

## TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS.....	iv
LISTE DES TABLEAUX.....	x
LISTE DES FIGURES.....	xi
RÉSUMÉ GÉNÉRAL DU MÉMOIRE.....	xii
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1. L'AMAZONIE COLONISÉE.....	1
2. L'AGRICULTURE FAMILIALE EN AMAZONIE.....	2
3. LA CULTURE SUR BRÛLIS.....	3
3.1 Impacts de la culture sur brûlis.....	4
3.2. Rôle de la culture sur brûlis dans la contamination au mercure.....	5
4. LES ALTERNATIVES À LA CULTURE SUR BRÛLIS.....	7
5. LA TRITURATION DE LA VÉGÉTATION ÉPIGÉE DES JACHÈRES.....	8
6. APPROCHE ET MÉTHODES DE L'ÉTUDE.....	9
6.1. Un projet en collaboration avec EMBRAPA.....	9
6.2. La région brésilienne, amazonie orientale.....	10
6.3. Hypothèses et objectifs de recherche.....	11
6.4. Méthodes de collecte et d'analyses des échantillons.....	13
RÉFÉRENCES.....	14
CHAPITRE I: Propriétés physico-chimiques du sol sous différents usages en Amazonie brésilienne : étude comparée du brûlis et de la trituration des jachères.....	24
RÉSUMÉ.....	24
1. INTRODUCTION.....	25
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	26
2.1 Caractérisation de la zone d'étude.....	26
2.2 Caractérisation des usages du sol.....	27
2.3 Méthode d'échantillonnage.....	28
2.4 Analyses de laboratoire.....	29

2.5 Analyses statistiques .....	30
3. RÉSULTATS .....	30
3.1 Propriétés physiques .....	30
3.2 Matière organique .....	31
3.3 pH, cations échangeables et phosphore .....	32
4. DISCUSSION .....	33
4.1. Propriétés physiques.....	33
4.2. Matière organique .....	35
4.3. Cations échangeables .....	37
4.4. Phosphore .....	39
5. CONCLUSION.....	40
RÉFÉRENCES .....	43
CHAPITRE II: Impacts des usages sur les teneurs en mercure de sols amazoniens de colonisation ancienne.....	59
RÉSUMÉ.....	59
1-INTRODUCTION .....	60
2- MATÉRIEL ET MÉTHODES .....	62
3- RÉSULTATS .....	63
3.1. Distribution du mercure en surface.....	63
3.2. Distribution du mercure dans les horizons profonds .....	64
3.3. Distribution du mercure le long des profils de sol .....	64
4- DISCUSSION .....	65
4.1. Très faibles teneurs de Hg dans les sols de colonisation ancienne .....	65
4.2. Meilleure rétention du Hg dans la forêt secondaire.....	67
4.3. Pertes de mercure dans les cultures et les pâturages.....	68
4.4. Comportement du mercure le long des profils de sol .....	69
5- CONCLUSION .....	69
RÉFÉRENCES .....	71
CONCLUSION GÉNÉRALE .....	82
1. SYNTHÈSE DES RÉSULTATS DE L'ÉTUDE.....	82
2. LIMITES DE L'ÉTUDE ET OUVERTURE À DE FUTURES RECHERCHES .....	83

3. PERSPECTIVES.....	84
3.1 Le potentiel écologique de la trituration des jachères.....	84
3.2. La viabilité socio-économique de la trituration des jachères.....	85
RÉFÉRENCES.....	87
APPENDICE A : VARIABILITÉ ENTRE LES ÉCHANTILLONS.....	88
APPENDICE B : RÉSULTATS DES TESTS DE WILCOXON ET TUKEY.....	89

## LISTE DES TABLEAUX

### INTRODUCTION

Tableau 1 : Méthodes d'analyses des sols en laboratoire	23
---	----

### CHAPITRE 2

Tableau 1a : Densité apparente, capacité de rétention, humidité au champ, matière organique et phosphore des cinq usages du sol aux trois horizons.	78
---	----

Tableau 1b : Concentrations en cations échangeables et pH des cinq usages du sol, aux trois horizons.	79
---	----

Tableau 2 : Concentrations de $Hg_{tot}$ en $ng.g^{-1}$ et en $ng.cm^{-3}$ et normalisation des valeurs par rapport aux teneurs en argile et en matière organique du sol.	80
---	----

Tableau 3 : Facteurs d'enrichissement en mercure entre les différents horizons, pour chaque usage.	81
--	----

Tableau 4 : Coefficients de corrélation (Spearman) entre les concentrations en $Hg_{tot}$ et les paramètres physico-chimiques des différents usages du sol, en fonction des horizons.	82
---	----

## LISTE DES FIGURES

### INTRODUCTION

Figure 1 : Historique de l'usage des parcelles 22

### CHAPITRE 1

Figure 1 : Carte du Nord-Est de l'État du Pará, Brésil 52

Figure 2 : Texture du sol des différentes parcelles 53

Figure 3 : Profils des variables physiques (densité apparente, capacité de rétention et humidité au champ) des différents usages du sol 54

Figure 4 : Profils des teneurs des variables associées à la matière organique des différents usages du sol 55

Figure 5 : Profils des concentrations en cations majeurs disponibles et du pH des différents usages du sol 56

Figure 6 : Profils des concentrations en cations mineurs disponibles Al, Fe et Mn des différents usages du sol 57

Figure 7 : Profils des concentrations en phosphore total ( $P_{tot}$ ), phosphore inorganique ( $P_i$ ) et phosphore organique ( $P_o$ ) des différents usages du sol 58

## RÉSUMÉ GÉNÉRAL DU MÉMOIRE

L'utilisation du brûlis comme méthode de déboisement est prédominante en Amazonie, bien que ses impacts sévères sur la qualité des sols soient reconnus depuis longtemps. Des études plus récentes ont également montré le lien entre les activités de coupe et brûlis des forêts primaires et la contamination mercurielle des écosystèmes aquatiques. L'objectif de ce mémoire est d'évaluer l'effet de la trituration des jachères, une méthode de défrichement alternative sans usage du feu, sur les propriétés physico-chimiques du sol d'abord, puis sur la rétention du mercure, comparativement au défrichement traditionnel par le brûlis, et ce sur des sols longtemps exploités. Nous avons travaillé à partir du dispositif expérimental de l'EMBRAPA comprenant : 1) une séquence de culture alternative (CT) combinant l'amélioration de la jachère par des légumineuses et l'usage de la trituration, 2) une séquence de culture traditionnelle (CB) établie sur une jachère naturelle brûlée, 3) un pâturage établi sur une jachère naturelle triturée (PT), 4) un pâturage établi sur une jachère naturelle brûlée (PB), 5) une jachère forestière de 40 ans (J), utilisée comme témoin. Les variables physico-chimiques du sol ont été mesurées, auxquelles se sont ajoutées les concentrations en  $Hg_{tot}$ . Les parcelles ont été échantillonnées sur trois horizons (0-5cm, 20-25 cm et 50-55 cm), les teneurs en mercure normalisées par rapport à la densité, à la teneur en argile et à la matière organique du sol; et les facteurs d'enrichissement en Hg entre les horizons calculés. Concernant les propriétés physico-chimiques du sol, l'amélioration de la jachère combinée à sa trituration dans la parcelle cultivée CT a permis la conservation d'une bonne structure du sol sans toutefois permettre une augmentation significative de l'humidité du sol en saison sèche. L'effet positif de la technique sur les propriétés chimiques du sol dans CT est manifeste. Dans les pâturages en revanche, l'emploi de la technique de la trituration sur jachère naturelle plutôt que sur jachère plantée avec des légumineuses semble avoir été moins efficace sur ces variables physico-chimiques. Quant au mercure, nous avons mesurés de très faibles teneurs dans les sols étudiés (de  $24.83 \pm 13.90$  à  $49.48 \pm 30.05$   $ng.g^{-1}$  dans l'horizon 0-5 cm), et nous n'avons pu mettre en évidence d'effet bénéfique de la méthode de la trituration sur la rétention du mercure dans les cultures et les pâturages. Le long historique d'utilisation de ces sols et les épisodes de brûlis antérieurs avaient probablement déjà entamé la fraction la plus labile du réservoir de mercure du sol, masquant les effets bénéfiques potentiels de la pratique de la trituration. Il se pourrait également que certains processus liés à la présence du paillis organique puissent faciliter les pertes de ce métal par le système (compétition cationique et dislocation, mobilisation par la matière organique dissoute).

**Mots clés** : agriculture familiale, Amazonie, culture sur brûlis, trituration, mercure, sol.

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### 1. l'Amazonie colonisée

« L'Amazonie accumule tous les superlatifs en terme d'immensité de la surface forestière, d'importance du réseau hydrologique, d'exubérance de la végétation, de la quantité d'espèces, de richesses dont regorge le sous-sol » (Hostiou, 2003). Le bassin amazonien s'étend sur environ 7,5 millions de km<sup>2</sup> dont près de 60 % sont détenus par le Brésil (Thales *et al.*, 2003; Hostiou, 2003). L'Amazonie brésilienne représente, à elle seule, un tiers des dernières forêts tropicales de la planète. Mais depuis les années 1960, l'État brésilien a surtout perçu l'Amazonie et son développement économique comme une solution à divers problèmes nationaux d'ordre économique et social (Hall, 1989) tels que le règlement de la dette nationale, la création d'emploi pour une main d'œuvre souvent peu spécialisée, l'allègement des problèmes de surpopulation et de tensions sociales de certains États brésiliens (Fearnside, 1990; Giroux et Soumis, 2000). Le Brésil a donc mis en place un vaste Programme d'Intégration Nationale, qui s'est traduit par une dynamique sans précédent d'occupation territoriale et d'exploitation des ressources en Amazonie. Les choix politiques d'aménagement du territoire mais aussi la demande accrue en terres agricoles, les besoins du commerce international du bois, et l'exploitation minière ont ainsi causé le déboisement intensif de l'Amazonie brésilienne. En Amazonie brésilienne, les surfaces défrichées sont passées de 152 000 km<sup>2</sup> en 1976 à 648 000 km<sup>2</sup> en 2003, soit 16,2 % du territoire amazonien brésilien (INPE, 2003). La réduction de la diversité biologique, la dégradation à grande échelle des sols, les modifications des régimes hydrologiques, mais aussi la destruction des cultures indigènes, ne sont que quelques uns des impacts directs de la déforestation amazonienne (Grainger, 1993).

## 2. L'agriculture familiale en Amazonie

La colonisation de l'Amazonie s'est faite par la construction d'axes routiers reliant le nord du pays en direction du centre économique et politique localisé au sud. La dynamique des fronts pionniers a suivi le tracé des routes. Les zones d'implantation des cultures étaient définies en fonction de l'aptitude des sols, du climat, des possibilités de commercialisation, du niveau technologique des cultures, de l'expérience agricole des migrants (Hostiou, 2003).

D'une manière générale, on distingue deux grands groupes d'acteurs sur les fronts pionniers d'Amazonie brésilienne : l'agriculture d'entreprise ou *latifúndio* et l'agriculture familiale. Les *latifúndios*, systèmes agricoles datant du XVI<sup>e</sup> siècle et hérités de la colonisation portugaise, se caractérisent par la possession d'immenses surfaces allant jusqu'à plusieurs milliers d'hectares, cultivées ou destinées au bétail. L'agriculture familiale ou de subsistance regroupe, quant à elle, les petites propriétés agricoles de quelques dizaines d'hectares. Outre l'aspect foncier, ces deux grands groupes se distinguent par le capital investi, l'accès au crédit, l'équipement, et le type de main-d'oeuvre : quasi exclusivement salariale pour l'un et à dominante familiale pour l'autre (Thales *et al.*, 2003). Toutefois, l'agriculture familiale prend aujourd'hui de plus en plus d'importance dans l'économie brésilienne. Selon une étude de la FIPE (Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas) réalisée en 2003, l'agriculture familiale est maintenant responsable de 10.1% du PIB national (MDA, 2004). Disposant de 30 % seulement des terres agricoles, elle est responsable de 38% de la production agroalimentaire nationale, en particulier, 84% de la production de farine de manioc, 67% de haricot rouge, 58% de viande et 52% de lait. Elle est représentée par 4,1 millions de petites propriétés qui emploient 77% de la population rurale brésilienne (MDA, 2004; Farella, 2005).

L'agriculture familiale en Amazonie associe productions végétales, petits élevages et élevage bovin. Les cultures annuelles (riz, manioc, maïs, fèves) sont généralement destinées à la subsistance des familles. L'agriculture familiale s'oriente aussi parfois vers les cultures de rente (café, poivre et cacao), la culture de fruits (cupuaçu, açaí, muruci, etc.), et le maraîchage (Hostiou, 2003). Les petits élevages, comme les volailles et les cochons participent à la subsistance de la famille, comme source de protéines. Quant à l'élevage bovin, il occupe une



place de plus en plus importante. Au contraire des cultures, celui-ci requiert une force de travail relativement faible. Le prix du bovin est également moins soumis aux fluctuations inter et intra-annuelles que les prix des productions végétales. La relative facilité à vendre le boeuf en fait une réserve d'argent aisément mobilisable à tout moment de l'année (Bonaudo, 2005). Le résultat est qu'après un demi-siècle de colonisation, environ 80 % de l'espace colonisé, soit 12 % de l'Amazonie serait transformé en pâturages (INPE, 1998 dans Thales *et al.*, 2003).

Selon Brookfield et Padoch (1994), l'agriculture itinérante (*shifting cultivation* en anglais) n'est pas un système mais « des centaines ou des milliers de systèmes ». Cette diversité prend toute sa mesure dans la disparité des trajectoires de vie des colons qui le peuplent : diversité des origines géographiques, des conditions socioéconomiques à l'arrivée sur le front, des ressources (qualité des sols, quantité d'eau), des motivations migratoires, des expériences antérieures, des projets familiaux et professionnels récents et actuels, des ambitions, etc. (Farella, 2005). Les multiples combinaisons, qui peuvent être observées entre les cultures et l'élevage, résultent de stratégies d'adaptation variées (de Sartre, 2003; Bonaudo, 2005). Même au sein d'une seule région micro-climatique, présentant les mêmes types de cultures et les mêmes techniques, les pratiques peuvent différer par les séquences et les associations de cultures, la durée des rotations, la gestion des jachères, l'intensité et la date du brûlis, le pourcentage et le type d'arbres laissés en place (Ickowitz, 2006).

### 3. La culture sur brûlis

La culture itinérante a d'abord été est un mode d'exploitation traditionnel pratiqué depuis plusieurs siècles en Amazonie, par les Autochtones, puis par les Caboclos<sup>1</sup> (Giroux et Soumis, 2000). L'abondance des terres et la faible densité de population permettaient alors la pratique d'un système agricole bien adapté aux sols pauvres et acides d'Amazonie (Kleinman *et al.*, 1995). Cette technique de culture, aussi appelée « *slash-and-burn agriculture* » ou culture sur brûlis, alterne une phase courte de culture sur une terre au préalable défrichée et

---

<sup>1</sup>Caboclo est le nom donné au Brésil pour désigner les métis de Blancs (Européens) et d'Amérindiens.

brûlée avec une longue période de jachère. Elle se fait en plusieurs étapes : la sélection du site, le défrichage de la forêt par coupe et brûlis, la culture, puis l'abandon en jachère (Jordan, 1989). Le brûlis même ou «*slash-and-burn*» consiste à couper la végétation au début de la saison sèche, à la faire sécher pendant plusieurs semaines ou mois, puis à la brûler avant de planter les cultures ou les pâturages. (Ewel *et al.*, 1981; Jordan, 1989; Giardina *et al.*, 2000).

Depuis quelques décennies, cette pratique a été reprise par les colons nouvellement installés en Amazonie. Bien que les méthodes des colons semblent comparables à celles pratiquées traditionnellement, elles comportent de profondes différences qui les rendent d'autant plus dommageables. Peu durables, ces méthodes contribuent fortement à la dégradation des sols fragiles amazoniens et à la déforestation (Giroux et Soumis, 2000). D'abord, de par leur nombre, les colons ont imposé une pression anthropique beaucoup plus forte que les autochtones ou les caboclos sur la forêt et ses sols. La population d'Amazonie brésilienne a explosé passant d'environ deux millions de personnes en 1960 à plus de treize millions en 2007 (FIBGE 1960 et 2007). Ensuite, bien des producteurs préconisent le défrichage de nouvelles parcelles de forêt mature, lorsque disponibles, plutôt que la réhabilitation des sols déjà exploités en complétant de manière adéquate le cycle de jachère (Fearnside, 1990). Les colons ont ainsi réduit de quatre à cinq fois la période de jachère par rapport aux autochtones (3 à 5 ans contre 15 à 20 ans environ), ne laissant pas aux terres le temps nécessaire pour retrouver leur fertilité (Juo et Manu, 1996; Scatena *et al.*, 1996). Or une jachère suffisamment longue est un élément-clé de la restauration de la fertilité des sols et par conséquent de la durabilité de ce mode d'exploitation agricole (Homma *et al.*, 1993).

### 3.1 Impacts de la culture sur brûlis

Si le brûlis est très utilisé par les petits agriculteurs, c'est parce qu'il permet une forte et rapide augmentation de la fertilité par un apport brusque de nutriments (K, Ca, Mg, N, P, etc.) contenus dans les cendres, réduit les rejets des souches qui entrent en compétition avec les cultures, favorise l'ensemencement, détruit les mauvaises herbes et diminue le risque de

parasites et de maladies, et enfin est un moyen simple et économique de défricher les terres (Ketteringsa *et al.*, 1999; Kato *et al.*, 1999, Homma *et al.*, 1993; Simorangkir, 2007). Toutefois, de nombreuses études ont montré que le défrichement par brûlis est loin d'être une pratique durable qui préserverait ou améliorerait la qualité environnementale à long terme (Brady, 1996; Moran, 1993; Hölsher *et al.*, 1997). En plus de menacer la biodiversité par la perte des habitats forestiers (Phillips, 1997; Silver *et al.*, 1996; Fearnside, 1999), le brûlis, en tant que technique de défrichement par le feu, est grandement responsable de la dégradation à grande échelle des sols en Amazonie. Un phénomène accentué par la pression démographique et les jachères de plus en plus courtes qui en résultent (Coomes, Grimard et Burt, 2000). La combustion de la matière végétale représente la première cause de l'épuisement des sols puisqu'elle entraîne la volatilisation des éléments nutritifs en proportions considérables : 96 % de N, 78% de S, 45 à 70 % de K, Ca et Mg et jusqu'à 63 % de P, ce dernier élément étant considéré comme limitant dans les sols amazoniens (Sommer *et al.*, 2000; Mackensen *et al.*, 1996). La disparition de la couverture végétale accélère l'érosion de sols déjà lessivés depuis des millions d'années (Gerold, 1994). Mais aussi, selon Brady (1996), la biomasse brûlée compte pour environ la moitié des sources anthropiques de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (Crutzen et Andreae, 1990). Les feux accidentels constituent également un réel danger tant pour les vies humaines que pour les cultures (Kato, *et al.*, 1999), sans compter que les fumées causent de fréquents problèmes respiratoires aux populations environnantes (de Medonca *et al.*, 2004).

### 3.2. Rôle de la culture sur brûlis dans la contamination au mercure

De récentes études menées dans le cadre du projet CARUSO<sup>2</sup> dans la région du Tapajós, ont mis en évidence le rôle du brûlis dans la contamination en mercure du milieu amazonien (Farella, 2005; Roulet *et al.*, 1998b; Roulet *et al.*, 1999). Le mercure, méthylié par activité bactérienne dans les écosystèmes aquatiques, devient assimilable par les organismes vivants et contamine, par bioaccumulation, toute la chaîne trophique jusqu'aux humains. (Artaxo *et*

---

<sup>2</sup> Le projet CARUSO est un projet transdisciplinaire brésilien-canadien basé sur une approche écosystémique de la santé humaine en Amazonie brésilienne, qui a vu le jour en 1994.

*al.*, 2000; Brabo *et al.*, 2003; da Silva *et al.*, 2005; Guimarães *et al.*, 2000; Roulet *et al.*, 1998a; Roulet *et al.*, 1999; Roulet *et al.*, 1998b). Les populations riveraines, dont le régime alimentaire est presque exclusivement basé sur les protéines du poisson, sont suffisamment exposées au mercure pour en subir les effets neurotoxiques : altérations du système nerveux, réduction du champ visuel, troubles moteurs, des effets sur les fonctions reproductrices et sur le fœtus, etc. (Amorim *et al.*, 2000; Canuel *et al.*, 2006; Dolbec *et al.*, 2001; Dolbec *et al.*, 2000; Haçon *et al.*, 1997; Lebel *et al.*, 1998; Lebel *et al.*, 1997).

Cette contamination a d'abord été imputée aux activités d'orpaillage qui rejettent du mercure tant dans l'atmosphère que dans les eaux en amont de la région du Tapajós (Akagi, *et al.*, 1995). Cependant, des mesures de fortes concentrations de mercure dans les sols amazoniens et dans les cours d'eau de régions préservées des activités aurifères, ainsi que l'étude de l'historique d'accumulation du Hg dans les sédiments soulèverent l'importance du rôle que les sols pouvaient jouer dans le cycle amazonien du mercure. Selon Roulet *et al.*, (1999), l'usage du brûlis comme technique de déforestation provoque un déséquilibre majeur dans le cycle naturel du Hg. D'une part, la combustion de la matière végétale libère de grandes quantités de mercure dans l'atmosphère (Wasserman, Haçon et Wasserman, 2003). Celui-ci retombe ensuite, aussi bien sur les sols que dans les cours d'eau. D'autre part, l'érosion des sols défrichés libérerait, quant à elle, plus de 30 000  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$  de Hg, la majeure partie allant contaminer directement les écosystèmes aquatiques sous forme particulaire (Roulet *et al.*, 1998a).

Par ailleurs, l'étude de Farella (2005) a mis en évidence le rôle crucial de la combustion du couvert végétal comme facteur principal de la contamination en mercure des cours d'eau. Les sols amazoniens constituent, en effet, d'importants réservoirs naturels de mercure métallique accumulé naturellement au cours de millions d'années (Roulet, *et al.*, 1998a; Roulet, *et al.*, 1998b; Lechler *et al.*, 2000; Roulet *et al.*, 2001). La matière végétale brûlée libère une grande quantité d'éléments nutritifs. Si la plupart est directement volatilisée dans l'atmosphère (Sommer *et al.*, 2000), la partie restante enrichit rapidement le sol en bases cationiques. Or les sols amazoniens, naturellement acides, sont caractérisés par un faible pouvoir adsorbant. Les cations basiques vont alors entrer en compétition avec le mercure métallique déjà présent

dans le sol pour l'occupation des sites cationiques et provoquer la remobilisation des atomes du mercure. Ceux-ci seront ensuite lessivés vers les écosystèmes aquatiques (Farella, 1998; Farella *et al.*, 2006).

#### 4. Les alternatives à la culture sur brûlis

Le brûlis n'étant pas une pratique agricole viable à long terme, il est impératif de mettre au point des stratégies pour en réduire les impacts. Ces stratégies auront pour objectifs : 1) de limiter l'érosion liée au brûlis afin de freiner le lessivage des nutriments et la contamination mercurielle des cours d'eau, 2) de réduire les aires dédiées au brûlis et préserver le couvert forestier en place. Pour cela, il est important de prendre en considération la rentabilité économique pour les agriculteurs et donc de trouver des moyens d'intensifier l'agriculture sur les aires déjà déboisées; et 3) de mettre au point des techniques de déboisement alternatives, sans usage du feu (Farella, 2005).

Lors de l'étude de Farella (2005), les agriculteurs de la région du Tapajós ont proposé plusieurs pistes de solutions pour réduire l'érosion liée au brûlis comme : 1) maintenir une barrière végétale sur les berges des rivières, 2) laisser un couvert végétal sur le sol et 3) privilégier la culture sur plateau plutôt que sur les pentes.

Parmi les stratégies d'intensification de l'agriculture, on peut citer : 1) la fertilisation des jachères qui favoriserait une plus grande accumulation de biomasse végétale, donc un stock de nutriments plus important en moins de temps (Sommer *et al.*, 2004). 2) L'enrichissement des jachères se traduit par une valorisation économique de la jachère avec l'introduction d'arbres fruitiers, de bois d'oeuvre, ou encore d'espèces fixatrices d'azote à croissance rapide (Denich *et al.*, 2004; Tian *et al.*, 2001), 3) un système de rotation des cultures adapté à l'évolution de la fertilité des sols (Denich *et al.*, 2001), 4) l'intégration de diverses cultures à moyen et long terme selon des schémas variés d'occupation spatio-temporelle (modèles agroforestiers, arbres fruitiers, légumineuses, etc.) (Farella, 2005), 5) la promotion des activités utilisant les ressources naturelles sans nécessiter la conversion du couvert forestier, tel l'extractivisme qui se base sur tous les produits forestiers non ligneux pour la

consommation humaine ou animale, l'utilisation des produits de la pharmacopée traditionnelle, l'industrie du latex ou des cosmétiques, (Farella, 2005) , 6) la réduction des cultures sur les sols sablo-argileux moins fertiles et requérant ainsi de plus grandes aires de culture (Farella, 2005), 7) la promotion de la culture du manioc plutôt que celle du riz, plus exigeant (Denich *et al.*, 2001).

##### 5. La trituration de la végétation épigée des jachères

On ne peut cependant empêcher la nécessité pour les agriculteurs de déboiser de nouvelles terres ou de défricher des jachères forestières. De récentes études menées dans le cadre du programme de recherches germano-brésilien SHIFT-Tipitamba proposent alors une alternative au brûlis par un défrichement sans feu : la trituration des jachères (Kato *et al.*, 1999; Denich *et al.*, 2001). Le principe de la trituration des jachères est, en supprimant l'usage du feu, de permettre le recyclage de la quasi-totalité de la biomasse végétale initialement présente. Celle-ci est coupée puis triturée au moyen d'un tracteur spécialement conçu à cet effet (Vielhauer *et al.*, 2000). Les résidus végétaux sont uniformément répartis sur le sol au cours du processus, sous forme d'un paillis organique qui se décompose progressivement, le matériel organique servant de substrat riche en carbone pour les microorganismes décomposeurs (Denich, *et al.*, 2005). L'efficacité de la méthode de la trituration dépend du diamètre, de la hauteur, de la densité du bois et de la biomasse prédominante. Elle ne peut s'appliquer qu'aux forêts secondaires, moins denses et avec des diamètres de tronc moins importants que les forêts primaires. D'ailleurs, dans la région bragantine où s'est déroulée cette étude, 75 % des terres sont recouvertes de forêts secondaires ou jachères. Cette technique aurait les avantages suivants: (1) de quasiment doubler le temps de culture grâce à la décomposition lente et complète du paillis organique (Vielhauer *et al.*, 2000) et en évitant la volatilisation massive de nutriments par le feu (Sommer *et al.*, 2004; Mackensen *et al.*, 1996), (2) de limiter l'érosion grâce au paillis qui protège le sol (Khatibu *et al.*, 1984; Bhatt *et al.*, 2006), (3) de retarder l'apparition de stress hydrique au cours de la saison sèche (Gicheru, 1994; Ramakrishna *et al.*, 2006; Sharma *et al.*, 1990), (4) de préserver la biodiversité dans le sol (Rousseau *et al.*, 2008), (5) de limiter



la repousse des mauvaises herbes (Denich, *et al.*, 2004), (6) et d'éviter les feux accidentels fréquents et parfois catastrophiques (de Mendonca *et al.*, 2004).

