

# MASTER AGROSCIENCES

## Hydrogéologie, Sol et Environnement

### 2<sup>ème</sup> année

**Modélisation prédictive de l'accumulation des  
éléments traces métallique dans les sols réunionnais  
en contexte de recyclage agricole de produit  
résiduaire organique.**

**POINY-TOPLAN Stéphanie**

Lieu de stage : A l'île de La Réunion, du 18/02/2013 au 14/08/2013



Centre de coopération internationale  
en recherche agronomique  
pour le développement

Maîtres de stage : Matthieu BRAVIN  
Nadège OUSTRIERE



**Année Universitaire 2012-2013**

# Avant propos

Ce stage s'est effectué au sein de l'unité de recherche « Recyclage et Risques » du laboratoire du Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (Cirad) de la Réunion entre février et août 2013, s'inscrivant dans le cadre des projets Casdar Réseau-PRO et PILMO (2011-2013). Ces projets visent à rassembler les informations récentes sur les impacts agronomiques et environnementaux du recyclage agricole des produits résiduels organiques (PRO) afin de proposer des solutions optimisées de pilotage de l'apport de PRO sur les sols agricoles. La répartition de mes activités de stage est présentée en annexe 1. J'ai eu pour principale mission de poursuivre le développement du modèle d'accumulation d'éléments traces métalliques (ETM) dans les sols suite à l'apport de PRO adapté au contexte particulier de l'île la Réunion (présenté dans le rapport). En parallèle, (i) j'ai travaillé sur la compilation de données sur trois essais de terrain (i.e. l'essai canne à sucre, traînage et maraîchage) menés par le Cirad à la Réunion. Les données collectées de ces trois essais ont été ensuite insérées dans la base de données du Réseau-PRO. Initialement, il était prévu d'utiliser ces trois jeux de données pour valider le modèle d'accumulation en ETM dans le sol. Cependant, (ii) seul l'essai maraîchage a permis la validation du modèle car certaines données des deux autres essais de terrain (i.e. l'essai canne à sucre et prairie) étaient manquantes. J'ai (iii) appliqué le modèle pour une prédiction sur le long-terme de l'accumulation des ETM dans les sols pour différents scénarii de recyclage agricole de PRO sur le territoire de la côte ouest de la Réunion. Cette dernière tâche s'inscrit dans le projet GIROVAR. Toutefois, les simulations de cette application seront présentées lors ma soutenance.

# Remerciements

Je tiens dans un premier temps à remercier mes responsables pédagogiques Jean Lambert Join de l'Université de la Réunion et Vincent Marc de l'Université d'Avignon pour m'avoir permis de faire ce stage.

Je tiens à remercier tout grandement mon maitre de stage Matthieu Bravin et Nadège Oustrière de m'avoir accueilli comme stagiaire au sein de l'entreprise et de m'avoir encadré, pour leur aide, leurs conseils, leur confiance et leur grande disponibilité tout au long de mon stage, sans oublier leur participation et leur soutien dans le cheminement de mon rapport. Merci particulièrement à Nadège pour sa présence et ses encouragements qui m'ont motivée tout le long du stage, et de m'avoir fait découvrir ce domaine.

Je tiens aussi à remercier Frédérique Feder, Emmanuel Doelsch, Tom Wassenar, Laurent Thuriès, Géraud Moussard et Didier Barret pour leur temps, leur aide et leur coopération professionnelle pour la récolte et la compilation des données de terrain.

Merci à tout le reste de l'équipe Leatitia, Tanalou, Marie, Anaïs, François pour les déjeunés partagés avec toujours de la bonne humeur, leur écoute, et plus particulièrement à mes collègues du bureau Matthias et Clément pour leur écoute, nos éclats de rire.

Merci à Josie Carpanin et Brigitte Mayor pour leur aide, leur organisation pour le bon déroulement de mon stage et de mon retour à la Réunion.

Un grand merci à ma famille et Jonathan pour leurs soutien et encouragements pendant les 6 mois de mon stage.

## Résumé

Cette étude a eu pour objectifs (i) de construire un modèle prédictif d'accumulation d'éléments traces métalliques (ETM), Cd, Ni, Cu et Zn, dans les sols amendés par des produits résiduels organiques (PRO) adapté aux conditions spécifiques de la Réunion et (ii) de valider ce modèle sur un essai de terrain. Le formalisme du modèle a été basé sur un bilan d'entrée et sortie des ETM dans le sol. La validation du modèle est réalisée sur un système maraîcher amendé durant 7 ans par un compost de lisier de porc, un compost de fiente de volaille ou un engrais minéral (NPK). Le modèle estime correctement l'accumulation et la stabilisation des ETM dans les sols. Dans les simplifications du modèle, la suppression d'entrées et sorties en ETM (hors apports de PRO et de NPK) n'engendre jamais plus de 5 % de variation d'accumulation en Cu, Ni et Zn dans le sol par rapport à la simulation de référence, même sur 100 ans, à l'exception du Cd. L'analyse de sensibilité du modèle a montré que la masse volumique apparente et la profondeur affectent les concentrations en ETM dans les sols. Des études complémentaires sur différents systèmes de culture amélioreront la qualité du modèle.

**Mots clé:** Eléments traces, modèle prédictif, long terme, île de la Réunion, déchets organiques, sol

## Abstract

This study aimed at (i) creating a predictive model of trace metal (TM), Cd, Ni, Cu and Zn, accumulation in soils amended with organic wastes (OW) to the specific conditions of La Réunion and (ii) validating this model using a field experiment. The model formalism was based on a mass-balance of TM inputs and outputs in the soil. The model validation has been performed for 7 years on a market-gardening field experiment receiving either pig slurry compost, poultry litter compost or mineral fertilizer (NPK). The model properly simulates the presence or the absence of TM accumulation in soil. To simplify the model formalism, inputs and outputs were selectively removed (excepted for the application of OW and NPK) but this never leads to a variation in the accumulation of Cu, Ni and Zn in the soil larger than 5 % compared with the reference simulation, even for 100 years, except for Cd. The sensitivity analysis showed that the density and the tillering depth of soil impact TM concentrations in soil, particularly when an accumulation pattern was observed. Extending the genericity of the model by studying different cropping systems should deserve further attention.

**Keywords:** Trace metal, predictive model, long-term, Réunion Island, organic waste, soil

# Sommaire

---

<b>I. Introduction .....</b>	<b>1</b>
<b>II. Matériel et Méthode .....</b>	<b>4</b>
1. Le modèle .....	4
a. Cadre conceptuel .....	4
b. Formalisme mathématique .....	4
c. Estimation des concentrations en ETM dans les plantes et la solution du sol .....	5
2. Présentation de l'essai utilisé pour la validation du modèle .....	6
3. Analyse, simplification et sensibilité des paramètres .....	9
<b>III. Résultats .....</b>	<b>10</b>
1. Les éléments traces métalliques dans les plantes et la solution du sol	10
2. Prédiction de l'accumulation des éléments traces métalliques dans le sol.....	11
3. Influence des paramètres d'entrée et de sortie du modèle à long terme.....	13
4. Analyse de sensibilité du modèle .....	14
<b>IV. Discussion .....</b>	<b>16</b>
<b>V. Conclusion .....</b>	<b>21</b>
<b>Bibliographie .....</b>	<b>22</b>

# Table des figures

---

- Figure 1** : Dispositif expérimental de l'essai maraîchage aux Colimaçons (d'après Doelsch, 2006)..... **8**
- Figure 2** : Concentrations totales de cuivre mesurées (cercles) et modélisées (lignes continues) dans le sol après apport de compost de lisier de porcs (a), de compost de fiente de volailles (b) et d'engrais minéraux (c) pendant 14 cycles de culture. Les écarts-types ( $n = 3$ ) sont représentés par des barres d'erreur pour les valeurs mesurées et par des lignes en pointillées pour les valeurs modélisées..... **12**
- Figure 3** : Flux de Cd (a), Ni (b), Cu (c) et Zn (d) entrant dans le sol par apport de compost de lisier de porc ( $E_{CLP}$ ,  $n = 14$ ), de compost de fiente de volaille ( $E_{CFV}$ ,  $n = 14$ ), d'engrais minéraux ( $E_{NPK}$ ,  $n = 1$ ) et de produits phytosanitaires ( $E_{PHY}$ ,  $n = 1$ ) et flux sortant du sol par lessivage ( $S_l$ ,  $n = 126$ ) et par prélèvement par les plantes ( $S_p$ ,  $n = 126$ ) à chaque cycle de culture. La concentration initiale des ETM dans le sol est représentée par les droites horizontales tiretées..... **13**
- Figure 4** : Concentrations calculées (lignes continues) de Cu dans le sol durant 14 cycles de culture après apport de compost de lisier de porc (CLP ; a et b), de compost de fiente de volaille (CFV ; c et d) ou d'engrais minéraux (NPK ; e et f) pour des valeurs minimales et maximales de profondeur de travail du sol ( $dp$  ; a, c et e) et de masse volumique apparente ( $\rho$  ; b, d et f) (cf. II.3 pour plus de détails). Les concentrations de Cu dans le sol mesurées sur l'essai maraîchage et calculées par le modèle de référence sont représentées par les cercles et des lignes pointillées, respectivement..... **15**

# Table des tableaux

---

- Tableau 1** : Concentrations en Cd, Ni, Cu et Zn dans les plantes ( $\text{mg kg}^{-1}$ ,  $n = 990$ ) mesurées sur l'essai maraîchage et modélisées à l'aide de régressions linéaires multiples (RLM, cf. Eq (5)). ..... **10**
- Tableau 2** : Concentrations en Cd, Ni, Cu et Zn dans la solution du sol ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ,  $n = 588$ ) mesurées et modélisées à l'aide de RLM (cf. Eq (6)). ..... **11**
- Tableau 3** : Ecart relatif (% , cf. Eq (8)) des concentrations en ETM dans le sol obtenues par simulation de 100 ans d'apport de compost de fiente de volaille (CFV), de compost de lisier de porc (CLP) ou d'engrais minéraux (NPK) entre le modèle complet tenant compte de toutes les voies d'entrée et de sortie des ETM dans le sol et des modèles simplifiés pour lesquelles une ou plusieurs entrées et/ou sorties n'ont pas été prises en compte. .... **14**



# I. Introduction

---

La Réunion connaît depuis plusieurs décennies un accroissement démographique important. Selon l'INSEE, en l'espace de 20 ans, (i.e. de 1990 à 2010) 219 000 personnes ont immigré à la Réunion. Ce chiffre va encore s'accroître d'ici 2014. L'augmentation de la population se combine systématiquement à l'augmentation de la production de produits résiduaux organiques (PRO) du fait de l'augmentation des activités agricoles, urbaines et agro-industrielles (lisiers, fumiers, boues de station d'épuration, vinasses etc.) (Doelsch *et al.*, 2011). La gestion des PRO, tout en considérant les enjeux environnementaux, sanitaires, technologiques et économiques, est nécessaire à un développement durable de l'île (Gaur, 1987 ; Mallard *et al.*, 2006 ; Ministère du Développement durable, 2009 ; Doelsch *et al.*, 2011). Le recyclage de ces PRO par épandage sur les sols agricoles est l'une des voies de valorisation possibles. Même si l'impact environnemental de telles pratiques agricoles doit être surveillé, leur utilisation permettrait la substitution totale ou partielle des engrais minéraux (Madejon *et al.*, 2001), l'amélioration des propriétés physiques du sol telles que la porosité (Albiach *et al.*, 2001), ou encore l'amélioration de l'activité biologique du sol *via* par exemple la microfaune et la microflore (Saison *et al.*, 2006).

L'activité agricole est un secteur clé de l'économie réunionnaise. Elle occupe 10 % de la population active de la Réunion, dégage 5 % du produit régional brut et couvre 20 % du territoire de l'île (Agreste-La Réunion, 2010). La canne à sucre est le pilier de l'agriculture réunionnaise. En 30 ans la surface agricole moyenne pour l'exploitation de la canne à sucre a triplé (elle passe de 3,5 ha en 1980 à 7 ha en 2010). Les cultures maraîchères et fruitières quant à elles représentent environ entre 70 % et 80 % des besoins locaux (Agreste-DAAF-La Réunion, 2013). Au cours de ces 20 dernières années, elles ont connu quelques fluctuations de surface importantes. En 2000, les cultures connaissent une légère diminution de surface d'exploitation mais un nouvel essor apparaît depuis 2010.

Selon la MVAD (Mission de Valorisation des Agricoles Déchets, 2007), le gisement de PRO épandus sur l'ensemble de l'île était de l'ordre de 840 000 tonnes, mais depuis la mise en conformité des boues de stations d'épuration, il faut y ajouter 10 000 tonnes d'apports de PRO supplémentaires. La majeure partie de ces PRO, principalement composée d'effluents d'élevage, est épandue sur les cultures sans que ces apports obéissent à un véritable raisonnement agronomique et environnemental (Chabalière *et al.*, 2006). Or, de telles pratiques

agricoles peuvent affecter les parcelles agricoles suite à l'apport concomitant de contaminants inorganiques tels que les éléments traces métalliques (ETM) en quantité non négligeable (McBride, 2003).

Les éléments traces métalliques sont des éléments inorganiques généralement présents dans les sols et la croûte terrestre à l'état de trace et qui, du fait de processus naturels (anomalies géochimiques) ou d'actions anthropiques (contamination) peuvent se retrouver concentrés dans les sols à des niveaux plus élevés que le fond pédogéochimique naturel (Baize, 1997 ; Adriano, 2001). L'une des sources principales d'ETM mesurée dans le sol résulte de la dégradation de la roche mère (héritage lié au matériau géologique), plus ou moins modifiée par des processus pédogénétiques ayant lieu dans les sols, en absence de tout apports exogènes d'origine humaine ou naturelle (e.g. les retombées volcaniques), il s'agit du fond pédogéochimique naturel (Baize et Sterckeman, 2001). La seconde source d'ETM dans le sol concerne les apports anthropiques provenant par exemple de contaminations agricoles (Xue *et al.*, 2003), urbaines (Pinamonti *et al.*, 1997 ; Cornu *et al.*, 2001) ou de dépôts atmosphériques liés à des activités industrielles (Hernandez *et al.*, 2003). Dans le sol, les ETM sont distribués de façon dynamique entre la phase solide et la phase liquide. La mobilité est l'aptitude d'un élément à passer d'un compartiment à l'autre sous l'influence de nombreux facteurs (e.g. température, propriétés physico-chimiques des sols). Une partie des ETM du sol sont disponibles pour être prélevés par les organismes vivants du sol (Baize, 1997). Le pool des ETM disponible, c'est-à-dire celui se trouvant dans la solution du sol, ne représente généralement qu'un infime pourcentage de la totalité de l'élément présent dans le sol (Baize, 1997 ; Kabata-Pendias, 2004 ; Collin et Doelsch, 2008).

