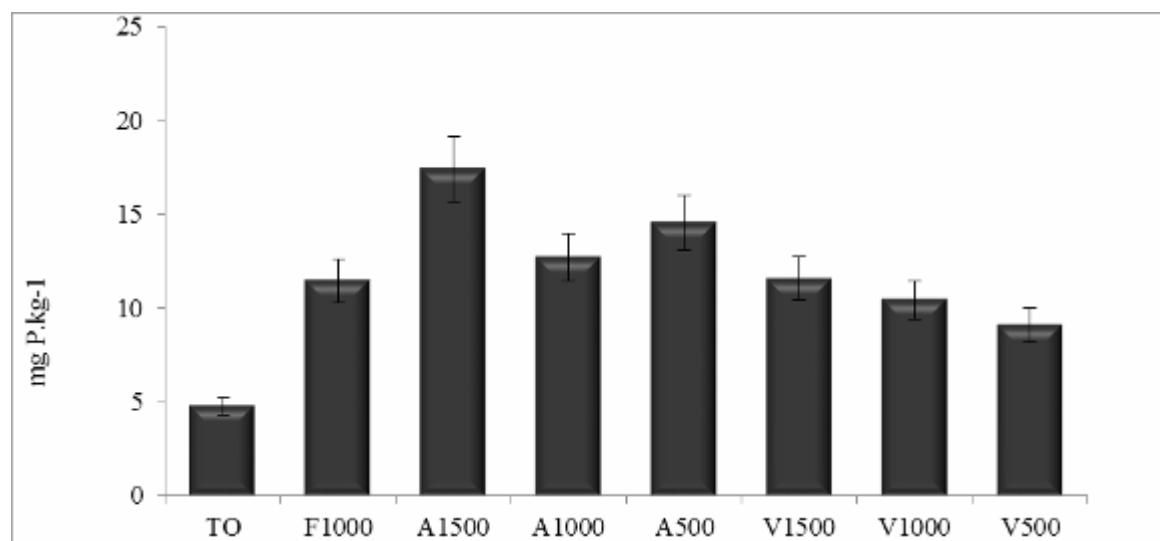


Figure 12: teneur en P Olsen du sol après 6 années d'apport de MO (Rafolisy et al., 2015). T : témoin, F1000 : fumier à la dose de $1000\text{ kg de C. ha}^{-1}$, A500 : terreau à la dose de $500 \text{ kg de C. ha}^{-1}$, A1000 : fumier à la dose de $1000 \text{ kg de C. ha}^{-1}$, A1500 : fumier à la dose de $1500 \text{ kg de C. ha}^{-1}$, V500 : compost à la dose de $500 \text{ kg de C. ha}^{-1}$, V1000 : compost à la dose de $1000 \text{ kg de C. ha}^{-1}$, V1500 : compost à la dose de $1500 \text{ kg de C. ha}^{-1}$.

Aluminium échangeable

L'aluminium échangeable est l'un des facteurs de non fertilité des sols ferrallitiques. Sa teneur est fortement liée avec le pH du sol. L'apport de MO a eu un effet positif sur la teneur en aluminium échangeable du sol. Après six années d'apport de MO, la teneur en Aluminium

échangeable des parcelles est diminuée de 65% en moyenne sous les terreaux, de 40% sous les composts et de 50% sous le fumier (figure 14).

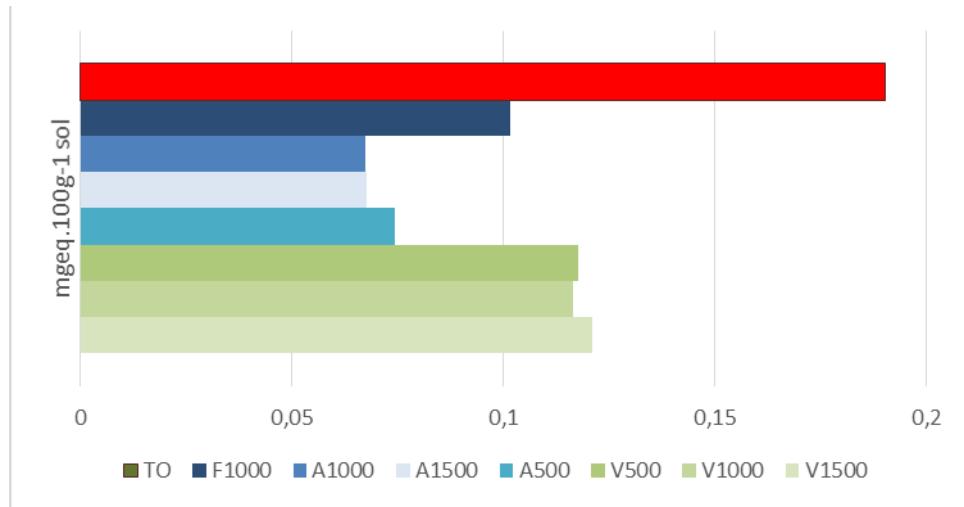


Figure 13: teneur en aluminium échangeables des sols après six années d'apport de MO

2.3.2.3. Effet sur le rendement en maïs grain

L'apport de MO a permis d'augmenter les rendements en maïs grain. Les rendements obtenus sont significativement différents selon les doses de MO apportées (figure 15). Pendant cette expérimentation, le compost a donné le plus de rendement par rapport aux autres types de MO. A partir de la dose 1000 kg de C.ha⁻¹, nous n'avons plus constaté une augmentation significative de rendement.

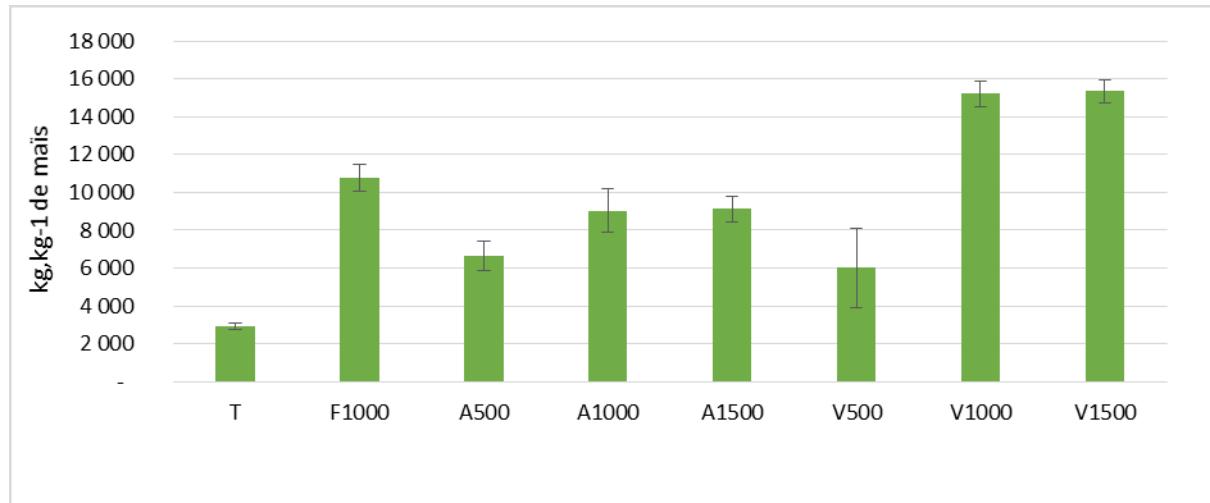


Figure 14: rendements cumulés obtenus du 2006 au 2012 (Rafolisy et al., 2015)

Nous avons constaté une corrélation positive entre la teneur en P Olsen et le rendement obtenu (figure 16). Cette constatation nous démontre que l'augmentation de la disponibilité de

P due à l'apport de MO a un effet positif sur le rendement et que ces phosphores disponibles pour la plante sont susceptibles de se retrouver dans la solution du sol pendant une période équivalente à la durée de croissance de la culture (Beaudin et al., 2008).

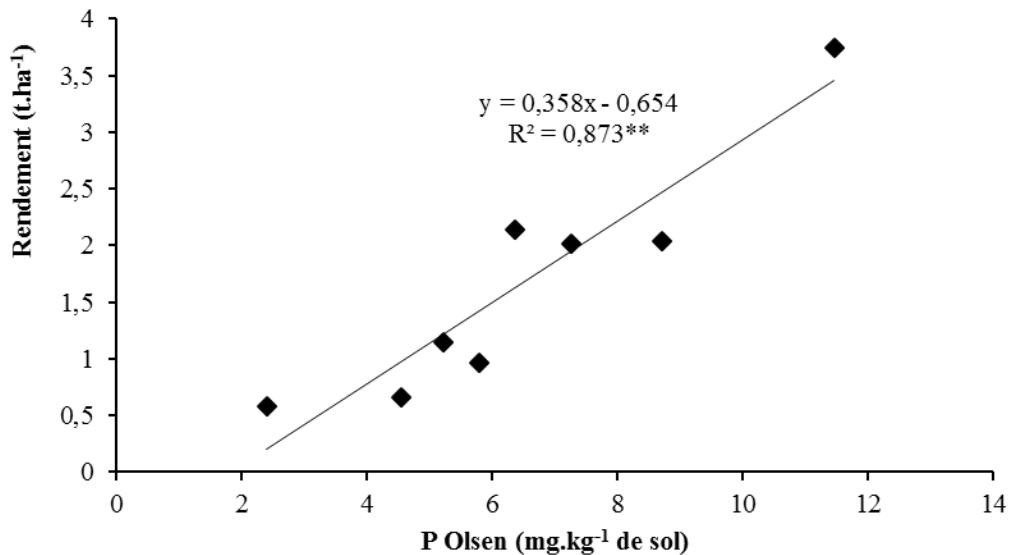


Figure 15: corrélation entre P Olsen et rendement en grains 2012 (Rafolisy et al., 2015)

2.4. Sources des fertilisants organiques

2.4.1. Valorisation agricole des produits résiduaires organiques : cas de compostage des déchets urbains de la décharge municipale de Mahajanga

L'urbanisation croissante des pays du Sud entraîne une place importante des agricultures urbaines ou péri-urbaines, répondant à la demande alimentaire et créatrice de richesse et d'emploi. Ces villes produisent également d'importantes quantités de déchets domestiques ou autres produits résiduaires organiques issues des industries agroalimentaires qui constituent un enjeu environnemental (pollution) et économique (coûts de traitements élevés). Dans ce contexte, la problématique de la valorisation agricole des déchets et des effluents se situe au cœur des préoccupations de nos sociétés (Farinet & Niang, 2004). Relativement riches en éléments fertilisants pour les sols, ces déchets sont une opportunité pour améliorer durablement la production agricole et la qualité des sols cultivés, notamment aux abords des villes. Les criblés de la décharge municipale constituent des gisements de produits organiques.

L'objectif de notre recherche était de répondre aux questions suivantes :

- Quelles sont les caractéristiques physico-chimiques des déchets entreposés dans cette décharge ?
- Comment obtenir un compost stable à partir de ces déchets ?
- Quelle est la valeur agronomique des composts obtenus, et comment les intégrer aux pratiques culturales des agriculteurs ?

De nombreux projets de compostage de déchets urbains ont été réalisés dans les pays en développement depuis plusieurs décennies, mais se sont généralement terminés par un échec. Souvent les produits obtenus ne sont pas adoptés par les agriculteurs, car ils ne répondent à leurs besoins en termes de qualité agronomique et en termes de coût. Il était nécessaire de mieux définir les besoins des agriculteurs pour adapter les techniques de compostage (Dreschel and Kunze, 2001)

2.4.2. Caractérisation et Compostage des déchets Municipaux solides de Mahajanga (Madagascar)

Selon les données de la municipalité de Mahajanga, la ville génère 16.000 tonnes de déchets chaque année (Voluntary Carbon Standard, 2010).

La valorisation de ces déchets par voie de compostage est un moyen de réduire les quantités des déchets solides entreposés et de résoudre en partie le problème de fertilisation des agricultures urbaines et périurbaines. Dans la ville de Mahajanga, l'association Tananamadio avec l'appui de l'ONG GEVALOR a développé un système de compostage les déchets solides de la décharge municipale. Le projet ISARD « Intensification écologique des systèmes de production par recyclage des déchets » a porté des appuis scientifiques sur l'amélioration de la caractérisation des déchets et le mode de compostage. L'expérimentation a duré du septembre 2009 jusqu'au mois d'août 2010.

La caractérisation des déchets solides était réalisée suivant la méthode XP X 30-408 (AFNOR, 1996) et XP X30-466 (AFNOR, 2005).

Les résultats obtenus montrent qu'après tamisage les déchets contenaient 35% de matière supérieure à 100 mm de diamètre, 20% entre 20 à 100 mm, 13% entre 8 et 20 mm et 32% de moins de 8 mm de matière sèche. La teneur élevée en partie fine (<8mm) est une caractéristique de MSW dans les pays en développement (Tezanou et al., 2001 ; Soclo et al., 1999 ; Damodaran et al., 2003).