Toutefois cette technique, proposée par EMBRAPA (*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária*), a vu le jour il y a une dizaine d'années à peine au Brésil. Les impacts de cette technique de défrichage, combinée à d'autres méthodes de conservation de la fertilité des sols telles que l'amélioration des jachères par des légumineuses ont été peu étudiés (Barrios et Cobo, 2004; Denich *et al.*, 2001; Vielhauer *et al.*, 2004). Il est, par conséquent, nécessaire d'approfondir les connaissances relatives à la réponse de des écosystèmes amazoniens à la trituration (Denich, *et al.*, 2005; Denich *et al.*, 2004; Sommer *et al.*, 2004; Kato *et al.*, 1999), notamment au niveau des propriétés physico-chimiques associées à la fertilité du sol. Par ailleurs, dans le contexte amazonien où la contamination au mercure est un problème majeur, aucune étude évaluant les effets de la trituration sur le mercure du sol n'a été réalisée à ce jour.

## 6. Approche et méthodes de l'étude

### 6.1. Un projet en collaboration avec EMBRAPA

Ce projet de maîtrise a été réalisé en collaboration avec l'EMBRAPA (*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária*) Amazônia Oriental, une entreprise fédérale brésilienne de recherche en agronomie. Depuis une dizaine d'années, EMBRAPA a mis sur pied le programme de recherche SHIFT-Tipitamba qui vise le développement de méthodes de gestion culturale sans feu. Cet organisme participe également au projet international Milênio LBA 2 (Large-scale Biosphere-atmosphere experiment in Amazonia) : «Intégration des perspectives environnementales, de gestion des sols et des dynamiques sociales en Amazonie : les relations homme-environnement et le défi de la durabilité». Ce projet est constitué de plusieurs sous-projets divisés à leur tour en plusieurs volets. Dans le cadre du sous-projet «indicateurs de la durabilité environnementale», ma participation s'est faite au niveau du volet « Évaluation des indicateurs de la macrofaune du sol, en relation avec la durabilité des systèmes d'agriculture traditionnelle et sans feu en Amazonie ». Cette étude participe ainsi à l'élaboration d'un indice de santé du sol intégrant des variables physiques, chimiques et

biologiques, ainsi que le mercure. La caractérisation de la qualité des sols étant jusqu'à maintenant réalisée selon diverses approches disciplinaires, cet indice intégré permettra d'avoir une image plus globale des impacts de l'usage des sols dans les sites étudiés.

## 6.2. La région bragantine, amazonie orientale

L'étude a été réalisée dans la municipalité d'Igarapé-Açú (0°55'- 1°20'S, 47°20'- 47°50'W), à environ 200 km à l'Est de Belém, dans la région bragantine, en Amazonie brésilienne orientale. La région bragantine recouvre 23 000 km<sup>2</sup>, soit 2 % de la surface du Pará. Elle représente toutefois plus de 20 % de la production agricole de l'État. Près de 98 % des fermes de la région sont de type familial, avec une superficie de moins de 100 ha, la moyenne étant de 14 ha. Généralement, le tiers est cultivé tandis que les deux autres tiers sont en jachère ou en forêt secondaire. La période de culture (maïs, riz, haricot, manioc) s'étend sur un an ou deux, en rotation avec des jachères de 3 à 7 ans, de 4 ans le plus souvent (Denich *et al.*, 2005). C'est une région d'agriculture extensive depuis un siècle et presque entièrement anthropisée aujourd'hui. Un siècle plus tôt, la région bragantine a commencé à être colonisée de façon systématique: un chemin de fer, et plus tard des routes ont été construites sur les bords desquelles, des lots de terre de 25 ha chacun ont été attribués au colons. Au cours de ce processus, les étapes initiales de changement d'utilisation des terres ont été mises en place. La culture itinérante avec jachères forestières (*forest fallow*) s'orienta vers des jachères à buisson (*bush fallow*), avec un raccourcissement continu des temps passés en jachère comme conséquence directe de la pression démographique. En 1999, la densité de la population atteignait 41 habitant/km<sup>2</sup> dans la municipalité d'Igarapé-Açú, ce qui représente environ 10 fois la moyenne de l'État du Pará (IBGE 2000).



### 6.3. Hypothèses et objectifs de recherche

#### Chapitre 1 :

Afin de répondre à la nécessité d'intensifier l'usage des terres en Amazonie brésilienne et d'augmenter la productivité des sols agricoles, l'EMBRAPA a proposé deux axes de développement technologique. Le premier est l'enrichissement des jachères par des légumineuses à croissance rapide, censée compenser la courte durée de la jachère par une rapide accumulation de biomasse végétale (Denich *et al.*, 2004). Le second est le défrichage sans feu avec établissement d'un paillis organique, censé contribuer à la préservation de la qualité du sol (Sommer *et al.*, 2004; Vielhauer *et al.*, 2000). La présente étude s'inscrit dans les travaux menés par l'EMBRAPA et vise à montrer le potentiel positif de ces pratiques culturales alternatives pour la conservation de la qualité du sol. Dans cette étude, la méthode de la trituration a été appliquée dans une parcelle cultivée et dans un pâturage. Toutefois, la parcelle cultivée a été précédée d'une jachère améliorée par des légumineuses tandis que l'établissement du pâturage a été précédé d'une jachère naturelle (figure 1).

#### Notre hypothèse de départ :

- L'établissement d'une jachère améliorée par des légumineuses puis sa trituration mécanique et la présence d'un paillis organique associé dans la parcelle cultivée permettraient le maintien d'une faible densité apparente du sol, une meilleure rétention de l'humidité du sol, l'accumulation de matière organique, et une augmentation du stock de nutriments du sol, comparativement à la parcelle cultivée sur brûlis.
- La présence du paillis organique associé à la trituration de la jachère naturelle dans le pâturage devrait permettre une meilleure conservation des propriétés physico-chimiques du sol, comparativement au pâturage établi sur brûlis.

Nos objectifs :

- Caractériser les propriétés physico-chimiques le long du profil de sol (sur trois horizons : 0-5 cm, 20-25 cm et 50-55 cm), en fonction des différents usages : cultures et pâturages établis sur brûlis ou sur trituration, et jachère naturelle de 40 ans.
- Comparer les impacts sur les propriétés physico-chimiques du sol de la méthode de déboisement alternative avec le déboisement traditionnel par le brûlis.

Chapitre 2 :

Cette étude s'inscrit à la suite des travaux menés dans le cadre du projet CARUSO qui ont mis en évidence l'impact du déboisement par le brûlis sur le lessivage du mercure vers les écosystèmes aquatiques dans la région du Rio Tapajós. Ces études ont montré que l'érosion du métal lourd aggravée par le défrichement des terres et la compétition cationique engendrée par l'incorporation des cendres dans les sols (Roulet *et al.*, 1999; Farella *et al.*, 2006; Thèse de doctorat de Farella, 2007; Mémoire de maîtrise de Béliveau, 2007). Cette recherche apporte une perspective nouvelle en étudiant l'impact des activités agricoles sur le mercure du sol, dans un contexte de colonisation plus ancienne. Elle s'attarde notamment sur les effets potentiels de la pratique de la trituration des jachères, méthode développée par EMBRAPA, sur le mercure de sols exploités depuis longtemps.

Nos hypothèses de départ :

- Le long historique d'utilisation de sols de colonisation ancienne a dû entraîner des pertes importantes de mercure du sol, par l'usage répété de brûlis.
- La méthode de la trituration des jachères devrait limiter les pertes du mercure du sol par rapport au déboisement par le brûlis, grâce à un apport plus progressif des cations et à une meilleure protection du sol contre l'érosion et le ruissellement.

Nos objectifs :

- Quantifier les concentrations de mercure dans des sols de colonisation ancienne.
- Évaluer les effets de différents usages du sol sur les concentrations en mercure, notamment les effets du brûlis versus ceux de la trituration sur ces sols longtemps exploités.
- Étudier le comportement du mercure le long du profil de sol, en fonction de ces usages.

#### 6.4. Méthodes de collecte et d'analyses des échantillons

Un total de 175 échantillons ont été prélevés sur les parcelles expérimentales de l'Universidade Federal Rural da Amazônia et sur les pâturages de petits agriculteurs de la communauté Santa-Luzia de la municipalité d'Igarapé-Açú, au cours d'une campagne d'échantillonnage effectuée en octobre 2006. Le tableau 1 présente un résumé synthétique des méthodes d'analyses de sol effectuées dans les laboratoires de EMBRAPA Amazônia Oriental et de l'Universidade Federal Rural da Amazônia. Elles seront décrites plus en détail dans les chapitres principaux. Les résultats des tests statistiques sont présentés en appendice.

## RÉFÉRENCES

- Akagi, H., O. Malm, F. J. P. Branches, Y. Kinjo, Y. Kashima, J. R. D. Guimaraes, R. B. Oliveira, K. Haraguchi, W. C. Pfeiffer, Y. Takizawa et H. Kato. 1995. «Human Exposure to Mercury Due to Goldmining in the Tapajos River Basin, Amazon, Brazil - Speciation of Mercury Human Hair, Blood and Urine». *Water Air and Soil Pollution*. vol. 80, no 1-4, p. 85-94.
- Amorim, A. I. M., D. Mergler, M. O. Bahia, H. Dubeau, D. Miranda, J. Lebel, R. R. Burbano et M. Lucotte. 2000. «Cytogenetic damage related to low levels of methyl mercury contamination in the Brazilian Amazon». *Anais Da Academia Brasileira De Ciencias*. vol. 72, no 4, p. 497-507.
- Artaxo, P., R. Calixto De Campos, E. T. Fernandes, J. V. Martins, Z. Xiao, O. Lindqvist, M. T. Fernandez-Jimenez et W. Maenhaut. 2000. «Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin». *Atmospheric Environment*. vol. 34, no 24, p. 4085-4096.
- Barrios, Edmundo, et Juan Guillermo Cobo. 2004. «Plant growth, biomass production and nutrient accumulation by slash/mulch agroforestry systems in tropical hillsides of Colombia». *Agroforestry Systems*. vol. 60, no 3, p. 255-265.
- Béliveau, Annie. 2007. *Déforestation et agriculture sur brûlis en Amazonie brésilienne: les impacts de la première année de culture sur les sols de fermes familiales de la région du Tapajós*. Mémoire de maîtrise, Montréal: Université du Québec à Montréal, xi, 136 f. p.
- Bhatt, Rajan, et K. L. Khera. 2006. «Effect of tillage and mode of straw mulch application on soil erosion in the submontaneous tract of Punjab, India». *Soil and Tillage Research*. vol. 88, no 1-2, p. 107-115.
- Bonaudo, Thierry. 2005. «La gestion environnementale sur un front pionnier amazonien». Thèse de doctorat, Paris, Département des sciences animales, développement des filières animales, Institut National Agronomique de Paris-Grignon et Centre de développement durable de l'université de Brasilia, 370 p.
- Brabo, E. S., R. S. Angélica, A. P. Silva, K. R. F. Faial, A. F. S. Mascarenhas, E. C. O. Santos, I. M. Jesus et E. C. B. Loureiro. 2003. «Assessment of Mercury Levels in Soils, Waters, Bottom Sediments and Fishes of Acre State in Brazilian Amazon». *Water, Air, & Soil Pollution*. vol. 147, no 1, p. 61-77.
- Brady, N. C. 1996. «Alternatives to slash-and-burn: A global imperative». *Agriculture, Ecosystems & Environment*. vol. 58, no 1, p. 3-11.
- Brookfield, H., et C. Padoch. 1994. «Appreciating agrodiversity: A look at the dynamics and diversity of indigenous farming systems ». *Environment and Development Economics*. vol. 36, no 5, p. 6-11, 36-45.

- Canuel, R., S. B. de Grosbois, L. Atikesse, M. Lucotte, P. Arp, C. Ritchie, D. Mergler, H. M. Chan, M. Amyot et R. Anderson. 2006. «New evidence on variations of human body burden of methylmercury from fish consumption». *Environmental Health Perspectives*. vol. 114, no 2, p. 302-306.
- Cassel, D. K., et D.R. Nielsen. 1986. «Field capacity and available water capacity». In *Methods of soil analysis, 1st part: Physical and mineralogical methods*, série no. 9 2e ed., American society of Agronomy et Soil Science Society of America, p. 901-924. Madison.
- Coomes, O. T., F. Grimard et G. J. Burt. 2000. «Tropical forests and shifting cultivation: secondary forest fallow dynamics among traditional farmers of the Peruvian Amazon». *Ecological Economics*. vol. 32, no 1, p. 109-124.
- Crutzen, P. J., et M. O. Andreae. 1990. «Biomass Burning in the Tropics - Impact on Atmospheric Chemistry and Biogeochemical Cycles». *Science*. vol. 250, no 4988, p. 1669-1678.
- da Silva, D. S., M. Lucotte, M. Roulet, H. Poirier, D. Mergler, E. O. Santos et M. Crossa. 2005. «Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian Amazon». *Water Air and Soil Pollution*. vol. 165, no 1-4, p. 77-94.
- de Mendonca, M. J. C., M. D. V. Diaz, D. Nepstad, R. S. da Motta, A. Alencar, J. C. Gomes et R. A. Ortiz. 2004. «The economic cost of the use of fire in the Amazon». *Ecological Economics*. vol. 49, no 1, p. 89-105.
- de Sartre, Xavier A. 2003. «Family farming in an Amazonian frontier: the sedentarisation in question». *Natures-Sciences Sociétés*. vol. 11, no 158-168.
- Denich, M., K. Vielhauer, Msda Kato, A. Block, O. R. Kato, Tdda Sa, W. Lucke et P. L. G. Vlek. 2004. «Mechanized land preparation in forest-based fallow systems: The experience from Eastern Amazonia». *Agroforestry Systems*. vol. 61, no 1, p. 91-106.
- Denich, M., K. Vielhauer, Tatiana D. de Abreu Sa, W. Lücke et P. L. G. Vlek. 2001. «Alternatives to slash-and burn agriculture: a research approach for the development of a chop-and-mulch system». In *Conference on International Agricultural Research for Development (9-11 october): Deutcher Tropentag*.
- Denich, M., P. L. G. Vlek, T. D. D. Sa, K. Vielhauer et W. G. Lucke. 2005. «A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil». *Agriculture Ecosystems & Environment*. vol. 110, no 1-2, p. 43-58.
- Dolbec, J., D. Mergler, C. J. S. Passos, S. S. de Moraes et J. Lebel. 2000. «Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajos river, Brazilian Amazon». *International Archives of Occupational and Environmental Health*. vol. 73, no 3, p. 195-203.

- Dolbec, J., D. Mergler, F. Larribe, M. Roulet, J. Lebel et M. Lucotte. 2001. «Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an Amazonian population, Brazil». *Science of the Total Environment*. vol. 271, no 1-3, p. 87-97.
- EMBRAPA, Centro National de Pesquisa de Solos. 1997. *Manual de métodos de análise de solo*. Rio de Janeiro, RJ, 212 p.
- Ewel, J. J., C. Berish, B. Brown, N. Price et J. Raich. 1981. «Slash and burn impacts on a Costa Rican wet forest site». *Ecology*. vol. 62, no 3, p. 816-829.
- Farella, N., R. Davidson, M. Lucotte et S. Daigle. 2007. «Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajós region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming». *Agriculture, Ecosystems and Environment*. vol. 120, no 2-4, p. 449-462.
- Farella, N., M. Lucotte, R. Davidson et S. Daigle. 2006. «Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment». *Science of the Total Environment*. vol. 368, no 1, p. 19-29.
- Farella, N. 2005. *Les fermes de la région frontière du Tapajós en Amazonie brésilienne : relations entre les origines familiales, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement*. Thèse de doctorat, Montréal: Université du Québec à Montréal, xiv, 195 f. p.
- Farella, N. 1998. *Impacts du déboisement sur les sols et les sédiments de la région du Rio Tapajós (Amazonie brésilienne) illustrés par des biomarqueurs*. Mémoire de maîtrise, Montréal : Université du Québec à Montréal, xiii, 179 feuillets p.
- Fearnside, P. M. 1990. «The rate and extent of deforestation in Brazilian Amazonia». *Environmental Conservation*. vol. 17, no 3, p. 213-226.
- Fearnside, P. M. 1999. «Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: risks, value and conservation». *Environmental Conservation*. vol. 26, no 4, p. 305-321.
- FIBGE (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), *Censo Demográfico*. Rio de Janeiro. FIBGE, 1960, 2007.
- Gerold, G. 1994. «Pedo-Ecological Changes of Tropical Forest-Soils by Different Land-Use Impacts». *Interciencia*. vol. 19, no 6, p. 297-301.
- Giardina, C. P. , R. Sanford, L. , I. C. Dockersmith et V.. J Jaramillo. 2000. «The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation». *Plant and Soil*. vol. V220, no 1, p. 247-260.
- Gicheru, P. T. 1994. «Effects of residue mulch and tillage on soil moisture conservation». *Soil Technology*. vol. 7, no 3, p. 209-220.

- Giroux, D., et N. Soumis. 2000. «Développement anthropique et conservation de l'environnement en Amazonie brésilienne: description, analyse critique et étude de cas». Note de recherche 2, Montréal, UQAM, 55 p.
- Grainger, A. 1993. Controlling tropical deforestation. London: Earthscan, 310 p.
- Guimarães, J. R. D., M. Roulet, M. Lucotte et D. Mergler. 2000. «Mercury methylation along a lake-forest transect in the Tapajos river floodplain, Brazilian Amazon: Seasonal and vertical variations». *Science of the Total Environment*. vol. 261, no 1-3, p. 91-98.
- Hacon, S., E. R. Rochedo, R. Campos, G. Rosales et L. D. Lacerda. 1997. «Risk assessment of mercury in Alta Floresta. Amazon Basin Brazil». *Water Air and Soil Pollution*. vol. 97, no 1-2, p. 91-105.
- Hall, A. L. 1989. Developing Amazonia deforestation and social conflict in Brazil's Carajás programme. Manchester, Angleterre: Manchester University Press, xxi, 295 p.
- Hölscher, D., B. Ludwig, R. F. Moller et H. Folster. 1997. «Dynamic of soil chemical parameters in shifting agriculture in the Eastern Amazon». *Agriculture, Ecosystems & Environment*. vol. 66, no 2, p. 153-163.
- Homma, A., K.O., R.T. Walker, F.. N. Scatena, A. J. de Conto, R. de Amorim. Carvalho, A. C. P. Neves da Rocha, C. A., Palheta. Ferreira et A. Itayguara Moreira dos Santos (1993). Dynamique de déboisement et de brûlis en Amazonie: analyse micro-économique. Réseau forestier pour le développement rural, CPATU-EMBRAPA
- Hostiou, Nathalie. 2003. «Pratiques et stratégies de gestion des ressources herbagères cultivées par des éleveurs laitiers sur un front pionnier en Amazonie brésilienne : cas du municipe de Uruará.». Thèse de doctorat, Paris, Institut National Agronomique de Paris-Grignon, 274 p.
- Ickowitz, A. . 2006. «Shifting Cultivation and Deforestation in Tropical Africa: Critical Reflections». *Development and Change*. vol. 37, no 3, p. 599-626(528).
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estadística (IBGE) 2000. Censo Demográfico 2000. Rio de Janeiro, RJ, Brazil. Disponible sur le site: <http://www.sidra.ibge.gov.br/>
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). *Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite: Prometo Prodes: 1998, 2003*. Consulté en janvier 2008 à <http://www.obt.inpe.br/prodes/>
- Jordan, C. F. (1989). An Amazonian Rainforest. The structure and function of a nutrient stressed ecosystem and the impact of slash-and-burn agriculture. Man and the biosphere series. J. N. R. Jeffers. Athens, Georgia, USA, UNESCO and the Parthenon publishing group. 2: 176 p.

- Juo, A. S. R., et A. Manu. 1996. «Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture». *Agriculture, Ecosystems & Environment*. vol. 58, no 1, p. 49-60.
- Kato, M. S. A., O. R. Kato, M. Denich et P. L. G. Vlek. 1999. «Fire-free alternatives to slash-and-burn for shifting cultivation in the eastern Amazon region: the role of fertilizers». *Field Crops Research*. vol. 62, no 2-3, p. 225-237.
- Ketteringsa, Q. M. , T. Tri Wibowob, M. van Noordwijkc et E. Penotd. 1999. «Farmers' perspectives on slash-and-burn as a land clearing method for small-scale rubber producers in Sepunggur, Jambi Province, Sumatra, Indonesia». *Forest Ecology and Management*. vol. 120, p. 157-169.
- Khatibu, A. I., R. Lal et R. K. Jana. 1984. «Effects of tillage methods and mulching on erosion and physical properties of a sandy clay loam in an equatorial warm humid region». *Field Crops Research*. vol. 8, p. 239-254.
- Kleinman, P. J. A., D. Pimentel et R. B. Bryant. 1995. «The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture». *Agriculture, Ecosystems & Environment*. vol. 52, no 2-3, p. 235-249.
- Lebel, J., D. Mergler, F. Branches, M. Lucotte, M. Amorim, F. Larribe et J. Dolbec. 1998. «Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin». *Environmental Research*. vol. 79, no 1, p. 20-32.
- Lebel, J., M. Roulet, D. Mergler, M. Lucotte et F. Larribe. 1997. «Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population». *Water, Air and Soil Pollution*. vol. 97, no 1-2, p. 31-44.
- Lechler, P. J., J. R. Miller, L. D. Lacerda, D. Vinson, J. C. Bonzongo, W. B. Lyons et J. J. Warwick. 2000. «Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments?». *Science of the Total Environment*. vol. 260, no 1-3, p. 87-96.
- Mackensen, J., D. Holscher, R. Klinge et H. Folster. 1996. «Nutrient transfer to the atmosphere by burning of debris in eastern Amazonia». *Forest Ecology and Management*. vol. 86, no 1-3, p. 121-128.
- MDA- Ministério do Desenvolvimento Agrário/ FIPE- Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas/ Nead – Núcleo de Estudos Agrários e Desenvolvimento Rural. (2004). PIB das Cadeias Produtivas da Agricultura Familiar. Consulté en janvier 2008 à : [http://www.planalto.gov.br/Consea/static/documentos/Outros/PIB\\_Agricultura\\_Familiar.pdf](http://www.planalto.gov.br/Consea/static/documentos/Outros/PIB_Agricultura_Familiar.pdf)



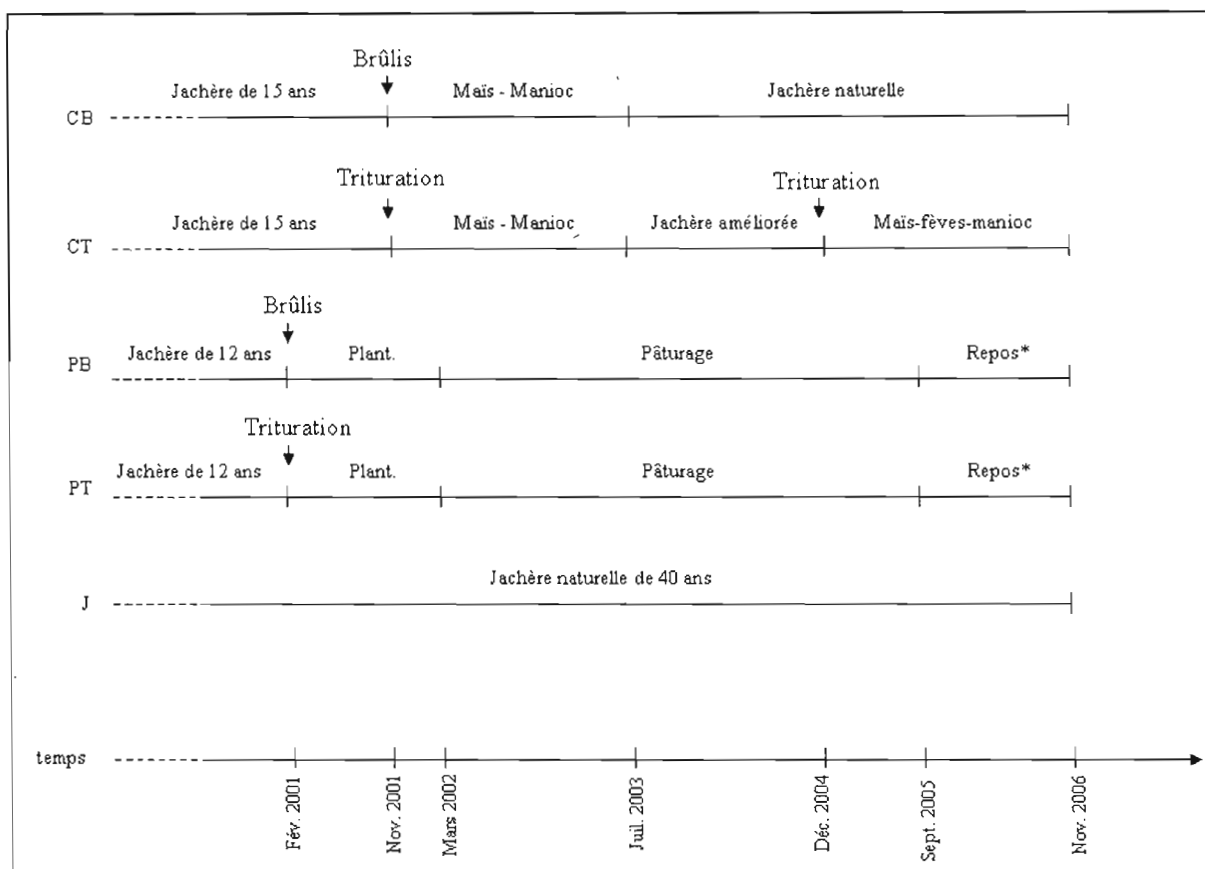
- Moran, E. 1993. «Deforestation and land use in the Brazilian Amazon». *Human Ecology*. vol. 21, no 1, p. 1-21.
- Mulvaney, R.L. 1996. «Nitrogen- Inorganic Forms ». In *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods.*, D. L. Sparks et al (ed.), p. 1123-1184. Madison, WI.: SSSA Book Ser.5. SSSA and ASA.
- Murphey, J., et J.P. Riley. 1962. «A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters». *Anal. Chim. Acta*. vol. 27, p. 31-36.
- Phillips, O. L. 1997. «The changing ecology of tropical forests». *Biodiversity and Conservation*. vol. 6, no 2, p. 291-311.
- Pichet, P, K Morisson, I. Rheault et A. Tremblay. 1999. «Analysis of total mercury and methylmercury in environmental samples». In *Mercury in the biogeochemical cycle*, M. Lucotte, Langlois, C., Tremblay, A., , p. 41-52. Berlin: Springer.
- Ramakrishna, A., Hoang Minh Tam, Suhas P. Wani et Trinh Dinh Long. 2006. «Effect of mulch on soil temperature, moisture, weed infestation and yield of groundnut in northern Vietnam». *Field Crops Research*. vol. 95, no 2-3, p. 115-125
- Roulet, M., M. Lucotte, R. Canuel, N. Farella, Y. G. D. Goch, J. R. P. Peleja, J. R. D. Guimaraes, D. Mergler et M. Amorim. 2001. «Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajos and Amazon rivers, Brazil». *Limnology and Oceanography*. vol. 46, no 5, p. 1141-1157.
- Roulet, M., M. Lucotte, N. Farella, G. Serique, H. Coelho, C. J. S. Passos, E. D. da Silva, P. S. de Andrade, D. Mergler, J. R. D. Guimaraes et M. Amorim. 1999. «Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems». *Water Air and Soil Pollution*. vol. 112, no 3-4, p. 297-313.
- Roulet, M., M. Lucotte, A. Saint-Aubin, S. Tran, I. Rhe?ault, N. Farella, E. De Jesus Da Silva, J. Dezencourt, C. J. Sousa Passos, G. Santos Soares, J. R. D. Guimaraes, D. Mergler et M. Amorim. 1998a. «The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower Tapajos River Valley, Para state, Brazil». *Science of the Total Environment*. vol. 223, no 1, p. 1-24.
- Roulet, M., M. Lucotte, R. Canuel, I. Rheault, S. Tran, Y. G. De Freitas Gog, N. Farella, R. Souza Do Vale, C. J. Sousa Passos, E. De Jesus Da Silva, D. Mergler et M. Amorim. 1998b. «Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajos River Basin, Brazilian Amazon». *Science of the Total Environment*. vol. 213, no 1-3, p. 203-211.
- Rousseau, G.X., P.R.S. Silva et C.J.R. de Carvalho. 2008. «Earthworms, ants and other arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agro-ecosystems from Eastern Brazilian Amazonia. ». *Acta Zoologica Mexicana (sous presse)*.