A la Réunion, un inventaire réalisé en 2004 a permis de constater de fortes concentrations en ETM dans les sols réunionnais. Doelsch *et al.*, (2006c) a démontré qu'il existe une corrélation étroite entre les concentrations en nickel (Ni), cuivre (Cu) et zinc (Zn) des sols et l'origine des matériaux volcaniques à partir desquels ces sols se sont formés. Les concentrations moyennes des ETM des sols réunionnais sont plus élevées que celles des sols à l'échelle mondiale (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). A titre d'exemple, la concentration moyenne en Ni est de 22 mg kg<sup>-1</sup> à l'échelle mondiale et 206 mg kg<sup>-1</sup> à la Réunion, soit une concentration 9 fois supérieure. Dans les sols réunionnais, la mobilité et la phytodisponibilité du Ni, Cu et Zn sont généralement faibles (Collin et Doelsch, 2010). Sur sol agricole, de fortes concentrations en Cu et Zn proviendraient de PRO tels que les lisiers de porcs (Legros, 2008). Ces deux

éléments proviennent des suppléments nutritifs du bétail afin d'augmenter la croissance (Cu) et la résistance aux maladies (Zn) (Joindreville *et al.*, 2002 ; Revy *et al.*, 2003). L'une des sources majeures de Cd dans les sols agricoles est l'utilisation d'engrais minéraux et de produits phytosanitaires (Popova, 1991 ; Gray *et al.*, 1999 ; Nziguheba et Smolders 2008 ; Yang *et al.*, 2013). Ces sources seraient à l'origine de concentrations en cadmium (Cd) anormalement élevées dans certains sols agricoles (Doelsch *et al.*, 2006c).

Plusieurs études constatent l'accumulation des ETM dans les sols agricoles suite à l'apport de PRO (Lopes *et al.*, 2011 ; Mallmann *et al.*, 2012). A la Réunion, la valorisation des PRO pourrait donc entraîner l'accumulation des ETM dans les sols agricoles, posant ainsi un problème environnemental. L'accumulation d'ETM à long terme dans le sol ralentit les processus microbiens, diminue la fertilité du sol, le rendement et implique des risques pour la santé humaine via les transferts d'ETM vers la chaîne alimentaire (McBride, 2003 ; Franco *et al.*, 2006 ; Smith, 2009). Afin de préserver les sols et les ressources en eaux fortement sollicitées dans un contexte insulaire dont la surface cultivable est limitée, il est primordial d'estimer l'accumulation à long terme des ETM dans les sols amendés par les PRO. Des modèles ont été élaborés pour estimer les risques d'accumulation d'ETM à long terme suite à l'apport de PRO dans les sols agricoles (Almlinger *et al.*, 2004 ; Franco *et al.*, 2006). Les formalismes mathématiques de ces modèles se basent sur un bilan d'entrée (gains) et de sortie (pertes) en ETM dans le sol. Malgré la pertinence des résultats obtenus suite à l'utilisation de ces modèles, aucune validation des résultats théoriques n'a été faite sur le terrain sur le moyen ou le long terme. Par ailleurs, les études citées ci-dessus n'ont concerné que les zones tempérées du globe, soulevant ainsi la question de leur transposabilité aux zones tropicales.

Les enjeux et les intérêts de modéliser l'accumulation des ETM dans les sols sont donc clairement identifiés à l'île de la Réunion. Dans ce contexte, les objectifs de ce travail ont été (i) de construire un modèle de prédiction d'accumulation en Cd, Ni, Cu et Zn dans le sol suite à l'apport de PRO à long terme et (ii) de valider ce modèle sur un essai de terrain mené sur l'île de la Réunion.

## II. Matériel et Méthode

---

### 1. Le modèle

#### a. Cadre conceptuel

Le formalisme du modèle de prédiction d'accumulation des éléments traces métalliques (ETM) dans le sol suite à l'apport de produits résiduels organiques (PRO) a été construit à partir de trois modèles de la littérature (Amlinger *et al.*, 2004 ; Franco *et al.*, 2006 ; Baize, 2007). Ces modèles se basent conceptuellement sur un bilan des flux d'entrée et de sortie des ETM dans le sol (annexe 2). Les types de flux d'entrée et de sortie des ETM dans le sol ont été adaptés aux contextes pédologique et climatique de la Réunion. Seules 4 voies d'entrée d'ETM dans le sol ont été conservées: l'apport via les PRO ( $E_{PRO}$ ), les engrais minéraux ( $E_{NPK}$ ), les produits phytosanitaires ( $E_{PHY}$ ) et les eaux provenant de l'irrigation ( $E_{IR}$ ). Les retombées atmosphériques ( $R_{ATM}$ ) ont été négligées du fait de l'absence de source d'émission d'ETM liée aux activités anthropiques ou naturelles sur l'île. Selon Doelsch *et al.*, (2006c), l'activité volcanique de l'île serait une source d'émission de mercure mais pas de Cd, Cu, Ni et Zn. Les deux seules voies de sortie retenues pour la modélisation sont les exportations par lixiviation ( $S_i$ ) et les prélèvements par les plantes cultivées ( $S_p$ ). Le Cd, Cu, Ni et Zn n'étant pas des éléments volatiles, cette voie de sortie n'a donc pas été retenue. Selon Legros *et al.*, (2013), du fait de la forte perméabilité du sol de la station étudiée (cf. II.2.), les écoulements de surface et les transferts hypodermiques latéraux peuvent être négligés.

#### b. Formalisme mathématique

La concentration totale en ETM dans l'horizon de surface du sol après  $t$  années d'épandage ( $C_{S_t}$ , mg kg<sup>-1</sup> MS) est calculée selon la formule suivante :

$$C_{S_t} = C_{S_0} + \frac{\sum_{i=1}^t (E_i - S_i)}{\rho \times dp} \quad \text{Eq (1)}$$

$$E = E_{PRO} + E_{PHY} + E_{NPK} + E_{IR} \quad \text{Eq (1.1)}$$

$$S = S_i + S_p \quad \text{Eq (1.2)}$$

Avec  $C_{S_0}$  la concentration initiale en ETM dans le sol (mg kg<sup>-1</sup> MS),  $E$  et  $S$  les flux d'entrée et de sortie des ETM dans les sols (mg m<sup>-2</sup>) avec  $i$  un temps donné,  $\rho$  la masse volumique

apparente de l'horizon du sol ( $\text{kg m}^{-3}$ ) et  $dp$  l'épaisseur de l'horizon de surface travaillé du sol (m).

Chaque entrée ( $E_i$ ) se calcule de la manière suivante :

$$E_i = C_i \times A_i \quad \text{Eq (2)}$$

Avec  $C_i$  la concentration en ETM ( $\text{mg kg}^{-1}$  MS pour les PRO, les produits phytosanitaires et les engrais minéraux ;  $\text{mg m}^{-3}$  pour l'eau d'irrigation) et  $A_i$  la dose d'apport ( $\text{mg m}^{-2}$ ) de PRO, des engrais minéraux, de produits phytosanitaires ou d'eaux d'irrigation pour chaque année ou à chaque cycle de culture.

Le flux de sortie dû au prélèvement par les plantes est donné par :

$$S_p = C_p \times B \quad \text{Eq (3)}$$

Avec  $C_p$  la concentration en ETM dans les organes récoltés ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), et  $B$  la biomasse des organes récoltés ( $\text{kg m}^{-2}$ ).

Les sorties par lessivage sont données par :

$$S_l = F \times C_l \quad \text{Eq (4)}$$

$$F = P + IR - ETP \quad \text{Eq (4.1)}$$

Avec,  $F$  les précipitations en excès (m),  $P$  les précipitations (m),  $IR$  le volume d'eau d'irrigation (m),  $ETP$  l'évapotranspiration potentielle (m) et  $C_l$  la concentration ETM dans la solution du sol ( $\text{mg m}^{-3}$ ).

### c. Estimation des concentrations en ETM dans les plantes et la solution du sol

Sur l'île de la Réunion, relativement peu de données de concentrations en ETM dans la solution du sol et dans les organes des plantes cultivées ont été produites. Deux méthodologies tirées de la littérature ont été comparées pour estimer les concentrations en ETM dans les plantes et dans la solution du sol.

D'une part, des régressions linéaires multiples (RLM) reliant un ensemble de paramètres du sol aux concentrations en ETM à estimer ont été utilisées. Pour déterminer les concentrations des ETM dans les plantes ( $C_p$ ), les RLM décrites par Efroymsen *et al.*, (2001) ont été utilisées :

$$\ln(C_p) = a \times \ln(C_s) + b \times \text{pH} + c \quad \text{Eq (5)}$$

Avec  $a$ ,  $b$ , et  $c$  les coefficients établis pour chaque ETM par Efroymsen *et al.*, (2001),  $C_s$  la concentration totale en ETM dans le sol et pH du sol.

Les concentrations en ETM dans la solution du sol ( $C_l$ ) ont été estimées par les RLM décrites par Sauvé *et al.*, (2000) :

$$\log_{10}(C_l) = a \times \log_{10}(C_s) + b \times \log_{10}(MO) + c \times \text{pH} + d \quad \text{Eq (6)}$$

Avec  $a$ ,  $b$ ,  $c$  et  $d$  les coefficients déterminés pour chaque ETM par Sauvé *et al.*, (2000) et  $MO$  la teneur du sol en matières organiques (%).

D'autre part, les concentrations en ETM dans les plantes et la solution du sol ont été déterminées grâce à des jeux de données obtenus à partir de mesures réalisées sur des échantillons de sol prélevés sur la station expérimentale des Colimaçons (Doelsch, 2006 ; Legros *et al.*, 2013).

## 2. Présentation de l'essai utilisé pour la validation du modèle

Le dispositif expérimental présenté dans cette étude a été implanté sur la station des Colimaçons (55°18'E-21°07'S) située sur la planèze ouest du Piton des Neiges à 780 m d'altitude, sur la commune de Saint-Leu. Cette station est considérée comme caractéristique des contextes pédologiques, agronomiques et climatiques des Hauts de l'ouest et du sud de l'île de La Réunion (Payet, 2005). Elle présente une pente d'environ 10° vers l'ouest. Les précipitations moyennes sont de 1,25 m an<sup>-1</sup>. Le type de sol présent sur la station a été répertorié par Feder *et al.*, (2007) en tant que cambisol andique (WRB, 2006) avec une masse volumique de 900 kg m<sup>-3</sup>.

Le modèle d'accumulation des ETM dans le sol a été validé sur l'essai maraîchage conduit sur la station des Colimaçons. L'essai maraîchage des Colimaçons a été mis en place de 2004 à

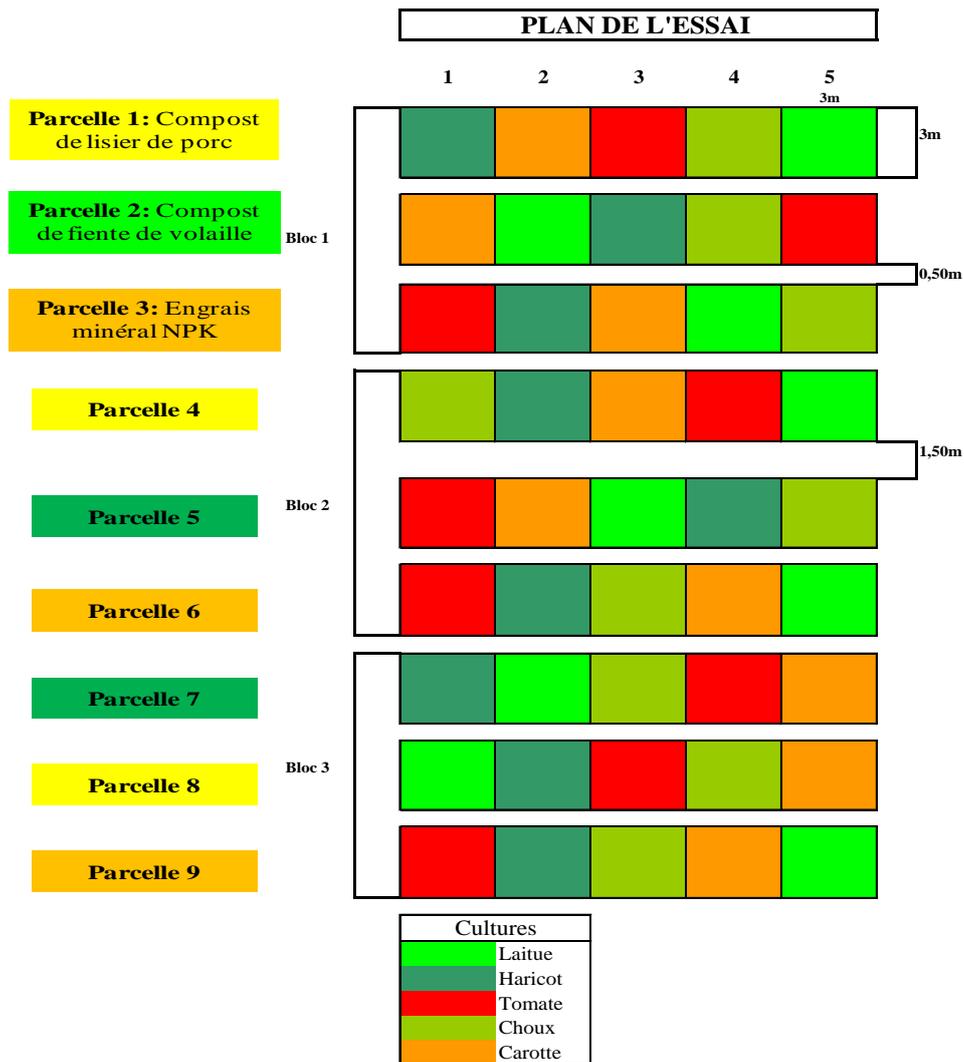
2011 à raison de 2 cycles de culture par an, soit 14 cycles de culture au total. Cet essai a été réalisé pour étudier les effets d'apport de produits résiduels organiques sur la biodisponibilité des ETM pour les cultures maraîchères.

D'une superficie de 630 m<sup>2</sup>, l'essai maraîchage a été divisé en 3 blocs correspondant à 3 répétitions. Ces blocs ont été subdivisés en 3 parcelles ayant chacune reçu un type de fertilisant : un compost de lisier de porc (CLP), un compost de fiente de volaille (CFV) ou un engrais minéral ternaire (NPK). Chaque parcelle a été subdivisée en 5 sous-parcelles de 9 m<sup>2</sup>, sur lesquelles cinq espèces maraîchères ont été cultivées : la tomate (*Lycopersicon esculentum* var. fonto), la laitue (*Lactuca sativa* var. sierra), la carotte (*Daucus carota* var. senior), le haricot (*Phaseolus vulgaris* var. marla), et le chou (*Brassica oleracea* var. santa). Ces cultures ont été choisies pour leur représentativité des cultures maraîchères locales.

L'utilisation de produits phytosanitaires a été limitée à un volume de 16 litres par cycle de culture sur l'ensemble du dispositif. Ce volume a été réparti en 8 différentes bouillies. Pour chacune d'elles, la concentration en ETM des produits a été déterminée (Doelsch, 2006).

Entre le 3<sup>ème</sup> et 4<sup>ème</sup> cycle de culture, une rotation des cultures et une augmentation de la dose de CLP et de CFV apportés au sol de 10 à 30 t/ha et de 6 à 30 t/ha respectivement ont été opérées.

Le plan de l'essai est présenté ci-dessous sur la figure 1.



**Figure 1** : Dispositif expérimental de l'essai maraîchage aux Colimaçons (d'après Doelsch, 2006)

A chaque cycle de culture, des prélèvements de sol, d'organes de plante (racines pour la carotte ; feuilles pour la salade et le chou ; fruits pour le haricot et la tomate) et de PRO ont été réalisés. Sur chacun de ces prélèvements à chaque cycle de culture, ont été analysées systématiquement les concentrations en Cd, Cu, Ni et Zn. Après chaque récolte, la biomasse exportée a été mesurée. Les concentrations en ETM dans l'engrais minéral et les produits phytosanitaires ont été analysées seulement lors du premier cycle de culture. Les paramètres  $P$  et  $ETP$  proviennent de données météorologiques recueillies à l'aide d'une station localisée sur la station des Colimaçons. Le paramètre  $IR$  a été déterminé à partir des relevés de compteur d'eau. La méthode de calcul du paramètre  $F$  a été préalablement établie par Legros *et al.*, (2013) à partir d'un bilan hydrique réalisé sur un des essais de la station des Colimaçons.