Nous avons constaté que, l'humidité des déchets est très différente selon la saison. Pendant la saison pluvieuse l'humidité augmente jusqu'à 53%, alors qu'elle n'est que de 33% durant la saison sèche. Dans le produit tamisé de 100-8 mm, les déchets sont constitués à 42% de

matière organique. Ainsi, avec les matières fines (<8mm), la partie compostable était de 74% des déchets urbains solides (figure 17).

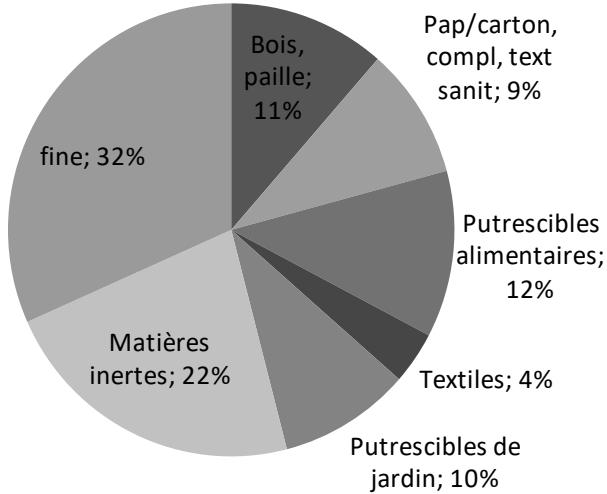


Figure 16: composants des déchets solides entreposés dans la décharge municipale de Mahajanga (moyenne à Septembre 2009 à Août, 2010) (Rafolisy et al., 2013)

Les déchets solides sans les matières inertes (verre, plastique, métal, d'autres déchets inertes gros et résistant) ont été compostés sur une zone propre et avec des déchets d'abattoirs. Entre Mars et Septembre 2010, 29 tas de compostage ont été surveillés. La teneur en humidité du mélange était ajustée à 50-60% par aspersion d'eau sur la surface du tas. La température a été mesurée quotidiennement à différentes positions de profondeur et différents à l'intérieur de la pile. Lorsque la température diminue ou est devenue constante pendant trois jours consécutifs ou dépasse 70 ° C, le tas a été retourné. Enfin, le compost est mûr lorsque la pile a cessé de se réchauffer après avoir été retournée. L'andain avait une longueur de 4 m avec une largeur de 1,5 m et une hauteur de 1,5 m. Après le compostage, les produits ont été tamisés avec une taille de maille de 12 mm; les rejets ont été mélangés avec les nouveaux matériaux pour former des nouveaux andains. La perte de poids et la teneur en nutriments, à la fin du compost ont été évaluées.

Nous avons constaté que les andains ont perdu en moyenne 65% de leur masse initiale. Le compost obtenu après tamisage de 12 mm est environ de $26 \pm 7\%$ de son poids humide initial. Les valeurs agronomiques des composts ont été déterminées en laboratoire. Les teneurs en éléments nutritifs des composts étudiés étaient comparables à celles déterminées par Compaore et al. (2010) et par Guene (1995). Le compost obtenu a une teneur en N élevée (5

$\pm 1\% \text{ g.kg}^{-1}$ MS), mais à faible teneur en matière organique ($144 \pm 21\text{g.kg}^{-1}$ MS) et de C ($54 \pm 12\text{g.kg}^{-1}$ MS). La maturité de compost est souvent évaluée par le rapport C / N. Il a été établi que le rapport C / N de notre compost est de l'ordre de 10 à 15, qui correspond à un compost mûr (Namkoog, 1999). Les ratios moyens de C / N déterminés dans cette étude était de 10,7 indiquant que les composts étaient matures. Les composts contenaient $3 \pm 1\text{g.kg}^{-1}$ de P et $4 \pm 0.6\text{g.kg}^{-1}$ de K. Les résultats des analyses biochimiques sont présentés dans la figure 17. Les composts obtenus ont des teneurs en nutriments satisfaisantes et peuvent être utilisés comme fertilisants.

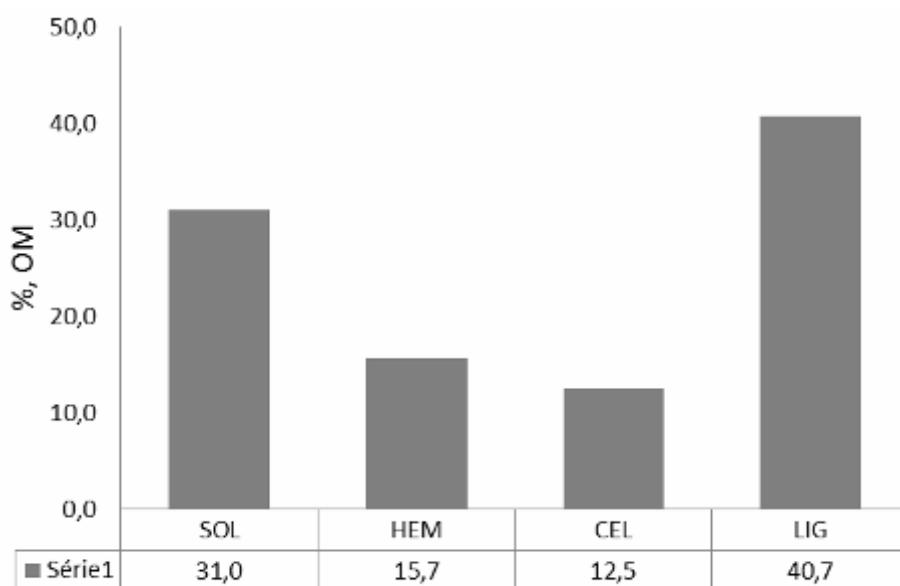


Figure 17: biochemical analyzes of composts, % OM (Van Soest) (Rafolisy et al., 2013). Sol – Soluble, HEM – Hémicellulose, CEL – Cellulose, LIG – Lignine

2.4.3. Etude de l'efficacité du compost des déchets solides urbains par rapport aux fumures traditionnelles

L'objectif de l'étude était de définir la « qualité agronomique » le compost Tananamadio. Les expérimentations ont été menées en milieux paysans, la conduite de fertilisation a été réalisée selon le mode d'apport des agriculteurs.

Les expérimentations ont été sur le site de Soaniadanana : bas-fond inondé en saison des pluies où l'on cultive le riz et cultivé par le maraîchage durant la saison sèche.

Les composts sont des produits riches en matières organiques et en éléments minéraux (N, P, K, bases échangeables) et présentent à ce titre un potentiel amendant et fertilisant pour le sol. Pour notre expérimentation nous attendons par le terme de « qualité agronomique » l'aptitude du compost à améliorer la fertilité du sol (Francou, 2003). Nous étudions spécialement, la

valeur fertilisante azotée du compost qui correspond à son aptitude à libérer rapidement de l'azote minéral (azote nitrique et ammoniacal) dans la solution du sol.

Protocole expérimental

Nous avons testé l'effet des fumures organiques sur la brède *Brassica campestris var peruviridis* ou « Anatsonga », très couramment cultivés dans la zone agricole périurbaine de Mahajanga. Son cycle de production très court (repiquage + 3 semaines) implique une intensification en termes de travail et de fertilisation et permet également, dans le cadre de notre étude, d'accéder à des résultats sur un laps de temps réduit.

Trois types de composts ont été étudiés et comparés avec le fumier de poule, un intrant familier aux paysans locaux. Les observations ont été faites sur des parcelles cultivées et sur des parcelles nues mais fertilisées avec trois répétitions. Les fumures sont apportées aux parcelles maraîchères deux fois / cycle cultural, des échantillons de matière sont prélevés lors de chaque épandage, et les principales caractéristiques agronomiques sont analysées. Sur les parcelles de sol nu, on a quatre traitements: (1) T0 : témoin sans apport ; (2) C1 : Compost de déchets domestiques ; (3) C2 : Compost de déchets de marché ; (4) C3 : Compost commercialisé. Sur les parcelles avec des plantes, nous avons eu les trois types de compost plus le fumier de poule, soit 4 traitements : (5) C1 : Compost de déchets domestiques ; (6) C2 : Compost de déchets de marché ; (7) C3 : Compost commercialisé et (8) Fpl : fumier de poule.

Les doses et les modalités d'apport de MO sont définies par l'agriculteur. Le tableau 13 résume les doses d'application pour chaque opération de fumure.

Tableau 13: doses de N apporté par chaque fumure

Fumure	Apport Ntot (en mg/m ²)	Apport Nmin (en mg/m ²)
Compost de déchets domestiques	4819	291
Compost de déchets de marché	4295	247
Compost commercialisé	3383	278
Fumier de poule	3803	129

Des prélèvements des sols ont été réalisés tout le long des cycles culturaux, pour le suivi de la teneur en Nmin du sol selon les critères suivants :

- à $T = 0$: après travail du sol et juste avant le repiquage du premier cycle ;
- Avant chaque opération de fumure ;
- 3 jours après la fumure ;
- Le jour de la récolte ;

Evolution de teneur en Nmin du sol

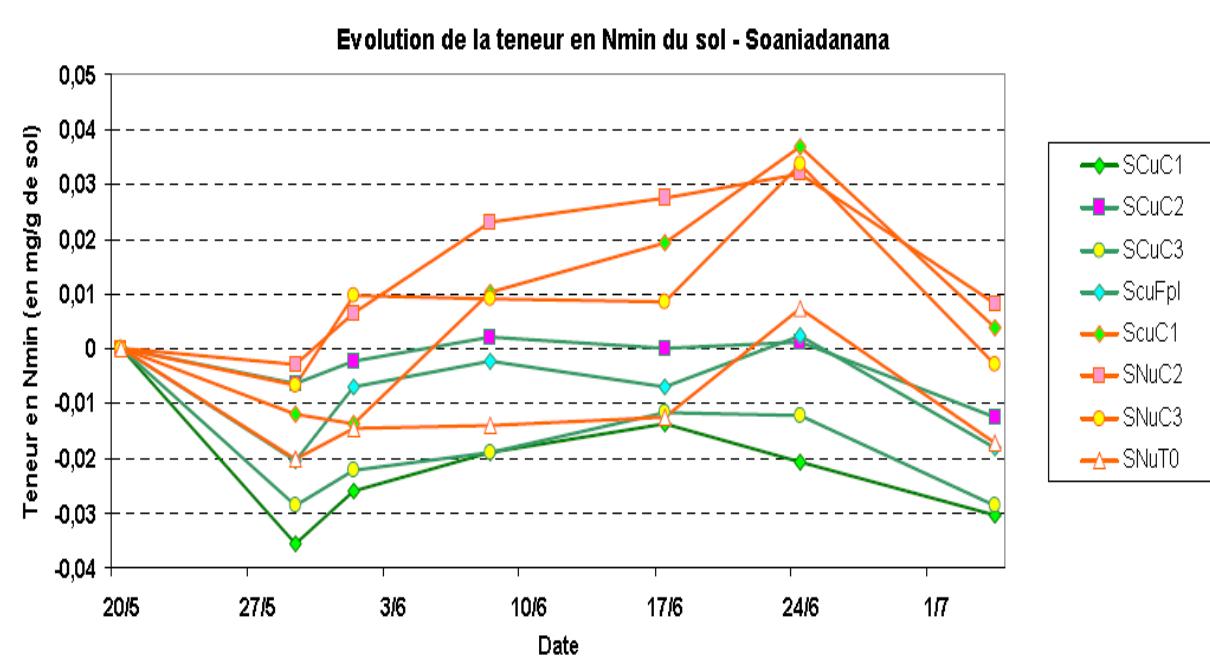


Figure 18: évolution de teneur en Nmin du sol (Rafolisy et al., 2015). D'où Cu avec culture et Nu sans culture, T0 : témoin sans apport ; (2) C1 : Compost de déchets domestiques ; (3) C2 : Compost de déchets de marché ; (4) C3 : Compost commercialisé. Sur les parcelles avec des plantes, nous avons eu les trois types de compost plus le fumier de poule, soit 4 traitements : (5) C1 : Compost de déchets domestiques ; (6) C2 : Compost de déchets de marché ; (7) C3 : Compost commercialisé et (8) Fpl : fumier de poule.

La minéralisation de l'azote du sol pendant les deux cycles de culture est présentée dans la figure 18. Les courbes qui présentent les évolutions de l'azote minéral des sols nus montrent le comportement de libération de l'azote sans une exportation par les plantes. Elles montrent que l'azote apporté par les MO est d'abord utilisé par les microorganismes du sol, ce qui se traduit par une faim d'azote. Ensuite, on constate une accumulation de l'azote minéral avant une réorganisation après le deuxième apport. Les allures des courbes de l'évolution de l'azote minéral dans les parcelles avec plantes sont presque similaires à celles avec les parcelles avec des sols nus, sauf que la quantité d'azote minéral trouvé est inférieure par rapport à celle trouvée dans les parcelles sans plante. Les différences correspondent à l'exportation de l'azote par les plantes. Les composts et le fumier de poule ont la même tendance sur la minéralisation de l'azote.