- Scatena, F N, R. T. Walker, A.K.O. Homma et A. J. de Conto. 1996. «Cropping dans fallowing sequences of small farms in the "terra firme" landscape of the Brazilian Amazon: a case study from Santarem, Para». *Ecological Economics*. vol. 18, p. 29-40.
- Sharma, P. K., P. C. Kharwara et R. K. Tewatia. 1990. «Residual soil moisture and wheat yield in relation to mulching and tillage during preceding rainfed crop». *Soil and Tillage Research*. vol. 15, no 3, p. 279-284.
- Silva, F.C. 1999. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Rio de Janeiro, RJ, Brazil: EMBRAPA.
- Silver, W. L., S. Brown et A. E. Lugo. 1996. «Effects of changes in biodiversity on ecosystem function in tropical forests». *Conservation Biology*. vol. 10, no 1, p. 17-24.
- Simorangkir, Dicky. 2007. «Fire use: Is it really the cheaper land preparation method for large-scale plantations?». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. vol. 12, no 1, p. 147-164.
- Sommer, R., P. L. G. Vlek, T. D. D. Sa, K. Vielhauer, R. D. R. Coelho et H. Folster. 2004. «Nutrient balance of shifting cultivation by burning or mulching in the Eastern Amazon - evidence for subsoil nutrient accumulation». *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. vol. 68, no 3, p. 257-271. >.
- Sommer, R., M. Denich et P. L. G. Vlek. 2000. «Carbon storage and root penetration in deep soils under small-farmer land-use systems in the Eastern Amazon region, Brazil». *Plant and Soil*. vol. 219, no 1, p. 231-241.
- Thales, M.C., A.M. Alves, J.R.D. Oliveira, M.G. Piketty, J.B. Veiga, R. Pocard-Chapuis et J.F. Tourrand. 2003. «Les stratégies d'acteurs dans la construction de paysages sur le front pionnier du Sul do Pará en Amazonie orientale brésilienne». *In* : «Actes du colloque international Umr Sagert » (25-27 février).
- Thomas, R.L., R.W. Sueurd et J.P. Moyer. 1967. «Comparison of conventional and automated procedures for nitrogen, phosphorus and potassium analysis of plant material using a single digest». *Agronomy Journal*. vol. 99, p. 240-243.
- Tian, G., F. K. Salako et F. Ishida. 2001. «Replenishment of C, N, and P in a degraded alfisol under humid tropical conditions: Effect of fallow species and litter polyphenols». *Soil Science*. vol. 166, no 9, p. 614-621.
- Vielhauer, K., M. Denich, O. R. Kato, M. do Socorro Kato, T. D. De Abreu Sá et P. L. G. Vlek. 2004. «Viability of mechanized chop-and-mulch as soil improving alternative to manual slash-and-burn land preparation». *In Rural poverty reduction through research for development (October 5-7): Deutscher tropentag*.

Vielhauer, K., T. D. D. Sa et M. Denich. 2000. «Modification of a traditional crop-fallow system towards ecologically and economically sound options in the Eastern Amazon». In Session 4 : Living resources management: approaches, techniques, variability (September 3-8, 2000).

Wasserman, J. C., S. Hacon et M. A. Wasserman. 2003. «Biogeochemistry of mercury in the Amazonian environment». *Ambio*. vol. 32, no 5, p. 336-342.

Rapport-Gratuit.com



**Figure 1. Historique de l'usage des parcelles.**

\*Les pâturages sont considérés au repos lorsque le bétail est retiré des parcelles.

**Tableau 1. Méthodes d'analyses de laboratoire**

Analyse	Méthode	Quantité requise	Pourcentage analysé
Densité du sol	Méthode EMBRAPA-CNPS (1997).	100 cm <sup>3</sup>	100%
Humidité au champ	Méthode gravimétrique (EMBRAPA, 1997).	20 g	100%
Capacité de rétention d'eau	Seconde méthode de Cassel et Nielsen (1986).	20 g	100%
Fractions granulométriques	Hygrométrie (EMBRAPA, 1997).	20 g	100%
Cations échangeables Ca, Mg et Al	Extraits avec KCl 1N. Ca et Mn mesurés avec au Spectromètre à Absorption Atomique + La <sub>2</sub> O <sub>3</sub> et Al par titration NaOH (Silva, 1999).	10 cm <sup>3</sup>	100%
Cations échangeables K, Fe et Mn	Extraction Mehlich I (Mehlich, 1953). K mesuré au spectrophotomètre à flamme. Fe et Mn mesurés au Spectromètre à Absorption Atomique.	10 cm <sup>3</sup>	100%
pH	pHmètre pH-H <sub>2</sub> O (EMBRAPA, 1997).	2 à 3 g	100%
C total et N total	Analyseur CNS LECO 2000 (EMBRAPA, 1997).	0,02 g	100%
N minéral disponible (NO <sub>3</sub> et NH <sub>4</sub> )	Extraits avec KCl 1N puis analysés selon Mulvaney (1996).	1g	100%
P total	Disgestion par H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> et H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> à 270°C (Thomas et al., 1967), puis colorimétrie selon Murphey et Riley (1962).	0,25 g	100%
P assimilable	Extrait par méthode Melich I, analysé par colorimétrie (Murphey et Riley, 1962).	0,25 g	100%
P organique	P organique = P total - P assimilable (EMBRAPA, 1997).	–	–
Hg total	Extrait par HNO <sub>3</sub> et HCl. Mesuré par fluorescence atomique à vapeur froide (Pichet <i>et al.</i> , 1999).	0,25 g	100%

## CHAPITRE I

### **Propriétés physico-chimiques du sol sous différents usages en Amazonie brésilienne : étude comparée du brûlis et de la trituration des jachères**

Comte, Irina<sup>1</sup>, Davidson, Robert<sup>2,3</sup>, Lucotte, Marc<sup>1</sup>, Xavier Rousseau, Guillaume<sup>4</sup>, José Reis de Carvalho, Claudio<sup>4</sup>, Oliveira de Assis, Francisco<sup>5</sup>, Pantoja da Silva, Breno<sup>6</sup>

<sup>1</sup> Centre de recherche en géochimie et en géodynamique, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, Canada; <sup>2</sup> Biodôme de Montréal, Qc, Canada; <sup>3</sup> Institut des sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, Canada; <sup>4</sup> EMBRAPA Amazônia Oriental, Belém, Brésil; <sup>5</sup> Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, Brésil; <sup>6</sup> Universidade Estadual do Pará, Belém, Brésil.

Ce texte sera soumis, dans sa version anglaise, pour publication dans la revue Agriculture, Ecosystems & Environment.

#### Résumé

Le projet SHIFT-Tipitamba, mené par l'institut de recherche brésilien EMBRAPA, propose la trituration des jachères, une méthode de défrichage sans feu, comme alternative au brûlis, reconnu pour entraîner une dégradation accélérée des sols. Le but de cette étude est d'évaluer et de comparer les impacts sur les propriétés physico-chimiques du sol: 1) d'une séquence de culture alternative (CT) comprenant l'amélioration de la jachère par des légumineuses et l'usage de la trituration comme technique de défrichage, 2) d'une séquence de culture traditionnelle (CB) établie sur brûlis, 3) d'un pâturage établi à la suite d'une jachère triturée (PT), 4) d'un pâturage établi sur brûlis (PB), 5) d'une jachère forestière de 40 ans (J), utilisée comme témoin. Cette étude s'est déroulée sur des Ultisols, dans la région Bragantina, en Amazonie brésilienne orientale. L'amélioration de la jachère combinée à sa trituration dans la parcelle cultivée CT a permis la conservation d'une bonne structure du sol (faible densité apparente, amélioration de la capacité de rétention d'eau en saison sèche) sans toutefois entraîner une augmentation significative de l'humidité du sol. L'effet positif de la méthode sur les propriétés chimiques du sol dans CT est manifeste. Les teneurs en  $C_{tot}$  et  $N_{tot}$  y dépassent celles de CB et de J d'environ 43 % et 65 % respectivement. Les concentrations en azote minéral de CT sont beaucoup plus élevées que celles de CB et J (237 % et 145 % de  $NO_3$  respectivement). La somme des cations KCaMg de CT dépasse celle de CB de 50% et celle de J de 138%, la concentration en P assimilable de CT dépasse celle de CB de 440% et celle de J de 200%. Dans les pâturages en revanche, l'emploi de la technique de la trituration sans combinaison avec une jachère améliorée semble avoir été moins efficace sur ces variables physico-chimiques. Seuls la capacité de rétention et le stock de  $P_{tot}$  se sont vus significativement améliorés sur PT par rapport à PB et au témoin. Des recherches supplémentaires seraient nécessaires pour évaluer l'effet à long terme de la trituration sur les pâturages.

**Mots clés:** Agriculture familiale, culture sur brûlis, propriétés physico-chimiques, sol, trituration des jachères.

## 1. Introduction

La coupe et brûlis (*slash-and-burn* en anglais) est la méthode de déboisement prédominante des régions tropicales. Il permet une forte et rapide augmentation de la fertilité chimique du sol, détruit les mauvaises herbes, diminue le risque de parasites et de maladies, et enfin est un moyen simple et économique de défricher les terres (Jordan, 1989; Kato *et al.*, 1999). Toutefois, nombreuses sont les études qui en soulignent les conséquences nuisibles : émissions de gaz à effet de serre, maladies pulmonaires causées par les fumées, cultures et habitations ravagées par les incendies accidentels, pertes de biodiversité, déforestation accélérée, épuisement et érosion accélérée des sols, lessivage du mercure vers les écosystèmes aquatiques (Brady, 1996; Fearnside, 1991; Roulet *et al.*, 1999; Farella, 1998; Farella *et al.*, 2001). Les sols acides et hautement altérés sont fréquents en région tropicale et abondants en Amazonie. De nombreux auteurs ont constaté une diminution avec le temps des rendements des cultures annuelles sur brûlis sur ces sols, diminution attribuée à la perte de nutriments essentiellement par volatilisation, mais aussi par érosion, ruissellement et lessivage (Brady, 1996; Fearnside, 1991; Mackensen *et al.*, 1996). Atteindre un bilan de nutriments équilibré par le système traditionnel de culture sur brûlis nécessite de longues jachères, désormais difficiles à préserver dans un contexte de forte pression démographique (Sommer *et al.*, 1999; Vielhauer *et al.*, 2004).

Le projet germano-brésilien SHIFT-Tipitamba, mené par l'institut de recherche brésilien EMBRAPA, propose des technologies alternatives au brûlis, notamment la trituration des jachères (*chop-and-mulch*) et l'amélioration de celles-ci par la plantation de légumineuses à croissance rapide (Denich *et al.*, 2001). Dans la région bragantine, zone ancienne de colonisation, environ 75% des terres sont recouvertes de forêts secondaires qui servent principalement de jachères (Denich *et al.*, 2004). La trituration consiste à broyer et à triturer, au moyen d'un tracteur conçu à cet effet, la végétation épigée de la parcelle à cultiver, puis à abandonner celle-ci sur le sol sous forme de paillis organique. Cette méthode aurait les avantages suivants: 1) l'allongement de la période de culture grâce à un enrichissement



progressif du sol par la décomposition de la totalité de la biomasse végétale initialement présente (Vielhauer *et al.*, 2000), 2) la réduction de l'érosion grâce au paillis organique protégeant le sol (de Vleeschauer *et al.*, 1978), 3) le maintien d'un meilleur niveau d'humidité du sol (Olasantan, 1999), 4) la préservation de la biodiversité du sol (Acharya *et al.*, 2005), 5) la diminution de la repousse des mauvaises herbes (Ramakrishna *et al.*, 2006), 6) la réduction des feux accidentels (Denich *et al.*, 2000). Les impacts de cette méthode de défrichement, âgée d'une dizaine d'années à peine, combinée à d'autres méthodes de conservation de la fertilité des sols telles que l'amélioration des jachères par des légumineuses ont été peu étudiés (Barrios et Guillermo Cobo, 2004; Denich *et al.*, 2001; Vielhauer *et al.*, 2004). Il est par conséquent nécessaire d'approfondir les connaissances relatives au fonctionnement et à la réponse des agrosystèmes à la trituration, en particulier des systèmes de cultures annuelles et des pâturages. Ces systèmes constituent aujourd'hui le premier usage agricole en Amazonie (Browder *et al.*, 2004; Cardille et Foley, 2003), puisqu'ils recouvrent environ 80 % des terres colonisées (Thales *et al.*, 2003). L'objectif de cette étude est donc de vérifier les effets positifs de la technique de la trituration des jachères comparé à l'usage traditionnel du brûlis sur les propriétés physico-chimiques du sol (densité apparente, humidité du sol, matière organique et nutriments). Il s'agit en particulier de comparer les effets sur les propriétés physico-chimiques du sol 1) d'une séquence de culture alternative avec amélioration de la jachère par des légumineuses puis sa trituration mécanique, 2) d'une séquence de culture traditionnelle sur brûlis, 3) d'un pâturage établi sur une jachère naturelle triturée, 4) d'un pâturage établi sur brûlis. Une jachère forestière de 40 ans sert de témoin à l'étude.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1 Caractérisation de la zone d'étude

L'étude a été réalisée dans la municipalité d'Igarapé-Açu (0°55'- 1°20'S, 47°20'- 47°50'W), à environ 200 km à l'Est de Belém, dans la région bragantine, en Amazonie brésilienne orientale (figure 1). Le climat de la région est équatorial humide, avec une température moyenne annuelle de 25 à 27°C. Les précipitations annuelles varient entre 2000 et 3000 mm.



Une saison humide s'étend de janvier à avril et une saison sèche d'août à décembre. La région Bragantina recouvre 23 000 km<sup>2</sup>, soit 2 % de la surface du Pará, mais elle représente toutefois plus de 20 % de la production agricole de l'État. Près de 98 % des fermes de la région sont de type familial, avec une superficie de moins de 100 ha, la moyenne étant de 14 ha. Généralement, le tiers est cultivé tandis que les deux autres tiers sont en jachère ou en forêt. La période de culture (maïs, riz, fèves, manioc) s'étend sur un an ou deux ans en rotation avec des jachères de 3 à 7 ans, de 4 ans le plus souvent (Denich *et al.*, 2005). Les sols de la région Bragantina auraient supporté ce type d'agriculture depuis environ un siècle (voir Frizano *et al.*, 2003). Les sols du site d'étude sont des Ultisols Kandudults (Rego *et al.*, 1993) selon la classification américaine des sols (USDA, 1999) et des Argilossolos Amarelos selon la classification brésilienne (EMBRAPA, 1999), vieux de plus d'un million d'années (Frizano *et al.*, 2003). Ils sont sablo-argileux en surface jusqu'à 30 cm de profondeur (environ 80 % de sable et 7-11 % d'argile), tandis que le sous-sol est plus argileux (30 % d'argile). Ils sont pauvres et acides (pH < 5.3) contenant généralement peu de matière organique et de nutriments. Les teneurs en argile suivent un léger gradient en surface suivant la localisation des parcelles. Si les deux cultures sont adjacentes, la jachère est située à 500 m et les pâturages à environ 15 km de là.

## 2.2 Caractérisation des usages du sol

L'étude porte sur cinq usages inclus dans le dispositif du projet SHIFT-Tipitamba de EMBRAPA (cf. Introduction, figure 1) : 1) une séquence traditionnelle de culture sur brûlis (CB), 2) une séquence de culture alternative avec trituration et jachère améliorée par des légumineuses (CT), 3) un pâturage établi sur brûlis (PB), 4) un pâturage établi sur jachère naturelle triturée (PT), 5) une jachère forestière de 40 ans (J) utilisée comme témoin. Les pâturages recouvrent chacun une superficie de 1,5 ha (3 enclos de 50 x 50 m), les autres parcelles une superficie de 2 ha (100 x 200 m), ce qui représente les superficies généralement cultivées dans la région. La topographie est très légèrement pentue (< 1 %) dans toutes les parcelles.

Les deux cultures de cycle court ont été implantées en novembre 2001 sur le site de la ferme expérimentale de l'Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), dans la municipalité d'Igarapé-Açu, par le projet SHIFT-Tipitamba de EMBRAPA Amazônia Oriental. Elles ont été établies sur des jachères de 15 ans, l'une brûlée dans le cas de CB, l'autre triturée dans le cas de CT. Puis on y a successivement cultivé du maïs (*Zea mays*) et du manioc (*Manihot esculenta*) jusqu'en juillet 2003, date à laquelle CB a été mise en jachère naturelle tandis que CT a fait l'objet d'une jachère améliorée par la plantation de légumineuses (*Racosperma mangium* et *Sclerolobium paniculatum*), pendant près d'un an et demi. CT a ensuite été triturée fin 2004 puis cultivée à nouveau jusqu'en novembre 2006 par une succession de maïs, fève et manioc. La jachère témoin, également située sur le site de la ferme expérimentale du projet SHIFT-Tipitamba est séparée des cultures de 500 mètres. C'est une jachère naturelle de 40 ans établie sur une ancienne plantation d'*Hevea brasiliensis*. Les pâturages étudiés se situent à 15 km de là, chez de petits agriculteurs de la communauté de Santa Luzia, située dans la municipalité d'Igarapé-Açu. Ils ont été établis en février 2001 sur des jachères de 12 ans, brûlée dans le cas de PB et triturée dans le cas de PT. Puis on y a planté deux espèces de graminées (*Brachiaria humidicola* et *Brachiaria brizantha*). Au début de l'expérimentation, ces deux parcelles ont été amendées de 60 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> par hectare sous la forme de superphosphate simple. Le bétail a commencé à y paître onze mois plus tard, en mars de 2002.

### 2.3 Méthode d'échantillonnage

Un total de 21 points (3 transects de 7 points) ont été placés sur chaque parcelle pour l'horizon 0-5 cm, répartis selon une grille régulière de 25 m entre chaque point. À chaque point, trois sous-échantillons ont été prélevés à une distance de moins de 2 m autour du piquet représentant le point d'échantillonnage. Afin d'obtenir des résultats plus représentatifs de la réalité du sol, les trois sous-échantillons ont ensuite été mélangés en un échantillon composite sur lequel ont été réalisées au minimum deux analyses pour chaque variable, dont on a tiré une valeur moyenne caractérisant le point. Pour les horizons inférieurs, 7 points par

parcelle ont été prélevés, représentant tout le transect médian, aux profondeurs 20-25 cm et 50-55 cm. La campagne d'échantillonnage a eu lieu en octobre 2006, soit en période sèche.

#### 2.4 Analyses de laboratoire

Les variables physiques du sol mesurées ont été la densité apparente (DA) par la méthode du cylindre volumétrique (EMBRAPA, 1997), les fractions granulométriques (sable grossier (sg), sable fin (sf), silt (silt) et argile (arg) selon une adaptation de la méthode hygrométrique de Gee et Bauder (1986) (EMBRAPA, 1997), l'humidité au champ (HC) par la méthode gravimétrique (EMBRAPA, 1997) et la capacité de rétention d'eau (CR) selon la seconde méthode de Cassel et Nielsen (1986).

Les échantillons destinés aux analyses chimiques ont d'abord été séchés à l'air, puis tamisés à 2 mm et broyés. On a mesuré le pH-H<sub>2</sub>O au pHmètre. Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> et Al<sup>3+</sup> ont été extraits par une solution de KCl 1N puis analysés au spectromètre à absorption atomique. Le taux de saturation en aluminium a été calculé<sup>3</sup>. K échangeable (K<sup>+</sup>), P disponible (P<sub>i</sub>), Fe<sup>3+</sup> et Mn<sup>2+</sup> ont été extraits par la méthode Mehlich I (solution de HCl 0.05N + H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.025 N) selon Mehlich (1953). On a ensuite déterminé K<sup>+</sup> au photomètre à flamme, P<sub>i</sub> par colorimétrie (Murphey et Riley, 1962), et Fe<sup>3+</sup> et Mn<sup>2+</sup> au spectromètre à absorption atomique (AAS). La variable KCaMg est obtenue en additionnant les concentrations de K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> et Mg<sup>2+</sup>. Le P total a été déterminé, après digestion par H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> et H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> à 270°C (Thomas *et al.*, 1967), par colorimétrie (Murphey et Riley, 1962). Les concentrations de P organique<sup>4</sup> (P<sub>o</sub>) sont obtenues en soustrayant le P disponible (inorganique) au P total. Les nitrates (NO<sup>3-</sup>) et les ions ammonium (NH<sup>4+</sup>) ont été extraits avec une solution de KCl 1N et déterminées selon Mulvaney (1996). Le C total et le N total ont été mesurés par l'analyseur CNS LECO 2000 suivant le protocole décrit par l'EMBRAPA (EMBRAPA, 1997).

<sup>3</sup> Taux de saturation en Al =  $Al / (Al + K + Ca + Mg) \times 100$  (Cochrane et Sanchez, 1982).

<sup>4</sup> Il s'agit plus exactement du phosphore résiduel constitué par le P organique et le P apatite, deux formes de P non directement assimilables par les plantes (com. pers. Davidson, 2008)

## 2.5 Analyses statistiques

Les propriétés physico-chimiques du sol ont été analysées sur les cinq parcelles correspondant aux cinq usages du sol. Afin d'évaluer l'effet des usages du sol sur les propriétés physico-chimiques du sol, nous avons effectué des tests de comparaison de moyennes. Pour ce faire, nous avons commencé par vérifier la normalité des résidus avec le test de Shapiro-Wilk, pour chacune des variables. La normalité n'ayant pas été obtenue, nous avons transformé les données en valeurs de rang puis avons vérifié à nouveau la normalité des résidus des données transformées. La normalité n'étant toujours pas atteinte dans la majorité des cas, nous avons finalement opté pour des tests de Wilcoxon pour l'ensemble des variables. Lorsque les différences étaient significatives ( $p < 0,05$ ), nous avons effectué des tests de Tukey entre les usages, en fonction des horizons. Les analyses statistiques ont été réalisées grâce au logiciel JMP 5.1 (SAS Institute, 2003), les graphiques à l'aide du logiciel Sigma Plot (SYSTAT Software Inc., 2002).

## 3. Résultats

### 3.1 Propriétés physiques

La granulométrie (figure 2) en surface diffère légèrement entre les parcelles-usages. Les cultures présentent environ 10 % d'argile; la jachère, située à 500 m de là, environ 9 %; et les pâturages, localisés à 15 km des cultures, environ 8 % d'argile, ces différences n'apparaissent toutefois pas significatives d'après les tests de Tukey. La proportion de particules fines augmente ensuite progressivement avec la profondeur pour chacun des usages. À l'horizon 50-55 cm, les teneurs en argile varient entre 25 et 35 %.

Les plus fortes densités apparentes de surface apparaissent dans les pâturages (1,29 à 1,33) (figure 3). Celles de CT, CB et J sont les plus faibles et ne diffèrent pas significativement entre elles ( $1,20 \pm 0,07$  à  $1,25 \pm 0,06$ ). Les parcelles triturées PT et CT présentent des capacités de rétention significativement plus élevées que les terrains brûlés. La capacité de

rétenion de la jachère est significativement plus faible que dans tous les autres usages. L'humidité du sol en surface est significativement plus importante dans les cultures et la jachère, et plus faible dans les pâturages, à l'inverse de ce qui se produit avec la densité apparente. Entre 0-5 et 20-25 cm, la densité apparente augmente significativement (de 18 à 30 %), et s'accompagne d'une baisse significative de la capacité de rétention. À 50-55 cm par contre, elle diminue par rapport à l'horizon précédent tandis que la capacité de rétention y augmente très significativement. L'humidité au champ augmente significativement tout au long du profil pour tous les usages, sauf CT qui accuse une diminution à 20-25 cm.