### 3. Analyse, simplification et sensibilité des paramètres

Les sorties du modèle d'accumulation des ETM dans les sols sont déterminées grâce au logiciel tableur Microsoft Office Excel. L'erreur moyenne des concentrations en ETM dans le sol ( $ER$ ,  $\text{mg kg}^{-1}$ ) est obtenue grâce à la différence entre les sorties des simulations du modèle ( $C_{S_{calculées}}$ ) et les concentrations mesurées ( $C_{S_{mesurées}}$ ) :

$$ER = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (C_{S_{i,mesurées}} - C_{S_{i,calculées}})^2}{n}} \quad \text{Eq (7)}$$

Avec  $n$  le nombre de points de mesure et  $i$  un temps donné (cf. III.2).

L'impact de chaque terme secondaire du bilan de masse (i.e.  $E_{IR}$ ,  $E_{PHY}$ ,  $S_p$  et  $S_l$ ) sur les sorties du modèle a été évalué sur 100 ans (cf. III.3). La valeur médiane de chaque paramètre d'entrée sur les 14 cycles de culture a été retenue, à l'exception de la concentration en ETM dans le sol à  $t_0$  ( $C_{S_0}$ ) dont la valeur a été conservée. Les écarts relatifs sur 100 ans ( $\Delta C_{S_{100}}$ ) entre les concentrations des modèles simplifiés ( $C_{S_{simp}}$ ) et du modèle complet ( $C_{S_{comp}}$ ) ont été calculés, s'exprimant en % :

$$\Delta C_{S_{100}} = \frac{(C_{S_{simp}} - C_{S_{comp}})}{C_{S_{comp}}} \times 100 \quad \text{Eq (8)}$$

La sensibilité du modèle aux paramètres fixes du modèle (i.e.  $\rho$  et  $dp$ ) a été évaluée (cf. III.4). En revanche, l'analyse de sensibilité sur le paramètre fixe  $F$  n'a pas été évaluée dans cette partie du travail car celle-ci nécessite le calcul d'un bilan hydrique qui n'a pas été réalisé dans le cadre de mon stage. L'intervalle de variation de  $\rho$  a été fixé à  $400 - 1500 \text{ kg m}^{-3}$  afin d'être représentatif des sols de la côte ouest de la Réunion (Feder et Bourgeon, 2009). L'intervalle de variation de  $dp$  a été fixé à  $0,05 - 0,4 \text{ m}$ , ce qui correspond aux profondeurs d'incorporation de PRO observables dans les pratiques culturales de la Réunion.

### III. Résultats

#### 1. Les éléments traces métalliques dans les plantes et la solution du sol

Les concentrations en Cd, Ni, Cu et Zn dans les organes des plantes (i.e. tomate, laitue, carotte, haricot et choux) calculées à partir des régressions linéaires multiples (RLM) (RLM ; cf. Eq (5)) et mesurées sur le terrain sont présentées dans le tableau 1.

Aucune corrélation satisfaisante ( $R^2 < 0,05$ ) n'a été trouvée entre les concentrations mesurées et les concentrations calculées de Cd, Ni, Cu et Zn dans les plantes. Les valeurs médianes de Cd, Ni et Zn dans les organes des plantes calculées à partir des RLM sont 4 à 5 fois supérieures à celles mesurées sur le terrain. Pour Cu, les valeurs calculées et mesurées pour la médiane et le 3<sup>ème</sup> quartile sont similaires. Les gammes de concentration mesurée sont plus larges que celles de concentration calculée pour les quatre ETM et plus particulièrement pour Cd et Ni.

**Tableau 1** : Concentrations en Cd, Ni, Cu et Zn dans les plantes ( $\text{mg kg}^{-1}$ ,  $n = 990$ ) mesurées sur l'essai maraîchage et modélisées à l'aide de régressions linéaires multiples (RLM, cf. Eq (5)).

	Cd		Ni		Cu		Zn	
	Mesures	RLM	Mesures	RLM	Mesures	RLM	Mesures	RLM
<b>Minimum</b>	0,009	0,02	0,02	5	1,5	6	11	59
<b>Quartile 1</b>	0,03	0,03	0,6	7	3,5	8	20	97
<b>Médiane</b>	0,09	0,4	0,9	7	6,7	9	29	108
<b>Quartile 3</b>	0,2	0,4	1,5	8	8,9	9	41	115
<b>Maximum</b>	2,8	0,7	8,7	12	18	10	132	130

La distribution des concentrations en Cd, Ni, Cu et Zn dans la solution du sol calculées par RLM (cf. Eq (6)) et mesurées sur le terrain est présentée dans le tableau 2.

Les distributions des concentrations en Cd calculées et mesurées sont équivalentes. Les paramètres de distribution des concentrations en Ni, Cu et Zn sont systématiquement supérieurs pour les valeurs calculées, à l'exception des valeurs maximales pour Cu et Zn.

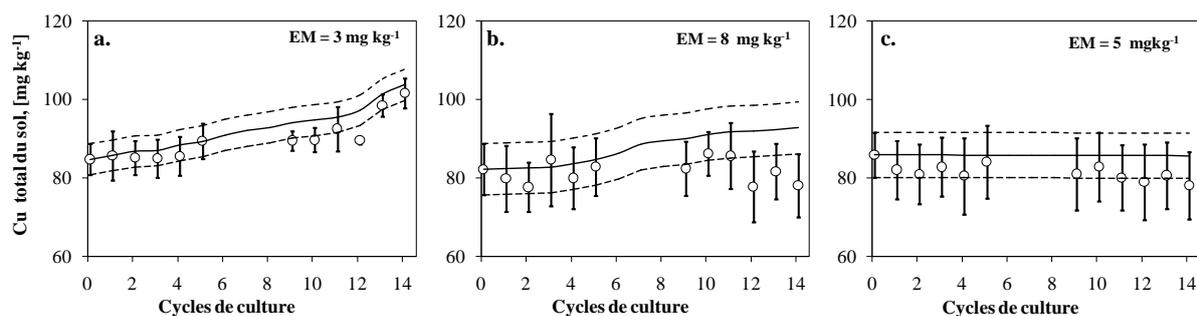
**Tableau 2** : Concentrations en Cd, Ni, Cu et Zn dans la solution du sol ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ,  $n = 588$ ) mesurées et modélisées à l'aide de régressions linéaires multiples (RLM) (RLM, cf. Eq (6)).

	Cd		Ni		Cu		Zn	
	Mesures	RLM	Mesures	RLM	Mesures	RLM	Mesures	RLM
<b>Minimum</b>	0,06	0,05	1,4	8,4	3	19	25	39
<b>Quartile 1</b>	0,4	0,2	3	100	7	48	63	155
<b>Médiane</b>	0,7	0,6	4	805	12	66	90	406
<b>Quartile 3</b>	1	0,8	6	1463	29	76	142	541
<b>Maximum</b>	2	2	46	3833	597	100	889	917

## 2. Prédiction de l'accumulation des éléments traces métalliques dans le sol

La prédiction de l'accumulation des ETM dans le sol de l'essai maraîchage à l'aide du modèle est présentée dans la figure 2 et dans l'annexe 3.

Après 14 cycles de culture, le modèle simule une augmentation des concentrations en Cu de  $19 \pm 3$  et de  $11 \pm 8 \text{ mg kg}^{-1}$  et en Zn de  $47 \pm 10$  et  $33 \pm 6 \text{ mg kg}^{-1}$  lors d'apport de compost de lisier de porc (CLP) et de compost de fiente de volaille (CFV), respectivement (Fig. 2.a et b ; Annexe 3). Ces augmentations correspondent aux tendances mesurées sur le terrain, à l'exception de l'absence d'augmentation des concentrations en Cu mesurées sur sol amendé en CFV (Fig. 2.b). L'apport d'engrais minéraux (NPK) n'a pas entraîné de modification des concentrations en Cu et Zn dans le sol, qui sont restées stables autour de  $85 \pm 5$  et  $247 \pm 5 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivement, pour les valeurs mesurées et calculées (Fig. 2.c, Annexe 3). Quel que soit le type d'apport (CLP, CFV ou NPK), les concentrations en Ni et Cd simulées par le modèle sont restées stables autour de  $86 \pm 7$  et  $0,4 \pm 0,1 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivement. Concernant Ni, le modèle surestime légèrement les concentrations mesurées bien que la tendance générale à la stabilité ait été correctement représentée. Concernant Cd, le modèle n'a pas été en mesure de représenter l'augmentation puis la diminution brutale des concentrations mesurées sur le terrain.



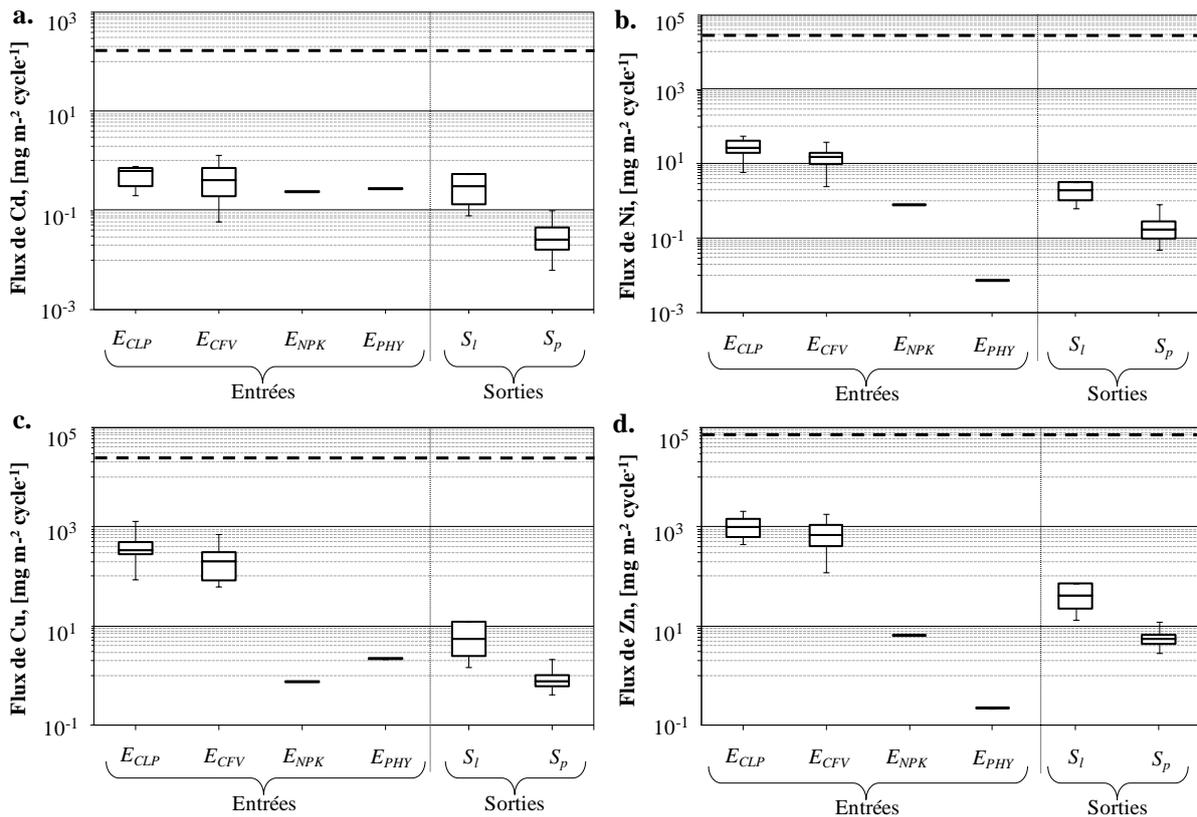
**Figure 2** : Concentrations totales de cuivre mesurées (cercles) et modélisées (lignes continues) dans le sol après apport de compost de lisier de porcs (a), de compost de fiente de volailles (b) et d'engrais minéraux (c) pendant 14 cycles de culture. Les écarts-types ( $n = 3$ ) sont représentés par des barres d'erreur pour les valeurs mesurées et par des lignes en pointillées pour les valeurs modélisées.

La figure 3 présente sous forme de boîtes à moustache la distribution des valeurs calculées de chaque flux d'entrée et de sortie des ETM dans le sol de l'essai maraîchage. Les flux d'entrée par irrigation ( $E_{IR}$ ) ne sont pas représentés sur cette figure car les valeurs de l'ordre de  $10^5 \text{ mg m}^{-2} \text{ cycle}^{-1}$  pour les quatre ETM sont entre deux et quatre ordres de grandeur inférieurs aux valeurs les plus faibles des autres flux.

Les valeurs médianes des flux d'entrée de Cd par apport de compost de fiente de volaille ( $E_{CFV}$ ), de compost de lisier de porc ( $E_{CLP}$ ), d'engrais minéraux ( $E_{NPK}$ ), de produits phytosanitaires ( $E_{PHY}$ ) et celles des flux de sortie par lessivage ( $S_l$ ) sont équivalentes (i.e. comprises entre 0,6 et 0,3  $\text{mg m}^{-2} \text{ cycle}^{-1}$ ) et de trois ordres de grandeur inférieures à la quantité de Cd initiale dans le sol (i.e. 168  $\text{mg m}^{-2}$ ). La quantité de Cd prélevée par les plantes ( $S_p$ ) est de 0,03  $\text{mg m}^{-2} \text{ cycle}^{-1}$ , soit environ un ordre de grandeur inférieur à  $S_l$ .

Les flux médians de Ni par apport de CFV et CLP sont de 15 et 27  $\text{mg m}^{-2} \text{ cycle}^{-1}$  respectivement.  $E_{CFV}$  et  $E_{CLP}$  sont 1 à 3 ordres de grandeur supérieurs à  $E_{NPK}$ ,  $E_{PHY}$ ,  $S_l$  et  $S_p$  mais 3 à 4 ordres de grandeur inférieurs à la quantité initiale de Ni dans le sol.

Les flux médians de Cu, Zn par apport de CFV et CLP sont respectivement de 200 et 340  $\text{mg Cu m}^{-2} \text{ cycle}^{-1}$  et de 676 et 985  $\text{mg Zn m}^{-2} \text{ cycle}^{-1}$ .  $E_{CFV}$  et  $E_{CLP}$  sont 2 à 3 ordres de grandeurs supérieurs à  $E_{NPK}$ ,  $E_{PHY}$ ,  $S_l$  et  $S_p$  mais 2 à 3 ordres de grandeur inférieurs aux quantités initiales dans le sol.



**Figure 3 :** Flux de Cd (a), Ni (b), Cu (c) et Zn (d) entrant dans le sol par apport de compost de lisier de porc ( $E_{CLP}$ ,  $n = 14$ ), de compost de fiente de volaille ( $E_{CFV}$ ,  $n = 14$ ), d'engrais minéraux ( $E_{NPK}$ ,  $n = 1$ ) et de produits phytosanitaires ( $E_{PHY}$ ,  $n = 1$ ) et flux sortant du sol par lessivage ( $S_l$ ,  $n = 126$ ) et par prélèvement par les plantes ( $S_p$ ,  $n = 126$ ) à chaque cycle de culture. La concentration initiale des ETM dans le sol est représentée par les droites horizontales tiretées.