Notre expérimentation a montré aussi que, les composts des déchets urbains donnent le même rendement que le type de fumier de poule, il n'y a pas eu de différence significative sur la production de biomasse aérienne pour les cycles 1 et 2, et entre les traitements avec les composts et le fumier de poule (figure 19).

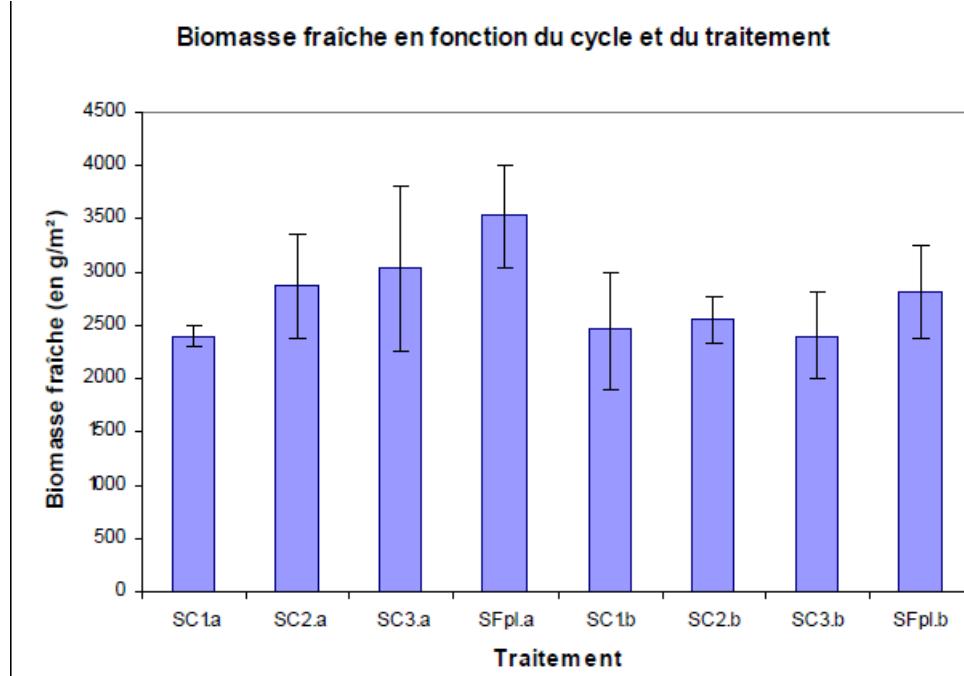


Figure 19: biomasse aérienne en fonction du cycle et des traitements (Rafolisy et al., 2015). T0 : témoin sans apport ; (2) C1 : Compost de déchets domestiques ; (3) C2 : Compost de déchets de marché ; (4) C3 : Compost commercialisé. Sur les parcelles avec des plantes, nous avons eu les trois types de compost plus le fumier de poule, soit 4 traitements : (5) C1 : Compost de déchets domestiques ; (6) C2 : Compost de déchets de marché ; (7) C3 : Compost commercialisé et (8) Fpl : fumier de poule. a – première cycle, b – deuxième cycle

2.5. Co-compostage de boues de laiterie et de fumier de bovins

Le fumier de bovin est une source de MO disponible chez les paysans. Souvent, le stockage de fumier de bovin a un impact négatif sur sa qualité. Le compostage du fumier de bovin possède de nombreux avantages agronomiques, il permet la suppression des agents pathogènes, des graines de mauvaises herbes et la production de matière organique (MO) stabilisée plus facile à transporter et à épandre (Eghball et Gilley, 1999; Eghball et Lessing, 2000). Si le compostage des effluents d'élevage, en particulier des fumiers de bovin, a fait l'objet de nombreuses expérimentations et est très bien renseigné dans la littérature (Eghball et Gilley, 1999 ; Parkinson et al., 2004 ; Gómez-Brandón et al., 2008 ; Qian et al., 2014), ce n'est pas le cas lorsque des adjuvants sont co-compostés avec le fumier. Actuellement, les boues surtout celles issues des industries laitières ne sont pas encore valorisées. La voie du compostage peut aider l'industrie laitière à valoriser ses boues, car les boues brutes sont

classées dans les catégories de déchets qui ne peuvent pas être épandus dans les parcelles sans un plan d'épandage. Cet épandage direct des boues présente des nuisances olfactives importantes pour le voisinage ; celles-ci seraient fortement réduites en cas de compostage. Les questions posées par ce co-compostage concernent la qualité du compost produit, son homogénéité spatiale, les pertes d'éléments et le caractère hygiène du procédé. Quelle est la proportion de boues admissible garantissant une bonne montée en température et un produit composté suffisamment homogène malgré l'hétérogénéité du mélange initial? Quelles sont les conséquences de cette incorporation sur la qualité agronomique du compost obtenu et sur les pertes de nutriments? Les composts produits sont-ils conformes à la norme française NFU 44-095?

Une expérimentation a donc été réalisée pour statuer sur la qualité des composts obtenus par le co-compostage de fumier de bovin et de boues de laiterie et sur le côté hygiène du procédé. Les résultats obtenus sont présentés dans cette étude et sont discutés en regard des biotransformations mises en jeu dans le compostage.

L'expérimentation a été menée à la ferme d'élevage de la SICA-lait à Bourg Murat, île de la Réunion (France). Trois andains ont été mis en place avec du fumier et trois doses de boue de laiterie (tableau 14). Les fumiers sont issus de l'élevage de génisses sur des litières de paille de canne à sucre ; le fumier est collecté tous les 3 jours par raclage de la litière, puis stocké sur une fumiére. Les boues de laiterie sont obtenues par le traitement aérobie des eaux usées de l'usine de transformation de lait CILAM (Compagnie laitière des Mascareignes), située à Saint Pierre. Les proportions des matières ont été calculées sur la base de la masse brute de fumier et de boues. Le compostage a été réalisé, selon la technique de compostage adoptée par SICA-Lait, sur une surface bétonnée pendant 142 jours et un seul retournement a été effectué le 21ème jour. Les caractéristiques physiques et les traitements des andains sont présentés dans le tableau 14. Durant le compostage, les andains ont été couverts d'une bâche semi-perméable (perméable aux gaz et imperméable à l'eau) afin d'éviter l'ajout d'eau potentiellement préjudiciable aux transformations aérobies, les andains avec boues étant déjà très humides et denses.

Tableau 14: composition des andains avant compostage. (Rafolisy et al., 2015)

Andain	Fumier (T)	Boue 1 (B1)	Boue 2 (B2)
Matière brute (kg)	9500	8200	8800
Fumier de génisse (%)	100	66	52
Boue de laiterie (%)	0	34	48
Volume (m ³)	31,1	14,4	14,0
Densité (kgMS.m ⁻³)	97	126	131
Densité (kgMB.m ⁻³)	305	566	630
Porosité (%)	73	48	42

MS – matière sèche ; MB – matière brute

2.5.1. Suivi in situ

- Mesures sur les andains

Les volumes des andains ont été calculés à la mise en place, avant et après le retournement et avant la fin du compostage, à partir des mesures de la hauteur réalisées avec un Laser mètre DIMETIX™ DLS-B 30 (précision de ± 1.5 mm) placé sur un portique. Les mesures ont été effectuées sur un intervalle de 50 cm sur la longueur de l’andain et de 40 cm sur sa largeur. Le volume de l’andain a été calculé avec la *formule 5* :

$$V_{andain} = \sum_{i=1}^n \frac{S_i}{n} \times L \quad Formule\ 5$$

Où, S_i est la section de l’andain (m²), L est la longueur de l’andain

La section a été calculée avec la *formule 6* :

$$S_i = \sum_{j=1}^m l_j \times \frac{(h_j + h_{j+1})}{2} \quad (Formule\ 6)$$

Où, l_j est la largeur entre 2 mesures de hauteur (40 cm) et h_j est la hauteur au point ij .

Les densités brute et sèche de l’andain ont été calculées par le ratio des masses brute ou sèche sur son volume.

La porosité de l’andain correspond à la proportion du volume d’air dans l’andain (*formule 7*).

$$\theta = \frac{V_{air}}{V_{andain}} \quad (Formule \ 7)$$

Le volume d'air est calculé par le bilan des volumes (*formule 8*) :

$$V_{air} = V_{andain} - V_{H_2O} - V_{MS}, \quad (Formule \ 8)$$

Où VH_2O et VMS sont respectivement les volumes d'eau et de MS contenues dans l'andain (en m^3). Ils sont déterminés à partir des masses volumiques de l'eau ($= 1000 \text{ kg m}^{-3}$) et de la MS ($= 1600 \text{ kg m}^{-3}$; Agnew et Leonard, 2003).

- **Mesure de température**

La température au sein des andains a été mesurée par des thermocouples (TC) de type K. Chaque andain a été équipé de 5 TC placés en bas (10 cm du sol), au cœur (50 cm du haut) à gauche, au milieu et à droite, et en haut (10 cm du haut) de l'andain. La température extérieure et la pluviométrie ont également été mesurées. Ces mesures ont été effectuées toutes les 5 secondes, puis moyennées sur 1 heure et enregistrées par une centrale d'acquisition Campbell™ CR10X.

2.5.2. Résultats et discussion

Cinétiques de température et hygiénisation

La température est souvent retenue comme un indicateur majeur, mais non exclusif, de l'hygiénisation des composts (Aubert, 2006). La Figure 20 illustre l'évolution des températures à cœur pour les trois andains. Les écarts sont importants dans la phase initiale de montée en température puis deviennent inférieurs à 5°C dans la phase de décroissance. La variabilité des températures, élevée en début de compostage pour les 3 andains (coefficient de variation, CV, de l'ordre de 30%), diminue pendant la deuxième période (CV proche de 5%). Les températures au cœur (moyenne de 3 mesures) des andains T et B1 ont augmenté jusqu'à 72°C et 69°C, respectivement, juste après le premier jour de compostage, alors que la température au cœur de l'andain B2 n'est montée que jusqu'à 63°C. Après le retournement, la montée de température des andains B1 et B2 est similaire (62°C et 64°C), tandis que la température de l'andain T atteint 74°C 10 jours après le retournement.

Dans les 3 tas, grâce au retournement effectué le 21ème jour, la température au cœur se maintient au-dessus de 55°C pendant, 29, 34 et 40 jours pour l'andain T, B1 et B2, respectivement (figure 20).

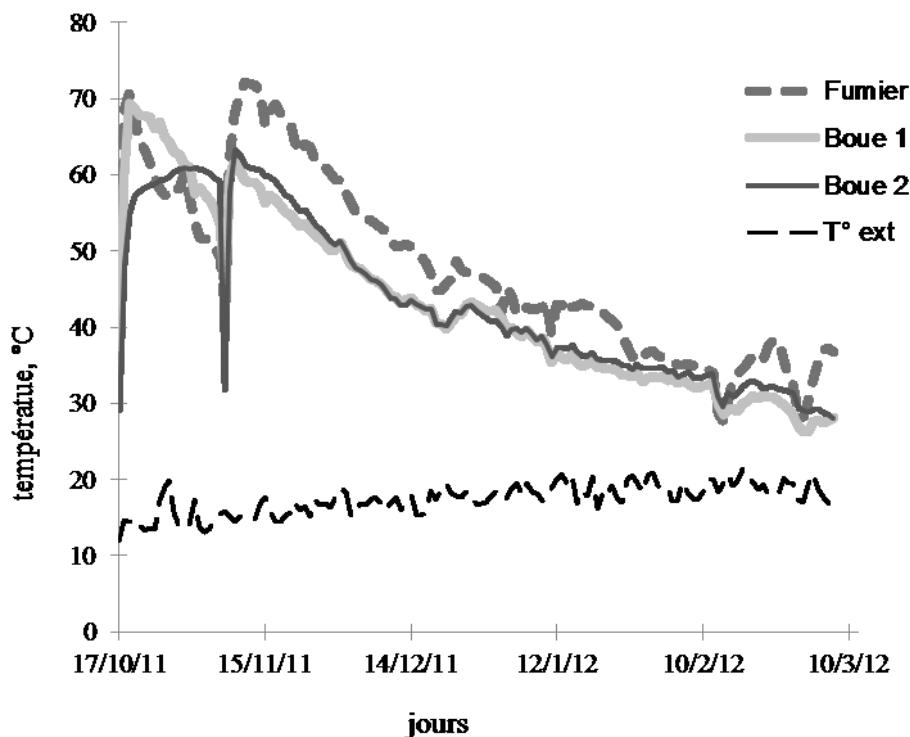


Figure 20: évolution des températures moyennes au centre des andains (thermocouples placés à gauche, au centre et à droite) (Rafolisy et al., 2015)

Cette montée en température à cœur ne garantit pas l'absence de pathogènes en tout point du tas de compost, mais elle témoigne positivement du processus d'hygiénisation du compost (Margesin et al., 2006; Ligocka et Paluszak, 2009). En effet, des expériences ont montré que la germination des graines a été réduite à 0 - 0,2% après avoir été exposées pendant 14 jours à une température maximale de compost de 58°C et une température moyenne de 43°C et l'inhibition des graines et des pathogènes est obtenue après 30 jours lorsque la température est supérieure à 55°C (Nobles et Roberts, 2003; 2004 ; Wichuk et al, 2011 ; Isobaev et al., 2014).