### 3.2 Matière organique

CT, PT et PB sont les parcelles les plus riches en matière organique ( $2,22 \pm 0,42$  à  $2,61 \pm 0,60$  % de  $C_{tot}$ ) (figure 4) : leurs concentrations en  $C_{tot}$  en surface y sont significativement supérieures à celles de la jachère témoin de 38 à 62 % selon les usages, leurs concentrations en  $N_{tot}$  de 60 à 70 %. Les teneurs plus faibles rencontrées dans CB pour l'horizon 0-5 cm sont similaires à celles de la jachère ( $1,78 \pm 0,52$  et de  $1,61 \pm 0,43$  %  $C_{tot}$  respectivement). Entre les horizons 0-5 et 20-25 cm, les teneurs en  $C_{tot}$  et  $N_{tot}$  diminuent pour tous les usages mais de manière nettement plus marquée pour CT et PT. À 20-25 cm, elles ne sont pas significativement différentes entre les usages (de 0,92 à 1,30 %  $C_{tot}$  et 0,08 à 0,10 %  $N_{tot}$ ). Entre les deux horizons inférieurs, les diminutions sont similaires pour tous les usages, sauf CT qui marque une plus nette diminution de  $N_{tot}$ . Concernant l'azote minéral, CT présente non seulement les concentrations les plus fortes significativement (+ 22 % de  $NH_4$  et + 145 % de  $NO_3$  par rapport à la jachère témoin), mais encore le taux de  $NO_3$ <sup>5</sup> le plus élevé (4,73 % dans CT contre 1,80 à 1,85 % dans CB, PT et PB, et 2,40 % dans la jachère témoin) (donnée non montrée). Des valeurs intermédiaires sont rencontrées dans la jachère, alors que des concentrations d'azote minéral significativement plus faibles se retrouvent dans CB, PT et PB (3,99 à 4,51 %  $NH_4$  et 0,07 à 0,08 %  $NO_3$ ). Aux horizons inférieurs, les diminutions des teneurs en  $NH_4$  et  $NO_3$  se produisent essentiellement entre 0 et 25 cm. CT maintient des concentrations en  $NO_3$  significativement supérieures tout au long du profil. Finalement, tandis

<sup>5</sup> Taux de  $NO_3 = NO_3 / (NO_3 + NH_4) \times 100$ .



que PT et PB ne sont pas significativement différents tant du point de vue de  $C_{\text{tot}}$  et  $N_{\text{tot}}$  que de l'azote minéral, les différences sont au contraire significatives entre CT et CB (47 % de  $C_{\text{tot}}$ , 42 % de  $N_{\text{tot}}$ , 26 % de  $\text{NH}_4$  et 238 % de  $\text{NO}_3$  en plus dans CT).

### 3.3 pH, cations échangeables et phosphore

En surface, les concentrations en bases cationiques de la jachère témoin sont faibles ( $1,38 \pm 1,17 \text{ cmol.g}^{-1} \text{ KCaMg}$ ) et s'accompagnent d'une saturation en aluminium de 25 %, associée à un pH très acide ( $\text{pH} < 4,5$ ) (figure 5). CT présente de loin les plus fortes concentrations en  $\text{K}^+$  et  $\text{Ca}^{2+}$  (+ 140 % et + 170 % respectivement par rapport au témoin). CB, PT et PB possèdent des concentrations de KCaMg intermédiaires (2,14 à 2,32  $\text{cmol.g}^{-1}$ ), similaires entre elles. La concentration en  $\text{K}^+$  s'avère particulièrement faible en CB ( $0,04 \pm 0,02 \text{ cmol.g}^{-1}$ ), similaire à celle de la jachère ( $0,05 \pm 0,02 \text{ cmol.g}^{-1}$ ). Les teneurs en  $\text{Mg}^{2+}$  en surface ne varient pas significativement entre les usages (0,34 à 0,44  $\text{cmol.g}^{-1}$ ). En profondeur, les teneurs en cations  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , et  $\text{Mg}^{2+}$  diminuent significativement tout au long du profil pour tous les usages, mais de manière plus marquée pour  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  entre 0 et 25 cm. C'est dans la jachère que l'on retrouve constamment les concentrations de cations échangeables les plus faibles significativement, excepté à l'horizon 50-55 cm où les différences ne sont plus significatives entre les usages ( $0,13 \pm 0,02$  à  $0,44 \pm 0,15 \text{ cmol.g}^{-1} \text{ KCaMg}$ ). Les variations le long du profil concernent avant tout CT qui présente une diminution plus marquée que les autres usages, surtout entre les horizons 0-5 et 20-25 cm. Les diminutions de concentrations en profondeur sont par contre moins marquées pour les pâturages que pour les autres usages. Enfin, CB présente des profils aux concentrations intermédiaires à toutes les profondeurs. En surface, les pH les plus élevés significativement s'observent dans les parcelles CB, PB et PT (5,12 à 5,31) tandis que la jachère, avec un pH de  $4,23 \pm 0,30$  est la plus acide. En revanche, bien que les concentrations en bases cationiques soient significativement plus élevées dans CT, son pH est relativement acide ( $4,69 \pm 0,17$ ), intermédiaire entre celui de la jachère et des autres usages. Entre les horizons 0-5 et 20-25 cm, une diminution du pH s'observe dans toutes les parcelles, diminution particulièrement marquée dans les cultures. Puis à 50-55 cm, les valeurs ne sont pas significativement différentes entre les usages (4,23 à 4,53).

Concernant la distribution des cations mineurs (figure 6) en surface, les plus fortes teneurs de  $Mn^{2+}$  se retrouvent dans les parcelles CB et PT ( $1,08 \pm 0,29$  et  $1,25 \pm 0,50$  respectivement). CT et J présentent des concentrations intermédiaires, PB la plus faible ( $0,87 \pm 0,56$ ). Les teneurs en  $Fe^{3+}$  ne varient pas significativement entre les usages ( $0,86$  à  $1,23$   $cmol.g^{-1}$ ). Enfin, la jachère présente la plus forte concentration en  $Al^{3+}$  ( $0,38 \pm 0,23$   $cmol.g^{-1}$ ), suivie de PB ( $0,20 \pm 0,14$   $cmol.g^{-1}$ ). Les concentrations en  $Al^{3+}$  de PT, CT et CB ( $0,04$  à  $0,08$   $cmol.g^{-1}$ ), plus faibles, ne diffèrent pas significativement. Le long du profil, on n'observe pas de fortes divergences de concentrations en  $Fe^{3+}$ ,  $Al^{3+}$  et  $Mn^{2+}$  entre les usages. Les variations s'opèrent essentiellement entre 0 et 25 cm : forte augmentation significative pour  $Fe^{3+}$  et  $Al^{3+}$ , et nette diminution significative pour  $Mn^{2+}$ .

Quant au phosphore en surface, PT présente les plus fortes concentrations en  $P_{tot}$  ( $3,83 \pm 3,00$   $\mu mol.g^{-1}$ ), suivi de CT ( $3,14 \pm 0,81$   $\mu mol.g^{-1}$ ), les valeurs les plus faibles se retrouvent dans J, CB et PB ( $2,08$  à  $2,49$   $\mu mol.g^{-1}$ ) (figure 7). En revanche, CT se démarque nettement avec les teneurs en  $P_i$  les plus élevées ( $0,27 \pm 0,14$   $\mu mol.g^{-1}$  soit + 200 % par rapport au témoin), tandis que les valeurs des autres parcelles restent similaires entre elles ( $0,04$  à  $0,11$   $\mu mol.g^{-1}$ ). Aux horizons inférieurs, les concentrations en  $P_i$  sont en deçà du seuil de détection pour tous les usages. Les profils de  $P_{tot}$  divergent considérablement en fonction des usages. À 20-25 cm on note une augmentation significative de  $P_{tot}$  dans CB, PB et J, tandis que CT et PT enregistrent de fortes diminutions par rapport à l'horizon de surface. À 50-55 cm, les concentrations augmentent dans CB, PB et PT, elles diminuent dans CT et J. Les profils de  $P_o$  sont très similaires à ceux de  $P_{tot}$ , pour tous les usages et à tous les horizons.

## 4. Discussion

### 4.1. Propriétés physiques

Contrairement à certaines études qui ont constaté une forte compaction du sol dans les terrains défrichés mécaniquement, à cause du passage du tracteur (Alegre et Cassel, 1996; Eneji *et al.*, 2003), nous n'avons pas observé de différence de densité apparente entre CT et le témoin. Le fait que nos mesures aient été effectuées deux ans après le passage du tracteur

contre quelques mois seulement dans le cas des études précitées peut expliquer ces divergences. Ceci soulignerait d'ailleurs la capacité du paillis organique à restaurer efficacement la densité apparente initiale du sol dans les cultures. D'autres auteurs ont en effet montré que le paillis organique prévient l'induration de la surface du sol par l'impact des gouttes de pluie et améliore la stabilité structurale des agrégats par l'apport de matière organique décomposée et par l'augmentation de l'activité biologique du sol (Acharya *et al.*, 2005; de Vleeschauwer *et al.*, 1978; Malhi et Lemke, 2007). Nous n'avons pas observé non plus d'augmentation significative de la densité apparente dans CB par rapport au témoin, alors que de nombreuses études ont démontré que les parcelles brûlées, davantage exposées aux pluies et aux hautes températures, subissaient une compaction conséquente qui se traduit par une diminution de leur porosité totale et s'accompagne d'une diminution de la capacité de rétention d'eau (Aweto, 1988; Islam et Weil, 2000). Mais le fait que la parcelle CB était en jachère depuis 3 ans au moment de l'échantillonnage pourrait aussi avoir réduit une compaction initiale (Basamba *et al.*, 2007; Phiri *et al.*, 2001; Szott et Palm, 1996; Szott *et al.*, 1999). Quant aux fortes densités apparentes rencontrées dans les pâturages (de 1,28 à 1,36 g cm<sup>-3</sup>), elles convergent avec les résultats d'abondantes études qui ont démontré que la conversion d'un sol forestier en pâturage entraîne sa compaction, due en grande partie au piétinement par les animaux (De Moraes *et al.*, 1996; Kauffman, 1991; Krishnaswamy et Richter, 2002; Milne et Haynes, 2004). Nous observons que cette augmentation de la densité apparente s'opère essentiellement dans l'horizon de surface 0-5 cm, ce qui corrobore les résultats de de Moraes et al. (1996). L'effet bénéfique du paillis organique sur la densité apparente s'avère donc inopérant pour le pâturage sur trituration. Dans ce cas-ci, l'impact du piétinement par le bétail semble prépondérant. Il en résulte une humidité du sol plus faible dans les pâturages. Pietola *et al.*, (2005) ont démontré, en effet, que la compaction du sol, en réduisant sa porosité, diminue les capacités d'infiltration et de rétention de l'eau dans les pâturages. Dans le cas des cultures, bien qu'on se serait attendu à une humidité du sol plus élevée dans CT que dans CB, grâce à la présence du paillis organique (Bhatt et Khera, 2006; Cadavid *et al.*, 1998; Olasantan, 1999), les différences ne sont pas significatives. D'une part, l'échantillonnage a été effectué en pleine saison sèche. Or selon Kato (com. pers.), si le paillis organique retarde la sécheresse du sol lorsque cessent les pluies et permet une saison de croissance plus longue, passé une certaine date, le sol finit tout de même par sécher.



D'autre part, la présence d'une jachère naturelle depuis 3 ans dans le cas de CB contribue probablement également à y maintenir une humidité relativement élevée même en l'absence d'un paillis, réduisant les différences d'humidité entre les deux parcelles. En revanche, les capacités de rétention d'eau de CT et PT demeurent significativement supérieures aux autres usages, grâce au paillis organique. De nombreuses études ont montré que l'amélioration de la stabilité structurale du sol et l'augmentation de la porosité engendrées par le paillis organique favorisent l'infiltration et la rétention d'eau (Acharya *et al.*, 2005; Acharya et Sharma, 1994; Gicheru, 1994; Khatibu *et al.*, 1984; Ouattara *et al.*, 2006; Ramakrishna *et al.*, 2006; Sarkar et Singh, 2007; Sharma et Acharya, 2000; Sharma *et al.*, 1990). Dans notre cas d'étude, ni la porosité (densité apparente) du sol ni sa stabilité structurale ne sont significativement différentes dans les terrains triturés pour y expliquer l'augmentation significative de la capacité de rétention d'eau. Celle-ci serait plutôt due à la teneur plus élevée en matière organique (com. pers. Rousseau, 2008)

#### 4.2. Matière organique

Les sols de la zone étudiée sont particulièrement pauvres en matière organique (1,61 % de  $C_{tot}$  et 0,10 % de  $N_{tot}$  dans la jachère naturelle ayant servi de témoin). D'autres études portant également sur des Ultisols, dans la région du Rio Tapajós en Amazonie brésilienne, ont montré des teneurs en matière organique plus élevées dans l'horizon de surface : 1,76 % à 2,60 % de  $C_{tot}$  et 0,13 à 0,19 % de  $N_{tot}$  (Béliveau, 2007; Patry, 2008). Ceci peut être dû d'une part à de faibles teneurs en argile, reconnue pour jouer un rôle important dans l'adsorption de la matière organique dans les sols (Roulet et Grimaldi, 2001). L'étude de Cochrane et Sanchez (1982) montre que les Ultisols d'Amazonie peuvent généralement contenir de 15 à 27 % d'argile dans l'horizon 0-5 cm alors qu'ils n'en contiennent que 7 à 10 % dans notre cas. D'autre part, le long historique d'utilisation des terres de cette région, colonisée depuis près d'un siècle, et l'érosion et le lessivage associés peuvent aussi expliquer ces faibles teneurs.

Toutefois, les teneurs en  $C_{tot}$ ,  $N_{tot}$ , et azote minéral mesurées dans CT sont particulièrement élevées. Sa teneur en  $C_{tot}$  (2,61 %) dépasse même la teneur (2,39 %  $C_{tot}$ ) mesurée par Markewitz *et al.* (2004) dans des Oxisols contenant 75 % d'argile en surface. Ces fortes concentrations sont probablement dues à l'effet combiné de l'amélioration de la jachère par des légumineuses et de sa transformation en paillis organique avant la mise en culture de la parcelle. Ces résultats corroborent de nombreuses études qui ont montré les apports bénéfiques aux stocks de matière organique et de nutriments du sol des jachères améliorées par des légumineuses d'une part (Chirwa *et al.*, 2004; Ikerra *et al.*, 2001; Obi, 1999; Sanchez, 1999; Tian *et al.*, 1999; Yiridoe *et al.*, 2006) et de la présence d'un paillis organique d'autre part (Acharya et Sharma, 1994; Cadavid *et al.*, 1998; Malhi et Lemke, 2007; Malhi *et al.*, 2006; Sarkar *et al.*, 2007). L'amélioration de la jachère par des légumineuses fixatrices d'azote à croissance rapide permet, en effet, une production plus rapide de la biomasse végétale (Barrios et Cobo, 2004; Denich *et al.*, 2001; Drechsel *et al.*, 1996; Vielhauer *et al.*, 2000). La capacité des légumineuses à fixer l'azote atmosphérique, combinée au développement rapide d'un système racinaire profond capable d'aller chercher les nutriments dans les horizons inférieurs inaccessibles aux courtes racines des espèces cultivées pour les ramener ensuite en surface (Drechsel *et al.*, 1996), favorisent l'accumulation de nutriments dans le sol (Kanmegne *et al.*, 1999; Koutika *et al.*, 2005; Sanchez, 1999). Par ailleurs, la trituration d'une jachère et sa disposition sous forme de paillis organique sur le sol constituent une source supplémentaire d'enrichissement du sol. En effet, contrairement au brûlis traditionnel qui entraîne des pertes considérables par volatilisation des nutriments (98 % de N, 90 % de P, 54 % de K, 58 % de Ca, 69 % de Mg, 88 % de S) (Sommer *et al.*, 2000; Mackensen *et al.*, 1996), la trituration et l'abandon du matériel trituré à même le sol sous forme de paillis organique permet à la quasi-totalité de la matière organique et des nutriments de retourner au système. De plus, le paillis organique favorise la minéralisation par une augmentation de l'activité biologique du sol (Sommer *et al.*, 1999; Kato *et al.*, 1999; Denich *et al.*, 2004). En effet, le taux de  $NO_3$  significativement plus élevé est un indice d'une nitrification nettement plus efficace dans CT que dans les autres usages. Dans le champ établi sur brûlis, en plus de la volatilisation des éléments nutritifs, l'érosion et l'exportation par les cultures accentuent les pertes (Aweto, 1988; Gafura *et al.*, 2003; Islam et Weil, 2000; Sanchez *et al.*, 1983). Le phénomène est ici d'autant plus frappant qu'au moment de

l'échantillonnage, la parcelle CB avait bénéficié d'une jachère de 3 ans, censée augmenter les stocks de matière organique et d'azote minéral disponible.

Les concentrations relativement élevées en  $C_{\text{tot}}$  et  $N_{\text{tot}}$  mesurées dans les pâturages, supérieures à celles observées dans CB et dans la forêt jachère témoin, concordent avec de nombreuses études (voir les méta-analyses de Guo et Gifford, 2002 et de McGrath *et al.*, 2001). Par contre, les concentrations en N minéral ( $\text{NH}_4$  et  $\text{NO}_3$ ) des pâturages sont aussi faibles que celles de CB et inférieures même à celles de la jachère témoin. Il est probable que la grande quantité de fines racines présentes dans un pâturage favorise la formation d'humus, tandis que la réduction de l'humidité et des échanges gazeux du sol dus à sa compaction abaisserait les taux annuels de minéralisation de N et de nitrification dans l'écosystème pastoral (Neill *et al.*, 1997; Neill *et al.*, 1995). Le fait que PT n'aie pas été précédé d'une jachère améliorée par des légumineuses pourrait expliquer en partie l'absence de différences significatives constatée entre PT et PB quant aux stocks de matière organique et d'azote minéral. Par ailleurs, une production de biomasse végétale et animale significativement plus importante dans PT (REF) qui aurait consommé l'apport supplémentaire de matière organique issue de la trituration. L'âge des pâturages (5 ans) et la consommation de matière et d'énergie par le bétail peuvent aussi expliquer que les taux de MO y soient similaires.

#### 4.3. Cations échangeables

Les concentrations en cations échangeables (Ca, K, Mg) mesurées dans CT sont largement supérieures aux concentrations observées dans les autres traitements. Au paragraphe 4.1., nous avons mentionné que la présence du paillis organique dans CT favoriserait le développement des populations microbiennes. Celles-ci minéraliseraient alors de grandes quantités de matière organique, et fourniraient d'autant plus de nutriments au sol (Rousseau *et al.*, 2008). Ces résultats concordent avec ceux de Sommer *et al.*, (1999) qui ont observé un bilan minéral globalement positif pour les cultures sous paillis organique mais négatif pour la culture sur brûlis. Les résultats de Cadavid *et al.*, (1998) ont ainsi montré une augmentation moyenne sur 8 ans des concentrations en  $\text{K}^+$  (+ 182 %),  $\text{P}_i$  (+ 48 %) et  $\text{Mg}^{2+}$  (+ 40,7 %) liée à

la décomposition d'un paillis organique. Ces résultats restent toutefois en deçà des résultats obtenus dans notre étude, ce qui peut être attribuable à la présence de la jachère améliorée avant la mise en culture.

Les concentrations en  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  de CB, significativement plus élevées que dans la jachère témoin, soulignent probablement un effet résiduel du brûlis. Le brûlis augmente en effet rapidement la disponibilité des nutriments grâce à l'incorporation dans le sol de cendres (voir Giardina *et al.*, 2000; Farella *et al.*, 2007) qui représentent malgré tout la proportion de minéraux qui n'ont pas été volatilisés. L'incorporation des cendres dissocie les ions  $H^+$  du complexe d'échange, diminue la saturation en  $Al^{3+}$  et augmente la capacité d'adsorption des cations du sol (Alegre *et al.*, 1988; Sanchez *et al.*, 1983). Ces concentrations restent faibles cependant, en comparaison avec les teneurs mesurées dans CT. Cette différence peut en partie s'expliquer par l'immobilisation des cations dans la biomasse aérienne de la jachère de 3 ans en place sur la parcelle CB au moment de l'échantillonnage. Par ailleurs, si certains auteurs enregistrent également un effet perceptible durable de l'enrichissement du sol par les cendres (Jordan, 1989; McGrath *et al.*, 2001a), d'autres au contraire observent une diminution ensuite très forte et rapide du stock de nutriments du sol (Ghuman *et al.*, 1991; Sanchez *et al.*, 1983). En effet, en plus des pertes majeures de nutriments lors de la volatilisation par le feu, le système subit une diminution continuelle plus ou moins rapide de ses stocks : 1) par lessivage lorsque le brusque apport de nutriments associé aux cendres n'est pas rapidement assimilé par les plantes, 2) par une vulnérabilité accrue du sol à l'érosion et au ruissellement (Vezina *et al.*, 2006), 3) et enfin, par les exportations successives lors des récoltes (voir McGrath *et al.*, 2001a).

Les concentrations de cations basiques (K, Ca, Mg) et les valeurs de pH observées dans les deux pâturages PT et PB sont similaires entre elles et significativement plus élevées que dans la jachère-témoin, tandis que les concentrations en  $Al^{3+}$  y sont inférieures. Le gain de cations basiques observé dans PB corrobore les résultats généralement mentionnés dans la littérature : il a souvent été observé une augmentation du pH, de la CEC et des concentrations en cations après la conversion d'une forêt en pâturage grâce à l'incorporation des cendres dans le sol, ce qui diminue par ailleurs la saturation en  $Al^{3+}$  (De Moraes *et al.*, 1996; Ewel *et*

*al.*, 1981; Giardina *et al.*, 2000; Hölscher *et al.*, 1997; Krishnaswamy et Richter, 2002). Si le pâturage PT n'a pas bénéficié de l'apport des cendres, en revanche la décomposition du paillis organique semble avoir joué un rôle similaire et participé à l'enrichissement du stock de nutriments. Ces accumulations n'atteignent toutefois pas les niveaux observés dans CT. Dans les pâturages, les concentrations mesurées dans les horizons inférieurs plus élevées que dans les autres usages mettent en évidence un lessivage plus important (Herpin *et al.*, 2002; de Moraes *et al.*, 1996). Le prélèvement de la biomasse graminéenne par le broutage des animaux contribue également à une perte de nutriments pour le système. CT constitue donc le meilleur usage quant au stock de nutriments, avec des concentrations remarquablement élevées, mais avec un risque de lessivage accru. Les différences ne sont pas significatives entre PT, PB et CB. La jachère témoin, elle, demeure la moins fertile par ses propriétés chimiques.

#### 4.4. Phosphore

Les très faibles concentrations en  $P_i$  mesurées dans cette étude (< 3 ppm), sauf pour CT (8,33 ppm), sont typiques des sols tropicaux acides et hautement altérés (Cochrane et Sanchez, 1982), où P devient le principal élément limitant (Araújo *et al.*, 2004; Chapin, *et al.*, 2002; Frizano *et al.*, 2003). En effet, le  $P_i$  non immédiatement assimilé par les plantes est susceptible soit d'être immobilisé par les sesquioxydes de fer et d'aluminium de faible solubilité et très abondants dans ces sols (Tate et Salcedo, 1988; Wu *et al.*, 2007), soit d'être incorporé dans la biomasse microbienne (Frizano *et al.*, 2003). Selon Wu *et al.*, (2007), la disponibilité de P dépend davantage des processus biologiques de recyclage de P organique à travers les activités de la biomasse microbienne et des mycorhizes, que de la libération de P inorganique adsorbé à travers des processus chimiques (Bünemann *et al.*, 2004; Gijssman *et al.*, 1997; Oberson *et al.*, 2001). Ceci peut sans doute expliquer les concentrations de  $P_i$  significativement beaucoup plus élevées observées dans CT. En effet, selon cette même étude, les amendements organiques améliorent l'immobilisation de P par les microorganismes, ce qui le protège de la fixation physico-chimique et stimulent les activités biologiques qui parviennent à libérer du  $P_i$  à partir des oxydes de fer et d'aluminium (Chen *et*

*al.*, 2000; Gressel *et al.*, 1996; Wu *et al.*, 2007). En revanche, si le paillis organique semble avoir augmenté le stock de  $P_{\text{tot}}$  de PT, son stock de  $P_i$  demeure aussi faible que dans la jachère-témoin, et ce malgré les amendements inorganiques opérés au début de l'expérimentation. Il se pourrait que la biomasse microbienne présente dans PT soit moins efficace à libérer du P assimilable que dans CT, peut-être en raison de la plus faible humidité du sol (Jin *et al.*, 2008).

Quant aux parcelles brûlées, leurs concentrations en  $P_i$  sont également aussi faibles que dans la jachère-témoin. De nombreux auteurs s'accordent à dire que l'effet fertilisant généré par le brusque apport post-brûlis de P par les cendres n'est que de courte durée (McGrath *et al.*, 2001b; de Moraes *et al.*, 1996). Dans la plupart des agroécosystèmes établis sur des sols fortement altérés, les mécanismes responsables de cette diminution rapide de la disponibilité de P sont à la fois l'accumulation de P dans la fraction organique et son adsorption à la surface des oxydes de Fe et Al, ce qui réduit d'ailleurs grandement les possibilités de pertes par lessivage (voir méta-analyse de McGrath *et al.*, 2001a); ou encore sa volatilisation lors du brûlis (Sommer *et al.* 2000). Il semble donc que ni le brûlis, ni les amendements inorganiques opérés dans les pâturages ni enfin la présence du paillis organique dans PT ne permettent un enrichissement efficace du stock de  $P_i$  dans les pâturages par rapport à celui d'une forêt naturelle.

## 5. Conclusion

Bien que les sols du site étudié soient particulièrement pauvres en nutriments comparativement aux sols de même type ailleurs en Amazonie, le sol de la parcelle cultivée soumise à la fois à une jachère améliorée et au défrichement mécanisé présente un stock de matière organique et de nutriments significativement plus élevé. On y a notamment enregistré de fortes concentrations en  $\text{NO}_3$ , indice d'une minéralisation et d'une nitrification efficaces et surtout une concentration en P assimilable, élément limitant en Amazonie, très significativement supérieure aux autres usages du sol. La combinaison d'une jachère améliorée avec la méthode de la trituration comme méthode de défrichement ont permis une

amélioration considérable des propriétés physico-chimiques du sol de la parcelle cultivée. La jachère améliorée permet un renouvellement rapide et efficace des nutriments et de la matière organique. Le paillis organique, non seulement constitue une source supplémentaire de matière organique et de nutriments mais il améliore également la structure du sol et favorise l'accumulation de nutriments par la minéralisation de la matière organique. La combinaison de la jachère améliorée et sa trituration en paillis organique lors de la conversion d'une forêt secondaire en culture, semble ainsi une alternative au brûlis prometteuse puisqu'elle contribue à l'accumulation et à la conservation de grandes quantités de matière organique tout en réduisant significativement les pertes de nutriments par le système. En permettant à la fois des jachères plus courtes et un allongement de la période de culture grâce à l'amélioration de la qualité du sol à long terme, cette technique favoriserait une intensification viable de l'agriculture en Amazonie orientale. Dans un contexte de forte pression démographique, cette intensification s'avère indispensable tant pour la sécurité alimentaire des populations que pour la réduction de la pression anthropique sur les forêts primaires et secondaires d'Amazonie (Ereinstein, 2003).