### 3. Influence des paramètres d'entrée et de sortie du modèle à long terme

Après 14 cycles de culture, une comparaison a été effectuée entre les concentrations en ETM obtenues par le modèle complet et celles du modèle simplifié, pour lequel seuls les apports par les produits résiduels organiques (PRO) ont été conservés. Les concentrations simulées par les deux modèles pour Cd, Ni, Cu, et Zn sont étroitement corrélées ( $R^2 = 0,9$ ) et alignées sur la droite  $y = x$  (annexe 4).

L'influence des paramètres d'entrée et de sortie du modèle a également été évaluée après 100 ans d'apport. Les écarts relatifs entre les valeurs d'accumulation d'ETM dans le sol après 100 ans d'apport de fertilisant, selon les composantes du modèle considérées, sont donnés dans le tableau 3.

La suppression une-à-une de  $E_{IR}$ ,  $E_{PHY}$ ,  $S_p$  et  $S_l$  dans le modèle n'engendre jamais plus de 5 % de variation dans l'accumulation de Cu, Ni et Zn dans le sol par rapport au modèle complet de

référence. Une exception concerne l'écart relatif de 12 % obtenu après suppression de  $S_l$  dans le cas de l'accumulation de Zn dans le sol amendé par NPK.

La suppression des entrées par irrigation ou des sorties par prélèvement par les plantes ont peu d'effet sur les concentrations en Cd dans le sol. En revanche, la suppression des entrées par l'apport de produits phytosanitaires ou des sorties par lessivage entraîne des écarts relatifs compris entre -25 et -19 % et entre 21 et 28 %, respectivement.

La suppression simultanée de  $E_{IR}$ ,  $E_{PHY}$ ,  $S_p$  et  $S_l$  a peu d'effet sur l'accumulation des ETM dans le sol puisque les écarts relatifs restent inférieurs à 5 %, à l'exception de Cd et Zn dans le cas d'apport d'engrais minéraux pour lesquels les écarts relatifs ont été de 7 et 13 % respectivement.

**Tableau 3** : Ecart relatif (% , cf. Eq (8)) des concentrations en ETM dans le sol obtenues par simulation de 100 ans d'apport de compost de fiente de volaille (CFV), de compost de lisier de porc (CLP) ou d'engrais minéraux (NPK) entre le modèle complet tenant compte de toutes les voies d'entrée et de sortie des ETM dans le sol et des modèles simplifiés pour lesquelles une ou plusieurs entrées et/ou sorties n'ont pas été prises en compte.

Fertilisants		$-E_{IR}$	$-E_{PHY}$	$-S_p$	$-S_l$	$-(E_{IR} + E_{PHY} - S_p - S_l)$
<b>Cd</b>	CFV	0	-21	1,3	24	4
	CLP	-1	-19	1,3	21	4
	NPK	0	-25	4	28	7
<b>Ni</b>	CFV	0	0	0,1	1,3	1,4
	CLP	0	0	0,1	1,2	1,3
	NPK	0	0	0,1	1,4	2
<b>Cu</b>	CFV	0	-0,5	0,2	1,4	1
	CLP	0	-0,4	0,2	1	1
	NPK	0	-1	0,5	4	3
<b>Zn</b>	CFV	0	0	0,4	3	4
	CLP	0	0	0,3	2	3
	NPK	0	-0,1	1,4	12	13

#### 4. Analyse de sensibilité du modèle

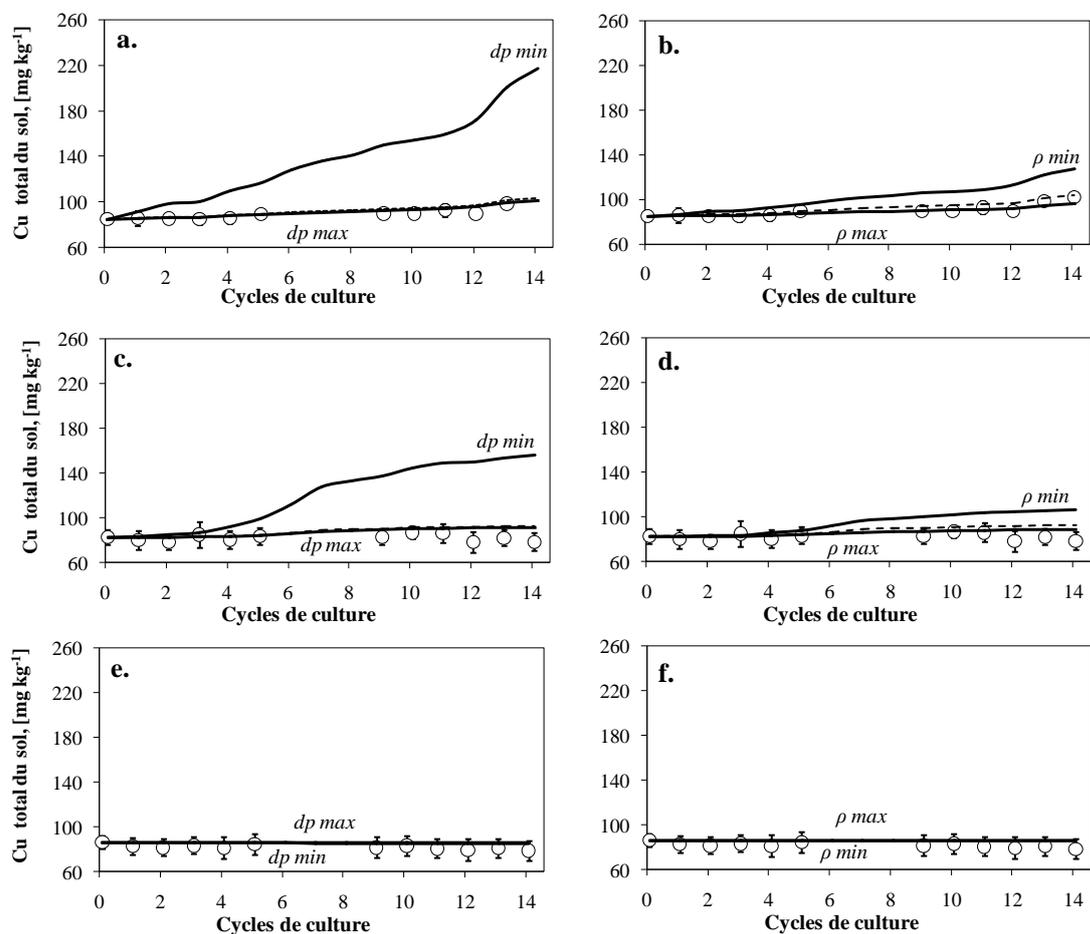
L'analyse de sensibilité du modèle à la profondeur de travail et à la masse volumique apparente du sol est présentée dans la figure 4 et les annexes 5, 6 et 7.

Quel que soit le type de fertilisant, la profondeur a une influence plus importante sur les sorties du modèle que la masse volumique.

Quel que soit le type de fertilisant, les variations de la profondeur ( $dp$ ) et de la masse volumique ( $\rho$ ) ont peu d'influence sur les concentrations en Ni et Cd dans le sol, puisque les

écarts entre  $\rho_{max}$  et  $\rho_{min}$  et  $dp_{max}$  et  $dp_{min}$  restent inférieurs à 5 % autour des concentrations mesurées (en annexe 5 et 6).

En revanche, la variation de profondeur a une influence significative sur les concentrations en Cu (Fig. 4.a, c et e) et Zn (annexe 7.a, c et e). L'écart mesuré entre  $dp_{max}$  et  $dp_{min}$  pour les concentrations en Cu et Zn dans le sol sont respectivement de 44 et 52 % pour CLP, et de 40 et 35 % pour CFV autour des valeurs mesurées. La variation de la masse volumique sur les concentrations en Cu et Zn dans le sol a un impact inférieur à celui de la profondeur. L'écart entre  $\rho_{max}$  et  $\rho_{min}$  pour les concentrations de Cu et Zn dans le sol sont respectivement de 14 et 12 % pour CLP et de 11 et de 9 % pour CFV. Pour les apports en engrais minéraux (NPK), les écarts mesurés entre  $dp_{max}$  et  $dp_{min}$  et  $\rho_{max}$  et  $\rho_{min}$  restent inférieurs à 2 % autour des concentrations mesurées du Zn et Cu.



**Figure 4 :** Concentrations calculées (lignes continues) de Cu dans le sol durant 14 cycles de culture après apport de compost de lisier de porc (CLP ; a et b), de compost de fiente de volaille (CFV ; c et d) ou d'engrais minéraux (NPK ; e et f) pour des valeurs minimales et maximales de profondeur de travail du sol ( $dp$  ; a, c et e) et de masse volumique apparente ( $\rho$  ; b, d et f) (cf. II.3 pour plus de détails). Les concentrations de Cu dans le sol mesurées sur l'essai maraîchage et calculées par le modèle de référence sont représentées par les cercles et des lignes pointillées, respectivement.

## IV. Discussion

---

L'objectif de cette étude est de créer et de valider un modèle permettant de prédire l'accumulation des éléments traces métalliques (ETM) à long-terme dans les sols maraîchers de la Réunion en contexte d'apport de produits résiduels organiques (PRO). Ce travail s'est appuyé sur un essai de terrain mené sur la station des Colimaçons à la Réunion.

Nos résultats ont mis en évidence des valeurs de concentration en Ni et Zn mesurées dans les plantes et dans la solution du sol sont beaucoup plus faibles que les valeurs prédites par les régressions linéaires multiples (RLM). A l'inverse, les concentrations mesurées en Cd et Cu dans les plantes et dans la solution du sol sont proches de celles calculées par RLM. Des paramètres physico-chimiques d'une large gamme de sols contaminés ont servi à l'élaboration des équations des RLM décrites par Sauvé *et al.*, (2000) et Efroymson *et al.*, (2001), permettant d'une part d'expliquer ces résultats. D'autre part, Doelsch *et al.*, (2006c) a démontré qu'il existe une corrélation étroite entre les concentrations en Cu, Ni et Zn des sols réunionnais et l'origine des matériaux volcaniques avec lesquels ces sols ont été formés. A la Réunion, les fortes concentrations en Cu, Ni et Zn dans le sol sont principalement dues au fond pédogéochimique. La concentration en Ni mesurée dans les sols réunionnais est particulièrement élevée, soit plus de 9 fois supérieure à celle retrouvée à l'échelle mondiale (Doelsch *et al.*, 2006b). Malgré les fortes concentrations mesurées sur les sols réunionnais, la mobilité et la phytodisponibilité du Cd, Cu, Ni et Zn sont considérées comme faibles et aucune relation satisfaisante entre les concentrations en ETM dans les sols et les plantes n'a été trouvée (Collin et Doelsch, 2010). A l'inverse, les ETM présents en fortes concentrations dans les sols, du fait d'activités anthropiques, ont généralement une mobilité et une phytodisponibilité plus importante (Baize, 1997 ; Kabata-Pendias, 2004 ; Chen *et al.*, 2006). La biodisponibilité des métaux dépend en grande partie de la teneur en ETM et des propriétés chimiques des sols et des PRO qui sont épandus sur les sols (Smith, 2009). Dans le sol, le Cu est fortement lié à la matière organique et aux minéraux diminuant sa capacité à se lessiver dans le sol (Chen *et al.*, 2006). Dans l'environnement, pour faire face à des concentrations élevées en Cu, les plantes ont développé des mécanismes d'homéostasie et de tolérance, permettant de réguler le transfert du Cu vers les parties aériennes (Lequeux, 2011). Ceci permettrait d'expliquer les valeurs de concentration de Ni et Cu mesurées et calculées dans les plantes et la solution du sol. L'une des sources majeures de Cd dans les sols agricoles est

l'utilisation d'engrais minéraux et de produits phytosanitaires (Popova, 1991 ; Gray *et al.*, 1999 ; SOGREAH-ADEME, 2007 ; Nziguheba et Smolders, 2008 ; Jiao *et al.*, 2012 ; Yang *et al.*, 2013). La parcelle utilisée pour l'essai est utilisée depuis 1963 comme zone de culture maraîchère. Une utilisation importante de ces produits aurait constitué une source de contamination anthropique et expliquerait les concentrations en Cd mesurées ou modélisées dans les plantes ou la solution du sol (Doelsch *et al.*, 2006c). L'application antérieure de produit résiduaire organique sur la parcelle a également engendré l'apport de Zn dans le sol. Toutefois, les quantités naturelles de Zn présentes dans les sols réunionnais sont plus importantes que les quantités dues aux apports anthropiques. Ceci permettrait d'expliquer les concentrations en Zn mesurées et modélisées dans les plantes et la solution du sol. En l'absence de corrélation satisfaisante et de distribution équivalente entre les concentrations mesurées expérimentalement et calculées par les RLM, les concentrations mesurées ont été prises en compte pour calculer le prélèvement par les plantes et les sorties par lessivage dans le modèle d'accumulation des ETM dans le sol.

L'analyse du bilan d'entrée et de sortie des ETM du système maraîcher nous montre que les sorties par prélèvement par les plantes ou la solution du sol ne compensent pas les apports de Cu et Zn par les PRO. A la Réunion, les sorties de Cu et Zn par prélèvement par les plantes ou la solution du sol sont généralement faibles par rapport aux concentrations mesurées dans les PRO (Legros *et al.*, 2013). Selon Belon *et al.*, (2012), les effluents d'élevage sont une source majeure de Cu et Zn dans les sols agricoles. Leurs origines proviennent des suppléments nutritifs donnés au bétail afin d'augmenter la productivité et la résistance aux maladies (Nicholson *et al.*, 1999). Les oligo-éléments en excès sont excrétés dans le fumier, puis épandus sur les sols agricoles (Franco *et al.*, 2006 ; Petersen *et al.*, 2007 ; Smith, 2009). L'apport de Cu et Zn par les engrais minéraux (NPK) ou les produits phytosanitaires est insuffisant pour entraîner l'augmentation des concentrations dans les sols (Nziguheba et Smolders 2008 ; Yang *et al.*, 2013). L'apport de PRO dans le sol engendre donc une accumulation de Cu et Zn dans le sol (Wong *et al.*, 2002 et Luo *et al.*, 2012). Quel que soit le type d'apport, le modèle simule correctement l'augmentation ou la stabilité des concentrations en Cu et Zn dans le sol. Seules les concentrations en Cu dans le sol estimées par le modèle suite à l'apport de compost de fientes de volaille (CFV) sont surestimées par rapport aux concentrations mesurées sur le terrain. Ce résultat ne peut être traduit par une sous estimation des sorties de Cu par lessivage puisque une sortie de Cu environ 900 fois supérieure à la valeur normalement utilisée (i.e. une concentration de Cu dans la solution du sol de

4780 mg m<sup>-2</sup>) permettrait de compenser la valeur théorique en Cu obtenue par le modèle. La piste d'une erreur analytique est privilégiée.