Evolution de la masse brute et des caractéristiques physiques

Les masses brutes des andains au moment du compostage sont proches pour les trois andains, tandis que leurs volumes sont très différents, d'où des densités très contrastées et une porosité libre à l'air très inférieure dans le cas de l'ajout de boues (B1 et B2) (tableau 14). Ces caractéristiques contrastées entre le tas de fumier et le tas de fumier additionné de boues résultent à la fois de la teneur en eau élevée des boues (88 %) et de leur compacité très élevée (1074 kg.m⁻³) comparativement au fumier. Elles jouent un rôle majeur dans les dynamiques de transformation de la MO pendant le compostage et les pertes d'azote (tableau 16).

Les pertes de P et de K sont au maximum de 10,8% (tableau 16) et le plus souvent inférieures à 10%. Ces éléments étant conservatifs lors des biotransformations, le bilan des masses peut donc être valablement bouclé avec une précision de l'ordre de 10%. Ainsi, la perte de masse,

composée essentiellement d'eau et de C, des 3 andains pendant les 142 jours de compostage est très comparable (tableau 16). Après 142 jours de compostage, les pertes de MS des tas T, B1 et B2 sont respectivement de 46, 43 et 49% de la MS initiale, et celles de MO, respectivement de 54, 51 et 56%. Ceci témoigne d'une consommation du C similaire, respectivement 50, 50 et 54%, sur une période de compostage assez longue. Ces pertes correspondent aux résultats présentés par Sommer et Dahl (1999), Sommer (2001) et Abd-El-Kader et al. (2007). Les pertes de N sont par contre très contrastées, respectivement 15, 42 et 50% du N initial. Elles correspondent vraisemblablement en grande partie à de l'émission ammoniacale, les teneurs en N ammoniacal étant beaucoup plus élevées dans le cas de l'ajout de boues (tableau 15). Elles peuvent cependant correspondre aussi à des émissions de N₂ et de N₂O. Le N₂ est produit par la dénitrification dans les zones mal aérées de l'andain, ce qui peut advenir dans le cas des andains avec ajout de boues qui présentent une faible porosité libre à l'air (tableau 14), beaucoup de C facilement biodégradable et d'azote (tableau 15). Le N₂O, puissant gaz à effet de serre, est produit lors de la nitrification dans les zones plus aérées et moins chaudes (T°C < 40°C) à proximité de la surface ou lorsque la dénitrification est incomplète (Paillat et al., 2005), notamment quand le C facilement biodégradable devient limitant.

Tableau 15: caractéristiques chimiques et biochimiques de la boue de laiterie et des andains au début du compostage. (Rafolisy et al., 2015)

Andain	Boue de laiterie	Fumier (T)	Boue 1(B1)	Boue 2 (B2)
Matière sèche (%MB)	12,0	31,8	22,2	20,7
Matière organique (%MS)	89,9	85,7	85,3	86,6
Azote Kjeldahl (g N.kg ⁻¹ MS)	93,0	15,2	32,8	38,5
N-NH ₄ (g N.kg ⁻¹ MS)	31,6	2,4	5,6	5,1
Carbone (g C.kg ⁻¹ MS)	454	430,4	442,7	450,0
C/N (kg C.kg ⁻¹ N)	4,8	28,4	13,5	11,7
Phosphore (g P.kg ⁻¹ MS)	15,5	3,1	6,5	6,2
N/P (kg N.kg ⁻¹ P)	6,0	4,9	5,0	6,2
Potassium (g K.kg ⁻¹ MS)	8,4	18.4	5.8	14.9

MS – matière sèche ; MB – matière brute

Tableau 16: perte de masses et de volume pendant le compostage (142 jours). (Rafolisy et al., 2015)

Andain	Fumier (T)	Boue 1 (B1)	Boue 2 (B2)	Fumier (T)	Boue 1 (B1)	Boue 2 (B2)
kg.tonne ⁻¹ compost				% masse initiale		
Masse	685	709	679	68,5	70,9	67,9
Matière sèche	147	97	102	46,1	43,4	49,2
Eau	538	612	577	79,0	78,7	72,8
Carbone (C)	69	49	51	50,4	49,7	54,2
Azote (N)	0,7	3,0	4,0	15,4	41,6	49,6
Phosphore (P)	0,05	0,1	0,0	5,0	7,9	0,6
Potassium (K)	0,6	0,3	0,2	10,8	7,7	6,7
m ³ tonne ⁻¹ compost				% volume initial		
Volume	2,1	1,1	1,1	63,6	60,9	66,2

Alors que la structuration des trois andains lors de leur mise en place a varié inévitablement avec une répartition hétérogène de la matière et de la porosité entre les andains, l'évolution globale du volume et de la porosité a été similaire. Les andains T, B1 et B2 ont perdu respectivement 64, 61 et 66% de leur volume initial. La conséquence d'une perte de masse légèrement plus élevée que celle de volume est une augmentation de la porosité globale libre à l'air des andains. La porosité de l'andain T, déjà élevée à la mise en place (73%, tableau 14) n'augmente que de 8% alors que celle de l'andain B1 a augmenté de 34% et celle de l'andain B2 de 13% après 142 jours de compostage. Les densités brutes diminuent en raison de la perte d'eau, -13, -26 et -5% respectivement, et les densités sèches augmentent : 48, 45 et 50% respectivement. La perte d'eau proportionnellement plus faible dans le cas de l'andain B2 avec une forte incorporation de boues (tableau 16) est à rapprocher de la température à cœur également globalement plus faible (figure 20). La MO se concentre donc dans les andains, sans qu'on observe de grandes différences entre les trois situations testées.

Evolution de la composition des produits

La matière sèche des boues est 6 fois plus riche en N que celle du fumier, 5 fois plus riche en P, 2 fois moins riche en K. La proportion d'azote ammoniacal dans l'azote total y est 2 fois plus élevée (tableau 15). L'apport de boues au fumier constitue donc un enrichissement

potentiellement très important en éléments fertilisants. Cet apport est cependant limité par la siccité faible des boues (12%), la quantité de MS provenant des boues étant nécessairement plus faible que celle provenant du fumier pour obtenir un produit mis à composter ayant une teneur en MS suffisante. La minéralisation de la MO conduit à une diminution des teneurs en MO (donc en C) dans la MS. Cette diminution est sensiblement équivalente pour les trois tas. La teneur en MO est supérieure à 20% (critère nécessaire pour respecter les normes NFU 44-051 et NFU 44-095) dans le produit brut composté après 142 jours, respectivement 40, 32 et 25% pour les composts T, B1 et B2 (tableau 16).

Les matières minérales (MM), en particulier P et K sont conservées dans les tas, ce qui témoigne de la qualité de l'échantillonnage, ces matières n'étant pas volatiles. Les pertes d'eau et de C combinées avec la conservation des MM ont fait augmenter les teneurs en nutriments dans les produits compostés : la teneur en N a augmenté de 15 à 24 g.kg⁻¹ MS pour l'andain T, elle est stable pour les andains B1 et B2 : de 33 à 34 g.kg⁻¹ MS, et sans variation à 38 g.kg⁻¹ MS, respectivement. L'azote est organisé et relativement conservé dans le compost de fumier alors qu'il est très largement perdu dans le cas de l'ajout de boues riches en azote très biodégradable. Outre les émissions néfastes pour l'environnement, ceci montre la limite à l'ajout de boues pour le compostage de fumier de bovins, malgré des composts produits plus riches (x 1,5 environ par rapport au compost de fumier seul).

La teneur en P a augmenté de 3,1 à 5,4 g.kg⁻¹ MS pour T, de 6,5 à 10,6 g.kg⁻¹ MS pour B1 et de 6,2 à 12,1 g.kg⁻¹ MS pour B2 après le compostage. La Teneur en K est passée de 18,4 à 30,5 g.kg⁻¹ MS pour T, de 15,8 à 30,1 g.kg⁻¹ MS pour B1 et de 14,9 à 27,4 g.kg⁻¹ MS pour B2. Par rapport au compost de fumier seul, les composts obtenus avec l'ajout de boues sont donc 2 fois plus riches en P et similaires quant à leur richesse en K.

Tableau 17: comparaison à la norme 44-051 « amendements organiques » ou la norme 44-095 « amendements organiques contenant des Matières d'Intérêt Agronomique issues du Traitement des Eaux MIATE » (% du produit brut) des composts obtenus après 142 jours de compostage. (Rafolisy et al., 2015)

Composts	MS	MO	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N + P ₂ O ₅ + K ₂ O
Norme 44-051	> 30	> 20	< 3	< 3	< 3	< 7
Fumier (T)	54	40	1,3	0,7	2,0	4,0
Norme 44-095	> 50	> 20	< 3	< 3	< 3	< 7
Boue 1 (B1)	43	32	1,5	1,0	1,6	4,1
Boue 2 (B2)	33	25	1,3	0,9	1,1	3,2

MS – matière sèche ; MO – matière organique

Sur le plan de la réglementation, le compost obtenu avec du fumier seul est conforme à la norme française NFU 44-051 (amendement organique). Ceux produits avec addition de boues de laiterie sont conformes à la norme française NFU 44-095 spécifique aux amendements organiques contenant des Matières d'Intérêt Agronomique issues du Traitement des Eaux MIATES, dont les boues de laiterie font partie, excepté sur le critère de la teneur en MS (tableau 17).

Conclusion

Cette étude a montré que la durée de la phase thermophile ($> 55^{\circ}\text{C}$) du compostage (40 jours pour l'andain T, 29 jours pour l'andain B1 et 34 jours pour l'andain B2) pouvait être jugée suffisante, selon la bibliographie, pour attester d'un processus d'hygiénisation des composts, quelle que soit la dose de boues incorporée. Le P et le K ajoutés avec les boues sont conservés dans le compost. Les pertes en MO et C sont assez proches pour les trois tas. Du fait d'une quantité d'eau à la mise en tas plus importante, la teneur en MS du tas B2 reste plus faible même après plus de 4 mois de compostage. L'intérêt de cette pratique est limité par les pertes d'azote constatées, soit environ 60% de l'azote apporté par les boues (bilan apparent). Cependant, ces pertes sont à mettre en relation avec les pertes azotées également potentiellement très importantes lors de l'épandage direct des boues sur prairies (azote facilement minéralisable et volatilisable car, non incorporées au sol, les boues solides sont soumises à la volatilisation durant une longue période). Par ailleurs, le compostage réduit la nuisance olfactive générée par l'épandage direct, le tonnage à épandre est réduit de 70% pour une durée de compostage supérieure à 4 mois et les éléments non volatils P, K, Ca, Mg présents dans les boues et le fumier sont conservés.

2.6. Impact environnemental de la valorisation des PRO.

2.6.1. Réduction des émissions de GES pendant le compostage

Les travaux ont été conduits à la ferme d'élevage de volailles Couvée d'Or à Dos d'Âne (La Possession, à la Réunion). Les expérimentations ont été menées sur une aire de compostage bétonnée, du 23 mai 2011 jusqu'au 21 novembre 2011. Afin d'obtenir des situations contrastées de compostage en terme d'humidité et de porosité, huit mélanges ont été effectués soit en variant les proportions de litières de volailles, de structurant et d'eau (Tableau 18), soit en compactant plus ou moins des mélanges identiques.