Dans les pâturages en revanche, les effets de la trituration, comme technique de défrichage, sur la qualité physico-chimique du sol ont été plus discrets, du moins à moyen terme (4 ans). L'augmentation des stocks de matière organique et de nutriments n'y a pas été significative. Seule la capacité de rétention en eau et le stock de  $P_{tot}$  se sont avérés significativement améliorés. Toutefois, une autre étude menée sur ces mêmes parcelles, dans le cadre du projet SHIFT-Tipitamba a mis en évidence une amélioration significative de l'abondance de la macrofaune du sol dans le pâturage sur trituration par rapport au pâturage sur brûlis (Rousseau et al., 2008) ainsi qu'une augmentation de la production de biomasse végétale et animale (Rousseau, com. pers). En outre, si cette technique n'a pas eu les effets bénéfiques escomptés sur les propriétés physico-chimiques du sol dans les pâturages, il n'en demeure pas moins que l'emploi de la trituration lors de la conversion d'une forêt secondaire en pâturage évite toujours les effets nuisibles du brûlis tels que l'émission de gaz à effet de serre, les incendies accidentels et les maladies pulmonaires associées. D'autres recherches sont nécessaires pour valider ces premiers résultats (comportant un dispositif avec de véritables



réplicats, soit en travaillant sur plusieurs blocs de traitements, soit sur plusieurs sites) mais aussi pour évaluer la réponse, à plus long terme, d'un pâturage à la trituration.

## RÉFÉRENCES

- Acharya, C. L., K. M. Hati, K. K. Bandyopadhyay et H. Daniel. 2005. «MULCHES». In *Encyclopedia of Soils in the Environment*, p. 521-532. Oxford: Elsevier.
- Acharya, C. L., et P. D. Sharma. 1994. «Tillage and mulch effects on soil physical environment, root growth, nutrient uptake and yield of maize and wheat on an Alfisol in north-west India». *Soil and Tillage Research*. vol. 32, no 4, p. 291-302.
- Alegre, J. C., et D. K. Cassel. 1996. «Dynamics of soil physical properties under alternative systems to slash-and-burn». *Agriculture Ecosystems & Environment*. vol. 58, no 1, p. 39-48.
- Alegre, J.C., D.K. Cassel et D.E. Bandy. 1988. «Effect of land clearing method on chemical properties of an Ultisol in the Amazon ». *Soil Science Society American Journal*. vol. 52, p. 1283-1288.
- Araújo, E. A. , J. L. Lani, E. F. Amaral et A. Guerra. 2004. «Uso da terra e propriedades físicas e químicas de argissolo amarelo distrófico na Amazônia ocidental». *R. Bras. Ci. Solo*. vol. 28, p. 307-315.
- Aweto, A. O. 1988. «Effects of shifting cultivation on a tropical rain forest soil in southwestern Nigeria». *Turrialba*. vol. 38, no 1, p. 19-22.
- Barrios, Edmundo, et Juan Guillermo Cobo. 2004. «Plant growth, biomass production and nutrient accumulation by slash/mulch agroforestry systems in tropical hillsides of Colombia». *Agroforestry Systems*. vol. 60, no 3, p. 255-265.
- Basamba, T., E. Barrios, B. Singh et I. Rao. 2007. «Impact of planted fallows and a crop rotation on nitrogen mineralization and phosphorus and organic matter fractions on a Colombian volcanic-ash soil». *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. vol. 77, no 2, p. 127-141.
- Béliveau, Annie. 2007. *Déforestation et agriculture sur brûlis en Amazonie brésilienne: les impacts de la première année de culture sur les sols de fermes familiales de la région du Tapajós*. Thèse de maîtrise, Montréal: Université du Québec à Montréal, xi, 136 f. p.
- Bhatt, R., et K. L. Khera. 2006. «Effect of tillage and mode of straw mulch application on soil erosion in the submontaneous tract of Punjab, India». *Soil and Tillage Research*. vol. 88, no 1-2, p. 107-115.
- Brady, N. C. 1996. «Alternatives to slash-and-burn: A global imperative». *Agriculture Ecosystems & Environment*. vol. 58, no 1, p. 3-11.
- Browder, John, Marcos Pedlowski et Percy Summers. 2004. «Land Use Patterns in the Brazilian Amazon: Comparative Farm-Level Evidence from Rondônia». *Human Ecology*. vol. 32, no 2, p. 197-224.

- Bünemann, E. K., D. A. Bossio, P. C. Smithson, E. Frossard et A. Oberson. 2004. «Microbial community composition and substrate use in a highly weathered soil as affected by crop rotation and P fertilization». *Soil Biology and Biochemistry*. vol. 36, no 6, p. 889-901.
- Cadavid, L. F., M. A. El-Sharkawy, A. Acosta et T. Sanchez. 1998. «Long-term effects of mulch, fertilization and tillage on cassava grown in sandy soils in northern Colombia». *Field Crops Research*. vol. 57, no 1, p. 45-56. E
- Cardille, Jeffrey A., et Jonathan A. Foley. 2003. «Agricultural land-use change in Brazilian Amazonia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data». *Remote Sensing of Environment*. vol. 87, no 4, p. 551-562.
- Cassel, D. K., et D.R. Nielsen. 1986. «Field capacity and available water capacity». In *Methods of soil analysis, 1st part: Physical and mineralogical methods, série no. 9 2e ed.*, American society of Agronomy et Soil Science Society of America, p. 901-924. Madison.
- Cattanio, J.H. 2002. «Soil N mineralization dynamics as affected by pure and mixed application of leafy material from leguminous trees used in planted fallow in Brazil». Göttingen (Germany), Faculty of Agricultural Sciences, George-August-University 125 p.
- Chapin, F.S., P.A. Matson et H.A. Mooney. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. New York: Springer, 436 p.
- Chen, C. R., L. M. Condrón, M. R. Davis et R. R. Sherlock. 2000. «Effects of afforestation on phosphorus dynamics and biological properties in a New Zealand grassland soil». *Plant and Soil*. vol. 220, no 1-2, p. 151-163.
- Chirwa, T. S., P. L. Mafongoya, D. N. M. Mbewe et B. H. Chishala. 2004. «Changes in soil properties and their effects on maize productivity following *Sesbania sesban* and *Cajanus cajan* improved fallow systems in eastern Zambia». *Biology and Fertility of Soils*. vol. 40, no 1, p. 20-27.
- Cochrane, T.T., et P.A. Sanchez. 1982. *Proceedings of the International Conference on Amazonian Agriculture and Land Use Research (California)*. S. Hecht Editor CIAT series 03E-3(82), 137-209. p.
- de Moraes, J. F. L., B. Volkoff, C. C. Cerri et M. Bernoux. 1996. «Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondonia, Brazil». *Geoderma*. vol. 70, no 1, p. 63-81.
- de Vleeschauwer, D., R. Lal et M. DeBoodt. 1978. «Comparison of detachability indices in relation to soil erodibility for some important Nigerian soils». *Pedologie*. vol. 28, p. 5-20.

- Denich, M., K. Vielhauer, Tatiana D. de Abreu Sa, W. Lücke et P. L. G. Vlek. 2001. «Alternatives to slash-and burn agriculture: a research approach for the development of a chop-and-mulch system». In Conference on International Agricultural Research for Development (9-11 october): Deutcher Tropentag.
- Denich, M., K. Vielhauer, M. Kato, A. Block, O. R. Kato, T. Sa, W. Lucke et P. L. G. Vlek. 2004. «Mechanized land preparation in forest-based fallow systems: The experience from Eastern Amazonia». *Agroforestry Systems*. vol. 61, no 1, p. 91-106.
- Denich, M., P. L. G. Vlek, T. D. D. Sa, K. Vielhauer et W. G. Lucke. 2005. «A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil». *Agriculture Ecosystems & Environment*. vol. 110, no 1-2, p. 43-58.
- Drechsel, P., K. Steiner et F. Hagedorn. 1996. «A review on the potential of improved fallows and green manure in Rwanda». *Agroforestry Systems*. vol. 33, no 2, p. 109-136.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de solos. Brasília: Embrapa, 1999. 412 p.
- EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa em Solos. 1997. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, RJ, 212 p.
- Eneji, A. E., A.a Agboola, E. A. Aiyelari, T. Honna, S. Yamamoto, M. Irshad et T. Endo. 2003. «Soil physical and micronutrient changes following clearing of a tropical rainforest». *Journal of Forest Research*. vol. 8, no 3, p. 215-219.
- Erenstein, O. 2003. «Smallholder conservation farming in the tropics and sub-tropics: a guide to the development and dissemination of mulching with crop residues and cover crops». *Agriculture Ecosystems & Environment*. vol. 100, no 1, p. 17-37.
- Ewel, J. J., C. Berish, B. Brown, N. Price et J. Raich. 1981. «Slash and burn impacts on a Costa Rican wet forest site». *Ecology*. vol. 62, no 3, p. 816-829.
- Farella, N., R. Davidson, M. Lucotte et S. Daigle. 2007. «Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajós region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming». *Agriculture, Ecosystems and Environment*. vol. 120, no 2-4, p. 449-462.
- Farella, N., M. Lucotte, P. Louchouart et M. Roulet. 2001. «Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon». *Organic Geochemistry*. vol. 32, no 12, p. 1443-1458.
- Farella, N.. 1998. Impacts du déboisement sur les sols et les sédiments de la région du Rio Tapajós (Amazonie brésilienne) illustrés par des biomarqueurs. Thèse de doctorat, Montréal: Université du Québec à Montréal, xiii, 179 feuillets p.

- Fearnside, P. M. 1991. «Deforestation and agricultural development in Brazilian Amazonia». *Developpement agricole et deforestation en Amazonie bresilienne*. vol. 27, no 1-2, p. 235-253.
- Frizano, J., D.R. Vann, A.H. Johnson et C.M. Johnson. 2003. «Labile Phosphorus in soils of Forest Fallows and Primary Forest in the Bragantina Region, Brazil». *Biotropica*. vol. 35, no 1, p. 2-11.
- Gafura, A., J. R. Jensenb, O. K. Borggaard et L. Petersend. 2003. «Erratum to “Runoff and losses of soil and nutrients from small watersheds under shifting cultivation (Jhum) in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh” [Journal of Hydrology 274 (2003) 30–46]». *Journal of Hydrology*.
- Ghuman, B.S., R. Lal et W. Shearer. 1991. «Land Clearing and Use in the Humid Nigerian Tropics: I. Soil Physical Properties ». *Soil Science Society of America Journal*. vol. 55, p. 184-188
- Giardina, C, Jr. R Sanford et I. C. Dockersmith. 2000. «Changes in soil phosphorus and nitrogen during slash burning of a dry tropical forest». *Soil Science Society of America Journal*. vol. 64, p. 399-405.
- Gicheru, P. T. 1994. «Effects of residue mulch and tillage on soil moisture conservation». *Soil Technology*. vol. 7, no 3, p. 209-220.
- Gijsman, A. J., A. Oberson, D. K. Friesen, J. I. Sanz et R. J. Thomas. 1997. «Nutrient cycling through microbial biomass under rice-pasture rotations replacing native savanna». *Soil Biology and Biochemistry*. vol. 29, no 9-10, p. 1433-1441.
- Gressel, N., J. McColl, C. Preston, R. Newman et R. Powers. 1996. «Linkages between phosphorus transformations and carbon decomposition in a forest soil». *Biogeochemistry*. vol. 33, no 2, p. 97-123.
- Guo, L.B., et M. Gifford. 2002. «Soil carbon stocks and land-use change : a meta analysis». *Global Change Biology*. vol. 8, p. 345-360.
- Herpin, Uwe, C. C. Cerri, M. Conceicao Santana Carvalho, B. Markert, J. Enzweiler, K. Friese et G. Breulmann. 2002. «Biogeochemical dynamics following land use change from forest to pasture in a humid tropical area (Rondonia, Brazil): a multi-element approach by means of XRF-spectroscopy». *The Science of The Total Environment*. vol. 286, no 1-3, p. 97-109.
- Hölscher, D., B. Ludwig, R. F. Moller et H. Folster. 1997. «Dynamic of soil chemical parameters in shifting agriculture in the Eastern Amazon». *Agriculture, Ecosystems & Environment*. vol. 66, no 2, p. 153-163.
- Ikerra, S. T., J. A. Maghembe, P. C. Smithson et R. J. Buresh. 2001. «Dry-season sesbania fallows and their influence on nitrogen availability and maize yields in Malawi». *Agroforestry Systems*. vol. 52, no 1, p. 13-21.

- Islam, K.R. , et R.R. Weil. 2000. «Soil quality indicator properties in the mid-Atlantic region as influenced by conservation management». *Journal of Soil and Water Conservation*. vol. 55, p. 69-78.
- Jin, X., S. Wang et Y. Zhou. 2008. «Microbial CO<sub>2</sub> production from surface and subsurface soil as affected by temperature, moisture, and nitrogen fertilisation». *Australian Journal of Soil Research*. vol. 46, no 3, p. 273-280.
- Jordan, C. F. (1989). *An Amazonian Rainforest. The structure and function of a nutrient stressed ecosystem and the impact of slash-and-burn agriculture. Man and the biosphere series*. J. N. R. Jeffers. Athens, Georgia, USA, Unesco and the Parthenon publishing group. 2: 176 p
- Kanmegne, J., B. Duguma, J. Henrot et N. O. Isirimah. 1999. «Soil fertility enhancement by planted tree-fallow species in the humid lowlands of Cameroon». *Agroforestry Systems*. vol. 46, no 3, p. 239-249.
- Kato, M. S. A., O. R. Kato, M. Denich et P. L. G. Vlek. 1999. «Fire-free alternatives to slash-and-burn for shifting cultivation in the eastern Amazon region: the role of fertilizers». *Field Crops Research*. vol. 62, no 2-3, p. 225-237.
- Kauffman, J. B. 1991. «Survival by Sprouting Following Fire in Tropical Forests of the Eastern Amazon». *Biotropica*. vol. 23, no 3, p. 219-224.
- Khatibu, A. I., R. Lal et R. K. Jana. 1984. «Effects of tillage methods and mulching on erosion and physical properties of a sandy clay loam in an equatorial warm humid region». *Field Crops Research*. vol. 8, p. 239-254.
- Koutika, L. S., C. Nolte, M. Yemefack, R. Ndango, D. Folefoc et S. Weise. 2005. «Leguminous fallows improve soil quality in south-central Cameroon as evidenced by the particulate organic matter status». *Geoderma*. vol. 125, no 3-4, p. 343-354.
- Krishnaswamy, J., et D. D. Richter. 2002. «Properties of advanced weathering-stage soils in tropical forests and pastures». *Soil Science Society of America Journal*. vol. 66, no 1, p. 244-253.
- Malhi, S. S., et R. Lemke. 2007. «Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle». *Soil and Tillage Research*. vol. 96, no 1-2, p. 269-283.
- Malhi, S. S., R. Lemke, Z. H. Wang et Baldev S. Chhabra. 2006. «Tillage, nitrogen and crop residue effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality, and greenhouse gas emissions». *Soil and Tillage Research*. vol. 90, no 1-2, p. 171-183.
- Mackensen, J., D. Holscher, R. Klinge et H. Folster. 1996. «Nutrient transfer to the atmosphere by burning of debris in eastern Amazonia». *Forest Ecology and Management*. vol. 86, no 1-3, p. 121-128.

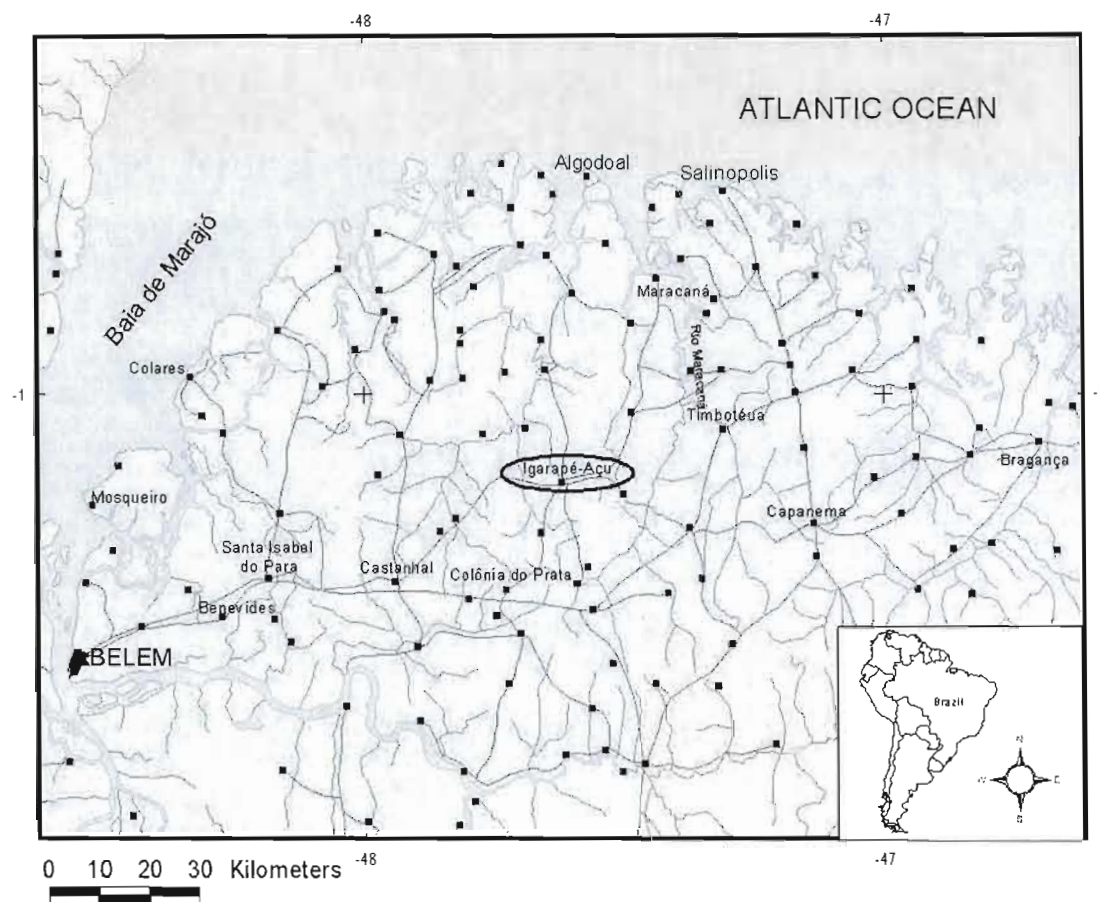
- Markewitz, D., E. A. Davidson, P. Moutinho et D. Nepstad. 2004. «Nutrient loss and redistribution after forest clearing on highly weathered soil in Amazonia». *Ecological Applications*. vol. 14, no 4, p. S177-S199.
- McGrath, D. A., C. K. Smith, H. L. Gholz et F. D. A. Oliveira. 2001a. «Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia». *Ecosystems*. vol. 4, no 7, p. 625-645.
- McGrath, D. A., M. L. Duryea et W. P. Cropper. 2001b. «Soil phosphorus availability and fine root proliferation in Amazonian agroforests 6 years following forest conversion». *Agriculture, Ecosystems & Environment*. vol. 83, no 3, p. 271-284.
- Mehlich, A. 1953. Determinations of P, Ca, Mg, K, Na and NH<sub>4</sub> by North Carolina Soil Testing Laboratories. Raleigh, Mimeo.: University of N. Carolina.
- Milne, R. M., et R. J. Haynes. 2004. «Comparative effects of annual and permanent dairy pastures on soil physical properties in the Tsitsikamma region of South Africa». *Soil Use and Management*. vol. 20, no 1, p. 81-88.
- Mulvaney, R.L. 1996. «Nitrogen- Inorganic Forms ». In *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods*, D. L. Sparks et al (ed.), p. 1123-1184. Madison, WI.: SSSA Book Ser.5. SSSA and ASA.
- Murphey, J., et J.P. Riley. 1962. «A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters». *Anal. Chim. Acta*. vol. 27, p. 31-36.
- Neill, C., M. C. Piccolo, C. C. Cerri, P. A. Steudler, J. M. Melillo et M. Brito. 1997. «Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape». *Oecologia*. vol. 110, no 2, p. 243-252.
- Neill, C., M. C. Piccolo, P. A. Steudler, J. M. Melillo, B. J. Feigl et C. C. Cerri. 1995. «Nitrogen dynamics in soils of forests and active pastures in the western Brazilian Amazon Basin». *Soil Biology and Biochemistry*. vol. 27, no 9, p. 1167-1175.
- Oberson, A., D. K. Friesen, I. M. Rao, S. Bühler et E. Frossard. 2001. «Phosphorus Transformations in an Oxisol under contrasting land-use systems: The role of the soil microbial biomass». *Plant and Soil*. vol. 237, no 2, p. 197-210.
- Obi, M. E. 1999. «The physical and chemical responses of a degraded sandy clay loam soil to cover crops in southern Nigeria». *Plant and Soil*. vol. 211, no 2, p. 165-172.
- Olasantan, F. O. 1999. «Effect of time of mulching on soil temperature and moisture regime and emergence, growth and yield of white yam in western Nigeria». *Soil and Tillage Research*. vol. 50, no 3-4, p. 215-221.



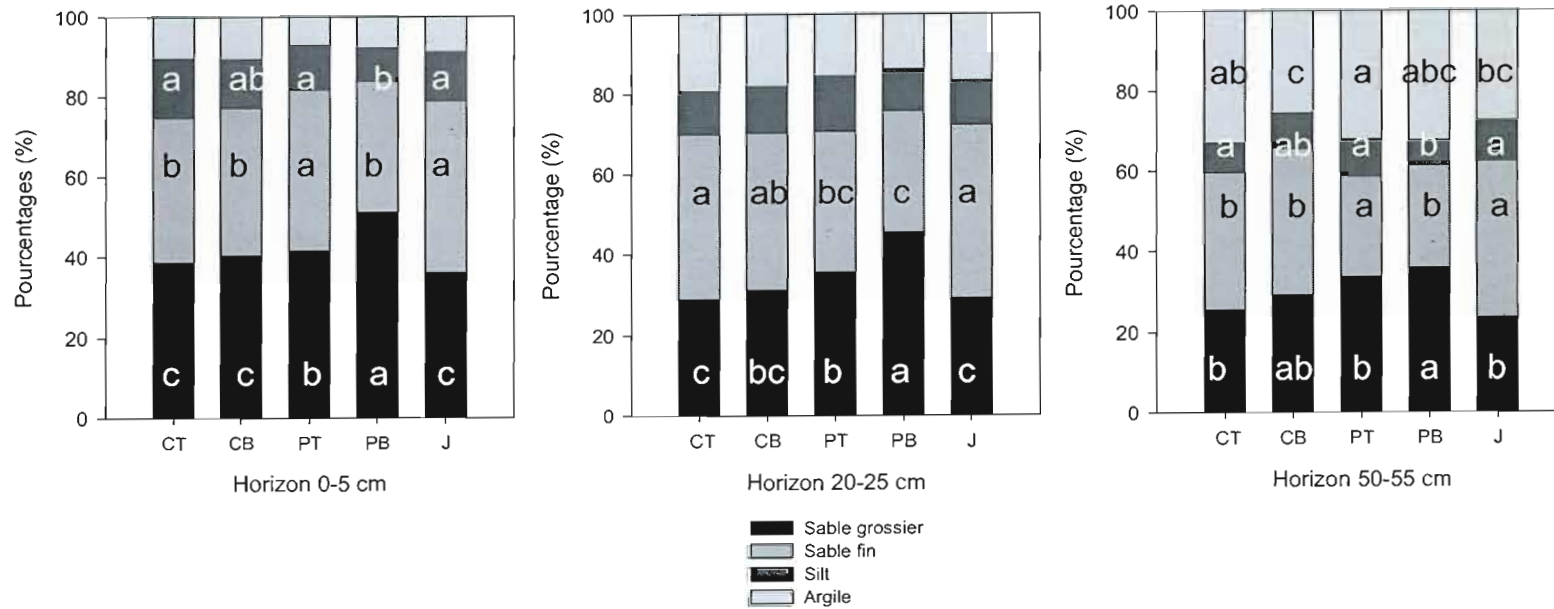
- Ouattara, K., B. Ouattara, A. Assa et P. M. Sedogo. 2006. «Long-term effect of ploughing, and organic matter input on soil moisture characteristics of a Ferric Lixisol in Burkina Faso». *Soil and Tillage Research*. vol. 88, no 1-2, p. 217-224.
- Patry, C. 2008. *Caractérisation de l'usage des jachères forestières par les petits agriculteurs de la région du Rio Tapajós, en Amazonie brésilienne : un levier pour promouvoir une exploitation durable du territoire*. Montréal: Université du Québec à Montréal, xiii, 115 f. p.
- Phiri, S., E. Barrios, I. M. Rao et B. R. Singh. 2001. «Changes in soil organic matter and phosphorus fractions under planted fallows and a crop rotation system on a Colombian volcanic-ash soil». *Plant and Soil*. vol. 231, no 2, p. 211-223.
- Pietola, L., R. Horn et M. Yli-Halla. 2005. «Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil». *Soil and Tillage Research*. vol. 82, no 1, p. 99-108.
- Ramakrishna, A., H. M. Tam, S. P. Wani et T. D. Long. 2006. «Effect of mulch on soil temperature, moisture, weed infestation and yield of groundnut in northern Vietnam». *Field Crops Research*. vol. 95, no 2-3, p. 115-125.
- Rego, R.S., B.N.R. da Silva et R.S.O. Junior. 1993. Detailed soil survey in an area in the municipality of Igarapé-Açu. In: *Summaries of Lectures and Posters Presented at the 1<sup>st</sup> SHIFT-Workshop in Bélem, March 8-13, 1993*. pp. 146. EMBRAPA-CPATU, 202 pp.
- Roulet, M., et C. Grimaldi. 2001. «Le mercure dans les sols d'Amazonie. Origine et comportement du mercure dans les couvertures ferralitiques du bassin amazonien et des Guyanes». In *Le mercure en Amazonie. Rôle de l'Homme et de l'Environnement, Risques Sanitaires.*, IRD éditions. Paris: Institut de Recherche pour le Développement.
- Roulet, M., M. Lucotte, N. Farella, G. Serique, H. Coelho, C. J. S. Passos, E. D. da Silva, P. S. de Andrade, D. Mergler, J. R. D. Guimaraes et M. Amorim. 1999. «Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems». *Water Air and Soil Pollution*. vol. 112, no 3-4, p. 297-313
- Rousseau, G.X., P.R.S. Silva et C.J.R. de Carvalho. 2008. «Earthworms, ants and other arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agro-ecosystems from Eastern Brazilian Amazonia. ». *Acta Zoologica Mexicana* (accepté).
- Sanchez, P. A. 1999. «Improved fallows come of age in the tropics». *Agroforestry Systems*. vol. 47, no 1-3, p. 3-12.
- Sanchez, P. A., J. H. Villachica et D. E. Bandy. 1983. «Soil fertility dynamics after clearing a tropical rainforest in Peru». *Soil Science Society of America Journal*. vol. 47, no 6, p. 1117-1178.