Selon le bilan entrée-sortie des ETM, les entrées de Cd et Ni par apport de CFV, CLP, NPK ou de produits phytosanitaires sont équivalentes aux sorties par lessivage. A la réunion, les concentrations en Ni dans le sol sont naturellement élevées (Doelsch *et al.*, 2006a). Le bilan d'entrée et sortie de Ni est insuffisant pour impacter les concentrations totales en Ni dans le sol. Le modèle prédit donc des concentrations stables en Ni dans le sol alors que les valeurs mesurées diminuent légèrement. Cette tendance est potentiellement due à une légère sous-estimation des départs de Ni par lessivage. Une stabilité similaire est observée pour les valeurs prédites de concentration en Cd dans les sols. Cette stabilité est mesurée jusqu'au 5<sup>ème</sup> cycle de culture. Du 9<sup>ème</sup> au 11<sup>ème</sup> cycle puis du 11<sup>ème</sup> au 12<sup>ème</sup> cycle de culture, une augmentation suivie d'une diminution brutale des concentrations en Cd dans le sol sont mesurées. Cette incapacité du modèle à représenter les variations mesurées pourrait être attribuée, d'une part, à l'application de produits phytosanitaires dont l'estimation reste sujette à une forte incertitude (cf. paragraphe suivant) et, d'autre part, au départ de Cd du sol par lessivage dont l'estimation est basée sur des concentrations de Cd en solution qui n'ont pas été mesurées durant l'essai. Cependant, il aurait fallu, d'une part, que soit appliquée 55 fois la dose d'application estimée de produits phytosanitaires pour expliquer la hausse de Cd dans les sols et, d'autre part, que le lessivage soit sous-estimé d'un facteur 40 pour expliquer la baisse de Cd dans les sols. De telles erreurs dans l'estimation des entrées et des sorties étant peu vraisemblables, une erreur analytique lors de la détermination des concentrations en Cd lors des cycles 9, 10 et 11 est suspectée. Des vérifications sont en cours pour vérifier cette hypothèse, et le cas échéant, corriger ces concentrations.

Les concentrations en ETM dans l'eau d'irrigation et les produits phytosanitaires utilisées dans le modèle sont des valeurs moyennes provenant respectivement de l'Office de l'eau et de mesures effectuées uniquement lors du premier cycle de culture. Ces valeurs sont donc sujettes à caution. Cependant Lazarova et Brissaud (2007) ont montré que l'apport d'ETM par l'eau d'irrigation est la première source qui peut être négligée, n'ayant aucun effet à long terme sur l'accumulation d'ETM dans les sols. A long terme, l'accumulation de Ni, Cu et Zn dans le sol n'est pas non plus impactée par l'ajout de produits phytosanitaires. Les produits phytosanitaires sont essentiellement une source de Cd, alors que leur contribution aux apports de Ni, Cu et Zn sont beaucoup plus faibles (Yang *et al.*, 2013). En l'absence de valeur, il est donc possible de ne pas tenir compte de ces deux sources d'apport d'ETM. A l'inverse, les

produits phytosanitaires étant une source importante de Cd, il serait donc préférable de tenir compte de cet apport lors de l'utilisation ultérieure du modèle.

Le prélèvement d'ETM par les plantes ( $S_p$ ) maraichères n'influe pas sur l'accumulation en ETM dans les sols. Les prélèvements d'ETM par les plantes dépendent principalement de l'espèce végétale considérée et de la biomasse produite (Nogueira *et al.*, 2012). La culture de la canne à sucre est l'un des piliers de l'agriculture réunionnaise et occupe près de 60 % de la surface agricole utile (Agreste-La Réunion, 2011). Avec une biomasse aérienne récoltée de  $70 \text{ t ha}^{-1}$  de matière sèche chaque année, elle permet l'exportation d'une minéralomasse supérieure à celle des plantes maraichères (e.g. le haricot et la tomate ont une biomasse aérienne récoltée d'environ de 10 et  $60 \text{ t ha}^{-1}$  de matière sèche par an) (Chabalier *et al.*, 2006). L'utilisation du modèle avec un autre système de culture tel que la canne à sucre exporterait une minéralomasse supérieure à celle du système maraicher influant sur l'accumulation d'ETM dans le sol. Il est donc nécessaire de renseigner ce paramètre lors de l'utilisation du modèle.

Sur le court terme, l'accumulation en ETM dans les sols est peu impactée par la sortie d'ETM par lessivage. Les récentes études de Doelsch *et al.*, (2008) ont démontré qu'à la Réunion, les sorties d'ETM par lessivage sont faibles. Ces éléments sont peu mobiles, peu transférés dans la fraction échangeable et se retrouvent principalement dans la fraction résiduaire (Doelsch *et al.*, 2008 ; Legros *et al.*, 2013). A long terme, le Cd accumulé dans le sol suite à l'application de produits phytosanitaires est plus facilement lessivable et engendre l'augmentation de cet élément dans la solution du sol (De Meeûs *et al.*, 2001). Des résultats similaires sont observés pour le Ni, Cu et Zn dans la solution du sol suite à l'application à long terme de produit résiduaire organiques ou d'engrais minéraux (Smith, 2009). Ce constat est particulièrement marqué pour l'accumulation de Zn dans les sols amendés par les engrais minéraux puisque sa mobilité est plus importante que celle du Ni et du Cu (Chen *et al.*, 2006). Sur le long terme, les quantités exportées d'ETM ne sont donc plus négligeables et il devient nécessaire de renseigner ce paramètre lors de l'utilisation du modèle.

L'analyse de sensibilité a montré que la profondeur de travail du sol et la masse volumique apparente avaient un impact sur la magnitude de l'accumulation des ETM dans le sol, en particulier pour les ETM qui sont apportés en quantités importantes par les PRO. Une augmentation des valeurs de ces paramètres provoque une diminution des concentrations d'ETM dans le sol, et inversement. La masse volumique apparente impacte les concentrations

en ETM dans les sols de façon similaire à la profondeur de travail du sol, bien que dans une moindre mesure, du fait d'une amplitude de variation plus faible. Certains ETM voient leur concentration augmenter dans les sols (i.e. Cu et Zn) alors que les autres (i.e. Cd et Ni) voient leur concentration restée stable après apport de PRO. Ces paramètres ont plus ou moins un effet selon la nature du fertilisant et la quantité d'ETM qu'il contient. Il sera donc particulièrement important, dans le cas d'apport de PRO, de renseigner correctement la profondeur et la masse volumique apparente de l'horizon de surface du sol travaillé. Dans le cas d'apport d'engrais minéraux, quelles que soient la profondeur et la masse volumique apparente sélectionnées, les concentrations en ETM dans les sols restent stables. La précision des valeurs de ces paramètres lors de l'utilisation du modèle sera donc une information importante à surveiller afin d'éviter une erreur de prédiction d'accumulation en ETM dans le sol suite à l'apport de fertilisant.

## V. Conclusion

---

Notre étude a permis la validation d'un modèle d'accumulation des ETM dans le sol suite à l'apport de fertilisants organiques ou minéraux sur un système maraîcher sur l'île de la Réunion. Ce modèle adapté au contexte tropical et agro-pédologique de l'île a été capable de prédire les accumulations et les stabilisations des concentrations en Cd, Ni, Cu et Zn dans un sol soumis à des apports fréquents et répétés de fertilisants sur système maraîcher. Les régressions linéaires multiples provenant de la littérature surestiment les concentrations en ETM dans la solution du sol et les plantes. Des valeurs moyennes mesurées sur le terrain ont donc été utilisées dans le modèle. L'analyse de sensibilité a mis en évidence l'influence de l'épaisseur et la masse volumique apparente de l'horizon de surface travaillé du sol sur le modèle. L'évaluation du modèle à long terme a permis d'établir l'importance de chaque paramètre d'entrée et de sortie des ETM dans le sol. L'application de produits phytosanitaires et l'exportation des ETM par lessivage se sont avérées être des flux non négligeables, en particulier pour la prédiction de l'évolution des concentrations en Cd.

Des études complémentaires pourraient nous aider à améliorer la pertinence et la généralité du modèle, telles qu'une analyse sur les différentes formes d'ETM dans le sol réunionnais, une extrapolation du modèle sur d'autres systèmes de culture représentatifs de l'agriculture de la Réunion (e.g le système cannier), ou une évaluation des seuils réglementaires et des risques écotoxicologiques sur l'accumulation des ETM dans les sols agricoles à long terme appliquée à différents scénarii de recyclage de PRO. Ces investigations seraient très pertinentes pour sensibiliser les organisations professionnelles agricoles (Chambre d'Agriculture, Coopératives, pouvoir publiques – DAAF, DEAL) sur les risques environnementaux liés à l'accumulation des ETM dans les sols en contexte de recyclage agricole de PRO.

# Bibliographie

---

- Adriano D., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. Second édition. Springer, New York.
- Agreste-La Réunion., Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt - La statistique, l'évaluation et la prospective agricole - Réunion [Pages Web], 2007. URL <http://agreste.agriculture.gouv.fr/en-region/reunion/> (accessed 8.20.13).
- Agreste-La Réunion., 2011. Agreste spécial canne à sucre: La canne à sucre reste le pilier de l'agriculture réunionnaise 3 p. La Réunion.
- Agreste-DAAF-La Réunion., 2013. La production maraîchère à La Réunion 8 p. La Réunion.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F., 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology* 77, 109–114.
- Amlinger, F., Pollak, M., & Favoino, E., 2004. Heavy Metals And Organic Compounds From Wastes Used As Organic Fertilisers. Final Report. Perchtoldsdorf (Austria), p213. ENV.A.2/ETU/2001/0024.
- Baize, D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA ed., Paris, 408 p.
- Baize, D., Sterckeman, T., 2001. Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *The Science of The Total Environment* 264 (1–2), 127–139.
- Baize, D., Les Éléments Traces Métalliques (ETM) dans les sols: Tout ce qu'il faut savoir! Interface (1-28 p.). [Cours en ligne], 2007a. URL :<http://www.afes.fr/cours-56.php>. (accessed 02.05.13)
- Belon, E., Boisson, M., Deportes, I.Z., Eglin, T.K., Feix, I., Bispo, A.O., Galsomies, L., Leblond, S., Guellier, C.R., 2012. An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. *Science of The Total Environment* 439, 87–95.
- Bravin, M. N., 2012. Contamination des sols par les Eléments Traces en contexte de recyclage agricole de PRO. Université de Montpellier SupAgro, Montpellier, France, 203 p. Thèse (Dr. Sciences Agronomiques).
- Chabalier, P., Van de Kerchove V., et Saint Macary H., 2006 - Guide de la fertilisation organique à La Réunion., (Montpellier, CIRAD), 302 p.
- Chen, G.C., He, Z.L., Stoffella, P.J., Yang, X.E., Yu, S., Yang, J.Y., Calvert, D.V., 2006. Leaching potential of heavy metals (Cd, Ni, Pb, Cu and Zn) from acidic sandy soil amended with dolomite phosphate rock (DPR) fertilizers. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 20, 127–133.
- Chen, W., Chang, A.C., Wu, L., 2007. Assessing long-term environmental risks of trace elements in phosphate fertilizers. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67, 48–58.
- Collin, B., Doelsch, E., 2008. Evaluation de la mobilité et de la phytodisponibilité des éléments traces métalliques des sols: étude réalisée sur la Communauté de Intercommunale Réunion Est (CIREST), en perspective d'une demande de dérogation à la réglementation sur l'épandage des boues de station d'épuration. Ile de la Réunion: Cirad-Office de l'eau Réunion, 48 p. n.1/1.

- Collin, B., Doelsch, E., 2010. Impact of high natural soilborne heavy metal concentrations on the mobility and phytoavailability of these elements for sugarcane. *Geoderma* 159, 452–458.
- Cornu, S., et al., 2001. The environmental impact of heavy metals from sewage sludge in ferrasols (Sao Paulo, Brazil). *Science of the Total Environment* 271, 27–48
- De Meeûs, C., Eduljee, G.H., Hutton, M., 2002. Assessment and management of risks arising from exposure to cadmium in fertilisers. I. *Science of The Total Environment* 291, 167–187.
- Doelsch, E., 2004. *Éléments traces métalliques: Inventaire pour l'île de la Réunion (sols, déchets et végétaux)*. Ile de La Réunion : Cirad, 10 p. La Réunion.
- Doelsch, E., 2006a. *Éléments traces métalliques: évaluation de la biodisponibilité des ETM pour les cultures maraîchères*. Ile de La Réunion: Cirad, 37 p. n.2/2
- Doelsch, E., Deroche, B., Van de Kerchove, V., 2006a. Impact of sewage sludge spreading on heavy metal speciation in tropical soils (Réunion, Indian Ocean). *Chemosphere* 65, 286–293.
- Doelsch, E., Doelsch, I.B., Bottero, J.Y., Cazeville, P., Chevassus-Rosset, C., Feder, F., Garnier, J.M., Gaudet, J.P., Legros, S., Levard, C., 2011. *Recyclage agricole des déchets organiques dans les sols tropicaux (île de La Réunion): quel impact sur les transferts d'éléments traces métalliques?*
- Doelsch, E., Masion, A., Moussard, G., Chevassus-Rosset, C., Wojciechowicz, O., 2010. Impact of pig slurry and green waste compost application on heavy metal exchangeable fractions in tropical soils. *Geoderma* 155, 390–400.
- Doelsch, E., Moussard, G., Macary, H.S., 2008. Fractionation of tropical soilborne heavy metals—Comparison of two sequential extraction procedures. *Geoderma* 143, 168–179.
- Doelsch, E., Saint Macary, H., Van de Kerchove, V., 2006b. Sources of very high heavy metal content in soils of volcanic island (La Réunion). *Journal of Geochemical Exploration* 88, 194–197.
- Doelsch, E., Van de Kerchove, V., Saint Macary, H., 2006c. Heavy metal content in soils of Réunion (Indian Ocean). *Geoderma* 134, 119–134.
- Efroymsen, R.A., Sample, B.E., Suter, G.W., 2001. Uptake of inorganic chemicals from soil by plant leaves: Regressions of field data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, 2561–2571.
- Feder, F., Bourgeon, G., 2009. Mise à jour de la carte des sols de l'île de la Réunion. *Etude et Gestion des Sols* 16, 85–99.
- Feder, F., Findeling, A., 2007. Retention and leaching of nitrate and chloride in an andic soil after pig manure amendment. *Eur. J. SoilSci.* 58, 393–404.
- Franco, A., Schuhmacher, M., Roca, E., Luis Domingo, J., 2006. Application of cattle manure as fertilizer in pastureland: Estimating the incremental risk due to metal accumulation employing a multicompartiment model. *Environment International* 32, 724–732.
- Gaur, A.C., 1987. Recycling of organic wastes by improved techniques of composting and other methods. *Resources and Conservation* 13, 157–174.
- Gray, C.W., McLaren, R.G., Roberts, A.H.C., Condrón, L.M., 1999. The effect of long-term phosphatic fertiliser applications on the amounts and forms of cadmium in soils under pasture in New Zealand. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 54 (3), 267–277.
- Hernandez, L., Probst, A., Probst, J.L., Ulrich, E., 2003. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Science of The Total Environment* 312 (1–3), 195–219.