Tableau 18: caractéristiques massiques, volumiques et biochimiques des andains

N°	CO_A	CO_B	CO_C	CO_D	CO_E	CO_F	CO_G	CO_H
Durée compostage (jours)	23	23	70	70	59	59	74	74
Masse brute MB (kg)	4642	3733	1701	1232	3578	3098	3526	3042
Volume (m ³)	6,82	6,96	2,94	2,94	6,39	6,66	5,79	5,56
Teneur en masse sèche MS (%)	45	42	46	46	43	54	45	43
Densité MS (kgMS.m ⁻³)	303	227	265	192	243	250	274	238
Porosité (%)	43,4	54,9	52,1	65,3	53,1	62,9	49,2	54,2
Teneur en C (kgC.t ⁻¹ MS)	380	352	355	355	341	344	370	414
Teneur en N (kgN.t ⁻¹ MB)	9,2	9,8	9,6	9,6	10,9	13,6	12,0	10,0
Rapport C/N (kgC.kg ⁻¹ N)	18,4	15,2	16,7	16,7	13,5	13,7	13,8	18,1
Teneur MO (%)	66,4	64,6	64,0	64,0	69,3	68,5	69,6	81,1
Teneur N-NH ₄ ⁺ (kgN.t ⁻¹ MB)	3,6	3,7	4,9	4,9	4,7	5,2	4,0	3,2
Teneur en azote soluble SN (gN.kg ⁻¹ MB)	4,1	4,2	4,8	4,8	5,9	6,8	4,8	3,7
Fractionnement Van Soest (% MS)*								
Soluble (100-NDF)	52,3	49,3	52,1	52,1	54,3	51,3	50,9	36,3
Hémicellulose (NDF-ADF)	8,1	17,8	12,2	12,2	12,1	16,3	15,3	15,6
Cellulose (ADF-ADL)	26,1	20,7	22,3	22,3	21,9	20,8	22,0	31,1
Lignine (ADL)	13,5	12,2	13,4	13,4	11,8	11,5	11,8	16,9

CO_A : andains tassés ; CO_B : andains non tassés ; CO_C : andains construits après retournement de l'andain CO_A, tassé ; CO_D : andains construits après retournement de l'andain CO_A non tassé ; CO_E : andains humidifiés ; CO_F : andains non humidifiés ; CO_G : andains formés pour identifier la relation entre le type de structurant et les processus de transformation de la MO (déchets de couvoir) ; CO_H : andains formés pour identifier la relation entre le type de structurant et les processus de transformation de la MO (copeaux de Cryptomeria japonica).

2.6.2. Dispositif expérimental de mesure des émissions gazeuses

Pendant la durée de compostage, les andains ont été placés dans des enceintes mobiles à armatures en acier, recouvertes d'une bâche imperméable. Un ventilateur extracteur d'air (ATIS, Cubus 9) a été placé à l'extérieur de chaque enceinte, relié par une gaine d'extraction. Une entrée d'air est positionnée à l'autre extrémité de chaque enceinte. Le débit d'air est réglé de telle sorte qu'une légère dépression s'observe dans l'enceinte, afin de s'assurer que le flux d'air soit en sens unique de l'entrée vers la sortie d'air. Après chaque réglage de débit, les concentrations internes en gaz sont comparées aux concentrations externes, pour s'assurer que les gradients de concentration en CO₂ et H₂O soient supérieurs à la résolution de mesure de l'analyseur de gaz, condition nécessaire aux calculs d'émissions. Les concentrations en gaz sont mesurées en continu, pour l'air extérieur et à l'intérieur de l'enceinte ; au niveau de la gaine d'extraction d'air dans l'enceinte et au-dessus de l'andain. Un programme développé par l'UMR SAS (Robin et al., 2010) a été utilisé pour changer les voies d'échantillonnage de l'échantilleur-doseur type 1303 (Innova). La durée d'un cycle de mesure était de 2h (6 points d'échantillonnage). Les concentrations en gaz ont été mesurées par un analyseur de gaz par spectrométrie d'absorption infrarouge photoacoustique de type 1312 (Innova) équipé de 5 filtres (CO₂, NH₃, H₂O, N₂O et CH₄). Les mesures de concentrations étaient automatiquement enregistrées par un ordinateur, connecté à l'analyseur par une interface RS232.

L'émission de CO₂ est calculée par la *formule 9*

$$E_{CO_2} = \Delta[CO_2]_{ext}^{int} \times Q_{m.airhum} \times \rho_{airhum} \times \frac{1}{M_{C_{initial}}} \quad (Formule\ 9)$$

où E_{CO₂} est l'émission de CO₂ (g C-CO₂.h⁻¹.kg⁻¹ Cinitial) E_{CO₂},

$\Delta[CO_2]_{ext}^{int}$ est le gradient de concentration en CO₂ entre l'air entrant et l'air sortant (g C-CO₂.kg⁻¹airsec), $Q_{m.airhum}$ est la quantité d'air entrant (m³.h⁻¹) ; ici elle représente le débit de ventilateur et ρ_{airhum} est la densité de l'air humide (kg.m⁻³). Les résultats de pertes massiques et de volumes sont présentés dans le Tableau 19. La perte de masse totale augmente avec la durée de compostage et varie de 14 à 39%. Cette perte de masse est liée à la minéralisation de la MS et à l'émission de CO₂ et de CH₄, mais également à la production d'eau métabolique, ainsi qu'à l'évaporation d'eau. Bien que les pertes de masses totales soient quasi identiques entre chaque tas d'une même expérimentation, les pertes de MS et de H₂O varient plus fortement.

Tableau 19: pertes de masses et de volume des huit andains exprimées en kg d'élément par tonne de MB initiale, et en % de la masse initiale de l'élément mesuré (Oudart et al., 2013)

Andain	CO_A	CO_B	CO_C	CO_D	CO_E	CO_F	CO_G	CO_H
Durée de compostage (en jours)	23	23	70	70	59	59	74	74
Perte masse fraîche (kgMB/tonne MB)	137	160	364	394	372	339	341	377
% masse fraîche initiale	14	16	36	39	37	34	34	38
Perte matière sèche (kgMS/tonne MB)	50	67	153	160	134	162	99	94
% matière sèche initiale	11	16	33	35	31	30	22	22
Perte d'eau (kgH ₂ O/tonne MB)	87	93	211	234	239	177	242	283
% masse d'eau initiale	16	16	39	43	42	38	44	50
Perte de carbone (kgC/tonne MB)	29	30	71	73	53	67	46	46
% carbone initial	17	20	43	45	36	36	27	26
Perte d'azote (kgN/tonne MB)	0,9	1,4	3,6	4,2	3,9	4,5	3,3	2,4
% azote initial	10	14	37	43	35	33	27	24
Perte phosphore (kgP/tonne MB)	-0,7	-0,4	2,4	2,6	1,7	2,4	0,8	0,9
% phosphore initial	-8	-4	23	25	16	19	11	12
Perte de volume total (m ³ /tonne MB)	0,1	0,3	0,1	0,5	0,3	0,3	0,4	0,4
% volume initial	4,5	16,3	7,5	20,8	17,7	11,7	23,5	19,4

2.6.3. Effets du tassemement et de l'humectation sur les émissions de GES et d'ammoniac

Le tableau 20 montre les émissions gazeuses des différents andains. L'humectation du fumier de 45 à 55% d'eau induit une augmentation de l'émission de GES. Ainsi le tas CO_F non

humidifié a émis 53% de moins de GES que le tas CO_E humidifié (respectivement 65 et 136 kg CO₂eq t⁻¹ MSI). Ce phénomène pourrait être expliqué par l'augmentation de la part de porosité libre à l'air qui augmente l'entrée d'oxygène dans l'andain non humidifié (CO_F), ce qui favorise la réduction de la production et de l'émission de méthane. Le tas tassé (CO_A) a émis 48% de moins d'NH₃ que le tas non tassé (CO_B) mais 141% fois plus de GES. Cette augmentation est due aux faibles températures de l'andain CO_A, qui ne peut pas empêcher la nitrification et l'émission de N₂O associée. Après retournement du tas CO_A, les émissions de N₂O sont 64% plus faibles lorsque le tas est tassé (CO_C par rapport à CO_D) mais cela augmente les émissions de CH₄ (2 à 68 kg CO₂eq t⁻¹ MSI). Après retournement, l'émission de N₂O s'explique par la dénitrification durant la phase de maturation. Le tassement limite la circulation de l'oxygène ce qui favorise une dénitrification plus complète (émission de N₂ au détriment de N₂O), tandis que la diminution de l'aération passive réduit la perte d'azote. Néanmoins, l'émission globale de GES est voisine pour les tas CO_C et CO_D.

D'après ces résultats, pour réduire l'émission de GES au cours de la phase de compostage de fumiers de volailles il est recommandé de construire des andains à faible humidité et non tassés. Le retournement et l'ajout d'eau devraient réactiver les biotransformations et un tassement des andains durant la phase de maturation devrait limiter les pertes d'azote. Même si le tassement des andains augmente l'émission de CH₄, l'émission globale de GES devrait être minimisée en raison de la réduction de l'émission de N₂O

Tableau 20: émissions gazeuses des différents andains (Oudart et al., 2013)

émissions gazeuses	Unité	CO_A	CO_B	CO_C	CO_D	CO_E	CO_F	CO_G	CO_H
Durée	jours	23	23	70	70	59	59	74	74
C-CO ₂	% C initial	14	18	12	20	17	13	24	25
N-NH ₃	% N initial	5	10	7	22	9	7	20	12
H ₂ O	% H ₂ O initial	22	22	23	43	30	25	39	37
GHGt	kgCO ₂ -eq t ⁻¹ MSI	84	38	191	203	136	65	58	241
CH ₄	kgCO ₂ -eq t ⁻¹ MSI	53	37	68	2	37	18	55	63
N ₂ O	kgCO ₂ -eq t ⁻¹ MSI	31	1	123	201	98	46	3	178

3. Perspectives (projet de recherche)

Le projet de recherche que j'envisage de mener s'inscrit dans la continuité de mes activités et s'insère toujours pleinement dans le thème « gestion intégrée de la fertilité des sols » à travers les questions relatives aux flux des nutriments et des éléments polluants dans les sols (figure 22). Deux dimensions seront prises en compte plus particulièrement d'une part l'impact des changements climatiques à venir sur les flux de nutriments dans les sols et leurs implications sur leur productivité, et d'autre part sur les rôles des flux à des échelles inférieures (le village, le territoire) sur les transferts de nutriments à l'échelle localisée au niveau du sol.

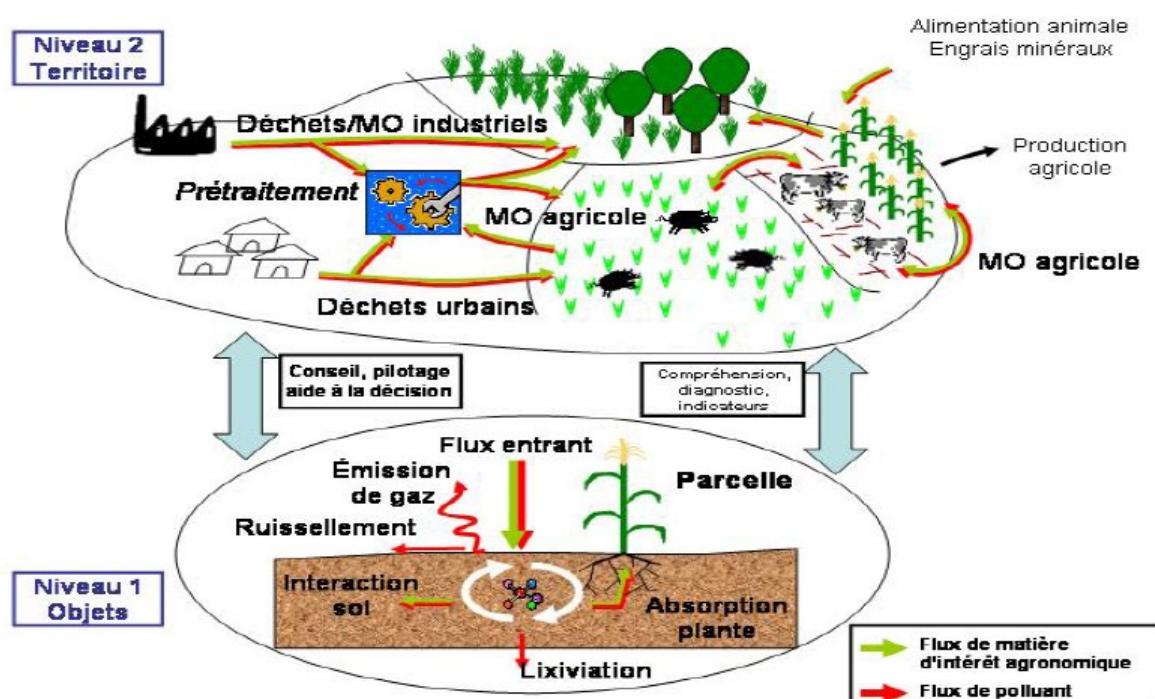


Figure 21: représentation simplifiée des systèmes de recyclage des matières organiques et des flux associés. (ISARD, 2008)

3.1. Impact du changement climatique sur les flux des nutriments dans les sols.

Le changement climatique est une question majeure pour nos sociétés lui imposant une contrainte d'incertitude nouvelle qui touche l'ensemble de la société et plus particulièrement l'agriculture.

Le changement climatique affecte tous les mécanismes et les paramètres nécessaires pour obtenir une bonne production. Le cycle de nutriments du sol ne déroge pas à ce fléau d'où mon intérêt à approfondir cette thématique.

Pour cette partie nous allons étudier particulièrement la question de cycle des matières organiques des sols sous l'influence de changement climatique et aussi l'amélioration des

méthodologies de caractérisation des sols pour produire des données exploitables sur l'état des sols à Madagascar (spectrométrie infrarouge, spatialisation, modélisation, ...).

3.1.1. Cycle des matières organiques des sols sous l'influence de changement climatique

Une meilleure connaissance des processus biogéochimiques de régulation des cycles du carbone et des nutriments majeurs nous permettra de trouver des solutions sur l'adaptation des agroécosystèmes au changement climatique.