- Sarkar, S., M. Paramanick et S. B. Goswami. 2007. «Soil temperature, water use and yield of yellow sarson (*Brassica napus* L. var. *glauca*) in relation to tillage intensity and mulch management under rainfed lowland ecosystem in eastern India». *Soil and Tillage Research*. vol. 93, no 1, p. 94-101.
- Sarkar, S., et S. R. Singh. 2007. «Interactive effect of tillage depth and mulch on soil temperature, productivity and water use pattern of rainfed barley (*Hordium vulgare* L.)». *Soil and Tillage Research*. vol. 92, no 1-2, p. 79-86.
- SAS Institute. 2003. JUMP, version 5.1. Logiciel informatique. Cary, NC, USA
- Sharma, P. K., et C. L. Acharya. 2000. «Carry-over of residual soil moisture with mulching and conservation tillage practices for sowing of rainfed wheat (*Triticum aestivum* L.) in north-west India». *Soil and Tillage Research*. vol. 57, no 1-2, p. 43-52.
- Sharma, P. K., P. C. Kharwara et R. K. Tewatia. 1990. «Residual soil moisture and wheat yield in relation to mulching and tillage during preceding rainfed crop». *Soil and Tillage Research*. vol. 15, no 3, p. 279-284.
- Sommer, R., M. Denich et P. L. G. Vlek. 2000. «Carbon storage and root penetration in deep soils under small-farmer land-use systems in the Eastern Amazon region, Brazil». *Plant and Soil*. vol. 219, no 1, p. 231-241.
- SYSTAT Software Incorporation. 2002. Sigma Plot version 9: Logiciel informatique.
- Szott, L., et C. Palm. 1996. «Nutrient stocks in managed and natural humid tropical fallows». *Plant and Soil*. vol. 186, no 2, p. 293-309.
- Szott, L. T., C. A. Palm et R. J. Buresh. 1999. «Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics». *Agroforestry Systems*. vol. 47, no 1-3, p. 163-196.
- Tate, K., et I. Salcedo. 1988. «Phosphorus control of soil organic matter accumulation and cycling». *Biogeochemistry*. vol. 5, no 1, p. 99-107.
- Thales, M.C., A.M. Alves, J.R.D. Oliveira, M.G. Piketty, J.B. Veiga, R. Pocard-Chapuis et J.F. Tourrand. 2003. «Les stratégies d'acteurs dans la construction de paysages sur le front pionnier du Sul do Pará en Amazonie orientale brésilienne». In *Actes du colloque international Umr Sagert (25-27 février)*.
- Thomas, R.L., R.W. Sueurd et J.P. Moyer. 1967. «Comparison of conventional and automated procedures for nitrogen, phosphorus and potassium analysis of plant material using a single digest». *Agronomy Journal*. vol. 99, p. 240-243.
- Tian, G., G. O. Kolawole, F. K. Salako et B. T. Kang. 1999. «An improved cover crop-fallow system for sustainable management of low activity clay soils of the tropics». *Soil Science*. vol. 164, no 9, p. 671-682.

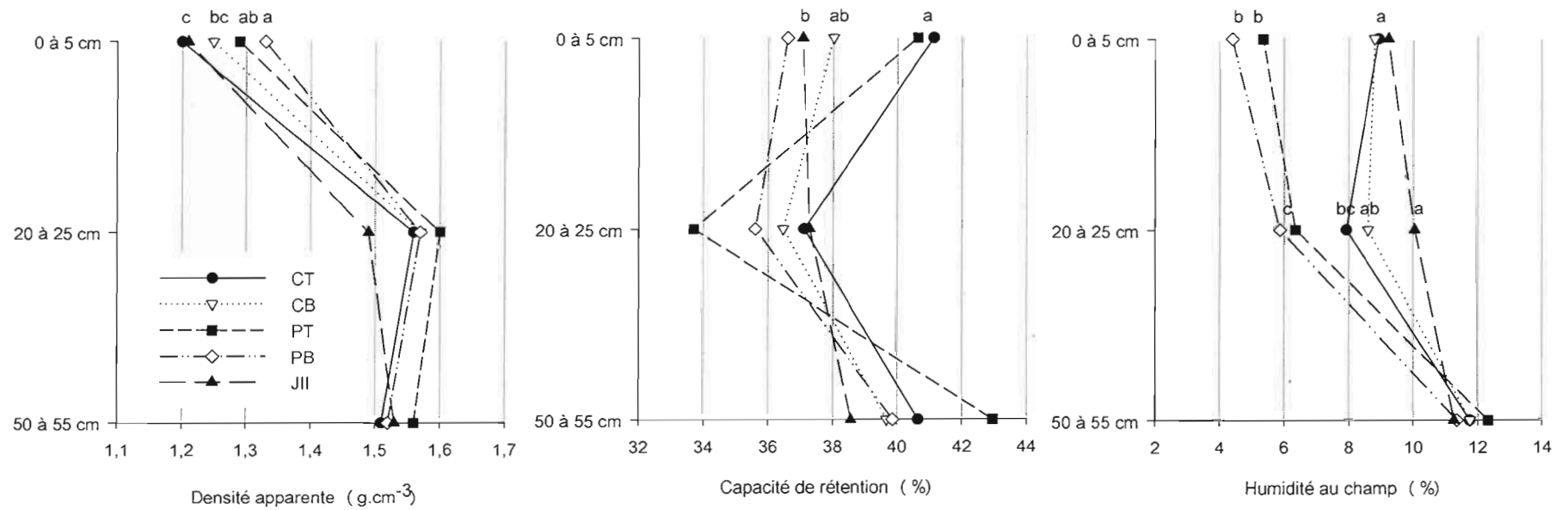
- USDA - Soil Survey Staff. 1999. «Soil Taxonomy. ». In A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. 2e edition, United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service, p. 871. Washington D.C.
- Vezina, K., F. Bonn et C. P. Van. 2006. «Agricultural land-use patterns and soil erosion vulnerability of watershed units in Vietnam's northern highlands». *Landscape Ecology*. vol. 21, no 8, p. 1311-1325.
- Vielhauer, K., M. Denich, O. R. Kato, M. do Socorro Kato, T. D. De Abreu Sá et P. L. G. Vlek. 2004. «Viability of mechanized chop-and-mulch as soil improving alternative to manual slash-and-burn land preparation». In *Rural poverty reduction through research for development* (October 5-7): Deutscher tropentag.
- Vielhauer, K., T. D. D. Sa et M. Denich. 2000. «Modification of a traditional crop-fallow system towards ecologically and economically sound options in the Eastern Amazon». In *Session 4 : Living resources management: approaches, techniques, variability* (September 3-8, 2000).
- Wu, Jinshui, Min Huang, He-Ai Xiao, Yi-Rong Su, Cheng-Li Tong, Dao-You Huang et J. Syers. 2007. «Dynamics in microbial immobilization and transformations of phosphorus in highly weathered subtropical soil following organic amendments». *Plant and Soil*. vol. 290, no 1, p. 333-342.
- Yiridoe, E. K., A. S. Langyintuo et W. Dogbe. 2006. «Economics of the impact of alternative rice cropping systems on subsistence farming: Whole-farm analysis in northern Ghana». *Agricultural Systems*. vol. 91, no 1-2, p. 102-121.



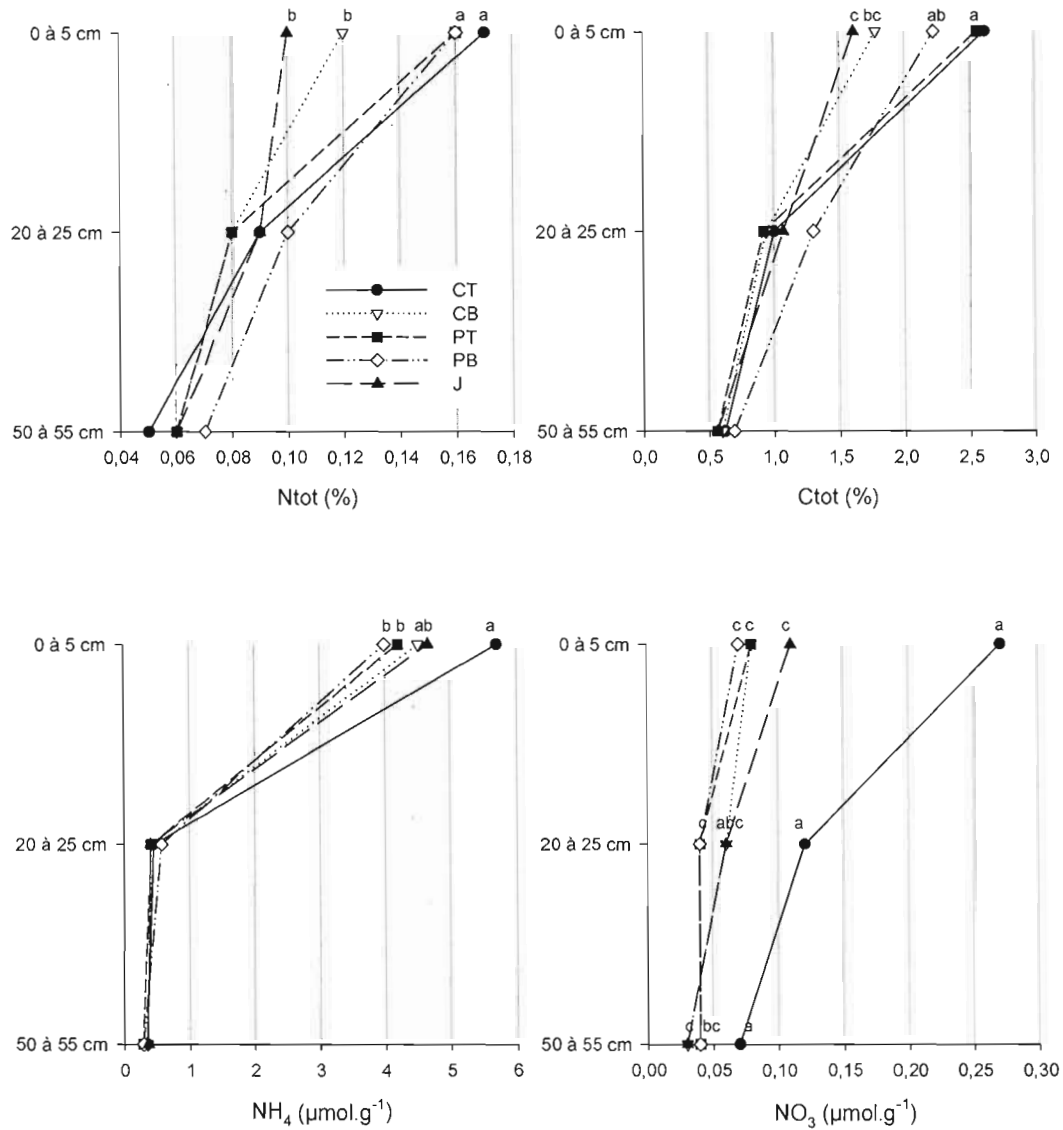
**Figure 1. Carte du Nord-Est de l'État du Pará, Brésil. La localisation de la municipalité d'Igarapé-Açu est entourée d'un cercle. (source : Cattanio, 2002).**



**Figure 2. Texture du sol des différentes parcelles.** La légende s'applique à tous les graphiques. Lorsque significatifs ( $p < 0,05$ ), les résultats des tests de Tukey sont représentés par les lettres a, b et qui comparent les proportions des classes granulométriques de chaque traitement pour un horizon donné.

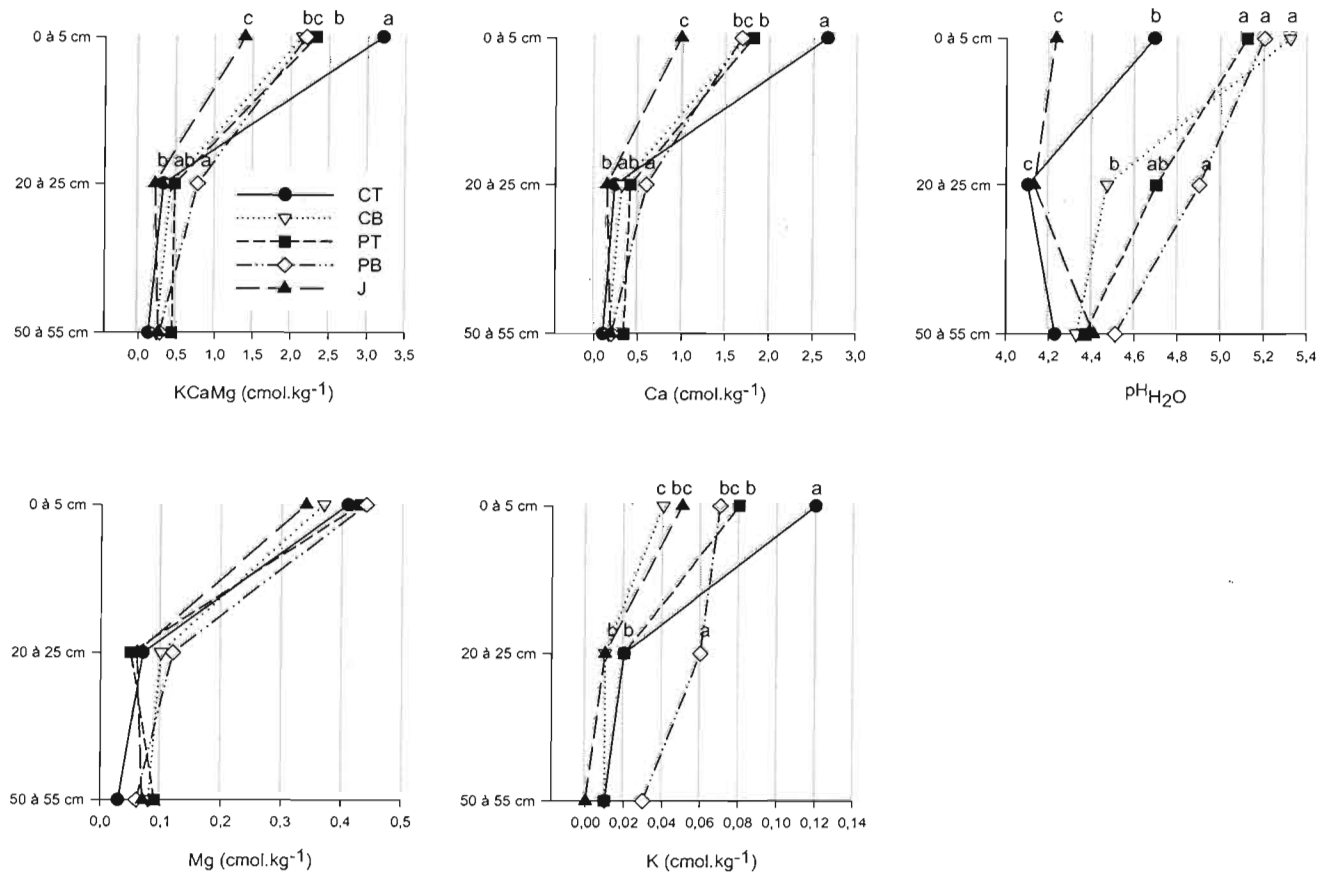


**Figure 3. Profils des variables physiques (densité apparente, capacité de rétention et humidité au champ) des différents usages du sol.** Les tests de Tukey, effectués au sein d'un même horizon sont représentés par les lettres (a, c, b, etc.) uniquement lorsque les différences entre les usages sont significatives ( $p < 0.05$ ). La légende s'applique à tous les graphiques.

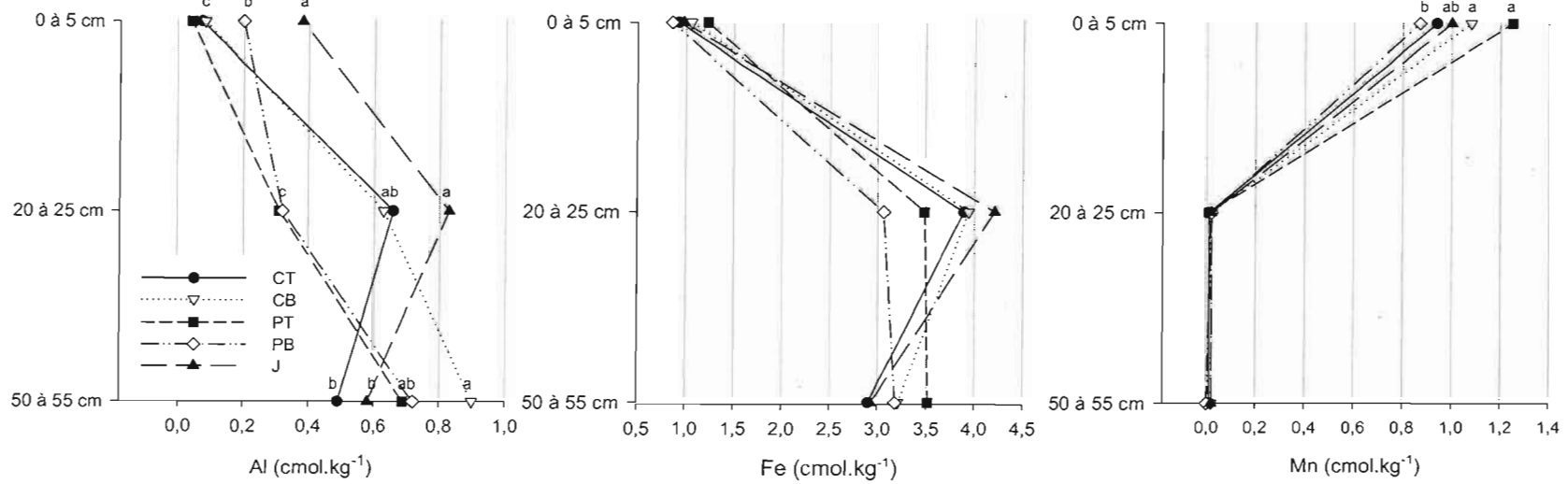


**Figure 4.** Profils des teneurs des variables associées à la matière organique ( $N_{tot}$ ,  $C_{tot}$ ,  $NH_4$ ,  $NO_3$ ) des différents usages du sol. Les tests de Tukey, effectués au sein d'un même horizon sont représentés par les lettres (a, c, b, etc.) uniquement lorsque les différences entre les usages sont significatives ( $p < 0.05$ ).

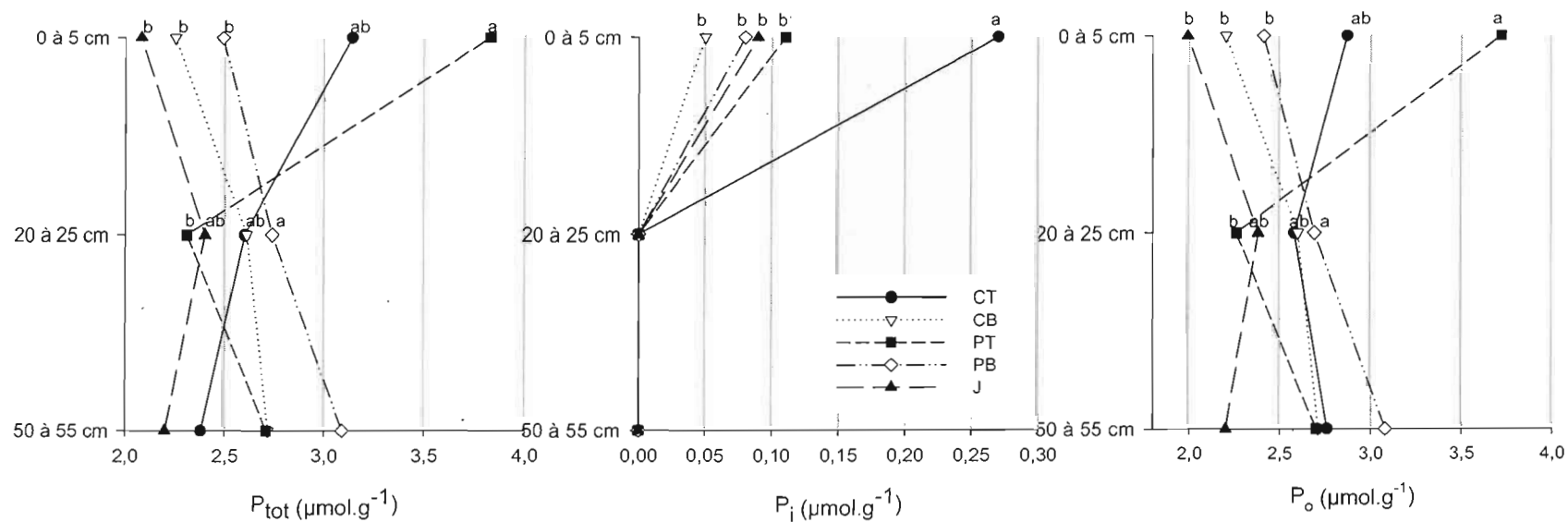




**Figure 5. Profils des concentrations en cations majeurs disponibles (Potassium (K), Calcium (Ca), Magnésium (Mg)), somme des concentrations des trois cations majeurs (KCaMg)) et du pH des différents usages du sol. Les tests de Tukey, effectués au sein d'un même horizon sont représentés par les lettres (a, c, b, etc.) uniquement lorsque les différences entre les usages sont significatives ( $p < 0.05$ ). La légende s'applique à tous les graphiques.**



**Figure 6. Profils des concentrations en cations mineurs disponibles Al, Fe et Mn des différents usages du sol.** Les tests de Tukey, effectués au sein d'un même horizon sont représentés par les lettres (a, c, b, etc.) uniquement lorsque les différences entre les usages sont significatives ( $p < 0.05$ ). La légende s'applique à tous les graphiques.



**Figure 7. Profils des concentrations en phosphore total ( $P_{tot}$ ), phosphore inorganique ( $P_i$ ) et phosphore organique ( $P_o$ ) des différents usages du sol.** Les tests de Tukey, effectués au sein d'un même horizon sont représentés par les lettres (a, c, b, etc.) uniquement lorsque les différences entre les usages sont significatives ( $p < 0.05$ ). La légende s'applique à tous les graphiques.

## CHAPITRE II

### **Impacts des usages sur les teneurs en mercure de sols amazoniens de colonisation ancienne**

Comte, Irina<sup>1</sup>, Davidson, Robert<sup>2,3</sup>, Lucotte, Marc<sup>1</sup>, José Reis de Carvalho, Claudio<sup>4</sup>, Oliveira de Assis, Francisco<sup>5</sup>, Pantoja da Silva, Breno<sup>6</sup>, Rousseau, Guillaume Xavier<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Centre de recherche en géochimie et en géodynamique, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, Canada; <sup>2</sup> Biodôme de Montréal, Qc, Canada; <sup>3</sup> Institut des sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, Canada; <sup>4</sup> EMBRAPA Amazônia Oriental, Belém, Brésil; <sup>5</sup> Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, Brésil; <sup>6</sup> Universidade Estadual do Pará, Belém, Brésil.

Ce chapitre sera soumis, dans sa version anglaise, pour publication dans la revue Water, Air and Soil Pollution.

#### Résumé

De nombreuses études ont montré le lien entre le déboisement par le feu et la contamination mercurielle des écosystèmes aquatiques en Amazonie brésilienne. Cette étude se propose de quantifier les teneurs en mercure de sols longtemps exploités, de comparer les impacts sur les teneurs en mercure de différents usages du sol, en particulier de vérifier le potentiel de la pratique de la trituration des jachères, comme alternative au défrichage par le feu, sur la rétention du mercure dans un sol de colonisation ancienne. Les différents usages inclus dans cette étude sont : 1) une séquence de culture alternative (CT) comprenant l'amélioration de la jachère par des légumineuses fixatrices d'azote et l'usage de la trituration comme technique de défrichage, 2) une séquence de culture traditionnelle (CB) établie sur brûlis, 3) un pâturage établi à la suite d'une jachère triturée (PT), 4) un pâturage établi sur brûlis (PB), 5) une jachère forestière de 40 ans (J), utilisée comme témoin. Les parcelles ont été échantillonnées sur trois horizons (0-5cm, 20-25 cm et 50-55 cm), les teneurs en mercure normalisées par rapport à la densité, à la teneur en argile et à la matière organique du sol et les facteurs d'enrichissement entre les horizons calculées. Les sols étudiés ont révélées des teneurs en mercure très faibles (de  $24.83 \pm 13.90$  à  $49.48 \pm 30.05$  ng.g<sup>-1</sup> dans l'horizon 0-5 cm), comparativement à des sols de même type dans des régions moins anthropisées. Le long historique d'exploitation des sols étudiés a entraîné d'importantes pertes de mercure dans l'horizon de surface, fait souligné par l'enrichissement marqué en Hg depuis l'horizon de surface vers les horizons profonds. L'impact prépondérant des différents épisodes de brûlis opérés avant la mise en place du dispositif expérimental ne nous a pas permis de discerner un effet positif potentiel de la pratique de la trituration des jachères sur la rétention du mercure du sol dans les cultures et les pâturages. Par ailleurs, si certains processus liés à la présence du paillis organique favoriseraient la rétention du mercure (diminution de la volatilisation, augmentation du nombre de sites cationiques), d'autres, au contraire, pourraient faciliter les pertes de ce métal par le système (compétition cationique et dislocation, mobilisation par la matière organique dissoute).

Mots clés: Amazonie, colonisation ancienne, culture sur brûlis, mercure, sol, trituration des jachères.