- Insee, Population - 220 000 Réunionnais de plus en 20 ans [Pages Web], 2010. URL [http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?reg\\_id=24&ref\\_id=18279](http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?reg_id=24&ref_id=18279) (accessed 8.20.13).
- Jiao, W., Chen, W., Chang, A.C., Page, A.L., 2012. Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: A review. *Environmental Pollution* 168, 44–53.
- Jondreville C., Revy P.S., Jaffrezic A., et Dourmad J.Y., 2002. Le cuivre dans l'alimentation du porc : oligo-élément essentiel, facteur de croissance et risque potentiel pour l'Homme et l'environnement. *INRA Prod. Anim.*15, 147-165.
- Kabata-Pendias, A., 2004. Soil-plant transfer of trace elements—an environmental issue. *Geoderma* 122, 143–149.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton, Fla. 413 p.
- Lazarova V, Brissaud F. Intérêt, bénéfices et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France. *L'eau l'industrie Nuisances* 2007;299:43–53.
- Legros S., 2008. Evaluation multi-échelle de l'impact environnemental de l'épandage de lisier de porc sur un sol tropical, Ile de La Réunion : spéciation et modélisation du comportement du cuivre et du zinc., Université de La Réunion, Saint-Denis, France, 236 p. Thèse
- Legros, S., Doelsch, E., Feder, F., Moussard, G., Sansoulet, J., Gaudet, J.-P., Rigaud, S., Doelsch, I.B., Macary, H.S., Bottero, J.-Y., 2013. Fate and behaviour of Cu and Zn from pig slurry spreading in a tropical water-soil-plant system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164, 70–79.
- Lequeux, H., 2011. La recherche à l'UCL : Description du projet “TOXICITES MINERALES - cat\_SCI ”Contribution à la compréhension des mécanismes d'homéostasie du cuivre chez l'espèce modèle *Arabidopsis thaliana*“ Classe\_PhDFNRS ” [WWW Document]. URL [http://rch2011.adre.ucl.ac.be/browse/list\\_fac/ELIA/complete/10041783](http://rch2011.adre.ucl.ac.be/browse/list_fac/ELIA/complete/10041783) (accessed 9.6.13).
- Lopes, C., Herva, M., Franco-Uría, A., Roca, E., 2011. Inventory of heavy metal content in organic waste applied as fertilizer in agriculture: evaluating the risk of transfer into the food chain. *Environ SciPollutRes* 18, 918–939.
- Lopes, C., Herva, M., Franco-Uría, A., Roca, E., 2012. Multicorrelation models and uptake factors to estimate extractable metal concentrations from soil and metal in plants in pasturelands fertilized with manure. *Environmental Pollution* 166, 17–22.
- Luo, C., Yang, R., Wang, Y., Li, J., Zhang, G., Li, X., 2012. Influence of agricultural practice on trace metals in soils and vegetation in the water conservation area along the East River (Dongjiang River), South China. *Science of The Total Environment* 431, 26–32.
- Madejón, E., López, R., Murillo, J.M., Cabrera, F., 2001. Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse composts: effect on crops and chemical properties of a Cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84, 55–65.
- Mallmann, F.J.K., dos Santos, D.R., Ceretta, C.A., Cella, C., Šimůnek, J., van Oort, F., 2012. Modeling field-scale vertical movement of zinc and copper in a pig slurry-amended soil in Brazil. *Journal of Hazardous Materials* 243, 223–231.
- Mallard, P., Gabrielle, B., Vial, E., Rogeau, D., Vignoles, M., Sablayrolles, C., Carrère, M., Renou, S., Pierre, N., Muller, O., 2006. Impacts environnementaux associés au traitement biologique et à l'utilisation agricole des déchets organiques. Bilan des connaissances en vue de l'évaluation environnementale globale des filières. Ingénieries-EAT.

- McBride, M.B., 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Advances in Environmental Research* 8, 5–19.
- Ministère du Développement durable, Gestion des déchets - [Pages Web], 2009. URL <http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Gestion-des-dechets-.html> (accessed 8.20.13).
- MVAD (Mission de Valorisation Agricole des Déchets). FICHES PRATIQUES et GISEMENTS de matières organiques - Ile de La Réunion [Pages Web], 2007. URL <http://www.mvad-reunion.org/-Caracterisation-des-matieres> (accessed 8.20.13).
- Nicholson, F.A., Chambers, B.J., Williams, J.R., Unwin, R.J., 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Technology* 70 (1), 23–31.
- Nogueira, T.A.R., Franco, A., He, Z., Braga, V.S., Firme, L.P., Abreu-Junior, C.H., 2013. Short-term usage of sewage sludge as organic fertilizer to sugarcane in a tropical soil bears little threat of heavy metal contamination. *Journal of Environmental Management* 114, 168–177.
- Nziguheba, G., Smolders, E., 2008. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Science of The Total Environment* 390, 53–57.
- Payet, N., 2005. Impact des apports de lisier sur un sol cultivé de La Reunion: Etude expérimentale et modélisation des flux d'eau et de nitrate dans la zone non saturée. Ph.D. dissertation. Université de La Réunion, Saint Denis, France, 239 p. Thèse
- Petersen, S.O., Sommer, S.G., Béline, F., Burton, C., Dach, J., Dourmad, J.Y., Leip, A., Misselbrook, T., Nicholson, F., Poulsen, H.D., Provolo, G., Sørensen, P., Vinnerås, B., Weiske, A., Bernal, M.-P., Böhm, R., Juhász, C., Mihelic, R., 2007. Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. *Livestock Science* 112, 180–191.
- Pinamonti, F., Stringari, G., Gasperi, F., Zorzi, G., 1997. The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plants. *Resources, Conservation and Recycling* 21 (2), 129–143.
- Popova, A.A., 1991. Effect of mineral and organic fertilizers on the status of heavy metals in soils. *Soviet Soil Science* 23 (6), 38–44.
- Revy P.S., Jondreville C., Dourmad J.Y., et Nys Y., 2003. Le zinc dans l'alimentation du porc : oligo-élément essentiel et risque potentiel pour l'environnement. *INRA Prod. Anim.* 16, 3-18.
- Saison, C., Degrange, V., Oliver, R., Millard, P., Commeaux, C., Montange, D., Le Roux, X., 2006. Alteration and resilience of the soil microbial community following compost amendment: effects of compost level and compost-borne microbial community. *Environmental Microbiology* 8, 247–257.
- Sauvé, S., Hendershot, W., Allen, H.E., 2000. Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. *Environment Science Technologie.* 34, 1125–1131.
- Sipter, E., Rózsa, E., Gruiz, K., Tátrai, E., Morvai, V., 2008. Site-specific risk assessment in contaminated vegetable gardens. *Chemosphere* 71, 1301–1307.
- Smith, S.R., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International* 35, 142–156.
- SOGREAH-ADEME, 2007. Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine: bilan qualitatif de la contamination par les éléments traces métalliques et les

composes traces organiques & application quantitative pour les éléments traces métalliques (RAPPORT FINAL No. N° 1 34 0243).

WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources. FAO, Rome

Wong, S., Li, X., Zhang, G., Qi, S., Min, Y., 2002. Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China. *Environmental Pollution* 119, 33–44.

Woodbury PB. Trace elements in municipal solid waste composts: a review of potential detrimental effects on plants, soil biota, and water quality. *Biomass Bioenergy* 1992;3:239–59.

Xue, H., Nhat, P.H., Gachter, R., Hooda, P.S., 2003. The transport of Cu and Zn from agricultural soils to surface water in a small catchment. *Advances in Environmental Research* 8 (1), 69–76.

Yang, S., Zhou, D., Yu, H., Wei, R., Pan, B., 2013. Distribution and speciation of metals (Cu, Zn, Cd, and Pb) in agricultural and non-agricultural soils near a stream upriver from the Pearl River, China. *Environmental Pollution* 177, 64–70.

# Annexe

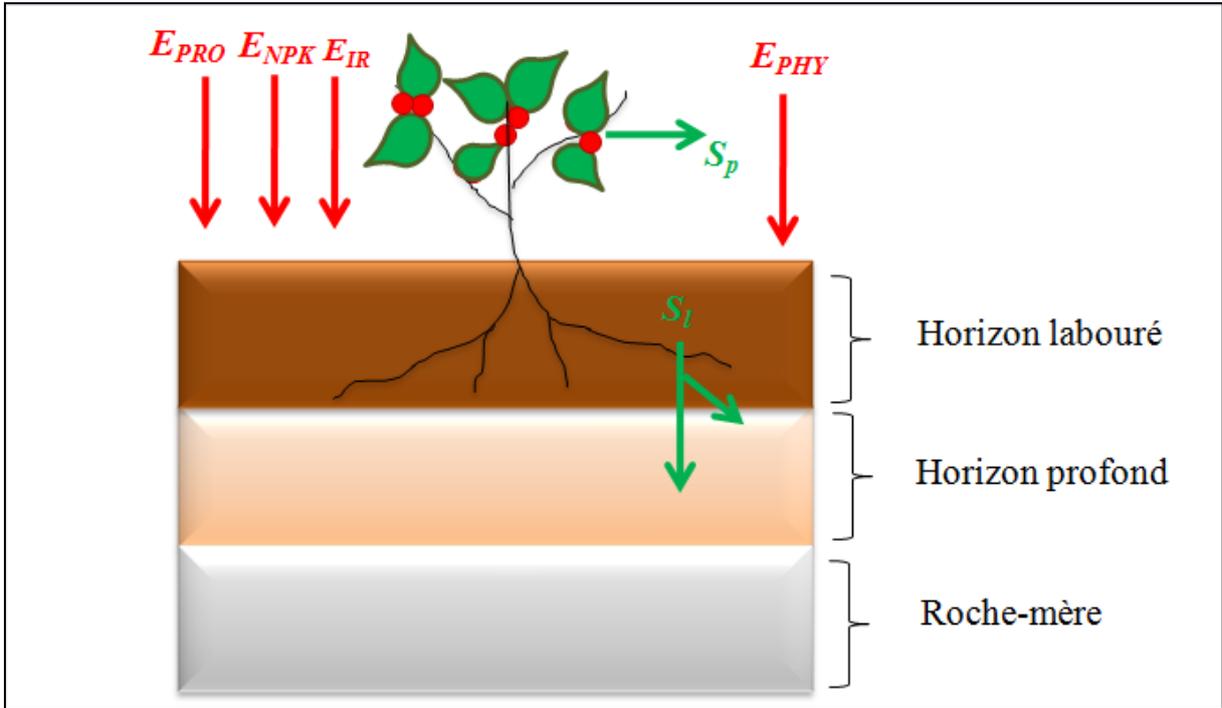
---

- Annexe 1** : Planning d'activité ..... **i**
- Annexe 2** : Schéma bilan d'entrée (i.e. par les produits résiduaux organiques  $E_{PRO}$ , les engrais minéraux  $E_{NPK}$ , les produits phytosanitaires  $E_{PHY}$  et par les eaux d'irrigation  $E_{IR}$ ) et sortie (i.e. par lessivage  $S_l$  et prélèvement par les plantes  $S_p$ ) en éléments traces métalliques dans les sols, (d'après Baize, 2007). ..... **ii**
- Annexe 3** : Concentrations totales de cadmium (Cd), nickel (Ni) et zinc (Zn) mesurées (cercles) et modélisées (lignes continues) dans le sol après apport de compost de lisier de porc (a), de compost de fiente de volaille (b) et d'engrais minéraux (c) pendant 14 cycles de culture. Les écart-types ( $n = 3$ ) sont représentés par des barres d'erreur pour les valeurs mesurées et par des lignes en pointillées pour les valeurs modélisées. .... **iii**
- Annexe 4** : Comparaison des concentrations en Cd, Ni, Cu et Zn simulées par les modèles complet (x) et simplifié (y) après apport de compost de lisier de porc CLP (losanges), compost de fiente de volaille CFV (triangles) ou d'engrais minéral NPK (ronds) pendant 14 cycles culturales sur l'essai de terrain. Equation de la droite  $y = x$ . .... **iv**
- Annexe 5** : Concentrations calculées (lignes continues) de Cd dans le sol durant 14 cycles de culture après apport de compost de lisier de porc (CLP ; a et b), de compost de fiente de volaille (CFV ; c et d) ou d'engrais minéraux (NPK ; e et f) pour des valeurs minimales et maximales de profondeur de travail du sol ( $dp$  ; a, c et e) et de masse volumique apparente ( $\rho$  ; b, d et f) (cf. II.3 pour plus de détails). Les concentrations de Cd dans le sol mesurées sur l'essai maraîchage et calculées par le modèle de référence sont représentées par les cercles et des lignes pointillées, respectivement. .... **v**
- Annexe 6** : Concentrations calculées (lignes continues) de Ni dans le sol durant 14 cycles de culture après apport de compost de lisier de porc (CLP ; a et b), de compost de fiente de volaille (CFV ; c et d) ou d'engrais minéraux (NPK ; e et f) pour des valeurs minimales et maximales de profondeur de travail du sol ( $dp$  ; a, c et e) et de masse volumique apparente ( $\rho$  ; b, d et f) (cf. II.3 pour plus de détails). Les concentrations de Ni dans le sol mesurées sur l'essai maraîchage et calculées par le modèle de référence sont représentées par les cercles et des lignes pointillées, respectivement ..... **vi**
- Annexe 7** : Concentrations calculées (lignes continues) de Zn dans le sol durant 14 cycles de culture après apport de compost de lisier de porc (CLP ; a et b), de compost de fiente de volaille (CFV ; c et d) ou d'engrais minéraux (NPK ; e et f) pour des valeurs minimales et maximales de profondeur de travail du sol ( $dp$  ; a, c et e) et de masse volumique apparente ( $\rho$  ; b, d et f) (cf. II.3 pour plus de détails). Les concentrations de Zn dans le sol mesurées sur l'essai maraîchage et calculées par le modèle de référence sont représentées par les cercles et des lignes pointillées, respectivement ..... **vii**
- Annexe 8** : Présentation de l'organisme ..... **viii**
- Annexe 9** : Organigramme de l'unité de recherche " Recyclage et risque ", 2013..... **ix**