L'apport des MO aux sols augmente la fertilité des sols, augmente sa productivité et constitue aussi une manière de retourner au sol les matières organiques et pourrait ainsi permettre d'atténuer les émissions des gaz à effet de serre. Ces questions sont au cœur du réseau CaSA mais également de certaines initiatives proposées suite à la CoP21 comme l'initiative dite 4p1000, mais également l'initiative AAA qui a été proposée au cours de la CoP22 par le Maroc. Mes études porteront sur la gestion des amendements organiques, le cycle du carbone et des nutriments, les impacts de composts, des autres amendements organiques innovants et des effets des pratiques culturelles sur la dynamique de la matière organique des sols.

Cette thématique de recherche s'insère pleinement dans les questions posées par l'UR Sols et Changements climatiques du LRI avec laquelle l'UR Disponibilité des nutriments que j'anime collabore étroitement.

Le changement climatique peut affecter les fonctions des sols et des écosystèmes à court et à long termes. Des précipitations plus intenses contribueront à l'intensification de l'érosion des sols vulnérables, dont la plupart souffrent déjà de faibles teneurs en matières organiques. L'augmentation de température accélère la minéralisation de MO et provoque une perte de carbone dans l'atmosphère. Le changement climatique ainsi que des changements d'usage des terres provoquent un bouleversement sur le cycle biogéochimique et biologique du sol. Selon les pratiques de gestion des sols adoptées, les sols sont capables d'augmenter leur teneur en carbone organique ou d'en perdre. Le non-retour aux sols des résidus des récoltes entraîne un effet négatif sur la qualité des sols et qui se traduit par une forte diminution du carbone qui y est stocké.

Au final, si rien n'est modifié, les risques liés au changement climatique seront une diminution de la productivité du sol du fait de la dégradation de leur niveau de fertilité physico-chimique et de l'érosion. Par contre, l'apport des MO dans les sols augmente la teneur en carbone organique des sols et peut améliorer la production alimentaire.

Les recherches envisagées porteront sur l'influence de changement climatique sur les cycles de C, N et P du sol.

Méthodologie

Les activités seront essentiellement expérimentales dans un premier temps. Des expérimentations au laboratoire (incubation) et en milieu contrôlé (sous serre) seront réalisées suivies des expérimentations aux champs.

Collaborations

La réalisation de ces études implique une forte interaction multidisciplinaire. Les travaux seront menés ensemble avec les collègues spécialistes de biogéochimie de sol, écologies, modélisateurs, microbiologistes et autres.

Cette activité est déjà en cours pendant la mise en œuvre du projet PARRUR : « Séquestration du carbone et disponibilité des nutriments (phosphore et azote) des sols des différents agroécosystèmes dans le cadre de la REDD+ à Madagascar ». Des observations sur les sols dans différentes régions de Madagascar ont été réalisées pour déterminer l'impact de la pression anthropique et du stress climatique sur le stockage et à la minéralisation de la matière organique du sol et aussi sur la biodisponibilité des nutriments (N et P) dans différents systèmes agroécologiques.

Les résultats attendus de cette thématique de recherche permettront :

- D'évaluer les potentialités des pratiques agro écologiques à l'atténuation/l'adaptation au changement climatique à travers la séquestration du carbone dans les sols.
- De participer à l'élaboration de recommandations sur des innovations agricoles qui permettent de produire plus mais de participer à l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre par une meilleure gestion des sols.

3.1.2. Elaboration d'outils et de méthodes pour la caractérisation des sols

Une meilleure caractérisation des sols, cultivés ou non, permettra de statuer sur la fertilité de ces sols par la disponibilité des nutriments, et de donner des informations sur la variabilité des caractéristiques pédologiques, telles que la minéralogie et la texture. La caractérisation des propriétés physico-chimiques des sols nécessite des moyens coûteux en termes d'analyse chimique ou physique. L'analyse de la composition chimique des ressources est généralement réalisée à l'aide de méthodes conventionnelles (analyses chimiques en laboratoire), qui sont coûteuses en temps, en argent et en matériel et ne permettent pas d'évaluer dans un intervalle de temps suffisamment court la composition des ressources, ni même d'en suivre l'évolution. L'utilisation des techniques peu coûteuses en consommables et en temps comme les spectromètres moyen ou proche infrarouge permettra de multiplier les analyses des sols à réaliser et d'aider les paysans à connaître les propriétés agrochimiques de leurs terroirs. La

caractérisation de la minéralogie et de la texture permettra d'identifier la composition minérale du sol qui contrôle pour une large part la fixation des éléments minéraux et donc la disponibilité des nutriments. La détermination des propriétés physico-chimiques (teneurs en C, N, K, Ca, Mg, capacité d'échange cationique, teneurs en P total et disponible) nous donnera un indice de fertilité des sols.

L'objectif de cette partie d'étude est d'élaborer et valider une méthodologie basée sur l'utilisation de la spectrométrie proche et moyen infrarouge afin d'évaluer la minéralogie, la texture, les teneurs en C, N et P totales, les teneurs en cations échangeables, ainsi que la forme et la disponibilité des nutriments du sol pour l'évaluation de la fertilité des sols.

La spectrométrie Moyen Infrarouge (SMIR) et la spectrométrie Proche Infrarouge (SPIR) donnent une avancée technique sur la caractérisation de la composition des matières organiques. Ce sont des méthodes de mesure rapide, non destructives et peu coûteuses, et utilisées pour la caractérisation des matières organiques exogènes et des sols (Peltre et al., 2011). Ces deux méthodes sont déjà utilisées pour déterminer les teneurs en C total et en N dans les sols (Barthès et al, 2006) et pour prédire la minéralisation des matières organiques, du C et de l'azote dans les sols (Borgen et al., 2010 ; Thomsen et al., 2009). L'intérêt de ces méthodes pour caractériser les propriétés minéralogiques et physico-chimiques des sols a été démontré à plusieurs reprises en milieu tempéré (Chang et al., 2001 ; Viscarra Rossel et al., 2006 ; Cécillon et al., 2009). Cependant, ces méthodes ont rarement été utilisées en Afrique, hormis quelques résultats sur la détermination des teneurs en matière organique des sols dans quels pays ? (Barthès et al, 2006 ; Brunet et al., 2007). Il y a donc un intérêt fort à tester ces méthodologies pour une large gamme de caractéristiques des sols tropicaux. Cette activité est en cours avec la réalisation du projet Recyclage des BIOMasses Végétales et Animales dans les systèmes d'agriculture élevage (BIOVA) financé par l'Union Africaine.

Les résultats obtenus serviront à:

- Enrichir les bases des données *Valsols* sur le sol et l'environnement à Madagascar
- Spatialiser les stocks des nutriments des sols des régions étudiées
- Etablir un atlas de fertilité des sols de Madagascar.

3.2. Flux de nutriments à différentes échelles spatiales : du système sol plante, à l'exploitation agricole et du territoire.

Aujourd'hui, l'agriculture évolue vers une approche globale des services écosystémiques rendus par le sol et plus particulièrement l'agroécologie et on cherche à développer des

économies circulaires. L'intérêt se porte sur des pratiques d'intensification du recyclage des éléments minéraux du sol cultivé et leur retour après être passé dans la chaîne alimentaire.

Le recyclage des MO est un levier essentiel pour augmenter le stock de carbone du sol et améliorer sa fertilité. Une meilleure connaissance de flux des MO dans une localité ou une région permet d'améliorer la gestion de MO des sols pour augmenter la fertilité des sols et la production agricole, c'est-à-dire une amélioration de la lutte contre la pauvreté et l'insécurité alimentaire, tout en contribuant à faire face au changement climatique (résilience et adaptation).

Réduire la dépendance des exploitants vis-à-vis des intrants extérieurs permettrait de sécuriser leurs revenus et la production alimentaire. L'ensemble des acteurs du développement et de la recherche agricole préconisent le développement de systèmes plus efficaces, qui utilisent au mieux les ressources (énergie, intrants, travail, etc.) disponibles au sein des exploitations, et favorisent le recyclage et limitent les pertes et les gaspillages (FAO, 2012). Dans la zone tropicale, la fertilité des sols tend à diminuer davantage du fait de l'exportation d'éléments nutritifs dans les récoltes et des pertes par lixiviation et érosion, non compensées par l'apport d'intrant fertilisant (engrais, fumier ou fixation biologique d'azote) (Stoorvogel et Smaling, 1990).

L'objectif est de diminuer le recours aux engrains de synthèse (N) ou à des ressources minérales non renouvelables (P), pourtant indispensable à la nutrition des plantes, l'apport organique contribue à la mise à disposition de ce dernier par les cultures, étant donné que le phosphore est présent en quantité suffisante mais non disponible dans le sol et que les ions organiques apportés permettent de libérer les ions phosphates fixés par substitution. Les données et connaissances obtenues avec les précédentes études seront utilisées pour mieux gérer les flux des éléments nutritifs et des cycles du carbone à l'échelle du territoire, déterminant de la fertilité des sols, la productivité des territoires et donc les revenus agricoles. L'objectif de cette étude est de quantifier et de décrire les flux de N et P en milieu agricole, de modéliser les pratiques de gestion des matières fertilisantes dans une localité afin de simuler les échanges de nutriments, en prenant en compte les aspects socio-économiques notamment les coûts de transfert lié au transport par exemple. La construction de modèles permettant de simuler la gestion des MO et des transferts de fertilité au niveau individuel comme au niveau collectif et de simuler une représentation des bilans minéraux (N, P, K) dans un modèle mécaniste de fonctionnement des agrosystèmes.

Dans cette partie les objets d'études sont les MO résiduaires, les sols qui les reçoivent, les cultures qui y poussent et les processus de transformation. Une meilleure compréhension des

règles de gestion des agriculteurs concernant la fertilisation des cultures, la fertilité de leurs sols, et de la place des MO dans cette gestion nous permettrait de proposer une gestion efficace de la fertilité des sols.

3.2.1. Caractérisation des flux des MO d'un territoire

Les effluents d'élevage, boues d'épuration, déchets organiques urbains et effluents industriels constituent des sources d'éléments fertilisants et de matière organique pour fertiliser ou amender les sols agricoles. L'épandage des MO résiduaires d'origine agricole, urbaine et agro-industrielle permettrait de remplacer tout ou partie des intrants chimiques conventionnels. Cette pratique permet le retour au sol et la valorisation par les cultures des éléments minéraux que contiennent ces matières organiques résiduaires. Les déchets qui accompagnent l'activité humaine sont en augmentation permanente. Dans le pays en développement, ces déchets sont en majorité composés des matières organiques. La multiplication des sources de matières organiques disponibles sur un territoire permet d'imaginer des échanges, des transferts, des mélanges, des transformations. En milieu rural, chaque exploitation produit des matières organiques résiduaires, soit issus des résidus de récolte, ou de l'élevage ou de la transformation des productions. Les agriculteurs en milieu périurbain pourraient jouir des déchets ménagers issus de la ville, les déchets des élevages semi-industriels, et leurs propres déchets d'exploitations. Cette multiplicité des produits et la diversité des localisations et des usages constituent des éléments à prendre en compte dans des réflexions sur l'utilisation des produits organiques dans un territoire. Un développement des méthodes et des outils permettant à plusieurs catégories d'acteurs et à différentes échelles d'augmenter la production agricole par l'utilisation des MO existantes voire une mise en œuvre des pratiques de recyclage des PRO. La maîtrise de ces flux permettrait d'assurer une meilleure utilisation des fonctions de maintien de la fertilité des sols, de nutrition des plantes et d'activité biologique tout en réduisant les pertes dans l'écosystème.

Méthodes utilisées

En premier lieu, nous allons prendre en compte l'acquisition et formalisation des connaissances sur la gestion des PRO dans les territoires. Des inventaires et caractérisations des MO existantes du territoire, des types de sols, des systèmes de culture présents et des autres utilisateurs des PRO du territoire seront à réaliser pour déterminer et réaliser des représentations cartographiques des « sources » et « puits » potentiels de MO utilisables. Ici on attend par sources et puits des MO les producteurs des MO résiduaires et les entités qui fournissent ces MO. Par inventaire il faut entendre une évaluation qualitative et quantitative

des sources et des puits de ressources organiques, ainsi que la représentation géographique de leur localisation physique.

Concevoir le recyclage des produits organiques nécessite des études des besoins des sols, des cultures et des agriculteurs. Pour cela, il est nécessaire de caractériser par une approche participative en considérant toutes les catégories d'acteurs et toute la chaîne de valeur, les usages actuels des produits organiques dans les systèmes de culture et de réaliser des expérimentations aux champs et en milieu contrôlé pour mieux décrypter les processus biologique et physico-chimique, social et environnemental qui concourent à leur dégradation et leur minéralisation.

Tout l'ensemble des sources de produits de l'agriculture sera pris en compte dans le but de maximiser la restitution des nutriments.