## 1- Introduction

Le problème de la contamination au mercure en Amazonie brésilienne a été soulevé lorsque des chercheurs ont mis en évidence de fortes concentrations de mercure dans les poissons de cette région (da Silva Brabo *et al.*, 2000; Lebel *et al.*, 1997; Lechler *et al.*, 2000; Malm *et al.*, 1995). Des études ont montré que le mercure, méthylé par activité bactérienne dans les écosystèmes aquatiques, devient assimilable par les organismes vivants et se bioaccumule dans toute la chaîne trophique jusqu'à l'humain (Akagi et Naganuma, 2000; Artaxo *et al.*, 2000; Brabo *et al.*, 2003; Da Silva *et al.*, 2005; Guimarães *et al.*, 2000; Roulet *et al.*, 1998a; Roulet *et al.*, 1998b; Roulet *et al.*, 1999). Cette présence du métal lourd a d'abord été imputée aux activités d'orpaillage, fréquentes en Amazonie, qui libèrent du mercure tant dans l'atmosphère que dans les cours d'eau (Akagi *et al.*, 1995; Lacerda *et al.*, 2004). Cependant, de fortes concentrations en mercure mesurées dans les sols amazoniens et dans les cours d'eau de régions préservées des activités aurifères, ainsi que l'étude de l'historique d'accumulation du Hg dans les sédiments, soulignèrent l'importance du rôle que les sols pouvaient jouer dans le cycle amazonien du mercure (Farella *et al.*, 2001; Fostier *et al.*, 2000; Roulet *et al.*, 2000; Roulet *et al.*, 1998b; Roulet *et al.*, 1999; Roulet *et al.*, 1998a). En effet, de récentes études ont mis en évidence le rôle qu'exercent les sols dans le cycle biogéochimique du mercure, comme réservoirs émetteurs et récepteurs de ce métal vers les compartiments atmosphériques et hydrologiques (Amirbahman *et al.*, 2004; de Oliveira *et al.*, 2007; Mainville, 2004). Les flux de Hg sont contrôlés par différents processus incluant des réactions photochimiques, des réactions d'oxydo-réduction et des transformations microbiennes (Fadini et Jardim, 2001). Selon Gabriel et Williamson, (2004), les sols contribuent largement à la présence du contaminant dans les cours d'eau. Farella *et al.* (2001) ont ainsi observé une augmentation substantielle des concentrations en Hg dans les sédiments, synchrone avec des changements drastiques d'apports terrigènes de matière organique associés à la déforestation. Des études récentes ont aussi montré que l'usage du

brûlis, méthode de déforestation prédominante en Amazonie brésilienne, provoque un déséquilibre majeur dans le cycle naturel du mercure et contribue à la contamination de l'environnement amazonien : 1) la combustion de la biomasse végétale libère du Hg dans l'atmosphère qui se redépose ensuite sur les sols et dans les cours d'eau (Hacon *et al.*, 1995; Lindberg *et al.*, 1995); 2) les cations contenus dans les cendres et rapidement incorporés dans le sol après un brûlis entrent en compétition avec les atomes de mercure déjà présents et favorisent leur remobilisation (Farella *et al.*, 2007; Farella *et al.*, 2006); 3) l'érosion accrue des sols défrichés entraîne une libération du Hg qui migre ensuite vers les écosystèmes aquatiques (Roulet *et al.*, 1998a; Roulet *et al.*, 1999; Fostier *et al.*, 2000; Magarelli et Fostier, 2005).

Depuis une dizaine d'années, le projet germano-brésilien SHIFT-Tipitamba, développe une nouvelle méthode de défrichage sans usage du feu : la trituration des jachères forestières (*Chop-and-mulch*), dans le but de préserver la qualité des sols agricoles (Denich *et al.*, 2000). Diverses études ont montré que, contrairement au brûlis, cette méthode limitait l'érosion des sols et favorisait un apport plus progressif de nutriments (Barrios et Guillermo Cobo, 2004; Hoang Fagerström *et al.*, 2002; Sommer *et al.*, 2004). Cette pratique sans feu pourrait ainsi potentiellement limiter les pertes de mercure du sol liées à la déforestation. Le projet a été mis en place dans la région bragantine en Amazonie orientale. Occupée depuis plus d'un siècle, cette région constitue l'une des plus anciennes zones de colonisation de l'Amazonie brésilienne (Smith *et al.*, 1995). Jusqu'à présent, aucune étude sur le mercure n'a été menée dans un contexte de colonisation ancienne. Or étudier les caractéristiques du mercure dans les sols de cette région nous donnerait un aperçu de la situation à laquelle l'Amazonie colonisée devrait faire face d'ici quelques dizaines d'années concernant le problème de contamination au mercure. Le protocole expérimental du projet SHIFT-Tipitamba dans lequel s'inscrit cette étude nous a permis de travailler sur un panel diversifié d'usages du sol et d'en observer les effets sur les propriétés physico-chimiques du sol dans un premier temps (voir chapitre 1) et sur le mercure du sol dans un second temps. Dans le cadre de ce projet, nous avons pu notamment étudier les effets de la trituration sur le mercure contenu dans des sols agricoles longuement exploités, ce qui n'avait jamais été fait jusqu'ici. D'autre part, nous avons procédé à un maillage serré avec des échantillons prélevés tous les 25 mètres, sur trois

horizons, ce qui n'a également jamais été réalisé dans le cadre d'études sur le mercure. Les objectifs de cette étude sont ainsi : 1) quantifier les concentrations en mercure de sols de colonisation ancienne, 2) évaluer les effets de différents usages du sol sur les concentrations en mercure, notamment les effets du brûlis versus ceux de la trituration sur ces sols longtemps exploités, 3) étudier le comportement du mercure le long du profil de sol, en fonction de ces usages.

## 2- Matériel et méthodes

La caractérisation de la zone d'étude, l'historique d'utilisation des parcelles (cf Introduction, figure 1), les méthodes d'échantillonnage employées, ainsi que les méthodes d'analyses de laboratoire concernant les propriétés physico-chimiques des sols ont été décrites en détail au chapitre 1 de ce mémoire. Concernant les analyses de mercure, le Hg total a d'abord été extrait avec HNO<sub>3</sub> et HCl puis mesuré par fluorescence atomique à vapeur froide (Pichet *et al.*, 1999).

### Analyses statistiques

Afin d'analyser en détail le comportement du mercure en fonction des usages et des horizons, nous avons repris les tests de comparaison de moyennes effectués pour le chapitre 1 sur les données des variables physico-chimiques de ce mémoire auxquels nous avons rajoutés les mêmes tests de normalité (Shapiro-Wilk) et de comparaison de moyennes (Wilcoxon et Tuckey) sur les données de mercure. Afin de mieux isoler les effets des usages sur les teneurs en Hg<sub>tot</sub>, nous avons procédé à des normalisations<sup>6</sup> par rapport à la densité apparente du sol, à la teneur en argile et à la teneur en matière organique, valeurs sur lesquelles nous avons également appliqué les tests de Wilcoxon et de Tukey. Afin d'affiner ces premières analyses,

---

<sup>6</sup> La normalisation des valeurs de mercure consiste à calculer le rapport de la concentration de mercure en ng.g<sup>-1</sup> sur la densité apparente (g.cm<sup>-3</sup>), ou sur la teneur en argile (%) ou encore sur la teneur en matière organique (C<sub>tot</sub> %).



nous avons ensuite procédé à des tests de corrélation de Spearman entre le Hg et les autres variables, en fonction de chaque usage à chaque horizon, après avoir vérifié la linéarité de leurs relations. Enfin, pour chaque usage du sol, nous avons calculé les facteurs d'enrichissement<sup>7</sup> entre les différents horizons sur lesquels ont également été appliqués des tests de Wilcoxon et de Tukey. L'ensemble des analyses statistiques a été effectuée à l'aide des logiciels JMP 5.1 (SAS Institute, 2003) et les graphiques grâce au logiciel Sigma Plot (SYSTAT Software Inc., 2002).

### 3- Résultats

Les tableaux 1a et 1b résument les résultats d'analyses des propriétés physico-chimiques des parcelles étudiées, propriétés analysées et discutées en détail dans le chapitre 1 de ce mémoire.

#### 3.1. Distribution du mercure en surface

Les teneurs de  $Hg_{tot}$  exprimées en fonction du poids de sol et mesurées en surface sont faibles dans tous les usages. Elles varient de  $24,83 \pm 13,90$  (parcelle PB) à  $49,98 \pm 30,05$   $ng.g^{-1}$  (jachère de 40 ans). Bien que les concentrations exprimées en  $ng.g^{-1}$  observées en surface dans la jachère forestière de 40 ans soient les plus élevées, d'après les tests de Wilcoxon et de Tukey elles ne sont statiquement supérieures que par rapport aux pâturages et similaires aux concentrations mesurées dans les cultures ( $37,03$  à  $41,39$   $ng.g^{-1}$ ). Toutefois, lorsque ces concentrations sont normalisées par rapport à la matière organique, la teneur en mercure de la jachère est significativement plus élevée que dans tous les autres usages. Les teneurs rencontrées dans les cultures et les pâturages se distinguent difficilement les unes des autres : d'un côté CT, CB et PT sont similaires, de l'autre CB, PT et PB le sont aussi. Lorsque les concentrations sont normalisées par rapport aux teneurs en argile et en matière organique,

---

<sup>7</sup> Les facteurs d'enrichissement ont été déterminés en calculant le rapport entre la concentration en mercure des horizons inférieurs sur celle de l'horizon de surface.

elles ne sont plus statistiquement différentes entre ces quatre usages (CT, CB, PT et PB). Les tests de Tukey effectués sur les valeurs de Hg exprimées en  $\text{ng.cm}^{-3}$ , même normalisées par rapport aux teneurs en argile et en matière organique, aboutissent à des résultats similaires (tableau 2).

### 3.2. Distribution du mercure dans les horizons profonds

Les concentrations de Hg (exprimées en  $\text{ng.g}^{-1}$ ) augmentent dans les horizons inférieurs dans toutes les parcelles. Elles varient entre  $60 \pm 28$  (jachère foestière de 40 ans) et  $111 \pm 47 \text{ ng.g}^{-1}$  (parcelle PT) à l'horizon 20-25 cm. A 50-55 cm, elles atteignent  $82 \pm 40$  (jachère de 40 ans) à  $160 \pm 50 \text{ ng.g}^{-1}$  (PT). Quant aux différences de concentrations de Hg entre les usages elles s'amenuisent avec la profondeur. À 50-55 cm, PT présente une concentration de Hg significativement plus élevée que celle des autres usages, tandis que CT, CB, PB et J ne présentent pas de concentrations statistiquement différentes ( $82$  à  $90 \text{ ng.g}^{-1}$ ), et ce également sur les valeurs normalisées. Sur les valeurs exprimées en  $\text{ng.cm}^{-3}$ , les tendances sont très similaires. Cette augmentation des concentrations de Hg dans les horizons inférieurs se traduit par des facteurs d'enrichissement relativement élevés (tableau 3). Ces facteurs varient de  $1,39 \pm 0,75$  (J) à  $5,67 \pm 6,44$  (PT) entre les horizons 0-5 et 20-25 cm bien qu'ils ne soient pas statistiquement différents. Les différences sont plus marquées entre les horizons 0-5 et 50-55 cm : les pâturages présentent les plus forts taux d'enrichissement ( $4,08 \pm 1,34$  et  $4,90 \pm 1,40$  pour PB et PT respectivement), suivis par les cultures ( $2,27 \pm 0,31$  et  $2,45 \pm 0,84$  pour CT et CB respectivement). Le plus faible facteur d'enrichissement apparaît dans la forêt secondaire :  $1,90 \pm 1,08$ . Les facteurs d'enrichissement sont plus élevés entre les horizons 0-5 et 20-25 cm qu'entre les horizons 20-25 et 50-55 cm, pour tous les usages.

### 3.3. Comportement du mercure le long des profils de sol

Les tests de corrélation de Spearman (tableau 4) montrent que dans les usages CT, CB et PT, le Hg apparaît positivement corrélé à la matière organique ( $r$  compris entre 0,37 et 0,47;  $p <$

0,001 pour  $C_{\text{tot}}$  et  $N_{\text{tot}}$ ) dans l'horizon de surface. Dans PB par contre, les teneurs en matière organique ne sont pas corrélées aux teneurs en Hg ( $r = 0,03$  et  $0,19$  pour  $C_{\text{tot}}$  et  $N_{\text{tot}}$  respectivement). Celles-ci semblent au contraire fortement corrélées aux teneurs en argile ( $r = 0,50$ ). Quant à la forêt secondaire, ses teneurs de Hg ne présentent pas de corrélations significatives ni avec la matière organique, ni avec les teneurs en argile. À l'horizon 20-25 cm<sup>8</sup>, les teneurs en Hg exprimées en  $\text{ng.g}^{-1}$  des parcelles CB et PT ne sont plus positivement corrélées aux teneurs en matière organique. Dans le cas de PB, les corrélations avec la matière organique sont même fortement négatives ( $r_{C_{\text{tot}}} = -0,81$  et  $r_{N_{\text{tot}}} = -0,87$ ). En revanche une forte corrélation avec Ca y est observée ( $r_{Ca} = 0,78$ ). Quant à la forêt secondaire, ses teneurs en Hg sont fortement négativement corrélées à la fois à la matière organique ( $r_{C_{\text{tot}}} = -0,78$ ;  $r_{N_{\text{tot}}} = -0,76$ ;  $r_{\text{Arg}} = -0,73$ ) et à l'argile, mais positivement corrélées au  $K^+$  et au  $Fe^{3+}$  ( $r_K = 0,75$ ;  $r_{Fe} = 0,71$ ). Dans l'horizon 50-55 cm, le mercure n'est plus positivement corrélé à la matière organique dans aucun des usages. D'autre part, seuls la jachère forestière et PB présentent des corrélations significativement positives entre le Hg et les teneurs en argile. En revanche, on observe des corrélations positives du Hg avec Mg et Ca. Ces corrélations sont très fortes dans la jachère ( $r_{Mg} = 0,90$  et  $r_{Ca} = 0,91$  respectivement), moins fortes dans les autres usages ( $r_{Mg}$  compris entre  $0,18$  et  $0,34$ ; et  $r_{Ca}$  compris entre  $0,39$  et  $0,58$ ).

#### 4- Discussion

##### 4.1 Très faibles teneurs de Hg dans les sols de colonisation ancienne

Les teneurs de Hg mesurées dans les sols étudiés s'avèrent particulièrement faibles, de  $24,83 \pm 13,90$  à  $49,48 \pm 30,05 \text{ ng.g}^{-1}$  dans l'horizon 0-5 cm, et restent en deçà des valeurs généralement rapportées dans la littérature. Par exemple, des études menées dans la région du Tapajós en Amazonie centrale, également sur des Ultisols argilo-sablonneux mais sous forêt primaire, rapportent des teneurs plus élevées :  $87 \pm 43 \text{ ng.g}^{-1}$  en surface (Patry, 2008),  $61 \pm 25 \text{ ng.g}^{-1}$  (Béliveau, 2007) et de  $55$  à  $70 \text{ ng.g}^{-1}$  (Farella *et al.*, 2007). Dans le bassin du Rio

<sup>8</sup> Suite à un problème technique, nous n'avons malheureusement pas pu obtenir les données permettant le calcul des coefficients de corrélation de l'horizon 20-25 cm de la parcelle CT.

Negro, Fadini et Jardim (2001) ont mesuré de fortes teneurs de Hg ( $164 \text{ ng.g}^{-1}$  en moyenne). Selon Grigal (2003), la teneur de base en Hg dans les sols amazoniens serait de  $140 \text{ ng.g}^{-1}$ .

De nombreuses études ont mis en évidence l'importance du rôle joué par la matière organique et l'argile dans la distribution du mercure dans les sols (Schuster, 1991; Wasserman *et al.*, 2003). Les sols de la région Bragantina, caractérisés par de faibles teneurs en argile et en matière organique, compteraient parmi les plus pauvres d'Amazonie brésilienne (Smith *et al.*, 1995), ce qui serait associé à une faible capacité d'adsorption du Hg. Toutefois, le long historique d'utilisation des terres dans cette région, colonisée depuis le 19<sup>ème</sup> siècle, contribuerait fortement à ces faibles teneurs. D'une part, les concentrations de Hg mesurées en surface, tant absolues que normalisées par rapport aux teneurs en argile et en matière organique, sont faibles par rapport à celles enregistrées sur les mêmes types de sols dans des régions plus récemment colonisées (Brabo *et al.*, 2003; de Oliveira *et al.*, 2007). Brabo *et al.* (2003) ont ainsi mesuré une teneur moyenne de  $77 \pm 26 \text{ ng.g}^{-1}$  dans l'horizon 0-10 cm d'un sol sablo-argileux extrêmement en pauvre matière organique, dans l'Acre. D'autre part, les facteurs d'enrichissement calculés dans cette étude sont particulièrement élevés : de 1,39 à 5,67 entre les horizons 0-5 et 20-25 cm, et de 1,90 à 4,90 entre les horizons 0-5 cm et 50-55 cm. D'après les données de de Oliveira *et al.* (2007), le facteur d'enrichissement calculé entre les horizons 0-10 cm et 20-40 cm dans les terres fermes du bassin du Rio Negro varient entre 0,97 et 1,21. Dans la région du Tapajós, les facteurs d'enrichissement de Hg calculés sous forêt primaire entre les horizons 0-5 cm et 20-25 cm varient de 1,44 (Mémoire de maîtrise de Patry, 2008) à 1,72 (Mémoire de maîtrise de Béliveau, 2007). Bien que des facteurs d'enrichissement élevés puissent également souligner une percolation importante du Hg vers les horizons inférieurs, ni la topographie ni la structure du sol du site étudié ne justifient une percolation du mercure si élevée par rapport aux autres sols amazoniens de même type. En revanche les facteurs d'enrichissement significativement plus élevés dans les pâturages entre les horizons 0-5 et 50-55 cm ( $4,08 \pm 1,34$  et  $4,90 \pm 1,40$  pour PB et PT respectivement) que dans les cultures ( $2,27 \pm 0,31$  pour CT et  $2,45 \pm 0,84$  pour CB) peuvent s'expliquer par leur texture légèrement plus sablonneuse. Les facteurs d'enrichissement élevés enregistrés dans cette étude traduiraient donc davantage de fortes pertes de Hg en surface, dues à l'utilisation ancienne des sols. En effet, une colonisation

ancienne des terres en Amazonie brésilienne s'accompagne de nombreux épisodes de brûlis. Or Farella *et al.* (2006) ont souligné le rôle prépondérant du feu sur la perte de Hg par le système. Les sols amazoniens, caractérisés par la perte de bases Na, Ca, Mg, K (Jordan, 1984) et par une abondance de  $\text{Al}^{3+}$  et  $\text{H}^+$  qui occupent la majorité des sites cationiques (Vitousek et Sanford, 1986), possèdent une faible capacité d'adsorption (Jordan, 1985). Lors de la combustion de la biomasse forestière, l'apport soudain d'une grande quantité de cations dans le sol déstabilise le précédent équilibre cationique. Les nouveaux cations entrent en compétition avec les atomes de mercure déjà présents dans le sol pour l'occupation des sites cationiques. Ceux-ci, remobilisés, sont alors susceptibles d'être lessivés hors du système (Farella *et al.*, 2006). Par ailleurs, ces sols ont subi de multiples épisodes de défrichement, favorisant l'érosion en particulier de la matière organique et de la fraction fine de la surface du sol (Roulet et Grimaldi, 2001), tel que le soulignent les données reliées à la matière organique et aux argiles quand on compare l'horizon de surface à ceux des profondeurs. Or c'est dans la fraction fine du sol que se retrouvent les oxyhydroxydes de fer, qui jouent un rôle particulièrement important dans l'adsorption du mercure par les sols amazoniens (Roulet *et al.*, 1998a; Roulet *et al.*, 1999).

#### 4.2. Meilleure rétention du Hg dans la forêt secondaire

Bien que tous les usages étudiés présentent de faibles teneurs en Hg, les valeurs rencontrées dans la forêt secondaire de 40 ans tendent à être plus élevées que celles mesurées dans les autres usages récemment perturbés et le facteur d'enrichissement de cette forêt est aussi significativement plus faible entre les horizons 0-5 et 50-55 cm. Farella *et al.* (2007) et Fostier *et al.* (2000) ont également enregistré une meilleure rétention du Hg dans les sols sous couvert forestier, phénomène qui pourrait s'expliquer, selon eux, par une immobilisation importante des cations basiques dans la biomasse végétale. Ces auteurs ont observé qu'à partir de 15 ans, la mise en jachère permettait un retour des concentrations en cations basiques aux valeurs initiales d'une forêt non perturbée. Les jachères ou forêts secondaires immobilisent en effet les cations remobilisés par le brûlis associé aux précédents usages du sol, les recyclant d'une façon efficace, similaire à celle des forêts primaires. L'immobilisation

de ces cations permettrait alors la libération des sites d'adsorption sur le complexe d'échanges, et par conséquent une meilleure rétention des atomes de mercure dans le sol (Farella *et al.*, 2007; Patry, 2008). Dans notre étude, la forêt secondaire présente simultanément une rétention significativement supérieure du Hg et des concentrations significativement plus faibles de cations basiques par rapport aux parcelles récemment défrichées, fait qui viendrait confirmer l'hypothèse de Farella *et al.* (2007). Par ailleurs, la diminution du ruissellement grâce au couvert forestier et l'abaissement de la nappe phréatique sous une forêt peut également limiter les pertes de mercure par le système. En effet, la présence d'arbres entraîne une évapotranspiration plus importante et limite la recharge de la nappe phréatique (Crosbie *et al.*, 2007). Les cultures et les pâturages, qui ont des besoins en eau plus faibles, permettent généralement une recharge plus importante des réserves en eau du sol, et conduisent à une remontée de la nappe phréatique, favorisant du même coup les pertes de cations par lessivage (Scanlon *et al.*, 2004; Zimmermann *et al.*, 2006). En outre, la chute de la litière, dans la jachère forestière, qui augmente le stock de matière organique du sol pourrait aussi contribuer à une meilleure rétention du mercure dans le sol (Schuster, 1991).

#### 4.3. Pertes de mercure dans les cultures et les pâturages

Nous n'avons pas observé de différence significative de concentrations en Hg entre les parcelles triturées et les parcelles récemment brûlées. On se serait pourtant attendu à une meilleure rétention du Hg dans les terrains triturés en évitant l'apport soudain de cations par les cendres et grâce à une meilleure protection contre l'érosion et le lessivage par la présence du paillis organique (Bhatt et Khera, 2006; Hoang Fagerstrom *et al.*, 2002; Sommer *et al.*, 2004). La première raison à cela est sans doute le long historique d'utilisation de ces sols, qui a précédé la mise en place du protocole expérimental de la pratique de la trituration. Les nombreux épisodes de brûlis antérieurs ont probablement entamé le réservoir de Hg de ces parcelles, masquant peut-être les effets bénéfiques potentiels de la technique sans feu sur la rétention du mercure. Toutefois, l'apport conséquent de matière organique dans les parcelles triturées peut aussi avoir joué un double rôle sur la dynamique du mercure: d'un côté l'apport



de matière organique augmente le nombre de sites cationiques du sol; mais d'un autre, les composés organiques, y compris ceux complexant le Hg, peuvent passer en solution dans le sol et re-précipiter dans les horizons plus profonds, ou être lessivés à la surface des sols par les eaux de drainage, entraînant le mercure complexé hors du système.

#### 4.4. Comportement du mercure le long des profils de sol

Dans l'horizon de surface, le mercure est généralement fortement corrélé à la matière organique, ce qui corrobore de nombreuses études selon lesquelles le Hg présente une très grande affinité avec celle-ci par rapport à la matière minérale, notamment dans les sols acides (Yang *et al.*, 2007; Fadini et Jardim, 2001; Schuster, 1991). En revanche, dans les horizons plus profonds des sites étudiés, le mercure ne semble plus être contrôlé par la présence de la matière organique qui s'amenuise rapidement le long du profil. En effet, il a été montré que si le Hg tend préférentiellement à se lier aux substances organiques plutôt qu'aux surfaces minérales, ces dernières prennent le relais lorsque les teneurs en matière organique deviennent faibles (Schuster, 1991). Les fortes corrélations observées entre le Hg et les cations Ca et Mg à l'horizon 50-55 cm peuvent ainsi s'expliquer par de plus fortes teneurs en argile à cette profondeur (de 25 à 35 %). Cette abondance en argile et en oxyhydroxydes associés offrirait davantage de sites cationiques pour permettre l'adsorption tant des cations basiques que des atomes de mercure (Roulet *et al.*, 1998b; Gonçalves *et al.*, 1998).

#### 5- Conclusion

Dans cette étude, les multiples épisodes de brûlis subis par les sols colonisés depuis plus d'un siècle semblent avoir généré des pertes substantielles de mercure, particulièrement dans l'horizon de surface. C'est ce qu'ont souligné les comparaisons des concentrations de Hg normalisées par rapport aux teneurs en argile et en matière organique avec des sols de même type moins anthropisés d'une part, et les facteurs d'enrichissement particulièrement élevées entre l'horizon de surface et les horizons profonds d'autre part. La présence d'un couvert



forestier semble limiter les pertes du mercure du sol dans la jachère forestière. Toutefois, pour avoir une idée plus précise de l'ampleur réelle de ces pertes, il aurait fallu comparer ces teneurs à celles de forêts primaires, mais elles ont été pratiquement entièrement éliminées de la région. Par ailleurs, cette étude a également souligné qu'en surface le mercure semble davantage lié à la matière organique, mais que dans les horizons plus profonds, lorsque la matière organique se fait plus rare, la matière minérale prend le relais dans le contrôle de l'adsorption du mercure.

En revanche, il n'a pas pu être mis en évidence d'effet bénéfique de la technique de la trituration sur la rétention du mercure des sols perturbés. Le long historique d'utilisation de ces sols et les épisodes de brûlis antérieurs avaient probablement déjà entamé le réservoir du mercure du sol, masquant les effets bénéfiques potentiels de la trituration. En outre, la présence du paillis organique génère probablement des interactions biogéochimiques complexes entre le sol et le mercure. Et il se pourrait que certains processus liés à la présence du paillis organique favorisent la rétention du mercure (diminution de la volatilisation, augmentation du nombre de sites cationiques), tandis que d'autres, au contraire, facilitent les pertes de ce métal par le système (compétition cationique et dislocation, mobilisation par la matière organique dissoute).

L'environnement amazonien brésilien subit déjà une forte contamination au mercure. Une déforestation de plus en plus intense, des brûlis de plus en plus fréquents aggraveront le problème de pollution mercurielle, tout en dégradant la qualité agricole des sols. Le développement de pratiques culturales, capables d'intensifier l'agriculture de façon viable tant pour la sécurité alimentaire et sanitaire des populations que pour la préservation des forêts anciennes en Amazonie est aujourd'hui indispensable.

## RÉFÉRENCES

- Akagi, H., et A. Naganuma. 2000. «Human exposure to mercury and the accumulation of methylmercury that is associated with gold mining in the Amazon Basin, Brazil». *Journal of Health Science*. vol. 46, no 5, p. 323-328.
- Akagi, H., O. Malm, Y. Kinjo, M. Harada, F. J. P. Branches, W. C. Pfeiffer et H. Kato. 1995. «Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil». *Science of the Total Environment*. vol. 175, no 2, p. 85-95.
- Amirbahman, A., P. L. Ruck, I. J. Fernandez, T. A. Haines et J. S. Kahl. 2004. «The effect of fire on mercury cycling in the soils of forested watersheds: Acadia National Park, Maine, U.S.A». *Water, Air, and Soil Pollution*. vol. 152, no 1-4, p. 313-331.
- Artaxo, P., R. Calixto De Campos, E. T. Fernandes, J. V. Martins, Z. Xiao, O. Lindqvist, M. T. Fernandez-Jimenez et W. Maenhaut. 2000. «Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin». *Atmospheric Environment*. vol. 34, no 24, p. 4085-4096.
- Barrios, E., et J. G. Cobo. 2004. «Plant growth, biomass production and nutrient accumulation by slash/mulch agroforestry systems in tropical hillsides of Colombia». *Agroforestry Systems*. vol. 60, no 3, p. 255-265.
- Béliveau, A. 2007. Déforestation et agriculture sur brûlis en Amazonie brésilienne: les impacts de la première année de culture sur les sols de fermes familiales de la région du Tapajós. Mémoire de maîtrise, Montréal: Université du Québec à Montréal, xi, 136 f. p.
- Bhatt, R., et K. L. Khera. 2006. «Effect of tillage and mode of straw mulch application on soil erosion in the submontaneous tract of Punjab, India». *Soil and Tillage Research*. vol. 88, no 1-2, p. 107-115.
- Brabo, E. S., R. S. Angélica, A. P. Silva, K. R. F. Faial, A. F. S. Mascarenhas, E. C. O. Santos, I. M. Jesus et E. C. B. Loureiro. 2003. «Assessment of Mercury Levels in Soils, Waters, Bottom Sediments and Fishes of Acre State in Brazilian Amazon». *Water, Air, & Soil Pollution*. vol. 147, no 1, p. 61-77.
- Cassel, D. K., et D.R. Nielsen. 1986. «Field capacity and available water capacity». In *Methods of soil analysis, 1st part: Physical and mineralogical methods*, série no. 9 2e ed., American society of Agronomy et Soil Science Society of America, p. 901-924. Madison.
- Cattanio, J.H. 2002. «Soil N mineralization dynamics as affected by pure and mixed application of leafy material from leguminous trees used in planted fallow in Brazil». Göttingen (Germany), Faculty of Agricultural Sciences, George-August-University 125 p.