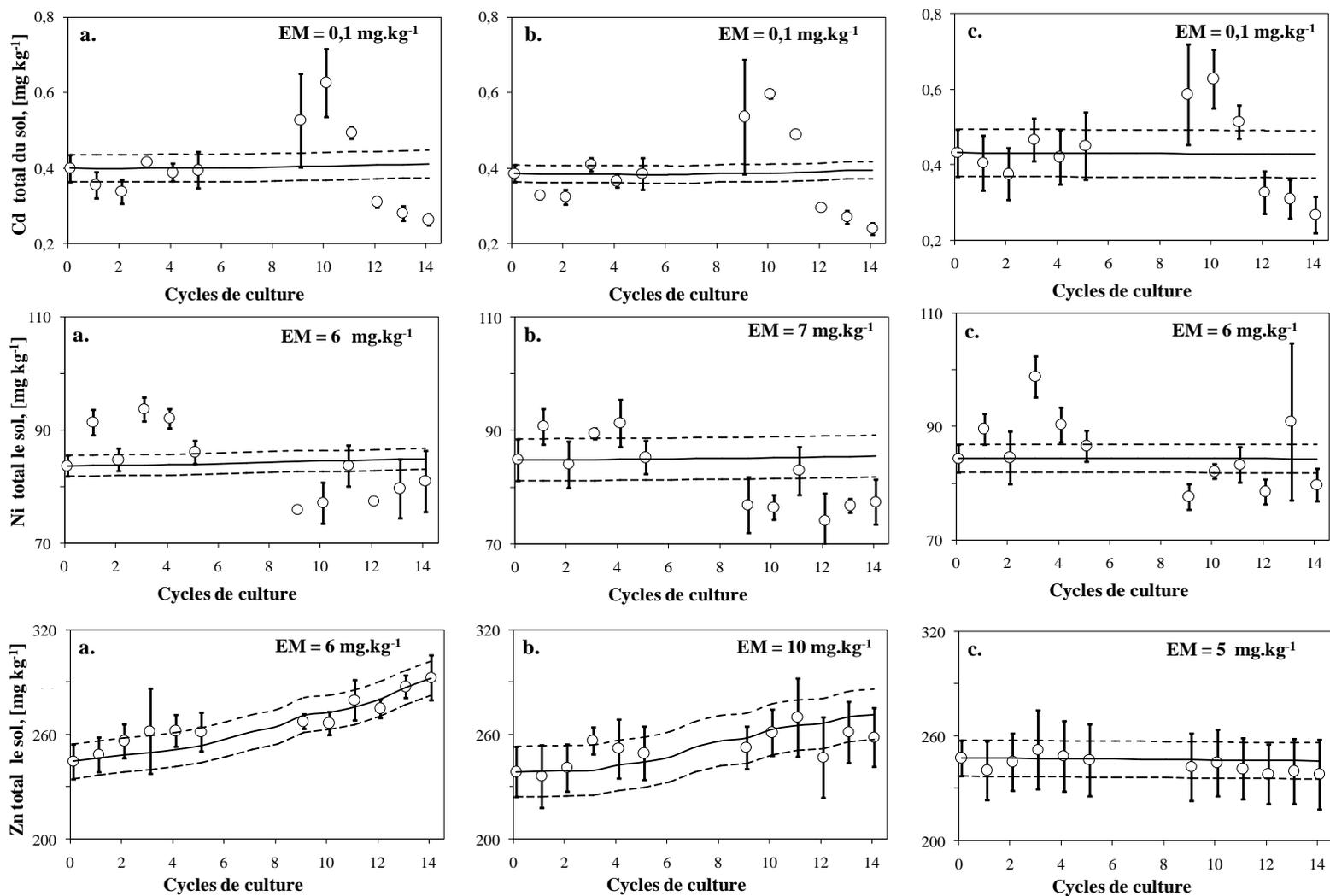
**Annexe 1** : Planning d'activité

Mois Semaines	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Condition du travail
	1 2 3 4	1 2 3 4	1 2 3 4	1 2 3 4	1 2 3 4	1 2 3 4	1 2 3 4	1 2 3 4	
<b>Phase I : Finaliser la compilation des données sur trois essais de terrain</b>									
<p><i>Etape 1: Approche théorique</i></p> <p>Bibliographie Prise en main du sujet de stage, stratégie de travail et analyse de la base de données Prise de connaissance du modèle Collecte de données sur les trois essais</p> <p><i>Etape 2: Construction et consolidation des bases de données ETM</i></p> <p>Acquisition et consolidation des jeux de données Insertion des jeux de données dans la base de données du Réseau-PRO</p>									<p>Bureau Bureau Bureau Bureau/Terrain</p> <p>Bureau Bureau</p>
<b>Phase II : Caler à partir de des jeux de données un modèle de prédiction de l'accumulation des ETM</b>									
<p>Calage d'un modèle de type bilan entrées-sorties Calage et application du modèle sur l'essai maraîchage Analyse des paramètres de sensibilité du modèle</p>									<p>Bureau Bureau Bureau</p>
<b>Phase III : Appliquer ce modèle à différents scénarii de recyclage de PRO</b>									
<p>Application du modèle sur l'accumulation en ETM à long-terme Application du modèle sur le territoire de la côte ouest de l'île de la Réunion</p>									<p>Bureau Bureau</p>
<b>Phase IV: Synthèse des résultats</b>									
<p>Synthèse-analyse des résultats Rédaction finale et rendu du rapport de stage</p>									<p>Bureau Bureau</p>

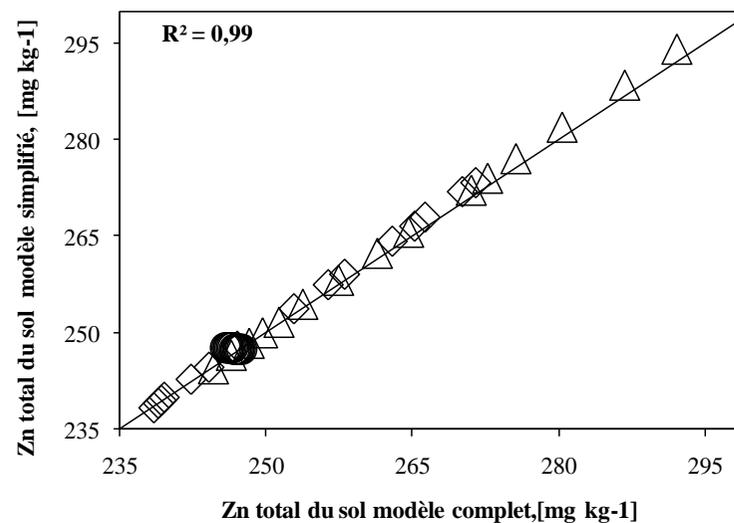
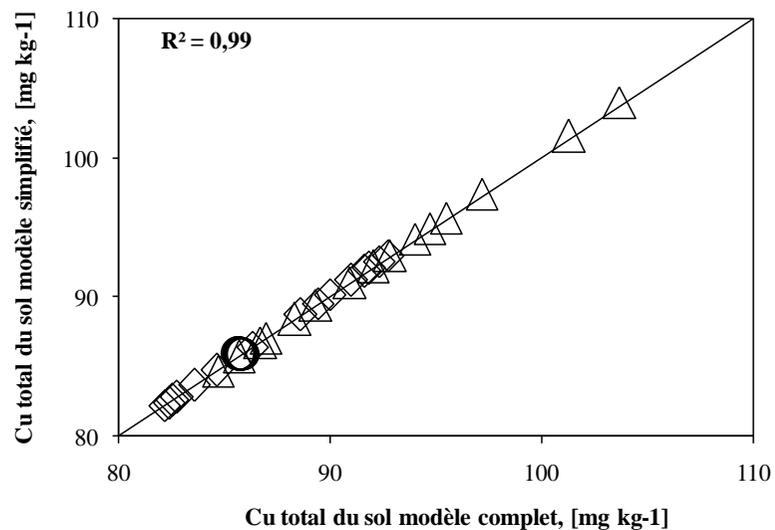
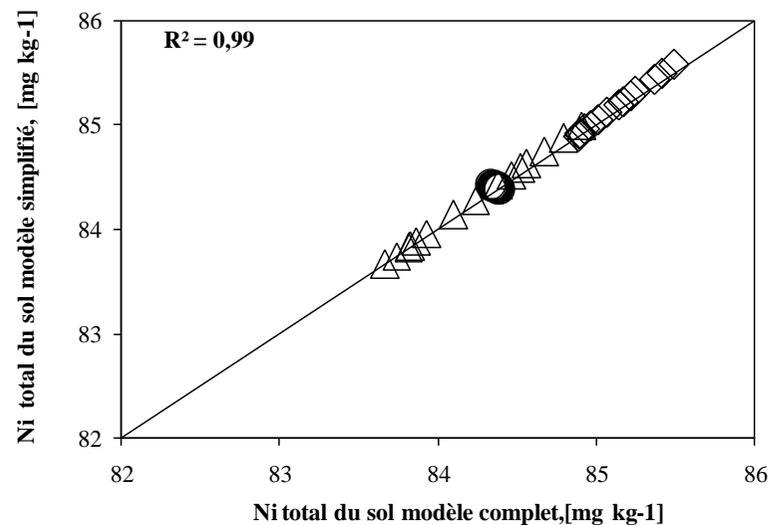
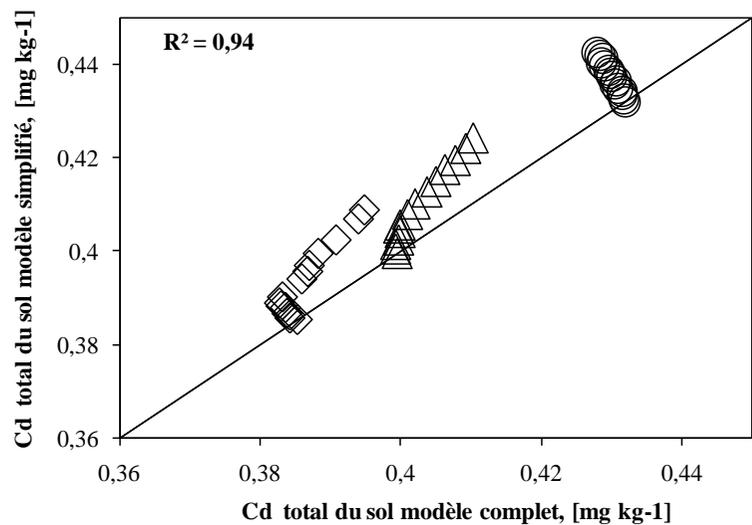
**Annexe 2 :** Schéma bilan d'entrée (i.e. par les produits résiduaux organiques  $E_{PRO}$ , les engrais minéraux  $E_{NPK}$ , les produits phytosanitaires  $E_{PHY}$  et par les eaux d'irrigation  $E_{IR}$ ) et sortie (i.e. par lessivage  $S_l$  et prélèvement par les plantes  $S_p$ ) en éléments traces métalliques dans les sols, (d'après Baize, 2007).



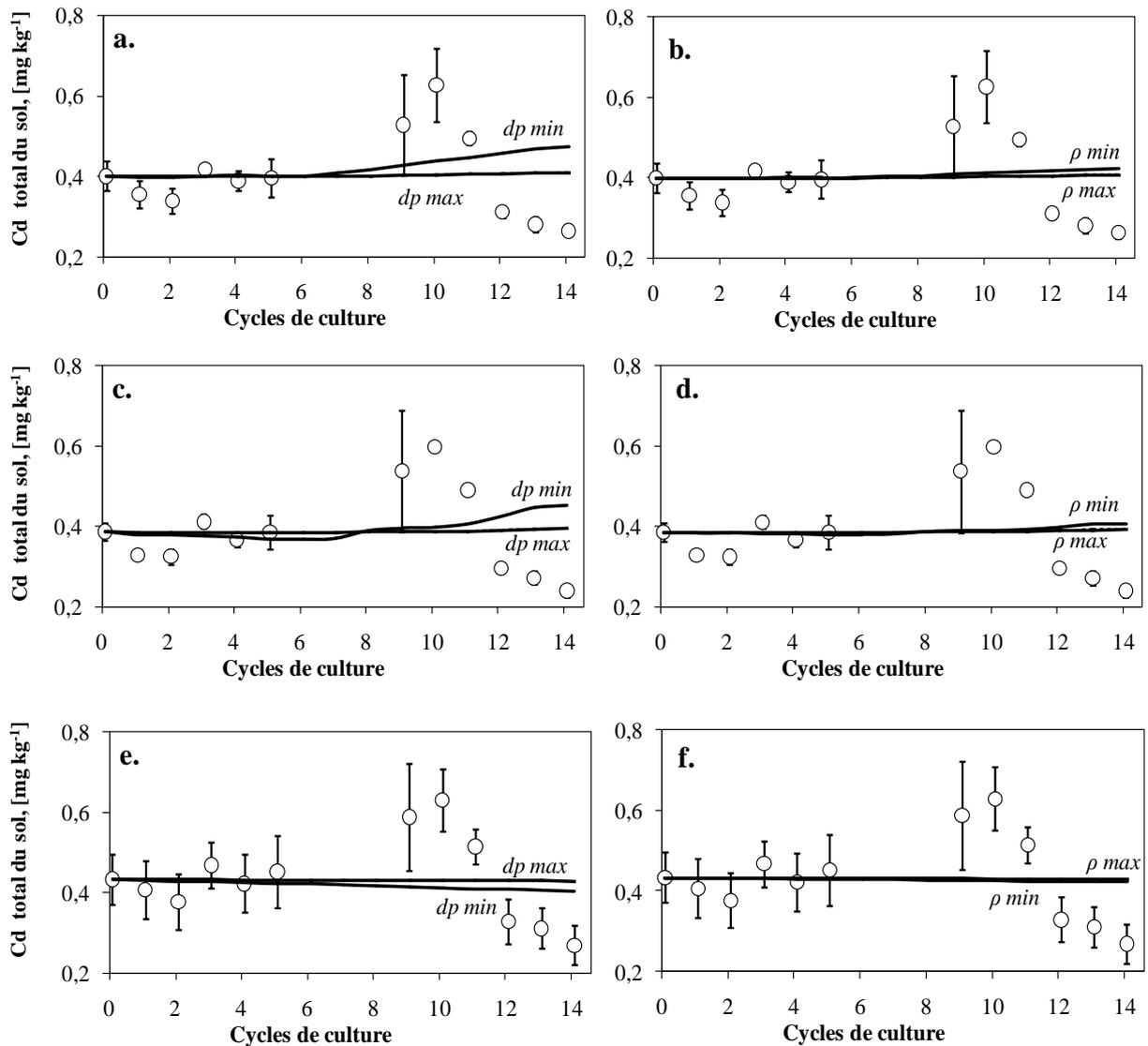
**Annexe 3 :** Concentrations totales de cadmium (Cd), nickel (Ni) et zinc (Zn) mesurées (cercles) et modélisées (lignes continues) dans le sol après apport de compost de lisier de porc (a), de compost de fiente de volaille (b) et d'engrais minéraux (c) pendant 14 cycles de culture. Les écart-types (n = 3) sont représentés par des barres d'erreur pour les valeurs mesurées et par des lignes en pointillées pour les valeurs modélisées.



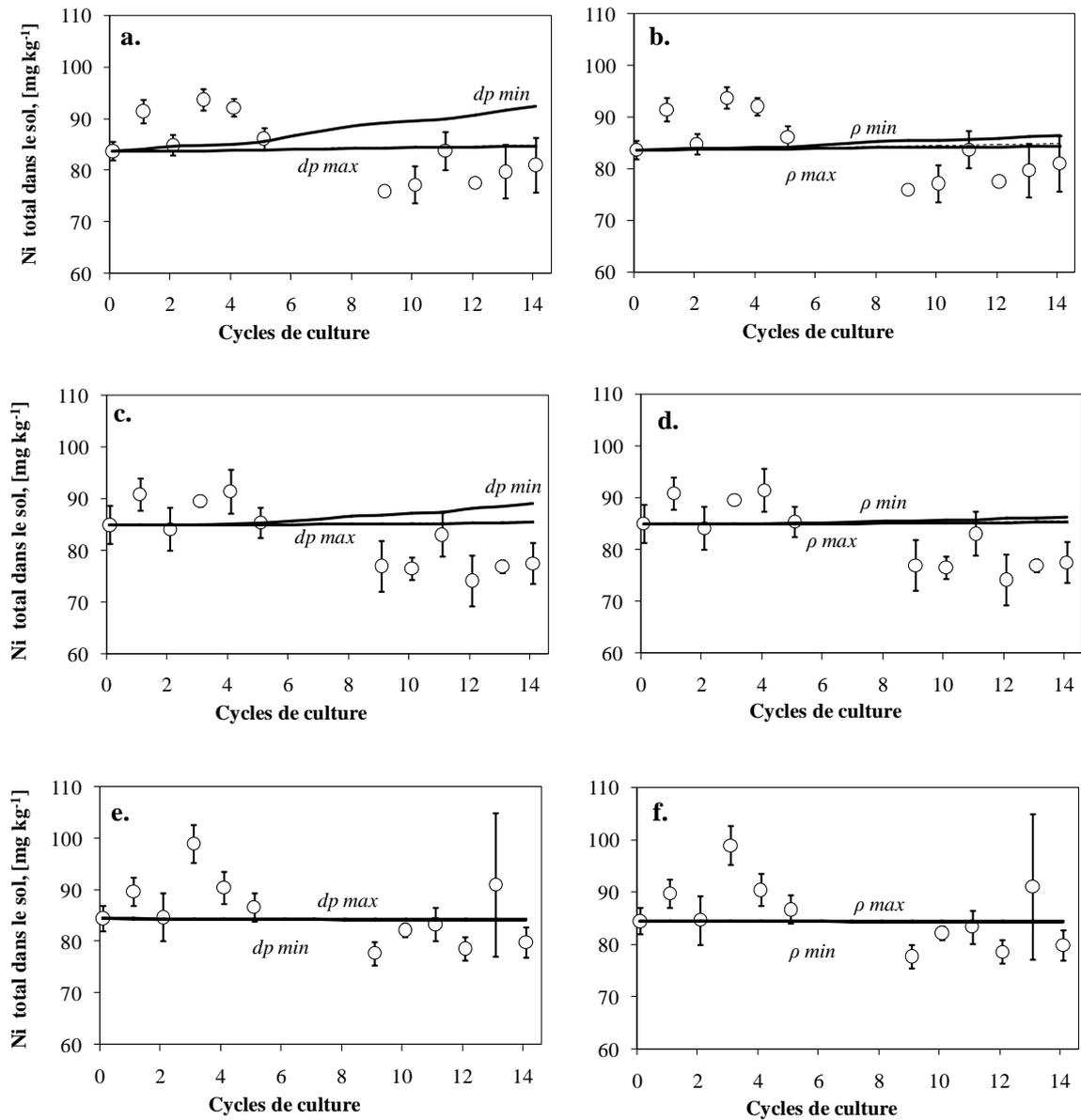
**Annexe 4 :** Comparaison des concentrations en Cd, Ni, Cu et Zn simulées par les modèles complet (x) et simplifié (y) après apport de compost de lisier de porc CLP (losanges), compost de fiente de volaille CFV (triangles) ou d'engrais minéral NPK (ronds) pendant 14 cycles culturaux sur l'essai de terrain. Equation de la droite  $y = x$ .