Enfin, des scénarios de gestion pour une fertilisation organique effective, écologique et économiquement rentable seront à concevoir avec l'aide des modèles.

Différents outils seront mobilisés pendant la réalisation de cette activité :

- Création des bases de données (recensement des types de sols, des quantités de tous types de MO, recensements agricoles ...), qui peuvent être aussi sous forme de cartes ;
- Enquêtes et entretiens sociologiques auprès de producteurs et utilisateurs de MO et combinés avec des observations in situ sur les lieux de production et d'utilisation ;
- Systèmes d'information géographique.

En second lieu, nous allons utiliser une démarche de modélisation et d'analyse de flux de matières à l'échelle d'exploitations agricoles et de territoires, conçue pour représenter les pratiques des agriculteurs et tester des stratégies de gestion. Afin de mieux comprendre et d'envisager une meilleure gestion du système formé par les transferts de MO entre les élevages d'une part et les cultures d'autre part, diverses approches de modélisation (équations différentielles, systèmes multi-agents,...) peuvent être envisagées (Guerrin et Paillat, 2003). Les méthodes de quantification des transferts de nutriments à l'échelle de territoire incluent une large gamme de modèles qui se distinguent par le degré de précision avec lequel les processus sont décrits, leur résolution spatiale et leur résolution temporelle.

- Les modèles statistiques ne cherchent pas à décrire les mécanismes physiques. La démarche consiste à rechercher des corrélations entre des flux de nutriments mesurés et des variables explicatives pressenties (Alexander et al., 2002).
- Les modèles conceptuels se caractérisent par une description schématique des phénomènes en jeu dans les transferts de nutriments (Bouraoui and Grizzetti, 2008)

- Les modèles mécanistes cherchent à décrire de manière physique les transferts de nutriments (Yang and Wang, 2010).

Nous allons travailler surtout sur la:

Modélisation mécaniste des cycles biogéochimiques à l'échelle du système sol-plante et des échanges environnementaux.

Modélisation mécaniste sous la plateforme VENSIM, pour décrire les différents flux de C, N et P entre les différents compartiments du système plante-sol.

Les résultats attendus de cette thématique de recherche nous permettront surtout de

- Construire un modèle des flux de biomasses et des nutriments pour une meilleure prise de décision sur la gestion de la fertilité à l'échelle d'un territoire.
- Spatialiser les scénarios de gestion des effluents et identifier les principaux puits potentiels d'éléments organiques et minéraux.
- Donner une typologie des systèmes de culture et typologie fonctionnelle des exploitations.
- D'établir un bilan des nutriments à l'échelle de territoire.

Références citées

- Abd-El-Kader N., Robin P., Paillat J.M. & Leterme P., 2007. Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technologie.*, 98, 2619–2628.
- AFNOR. 1996. Déchets : Caractérisation d'un échantillon de déchets ménagers et Assimilés ; AFNOR (ed.) ; 24 pages.
- AFNOR. 2005. XP X30-466. Déchets ménagers et assimilés - Méthodes de caractérisation - Analyse sur produit sec. AFNOR (ed.).
- Agnew J.M. & Leonard J.J., 2003. The physical properties of compost. *Compost Science & Utilization*, 11, 238-264.
- Alexander R.B., Johnes P.J., Boyer E.W., Smith R.A. (2002) A comparison of models for estimating the riverine export of nitrogen from large watersheds. *Biogeochemistry* 57:295-339.
- Aubert C., 2006. Le traitement des déchets de couvoir par co-compostage. *Science et Technique Avicoles*, 56, 10–15.
- Balesdent J. et Rescous S., 1997. Les temps de résidence du carbone et le potentiel de stockage de carbone dans quelques sols cultivés français. *Canadian Journal soils Sciences* 77 : 187-193
- Balesdent, J., 1998. Les isotopes du carbone au service de l'étude de la dynamique des matières organiques des sols. *Cahiers Agricultures*, 7, 201-206
- Banque Mondiale - Région Afrique (2006). Promoting Increased Fertilizer Use In Africa: lessons Learned and Good Practice Guidelines. *Africa Fertilizer Strategy Assessment*. ESW Technical Report.
- Barthés B.G., Brunet D., Ferrer H., Chotte J.L., Feller C., 2006. Determination of total carbon and nitrogen content in a range of tropical soils using near infrared spectroscopy: influence of replication and sample grinding and drying. *Journal of Near Infrared Spectroscopy* 14, 341 – 348.
- Barzegar, A.R., Yousefi, A., Daryashenas, A., 2002. The effect of addition of different amounts and types of organic materials on soil physical properties and yield of wheat. *Plant and Soil*, 247, 295–301.

Beaudin, I., Giroux, M., Michaud, A. et Beaudet, P., 2008. Les sources, les formes et la gestion du phosphore en milieu agricole. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), Québec, Canada. 16pp

Borgen S.K., Molstad L., Bruun S., Breland T.A., Bakken L.R., Bleken M.A., 2010. Estimation of plant litter pools and decomposition-related parameters in a mechanistic model. *Plant and Soil.* doi:10.1007/s11104010-0404-4.

Bouraoui F., Grizzetti B., 2008. An integrated modelling framework to estimate the fate of nutrients: Application to the Loire (France). *Ecological Modelling* 212:450-459. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2007.10.037.

Breman H., & Debrah S.K., 1999. Agricultural intensification within sustainable production systems, In: Soil Fertility Initiative for Sub-Saharan Africa, Proceedings SFIIFAO Consultation, pp.54-55, World Soil Resources Reports 85, FAO, Rome.

Breman H., 1997. Amélioration de la fertilité des sols en Afrique de l'Ouest: contraintes et perspectives. In: Renard, G.; Neef, A.; Becker, K. et von Oppen M., (éds). *Soil fertility management in West African land use systems.* Margraf-Verlag, Weikersheim, pp. 7-20.

Brunet D, Barthès BG, Chotte JL, Feller C. 2007. Determination of carbon and nitrogen contents in Alfisols, Oxisols and Ultisols from Africa and Brazil using NIRS analysis: Effects of sample grinding and set heterogeneity. *Geoderma*, 139, 106-117.

Cécillon L, Barthès BG, Gomez C, Ertlen D, Genot V, Hedde M, Stevens A, Brun JJ. 2009. Assessment and monitoring of soil quality using near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS). *European Journal of Soil Science*, 60: 770–784.

Chang CW, Laird DA, Mausbach MJ, Hurlburgh CR. 2001. Near infrared reflectance spectroscopy-principal components regression analyses of soil. *Soil Science Society of American Journal*, 65: 480-490.

Compaore, E., Nanema, L.S., Bonkoungou, S., Sedogo, M.P. 2010. Evaluation de la qualité de composts de déchets urbains solides. *Journal of Applied Biosciences* 33: 2076 – 2083

Damodaran, N., Robinson, A., David, E. & Kalas-Adams N. 2003. "Urban solid waste generation and management in India. In: Ninth International waste management and Landfill Symposium". 6-10 october 2003, Cagliari, Italy.

Délégation de l'UE à Madagascar. 2016. Développement rural, sécurité alimentaire et environnement.

http://eeas.europa.eu/delegations/madagascar/eu_madagascar/dev_cooperation/dev/index_fr.htm

Demin D., Patsurya D., Rafolisy T, 2007, Effet de la fertilisation minérale sur le rendement et la qualité des hybrides F1 de chou blanc tardif et sur la production de semence des lignes parentales. Agrochimie, N° 4.- 23 - 36pp. Moscou – Russie.

Демин В.А. Пацурия Д.В., Рафулиси Тувунариву. Влияние минеральных удобрений на урожайность F1 гибридов поздней белокочанной капусты и семенную продуктивность родительских линий. // Агрохимия.- 2007.- №4. -С. 23-36.

Drechsel P, Gyiele L, Kunze D, Cofie O, 2001. Population density, soil nutrient depletion, and economic growth in sub-Saharan Africa. Ecological Economics 38, 251–258.

Drechsel, P. Kunze, D. 2001. Waste Composting for Urban and Peri-urban Agriculture - Closing the rural urban nutrient cycle in Sub-Saharan Africa. Wallingford: IWMI/FAO/CABI. pp. 229.

Dudal, R. (2002). Forty years of soil fertility work in Sub-Saharan Africa. In B. D. Vanlauwe, Integrated plant nutrient management in Sub-Saharan Africa: From concept to practice (pp. 7 - 22). CAB International. Wallingford, UK.

Eghball B. & Gilley J.E., 1999. Phosphorus and nitrogen in runoff following beef cattle manure or compost application. Journal of Environment Quality, 28, 1201–1210.

Eghball B. & Lessing G.W., 2000. Viability of weed seeds following manure windrow composting. Compost Sciences and Utilization, 8, 46–5.

Falinirina, Marie Virginie, 2010. Valorisation des apports organiques contenus dans les déchets urbains: qualité des matières organiques et service écosystémique. Présentée à l'école Supérieure des Sciences Agronomiques d'Antananarivo en vue de l'obtention du diplôme de doctorat en sciences agronomiques. 170pp.

FAO, PAM, 2013. Mission FAO/PAM d'évaluation de la sécurité alimentaire à Madagascar. Rapport spécial. 75p

Farinet J.L., Niang S.. 2004. Le recyclage des déchets et effluents dans l'agriculture urbaine. In : Smith Olanrewaju B. (ed.), Moustier Paule (ed.), Mougeot Luc J.A. (ed.), Fall Abdou

(ed.). Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone : enjeux, concepts et méthodes. Montpellier: CIRAD, p. 143-172.

Fofana B, Wopereis M C S, Bationo A, Breman H and Mando A. 2008. Millet nutrient use efficiency as affected by natural soil fertility, mineral fertilizer use and rainfall in the West African Sahel. *Nutrient Cycl Agroecosysteme* 81:25–36 ;

Francou, C. (2003). Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage : recherche d'indicateurs pertinents. Thèse de Doctorat, Institut National Agronomique Paris Grignon, Ecole doctorale Abies. 288 pages.

Frossard E, Bünemann E, Jansa J, Oberson A and Feller C (2009): Concepts and practices of nutrient management in agroecosystems: Can we draw lessons from history to design future sustainable agricultural production systems? *Bodenkultur* 60 (1-4) 43-60.

Frossard E, E.K. Bünemann, R. Carsky, E. Compaoré, L.N. Diby, V.H. Kouamé, A. Oberson and S. J.-B. Taonda. 2007. Integrated Nutrient Management as a Tool to Combat Soil Degradation in Sub Saharan Africa. pp 137-146. In Bearth T, Becker B, Kappel R, Krüger G, Pfister R (Eds) Afrikaim Wandel, Zürcher Hochschulforum Band 40, Zürich, Switzerland.

Frossard E, Oberson A, 2009. Concepts et recherches pour une nutrition des plantes efficiente et respectueuse de l'environnement. ACW Journée d'information « Pour une fumure efficace préservant l'environnement », 6 février 2009. Agroscope Changins-Wädenswil ACW, Nyon Suisse).

Frossard, E., Condron, L. M., Oberson, A., Sinaj, S. et Fardeau, J. C., 2000. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. *Journal of Environment Quality*, 29:12-53.

Giller, K.E., Rowe, E., de Ridder, N., van Keulen, H., 2006. Resource use dynamics and interactions in the tropics: scaling up in space and time. *Agriculture Systeme*. 88, 8–27.

Gómez-Brandón M., Lazcano C. & Domínguez J., 2008. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere*, 70, 436-444.

Guene, O. 1995. Compostage artisanal intégré à la gestion des ordures ménagères, données de terrain et outils de diffusion, CREPA, Ouagadougou (Burkina Faso), 68p.

Guerrin F., 2001. MAGMA: a simulation models to help manage animal wastes at the farm level. *Computers and electronics in agriculture*, 33, p. 35-54.

Guerrin F., Paillat J.-M. (éditeurs scientifiques), 2003. Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité - cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion.

Restitution des travaux de l'Atp 60/99. Actes du séminaire des 19-20 juin 2002, Montpellier, France. Cirad, Colloques, Cédérom.

Henao J. & Baanante C.A., 2006. Agricultural Production and Soil Nutrient Mining In Africa. Summary IFDC Technical Bulletin, IFOC, Muscle Shoals, Alabama, USA.

Henao, J., Baanante, C., 1999. Estimating rates of nutrient depletion in soils of agricultural lands of Africa. IFDC Technical Bulletin T48. Muscle Shoals, Alabama, USA, 76 pp.

Horta, C., Monteiro, F., Madeira, M. and Torrent J. (2013). Phosphorus sorption and desorption properties of soils developed on basic rocks under a sub-humid Mediterranean climate. *Soil Use Management*, 29, 15-23.

<http://countryometers.info/fr/Madagascar>

Isobaev P., McCartney D., Wichuk K.M., Scott C. & Neumann N.F., 2014. An enhanced direct process temperature validation framework in composting: case study of a full-scale covered aerated static pile. *Compost Sciences &Utilization*, 22, 164-178.