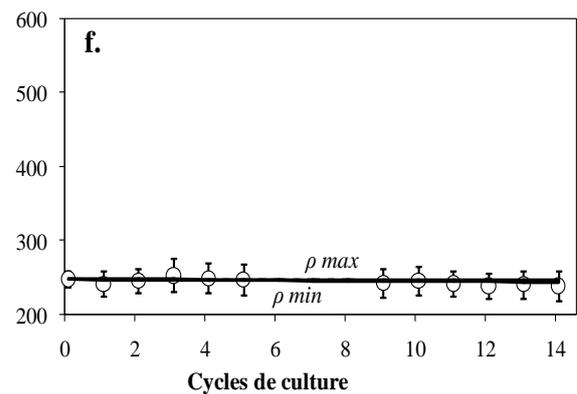
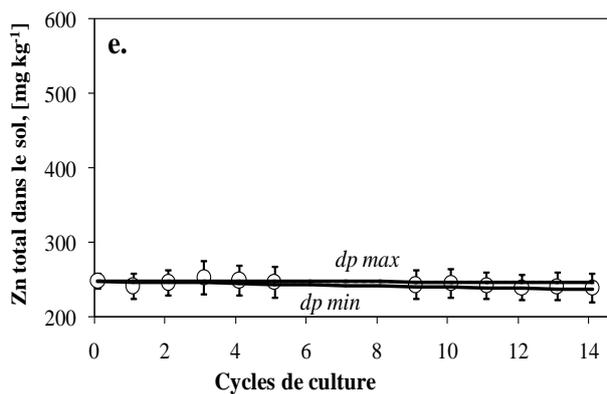
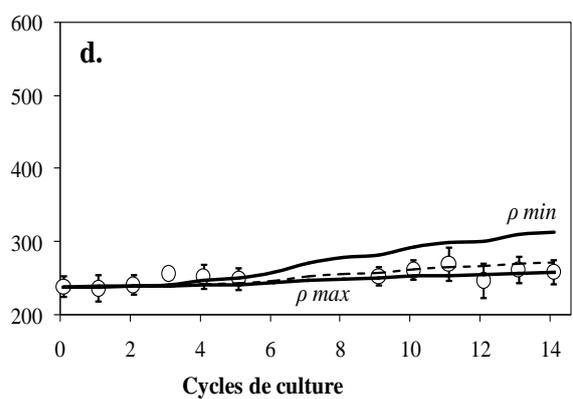
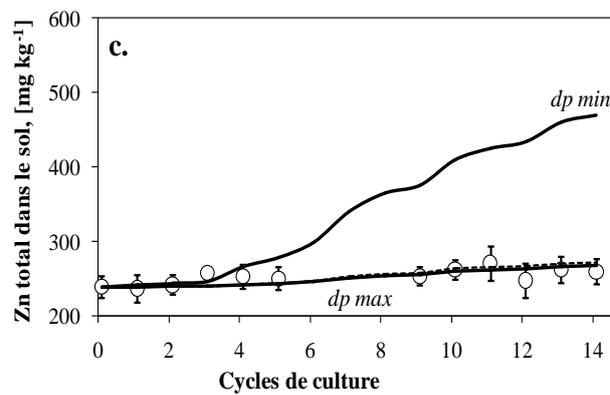
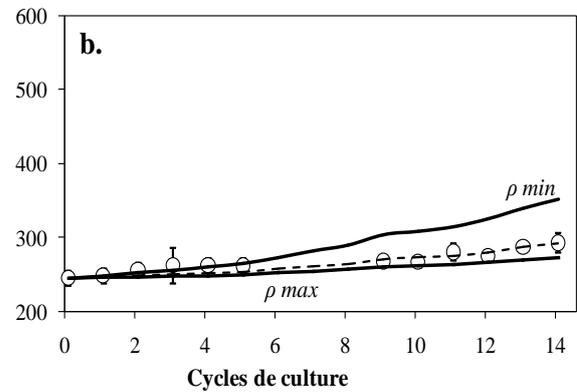
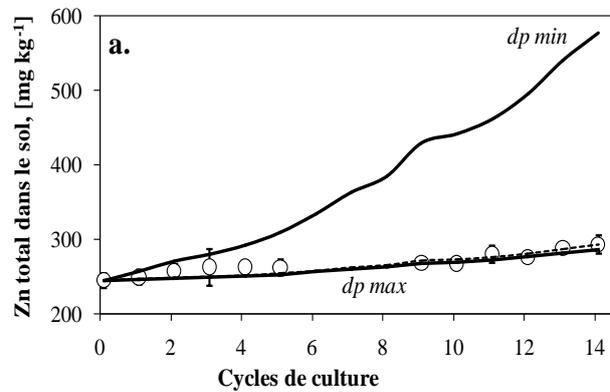
**Annexe 5 :** Concentrations calculées (lignes continues) de Cd dans le sol durant 14 cycles de culture après apport de compost de lisier de porc (CLP ; a et b), de compost de fiente de volaille (CFV ; c et d) ou d'engrais minéraux (NPK ; e et f) pour des valeurs minimales et maximales de profondeur de travail du sol ( $dp$  ; a, c et e) et de masse volumique apparente ( $\rho$  ; b, d et f) (cf. II.3 pour plus de détails). Les concentrations de Cd dans le sol mesurées sur l'essai maraîchage et calculées par le modèle de référence sont représentées par les cercles et des lignes pointillées, respectivement.



**Annexe 6 :** Concentrations calculées (lignes continues) de Ni dans le sol durant 14 cycles de culture après apport de compost de lisier de porc (CLP ; a et b), de compost de fiente de volaille (CFV ; c et d) ou d'engrais minéraux (NPK ; e et f) pour des valeurs minimales et maximales de profondeur de travail du sol ( $dp$  ; a, c et e) et de masse volumique apparente ( $\rho$  ; b, d et f) (cf. II.3 pour plus de détails). Les concentrations de Ni dans le sol mesurées sur l'essai maraîchage et calculées par le modèle de référence sont représentées par les cercles et des lignes pointillées, respectivement



**Annexe 7 :** Concentrations calculées (lignes continues) de Zn dans le sol durant 14 cycles de culture après apport de compost de lisier de porc (CLP ; a et b), de compost de fiente de volaille (CFV ; c et d) ou d'engrais minéraux (NPK ; e et f) pour des valeurs minimales et maximales de profondeur de travail du sol ( $dp$  ; a, c et e) et de masse volumique apparente ( $\rho$  ; b, d et f) (cf. II.3 pour plus de détails). Les concentrations de Zn dans le sol mesurées sur l'essai maraîchage et calculées par le modèle de référence sont représentées par les cercles et des lignes pointillées, respectivement



## **Annexe 8** : Présentation de l'organisme

### **Le Cirad**

Le Cirad est un centre de recherche français qui répond aux enjeux internationaux de l'agriculture et du développement, avec les pays du Sud. Cet organisme emploie 1800 personnes dont 800 chercheurs, et comprend 3 directions scientifiques ainsi que 36 unités de recherche.

Les activités principales du Cirad traitent de la sécurité alimentaire, le développement durable et l'adaptation de l'agriculture au changement climatique.

### **Le Cirad à la Réunion**

Le Cirad de la Réunion compte 181 agents dont 55 chercheurs, 20 doctorants et près de 100 stagiaires chaque année. L'organisme est divisé en 2 bureaux se trouvant à Saint-Pierre (pôle de protection des plantes) et Saint-Denis. 35 ha de terrains d'expérimentation sont mis à sa disposition et sont répartis sur 4 stations (Bassin Plat, La Mare, Ligne-Paradis, Colimaçons).

Le Cirad intervient principalement dans les domaines suivants :

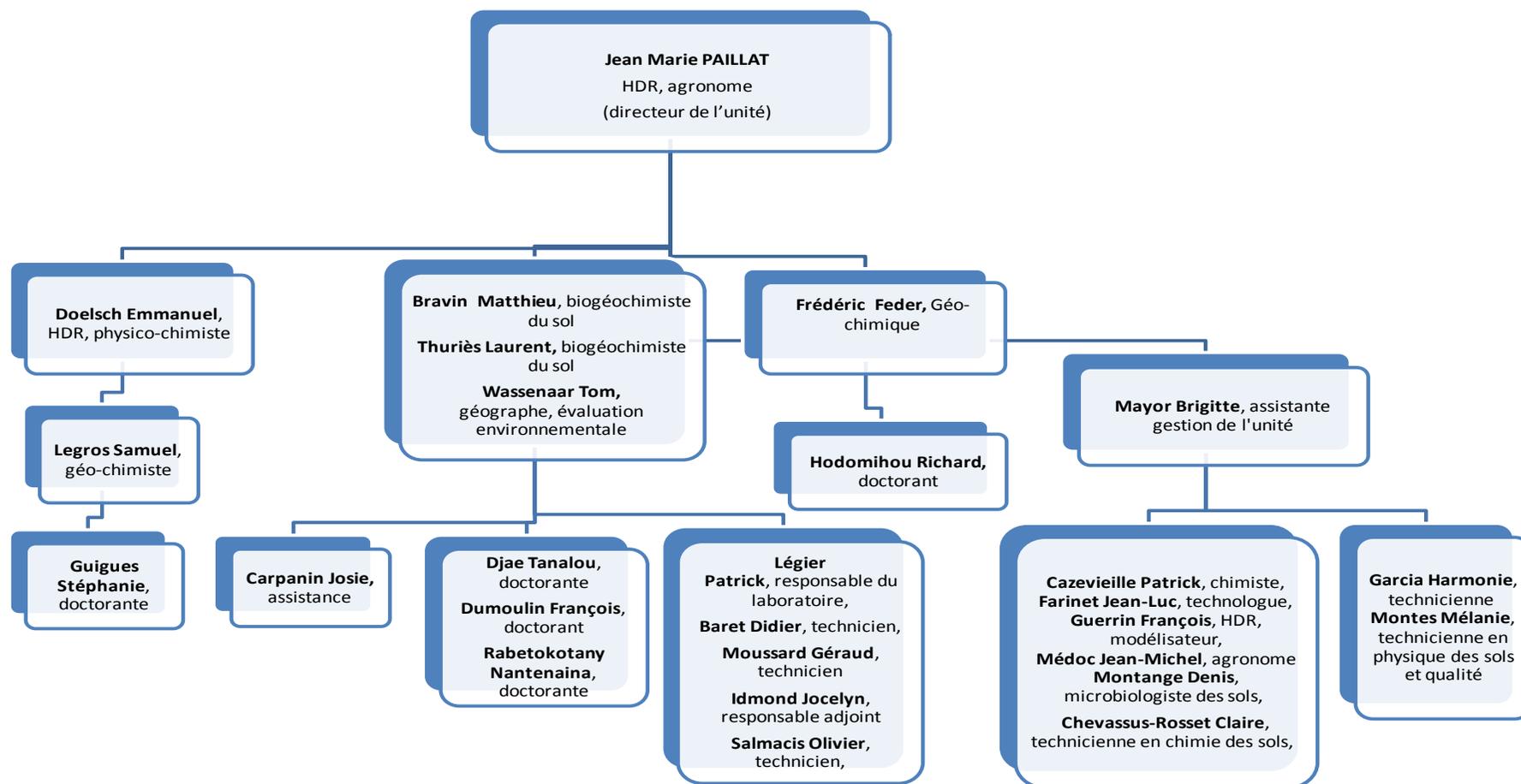
- Protection des plantes
- Risque environnemental, agriculture et gestion intégrée des ressources
- Qualité des productions agricoles et des produits alimentaires

Le Cirad est composé de plusieurs unités de recherche. L'unité de recherche "Recyclage et risque" en fait partie. L'unité rassemble 29 agents, dont 12 cadres scientifiques. Ils sont principalement basés à Montpellier et à la Réunion (annexe). L'unité "Recyclage et risque" cherche à proposer des solutions à impact environnemental contrôlé pour valoriser l'ensemble de ces déchets organiques. L'unité propose à travers 4 thèmes de recherche, des solutions pour recycler les matières organiques et les déchets (effluents d'élevage, bio-solides issus du traitement des eaux usées, effluents de l'agro-industrie, déchets verts et ordures ménagères) par des pratiques agricoles à risques agro-environnementaux contrôlés:

- Thème 1 : La représentation et la simulation de la gestion des PRO dans les territoires
- Thème 2 : La qualification des transformations des PRO de leur production à leur utilisation
- Thème 3 : Les interactions entre PRO, eau, sols et plantes
- Thème 4 : L'évaluation de l'impact environnemental du recyclage

L'organigramme de l'unité Recyclage et risque est présenté en annexe 9.

**Annexe 9 :** Organigramme de l'unité de recherche " Recyclage et risque ", 2013.



# Table des sigles

---

Agreste : La Statistique, l'Evaluation et la Prospection Agricole

CA : Chambre d'Agriculture

CFV : Compost de Fiente de Volaille

Cirad : Centre de coopération International en Recherche Agronomique pour le Développement

CLP : Compost de Lisier de Porc

DAAF : Direction de l'Alimentation, de l'Agriculture de la Forêt de la Réunion

DEAL : Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du logement

ETM : Eléments traces métalliques

GIROVAR : Gestion Intégrée des Résidus Organique par la Valorisation Agronomique

INSEE : Institut National de la Statistique et de Etudes Economiques

MVAD : Mission de Valorisation Agricole des Déchets

NPK : Engrais Minéral

OW : Organic Waste

PILMO : Pilotage des Apports Organiques et Impacts Environnementaux.

PRO : Produits résiduaire organiques

RLM : Régressions Linéaires Multiples

TM : Trace metals