Konyaev N.F., 1970. *Produktivnost' rasteniy i ploshchad' list'ev*. Irkutsk: Vost.-Sib. kn. izd-vo, 18 p.

Ligocka A. & Paluszak Z., 2009. Effectiveness of different sanitization technologies on the inactivation of ascaris suum eggs in organic waste. *Bull. of the Veterinary Institut in Pulawy*, 53, 641-644.

Margesin R., Cimadom J. & Schinner F., 2006. Biological activity during composting of sewage sludge at low temperatures. *Int. Biodetermination & Biodegradation*, 57, 88–92.

17- Masse D., Ramahefarison H., Rafolisy T. Aubry C., Razafimbelo T. 2016. «Mahajanga, Madagascar : gestion de la ressource en matière organique pour les cultures de légumes-feuilles » In : *Le recyclage des résidus organiques – Regards sur une pratique agro-écologique*. Editions Quae. Editeurs scientifiques : H. Jarrousseau, S. Houot, J-M. Paillat, H. Saint Macary. 263 pages

Morel, C., Linères, M., Guivarc'h, A., Kvarnström, E., Parnaudeau, V., Nicolardot, B. et Morel, J. L., 2003. Phytodisponibilité et valeur fertilisante du phosphore à court terme de déchets urbains, pp 25-44. In: Dossier de l'environnement de l'INRA n°25, 154 pp.

Mougeot, A. et Moustier, P. 2004. Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone. Enjeux, concepts et méthodes. Canada : CRDI, CIRAD. 1-173.

N'Dienor, M., 2006. Fertilité et gestion de la fertilisation dans les systèmes maraîchers périurbains des pays en développement : intérêts et limites de la valorisation agricole des déchets urbains dans ces systèmes, cas de l'agglomération d'Antananarivo (Madagascar). Thèse Présentée pour obtenir le grade de docteur de L'Institut National Agronomique Paris-Grignon. 242pp.

Namkoong W, Hwang EY, Cheong JG, Choi JY, 1999. A comparative evaluation of maturity parameters for food waste composting. Compost Science & Utilization 7: 55-62.

Néfédova Tatiana, Eckert Denis, 2003. « L'agriculture russe après 10 ans de réformes : transformations et diversité. », L'Espace géographique 4/2003 (tome 32), p. 289-300 URL : www.cairn.info/revue-espace-geographique-2003-4-page-289.htm

Nobles R et Roberts SJ, 2004. Eradication of plant pathogen and nematodes during green waste composting: a review. Plant pathology, 53,548-568.

Nobles R. & Roberts S.J., 2003. A review of the literature on eradication of plant pathogens and nematodes during composting, disease suppression and detection of plant pathogens in compost. Research report. UK, Oxon: The Waste and Resources Action Program.

Olsen S. R., Cote C. V., Watanabe F. S., Dean L. A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S.D.A. Circular 939, 8 p.

Oudart Didier, Rafolisy Tovonarivo, Robin Paul, Hassouna Mélynda, Paillat Jean-Marie, 2013. Reducing NH₃ and GHG emissions during poultry manure on-farm composting. In “15th RAMIRAN international conference ‘Recycling of organic residues for agriculture: from waste management to ecosystem services”, Versailles, 3-5 juin 2013. http://www.ramiran.net/doc13/Proceeding_2013/documents/S9.15..pdf

Paillat J.M., Robin P., Hassouna M. & Leterme P., 2005. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon & nitrogen biodegradability during animal waste composting. Atmospher Environment, 39, 6833-6842.

Parkinson R., Gibbs P., Burchett S. & Misselbrook T., 2004. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology*, 91, 171–178.

Peltre C., Thuriès L., Barthès B., Brunet D., Morvan T., Nicolardot B., Parnaudeau V., Houot S. 2011. Near infrared reflectance spectroscopy: A tool to characterize the composition of different types of exogenous organic matter and their behaviour in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 43, Issue 1, January 2011, Pages 197-205

Programme Ilo, 2001. Recensement des Communes. Cornell University/FOFIFA/INSTAT.
<http://www.ilo.cornell.edu/images/th1.1.pdf>

Pryanishnikov DN, 1905. Agrochemicals. Selected Works, Vol. 1. Moscow, "Kolos", 1905 – 767.

Qian X., Shen G., Wang Z., Guo C., Liu Y., Lei Z. & Zhang Z., 2014. Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. *Waste Management*, 34, 530-535

Rabeharisoa, L., 2004. Gestion de la fertilité et de la fertilisation phosphatée des sols ferrallitiques des hautes terres de Madagascar. Thèse de Doctorat d'état de l'Université d'Antananarivo, spécialité: Science de Sol. 202 pp

Rafolisy T, 2005, Effet de la fertilisation minérale sur le rendement des hybrides F1 de chou blanc tardif et sur la production de semence des lignes parentales. Dissertation pour le diplôme de "Doctor of philosophy in agriculture".- 215 p Moscou – Russie

Рафулиси Тувунариву. Влияние минеральных удобрений на урожайность F1 гибридов поздней белокочанной капусты и семенную продуктивность родительских линий : диссертация ... кандидата сельскохозяйственных наук : 06.01.04, 06.01.05.- Москва, 2005.- 176 с.: ил. РГБ ОД, 61 05-6/726

Rafolisy T, 2005, Effet de la fertilisation minérale sur le rendement des hybrides F1 de chou blanc tardif et sur la production de semence des lignes parentales. Autoreferat de dissertation pour le diplôme de "Doctor of philosophy in agriculture".- 20 p Moscou – Russie

Влияние минеральных удобрений на урожайность F1 гибридов поздней белокочанной капусты и семенную продуктивность родительских линий : автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук : 06.01.04 ;

06.01.05 / Рафулиси Тувунариву ; [УНЦ "Овощная опытная станция им. В.И.Эдельштейна" ФГОУ ВПУ Российского государственного аграрного университета - МСХА им. К.А.Тимирязева].- Москва, 2005.- 20 с.

Rafolisy T., Thuriès L., Técher P., Mouchard G., Paillat J-M., 2015. Co-compostage de boues de laiterie et de fumier de bovins à l'île de la Réunion : hygiénisation, pertes de nutriments et homogénéité du compost produit. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 19(4), 329-337.

Rafolisy Tovonarivo, Ramahefarison Heriniaina, Masse Dominique. 2015. Municipal solid waste composts as organic inputs in vegetable gardening cropping systems in Mahajanga, Madagascar. Third Global Science Conference on Climate-Smart Agriculture. Montpellier. <http://csa2015.cirad.fr/var/csa2015/storage/fckeditor/file/L2%20Climate-smart%20Strategies%281%29.pdf>

RAFOLISY Tovonarivo, FALINIRINA Virginie, razafimbelo Tantely, RABEHARISOA Lilia, MASSE Dominique, 2011. Amélioration de la fertilité des sols de tanety des Hautes Terres. Utilisation du traçage isotopique naturel C13 comme indicateur. *Bulletin de l'Académie Malgache*, Tome XC/1, 111-113

Rafolisy Tovonarivo, Rabeharisoa Lilia, Masse Dominique, 2013. Characterization and Composting of Municipal solid waste in Mahajanga (Madagascar). In “15th RAMIRAN international conference ‘Recycling of organic residues for agriculture: from waste management to ecosystem services”, Versailles, 3-5 juin 2013.

http://www.ramiran.net/doc13/Proceeding_2013/documents/S6.07..pdf

Raharinosy, R., 1983. Étude de l'influence des différentes doses de fumier sur la libération du phosphore d'un sol ferrallitique de Madagascar. *Cah. O.R.S.T.O.M.*, sér. Pédol., 10, 129-146.

Randrianarisoa, C., 2000. “Factor use and agricultural productivity”. In Minten B. et M. Zeller, Beyond market liberalization: Welfare, income generation and environmental sustainability in rural Madagascar, Ashgate, pp. 79-118.

Robin, P., Amand, G., Aubert, C., Babela, N., Brachet, A., Berckmans, D., Burton, C., Canart, B., Cellier, P., Dolle, J.B., Dong, H.M., Durif, M., Ehrlacher, A., Eren Ozcan, S., Espagnol, S., Gautier, F., Guinguand, N., Guiziou, F., Hartung, E., Hassouna, M., Landrain, P., Lee, I.B., Leleu, C., Li, Y.S., Liao, X.D., Loubet, B., Loyon, L., Luth, Nicks, B., De Oliveira, P.A.V., Ponchant, P., Powers, W., Ramonet, Y., Sommer, S.G., Thiard, J., Wang, K.Y., Xin, H., Youssef, A., 2010. Procédures de référence pour la mesure des émissions de polluants

gazeux des bâtiments d'élevage et stockages d'effluents d'élevage (Rapport Final No. Contrat n°06 74 C0018). Ademe.

Sanchez, P. A. Shepered, K. D. Soule, M. J., Place F. M. Bruesh, R. J., Izac, A-M.N.

Mokwunye, A. U. Kвесiga, F. R. Ndiritu, C. G. Woomer P. L. 1997. Soil fertility replenishment an investment in natural resource capital. Pages 1 – 46. Replenishment soil fertility in Africa. SSSA special publication, 51, SSSA. Madison, WI.

Segalen, P., 1995. Les sols ferrallitiques et leur répartition géographique. ORSTOM. Etudes et theses. ORSTOM, Paris. 170p

SMIRNOV P. M., MURAVIN E. A. 1977. Agrochemicals. Moscow, "Kolos", 240 p

Soclo H. H., Aguewe M., Adjahossou B.C. et Houngue Th 1999. Recherche de compost type et toxicité résiduelle au Bénin, TSM N° 9, 9 pages.

Sommer S.G. & Dahl P., 1999. Nutrient and carbon balance during the composting of deep litter. Journal of Agricultural Engineering Research., 74, 145-153.

Sommer S.G., 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. European Journal of Agronomy, 14, 123–133.

Stewart, D.P.C., Cameron, K.C., Cornfort, I.S., 1998. Effects of spent mushroom substrate on soil chemical conditions and plant growth in an intensive horticultural system: a comparison with inorganic fertiliser. Australian Journal of Soil Research, 36, 185–198.

Tezanou J., Koulidiati J., Proust M., Sougoti M., Goudeau J.C., Kafando P. Et Rogaume T. 2001. Caractérisation des déchets ménagers de la ville de Ouagadougou (Burkina Faso)." Annales de l'Université d'Ouagadougou.

Thomsen I.K., Bruun S., Jensen L.S., Christensen B.T., 2009. Assessing soil carbon lability by near infrared spectroscopy and NaOCl oxidation. Soil Biology and Biochemistry 41, 2170 – 2177

Van Soest, P.J. 1963, Use of detergents in the analysis offibrous feeds. II. A cellulose in acid detergent fiber with permanganate. Journal Association of Official Analytical Chemists. 46:829-835.

Vanlauwe B., 2004. Integrated soil fertility management research at TSBF: the framework, the principles, and their application. In: Bationo, A. (Ed.), Managing Nutrient Cycles to Sustain Soil Fertility in sub-Saharan Africa. Academy Science Publishers, Nairobi, pp.25-42.

Viscarra Rossel RA, Walvoort DJJ, Mcbratney AB, Janik LJ, Skjemstad JO. 2006. Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma*, 131: 59-75.

Voluntary Carbon Standard. 2010. Composting of Municipal organic waste in Mahajanga (Madagascar). Project Description Template. Version 5, p 55

Waas E, 1996. Valorisation des déchets organiques dans les quartiers populaires des villes africaines, SKAT centre de coopération suisse pour la technologie et le management, 143p.

Wichuk K.M., Tewari J.P. & McCartney D., 2011. Plant pathogen eradication during composting: a literature review. *Compost Sciences & Utilization*, 19, 244-266

Wopereis M.C.S., Defoer T., Idinoba P., Diack S. et Dugué M-J., 2008. Curriculum for Participatory Learning and Action Research (PLAR) for Integrated Rice Management (IRM) in Inland Valleys of Sub-Saharan Africa: Technical Manual. Cotonou, Bénin: le Centre du riz pour l'Afrique (ADRAO), vi + 128 pp.

Yagodin B.A., Deriugin, I.P., Zukov U.P., 2007. Praktikum Agrochimie. Agropromizdat, Moscow Russia. 512pp.

Yang Y.S., Wang L. (2010) A Review of Modelling Tools for Implementation of the EU Water Framework Directive in Handling Diffuse Water Pollution. *Water Resources Management* 24:1819-1843. DOI: 10.1007/s11269-009-9526-y.

Youl S., Ezui G., Pare T. et Mando A., 2011. Mise à jour des recommandations d'engrais, Burkina Faso. Rapport Technique. IFDC. Juin 2011.

Справочник агрохимика / В.В. Лапа [и др.], под ред. В.В. Лапы. – Минск: Белорусская наука, 2007. – 389 с.

Ягодин, Б.А.. Агрохимия: учебник для вузов /Б.А. Ягодин. – М.: Колос, 1989. – 635с.