- Comte, I. 2008. «Propriétés physico-chimiques du sol sous différents usages en Amazonie brésilienne : étude comparée du brûlis et de la trituration». Mémoire de maîtrise, chapitre 1. Université du Québec à Montréal.
- Crosbie, R. S., J. D. Hughes, J. Friend et B. J. Baldwin. 2007. «Monitoring the hydrological impact of land use change in a small agricultural catchment affected by dryland salinity in central NSW, Australia». *Agricultural Water Management*. vol. 88, no 1-3, p. 43-53.
- da Silva Brabo, E., E. de Oliveira Santos, I. Maura De Jesus, A. Fernando Silva Mascarenhas et K. de Freitas Faial. 2000. «Mercury contamination of fish and exposures of an indigenous community in Para state, Brazil». *Environmental Research*. vol. 84, no 3, p. 197-203.
- da Silva, D. S., M. Lucotte, M. Roulet, H. Poirier, D. Mergler, E. O. Santos et M. Crossa. 2005. «Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian Amazon». *Water Air and Soil Pollution*. vol. 165, no 1-4, p. 77-94.
- de Oliveira, L.C., R.L. Serudo, W.G. Botero, A.G.R. Mendonça, A. dos Santos, J.C. Rocha et F.D.S.C. Neto. 2007. «Distribuição de mercúrio em diferentes solos da bacia do médio Rio Negro-Am : Influência da matéria orgânica no ciclo biogeoquímico do mercúrio». *Química Nova*. vol. 30, no 2, p. 274-280.
- Denich, M., P. L. G. Vlek, Tatiana D. de Abreu Sa, K. Vielhauer et Wolfgang Lucke. 2000. «A research concept for the development of alternatives to slash-and-burn agriculture in the Eastern Amazon region. Session 6: Concepts and Paradigms for Management of Ecosystem Resources». In *German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems – Achievements and Prospects of Cooperative Research (September 3-8)*.
- EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1997. *Manual de métodos de análise de solo*. Rio de Janeiro, RJ, 212 p.
- Fadini, P. S., et W. F. Jardim. 2001. «Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury?». *Science of the Total Environment*. vol. 275, no 1-3, p. 71-82.
- Farella, N., R. Davidson, M. Lucotte et S. Daigle. 2007. «Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajos region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming». *Agriculture, Ecosystems and Environment*. vol. 120, no 2-4, p. 449-462.
- Farella, N., M. Lucotte, R. Davidson et S. Daigle. 2006. «Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment». *Science of the Total Environment*. vol. 368, no 1, p. 19-29.
- Farella, N., M. Lucotte, P. Louchouart et M. Roulet. 2001. «Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajos, Brazilian Amazon». *Organic Geochemistry*. vol. 32, no 12, p. 1443-1458.

- Fostier, A. H., M. C. Forti, J. R. D. Guimaraes, A. J. Melfi, R. Boulet, C. M. Espirito Santo et F. J. Krug. 2000. «Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapa State, Brazil)». *The Science of The Total Environment*. vol. 260, no 1-3, p. 201-211.
- Frizano, J., D.R. Vann, A.H. Johnson et C.M. Johnson. 2003. «Labile Phosphorus in soils of Forest Fallows and Primary Forest in the Bragantina Region, Brazil». *Biotropica*. vol. 35, no 1, p. 2-11.
- Gabriel, M. C., et D. G. Williamson. 2004. «Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment». *Environmental Geochemistry and Health*. vol. 26, no 3-4, p. 421-434.
- Gee, G. W., et J. W. Bauder. 1986. «Particle-size Analysis. ». In *Methodsofsoilanalysis, Part1, Physical and mineralogical methods*. Second Edition, Agronomy Monograph 9, A.L. Page (ed.), p. 383 - 411. Madison, WI.: American Society of Agronomy.
- Gonçalves, C., D.I.T. Favaro, M.B. de Oliveira, R. Boulet, M.B.A. Vasconcellos et M. Saiki. 1998. «Preliminary study on mercury distribution in soil profiles from Serra do Navio, Amapa, using radiochemical neutron activation analysis». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. vol. 235, p. 267-272.
- Grigal, D. F. 2003. «Mercury sequestration in forests and peatlands: A review». *Journal of Environmental Quality*. vol. 32, no 2, p. 393-405.
- Guimarães, J. R. D., M. Roulet, M. Lucotte et D. Mergler. 2000. «Mercury methylation along a lake-forest transect in the Tapajos river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations». *Science of the Total Environment*. vol. 261, no 1-3, p. 91-98.
- Guo, L.B., et M. Gifford. 2002. «Soil carbon stocks and land-use change : a meta analysis». *Global Change Biology*. vol. 8, p. 345-360.
- Hacon, S., P. Artaxo, F. Gerab, M. A. Yamasoe, R. C. Campos, L. F. Conti et L. D. De Lacerda. 1995. «Atmospheric mercury and trace elements in the region of Alta Floresta in the Amazon basin». *Water, Air, and Soil Pollution*. vol. 80, no 1-4, p. 273-283.
- Hoang-Fagerstrom, M. H., S. I. Nilsson, M. Van Noordwijk, T. Phien, M. Olsson, A. Hansson et C. Svensson. 2002. «Does *Tephrosia candida* as fallow species, hedgerow or mulch improve nutrient cycling and prevent nutrient losses by erosion on slopes in northern Vietnam?». *Agriculture, Ecosystems and Environment*. vol. 90, no 3, p. 291-304.
- Jing, Y. D., Z. L. He et X. E. Yang. 2007. «Effects of pH, organic acids, and competitive cations on mercury desorption in soils». *Chemosphere*. vol. 69, no 10, p. 1662-1669.
- Jordan, C. F. 1984. «Soils of the amazon rainforest». In *Key environments Amazonia*, G.T. Prance et T.E. Lovejoy, p. 442. Oxford: Pergamon Press.

- Jordan, C.F. 1985. Nutrient cycling in tropical forest ecosystem. Chichester: Wiley.
- Lacerda, L. D., M. de Souza et M. G. Ribeiro. 2004. «The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon». *Environmental Pollution*. vol. 129, no 2, p. 247-255.
- Lebel, J., M. Roulet, D. Mergler, M. Lucotte et F. Larribe. 1997. «Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population». *Water Air and Soil Pollution*. vol. 97, no 1-2, p. 31-44.
- Lechler, P. J., J. R. Miller, L. D. Lacerda, D. Vinson, J. C. Bonzongo, W. B. Lyons et J. J. Warwick. 2000. «Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments?». *Science of the Total Environment*. vol. 260, no 1-3, p. 87-96.
- Lindberg, S. E., K. I. H. Kim, T. P. Meyers et J. G. Owens. 1995. «Micrometeorological gradient approach for quantifying air/surface exchange of mercury vapor: Tests over contaminated soils». *Environmental Science and Technology*. vol. 29, no 1, p. 126-135.
- Magarelli, G., et A. H. Fostier. 2005. «Influence of deforestation on the mercury air/soil exchange in the Negro River Basin, Amazon». *Atmospheric Environment*, p. 7518-7528.
- Mainville, N. 2004. Étude des sols, de leurs teneurs en mercure et des impacts du déboisement sur les flancs et le piémont andins, Amazonie équatorienne. Montréal: Université du Québec à Montréal, viii, 141 f. p.
- Malm, O., F. J. P. Branches, H. Akagi, M. B. Castro, W. C. Pfeiffer, M. Harada, W. R. Bastos et H. Kato. 1995. «Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajos river basin, Brazil». *Science of the Total Environment*. vol. 175, no 2, p. 141-150.
- Mauclair, C., J. Layshock et A. Carpi. 2008. «Quantifying the effect of humic matter on the emission of mercury from artificial soil surfaces». *Applied Geochemistry*. vol. 23, no 3, p. 594-601.
- Mehlich, A. 1953. Determinations of P, Ca, Mg, K, Na and NH<sub>4</sub> by North Carolina Soil Testing Laboratories. Raleigh, Mimeo.: University of N. Carolina.
- Mulvaney, R.L. 1996. «Nitrogen- Inorganic Forms ». In *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods.*, D. L. Sparks et al (ed.), p. 1123-1184. Madison, WI.: SSSA Book Ser.5. SSSA and ASA.
- Murphey, J., et J.P. Riley. 1962. «A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters». *Anal. Chim. Acta*. vol. 27, p. 31-36.
- Patry, C. 2008. Caractérisation de l'usage des jachères forestières par les petits agriculteurs de la région du Rio Tapajós, en Amazonie brésilienne : un levier pour promouvoir une exploitation

- durable du territoire. Mémoire de maîtrise, Montréal: Université du Québec à Montréal, xiii, 115 f. p.
- Pichet, P, K Morisson, I. Rheault et A. Tremblay. 1999. «Analysis of total mercury and methylmercury in environmental samples». In Mercury in the biogeochemical cycle, M. Lucotte, Langlois, C., Tremblay, A., , p. 41-52. Berlin: Springer.
- Rego, R.S., B.N.R da Silva et R.S.O. Junior.1993. Detailed soil survey in an area in the municipality of Igarapé-Açú. In: Summaries of Lectures and Posters Presented at the 1<sup>st</sup> SHIFT-Workshop in Bélem, March 8-13, 1993. pp. 146. EMBRAPA-CPATU, 202 pp.
- Roulet, M., M. Lucotte, R. Canuel, N. Farella, M. Courcelles, J. R. D. Guimarães, D. Mergler et M. Amorim. 2000. «Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon». Chemical Geology. vol. 165, no 3-4, p. 243-266.
- Roulet, M., M. Lucotte, R. Canuel, I. Rheault, S. Tran, Y. G. De Freitas Gog, N. Farella, R. Souza Do Vale, C. J. Sousa Passos, E. De Jesus Da Silva, D. Mergler et M. Amorim. 1998b. «Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajos River Basin, Brazilian Amazon». Science of the Total Environment. vol. 213, no 1-3, p. 203-211.
- Roulet, M., M. Lucotte, N. Farella, G. Serique, H. Coelho, C. J. S. Passos, E. D. da Silva, P. S. de Andrade, D. Mergler, J. R. D. Guimarães et M. Amorim. 1999. «Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems». Water Air and Soil Pollution. vol. 112, no 3-4, p. 297-313.
- Roulet, M., M. Lucotte, A. Saint-Aubin, S. Tran, I. Rheault, N. Farella, E. De Jesus Da Silva, J. Dezencourt, C. J. Sousa Passos, G. Santos Soares, J. R. D. Guimarães, D. Mergler et M. Amorim. 1998a. «The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower Tapajos River Valley, Para state, Brazil». Science of the Total Environment. vol. 223, no 1, p. 1-24.
- Roulet, Marc, et Catherine Grimaldi. 2001. «Le mercure dans les sols d'Amazonie. Origine et comportement du mercure dans les couvertures ferralitiques du bassin amazonien et des Guyanes». In Le mercure en Amazonie. Rôle de l'Homme et de l'Environnement, Risques Sanitaires., IRD éditions. Paris: Institut de Recherche pour le Développement.
- SAS Institute. 2003. JUMP, version 5.1. Logiciel informatique. Cary, NC, USA
- Scanlon, B. , R. Reedy, C. et D.A. Stonestrom. 2004. «Impact of land-use change on groundwater recharge in the southwestern United States». In 2004 Denver Annual Meeting (November 7–10) Geological Society of America Abstracts with Programs.

- Schuster, E. 1991. «The behavior of mercury in the soil with special emphasis on complexation and adsorption processes - A review of the literature». *Water, Air, and Soil Pollution*. vol. 56, no SPEC. VOL., p. 667-680.
- Smith, N. J. H., T. D. Fik, P. de T. Alvim, I. C. Falesi et E.A.S. Serrao. 1995. «Agroforestry developments and potential in the Brazilian Amazon». *Land degradation & Rehabilitation*. vol. 6, p. 251-263.
- Sommer, Rolf, Paul L. G. Vlek, Tatiana Deane de Abreu Sá, Konrad Vielhauer, Roberta de Fátima Rodrigues Coelho et Horst Fölster. 2004. «Nutrient balance of shifting cultivation by burning or mulching in the Eastern Amazon – evidence for subsoil nutrient accumulation». *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. vol. 68, no 3, p. 257-271.
- SYSTAT Software Incorporation. 2002. Sigma Plot version 9: Logiciel informatique.
- Thomas, R.L., R.W. Sueurd et J.P. Moyer. 1967. «Comparison of conventional and automated procedures for nitrogen, phosphorus and potassium analysis of plant material using a single digest». *Agronomy Journal*. vol. 99, p. 240-243.
- USDA - Soil Survey Staff. 1999. «Soil Taxonomy. ». In *A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. 2e edition, United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service, p. 871. Washington D.C.
- Vitousek, P. M., et R. L. Sanford (1986). *Nutrient Cycling in Moist Tropical Forest*. 17: 137-167 p.
- Wasserman, J. C., S. Hacon et M. A. Wasserman. 2003. «Biogeochemistry of mercury in the Amazonian environment». *Ambio*. vol. 32, no 5, p. 336-342.
- Yang, Y. k, C. Zhang, X. j Shi, T. Lin et D. y Wang. 2007. «Effect of organic matter and pH on mercury release from soils». *Journal of Environmental Sciences*. vol. 19, no 11, p. 1349-1354.
- Zimmermann, Beate, Helmut Elsenbeer et Jorge M. De Moraes. 2006. «The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation». *Forest Ecology and Management*. vol. 222, no 1-3, p. 29-38.



**Tableau 1a. Densité apparente, capacité de rétention, humidité au champ, matière organique et phosphore des cinq usages du sol aux trois horizons.**

Usages / Horizons	DA (g.cm <sup>-3</sup> )	CR (%)	HC (%)	Ctot (%)	Ntot (%)	NH4 (μmol.g <sup>-1</sup> )	NO3 (μmol.g <sup>-1</sup> )	P <sub>tot</sub> (μmol.g <sup>-1</sup> )	P <sub>i</sub> (μmol.g <sup>-1</sup> )	P <sub>o</sub> (μmol.g <sup>-1</sup> )			
0-5 cm (n = 21)													
CT	1,20 (0,07)	c (3,10)	41,12 (1,26)	a (0,60)	8,92 (0,04)	a (0,17)	2,61 (2,26)	a (0,06)	0,27 (0,81)	a (0,14)	2,87 (0,71)	ab	
CB	1,25 (0,06)	bc (2,31)	38,01 (1,71)	bc (0,52)	8,80 (0,52)	a (0,12)	1,78 (0,04)	b (1,83)	0,08 (0,01)	c (0,81)	2,25 (0,03)	c (0,03)	c (0,80)
PT	1,29 (0,09)	ab (4,63)	40,63 (1,51)	ab (1,51)	5,35 (0,80)	b (0,16)	2,55 (0,05)	a (0,62)	0,16 (0,01)	a (3,00)	3,83 (0,06)	b (0,06)	ba (2,98)
PB	1,33 (0,10)	a (2,77)	36,60 (1,21)	c (1,21)	4,39 (0,42)	b (0,16)	2,22 (0,02)	a (0,28)	0,07 (0,01)	c (0,56)	2,49 (0,04)	bc (0,04)	bc (0,55)
J	1,21 (0,09)	c (5,06)	37,06 (3,24)	c (3,24)	9,23 (0,43)	a (0,10)	1,61 (0,03)	b (0,03)	0,11 (0,60)	b (0,03)	2,08 (0,54)	b (0,04)	c (0,51)
20-25 cm (n=7)													
CT	1,56 (0,07)	a (3,14)	37,11 (1,10)	a (1,10)	7,92 (0,25)	bc (0,09)	1,00 (0,02)	ab (0,02)	0,09 (0,06)	a (0,09)	2,60 (0,27)	abc (0,00)	ab (0,27)
CB	1,57 (0,08)	a (4,71)	36,47 (1,55)	a (1,55)	8,59 (0,15)	ab (0,08)	0,94 (0,01)	ab (0,01)	0,08 (0,06)	a (0,01)	2,61 (0,24)	c (0,00)	ab (0,24)
PT	1,60 (0,03)	a (4,36)	33,70 (0,84)	a (0,84)	6,35 (0,19)	c (0,09)	0,92 (0,01)	b (0,11)	0,08 (0,01)	a (0,11)	2,31 (0,27)	ab (0,00)	b (0,27)
PB	1,57 (0,06)	a (1,55)	35,61 (1,55)	a (1,55)	5,87 (0,29)	c (1,30)	1,30 (0,01)	a (0,10)	0,10 (0,01)	a (0,19)	2,74 (0,37)	a (0,00)	a (0,37)
J	1,49 (0,13)	a (3,08)	37,28 (1,28)	a (1,28)	10,04 (0,25)	a (1,07)	1,07 (0,02)	ab (0,09)	0,09 (0,02)	a (0,06)	2,40 (0,23)	bc (0,00)	ab (0,23)
50-55 cm (n = 7)													
CT	1,51 (0,03)	a (1,16)	40,65 (1,27)	ab (1,27)	11,75 (0,08)	a (0,62)	ab (0,05)	0,05 (0,00)	c (0,08)	c (0,02)	2,77 (0,22)	ab (0,00)	a (0,22)
CB	1,52 (0,08)	a (2,12)	39,68 (1,01)	ab (1,01)	11,76 (0,09)	a (0,60)	ab (0,06)	ab (0,00)	0,06 (0,00)	bc (0,07)	2,72 (0,13)	b (0,00)	a (0,13)
PT	1,56 (0,03)	a (2,11)	42,96 (1,00)	a (1,00)	12,32 (0,03)	a (0,56)	b (0,06)	ab (0,06)	0,06 (0,07)	ab (0,01)	2,71 (0,18)	ab (0,00)	a (0,18)
PB	1,52 (0,05)	a (3,62)	39,86 (1,39)	ab (1,39)	11,35 (0,10)	a (0,69)	a (0,07)	a (0,01)	0,07 (0,01)	a (0,14)	3,09 (0,32)	a (0,00)	a (0,32)
J	1,53 (0,03)	a (1,19)	38,57 (1,16)	b (1,16)	11,26 (0,04)	a (0,56)	b (0,06)	bc (0,01)	0,06 (0,01)	bc (0,05)	2,20 (0,00)	b (0,00)	b (0,35)

Les lettres a, b, c représentent les résultats des tests de Tuckey réalisés entre les usages, à chaque horizon. Les écart-types sont spécifiés entre parenthèse.

**Tableau 1b. Concentrations en cations échangeables (K, Ca, Mg, Mn, Fe et Al) et pH des cinq usages du sol, aux trois horizons.**

Usages / saisons	CaMgK (cmol.kg <sup>-1</sup> )	Ca (cmol.kg <sup>-1</sup> )	Mg (cmol.kg <sup>-1</sup> )	K (cmol.kg <sup>-1</sup> )	Mn (cmol.kg <sup>-1</sup> )	Fe (cmol.kg <sup>-1</sup> )	Al (cmol.kg <sup>-1</sup> )	pH <sub>H2O</sub>
0-5 cm (n = 21)								
CT	3,20 a (1,03)	2,66 a (0,94)	0,41 a (0,10)	0,12 a (0,04)	0,09 a (0,06)	0,93 a (0,14)	0,07 c (0,06)	4,69 b (0,17)
CB	2,14 b (1,05)	1,73 b (0,94)	0,37 a (0,14)	0,04 d (0,02)	0,10 a (0,08)	1,06 a (0,28)	0,08 c (0,08)	5,32 a (0,35)
PT	2,32 b (0,95)	1,81 b (0,80)	0,43 a (0,20)	0,08 b (0,04)	0,10 a (0,08)	1,23 a (0,49)	0,04 c (0,08)	5,12 a (0,20)
PB	2,19 b (0,73)	1,68 b (0,60)	0,44 a (0,17)	0,07 bc (0,02)	0,09 a (0,14)	0,86 a (0,55)	0,20 b (0,14)	5,20 a (0,19)
J	1,38 c (1,17)	0,98 c (1,04)	0,34 a (0,16)	0,05 cd (0,02)	0,04 a (0,23)	0,98 a (0,18)	0,38 a (0,23)	4,23 c (0,30)
20-25 cm (n=7)								
CT	0,32 bc (0,15)	0,23 bc (0,14)	0,07 ab (0,04)	0,02 b (0,00)	0,01 bc (0,00)	3,89 ab (0,75)	0,66 a (0,16)	4,10 c (0,13)
CB	0,42 abc (0,24)	0,31 abc (0,18)	0,10 ab (0,07)	0,01 b (0,00)	0,02 ab (0,02)	3,94 a (0,41)	0,63 ab (0,34)	4,47 b (0,26)
PT	0,47 ab (0,14)	0,41 ab (0,13)	0,05 ab (0,02)	0,02 ab (0,01)	0,01 c (0,00)	3,48 ab (0,46)	0,31 b (0,07)	4,70 a (0,11)
PB	0,77 a (0,40)	0,59 a (0,26)	0,12 a (0,09)	0,07 a (0,08)	0,03 a (0,00)	3,06 b (1,08)	0,32 b (0,24)	4,90 a (0,20)
J	0,21 c (0,24)	0,14 c (0,21)	0,06 ab (0,03)	0,01 b (0,01)	0,02 ab (0,01)	4,21 a (0,92)	0,83 a (0,10)	4,13 c (0,20)
50-55 cm (n = 7)								
CT	0,13 b (0,02)	0,10 b (0,02)	0,03 b (0,00)	0,01 ab (0,01)	0,01 b (0,00)	2,90 a (0,46)	0,49 b (0,30)	4,23 b (0,16)
CB	0,24 ab (0,23)	0,17 ab (0,14)	0,08 ab (0,09)	0,01 ab (0,01)	0,02 b (0,02)	3,21 a (0,69)	0,90 a (0,28)	4,33 ab (0,20)
PT	0,44 a (0,15)	0,34 a (0,12)	0,09 a (0,04)	0,01 ab (0,01)	0,01 b (0,00)	3,52 a (0,59)	0,69 ab (0,13)	4,37 ab (0,14)
PB	0,28 ab (0,16)	0,20 ab (0,10)	0,06 ab (0,04)	0,03 a (0,03)	0,00 c (0,00)	3,18 a (1,06)	0,72 ab (0,27)	4,51 a (0,16)
J	0,26 ab (0,28)	0,19 ab (0,21)	0,07 ab (0,07)	0,00 b (0,00)	0,02 a (0,01)	2,93 a (0,30)	0,58 ab (0,14)	4,41 ab (0,12)

Les lettres a, b, c représentent les résultats des tests de Tuckey réalisés entre les usages, à chaque horizon. Les écart-types sont spécifiés entre parenthèse. CaMgK représente la somme des concentrations des cations Ca, Mg et K.

**Tableau 2. Concentrations de mercure total en ng.g<sup>-1</sup> et en ng.cm<sup>-3</sup> et normalisation des valeurs par rapport aux teneurs en argile et en matière organique (MO) du sol.**

Usages / horizons	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )			Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )		
	Hg	Hg / argile	Hg / MO	Hg	Hg / argile	Hg / MO
0-5 cm (n=21)						
CT	41,39 ab (12,98)	4,25 ab (1,85)	16,21 bc (4,82)	49,50 ab (14,71)	5,10 ab (2,24)	19,49 b (6,02)
CB	37,03 abc (7,82)	3,88 ab (1,26)	21,45 b (4,40)	46,26 ab (9,76)	4,86 ab (1,61)	26,84 b (5,80)
PT	34,87 bc (9,22)	4,84 ab (1,78)	14,38 bc (4,29)	44,62 ab (11,03)	6,23 ab (2,33)	18,63 b (6,02)
PB	24,83 c (13,90)	3,38 b (1,53)	11,48 c (7,21)	33,59 b (21,07)	4,45 b (1,89)	15,59 b (10,99)
J	49,48 a (30,05)	6,13 a (5,28)	32,52 a (22,52)	59,48 a (36,35)	7,40 a (6,43)	39,56 a (28,38)
20-25 cm (n=7)						
CT	67,85 ab (13,63)	3,61 ab (0,86)	65,05 ab (5,82)	105,81 ab (21,79)	5,64 ab (1,72)	101,18 ab (15,96)
CB	70,86 b (33,80)	4,15 ab (1,10)	77,59 b (18,35)	111,59 b (59,56)	6,53 ab (1,82)	122,43 b (33,61)
PT	111,52 a (47,29)	7,70 a (2,74)	125,00 a (42,84)	178,23 a (74,20)	12,27 a (4,21)	200,30 a (69,04)
PB	69,52 b (28,04)	7,68 ab (6,94)	84,95 b (77,32)	110,12 ab (51,25)	12,29 ab (11,11)	135,40 b (124,64)
J	60,37 b (28,20)	3,73 b (0,66)	58,62 b (12,67)	89,87 b (47,08)	5,60 b (1,30)	88,45 b (24,97)
50-55 cm (n=7)						
CT	90,78 b (14,09)	2,84 b (0,62)	151,33 b (36,68)	136,13 b (21,98)	4,26 b (0,91)	225,35 b (56,09)
CB	83,06 b (66,75)	3,73 ab (1,39)	141,25 b (25,35)	126,25 b (107,26)	5,64 ab (2,09)	214,02 b (40,97)
PT	160,69 a (50,25)	4,63 a (1,04)	290,50 a (58,47)	250,62 a (80,36)	7,22 a (1,72)	453,37 a (97,71)
PB	83,33 b (30,23)	2,55 b (0,69)	125,38 b (58,39)	127,50 b (49,87)	3,90 b (1,19)	192,62 b (97,58)
J	82,32 b (40,66)	3,06 b (0,44)	149,84 b (36,01)	125,51 b (64,80)	4,64 b (0,66)	228,39 b (54,15)

Les lettres a, b, c, représentent les résultats des tests de Tuckey réalisés entre les usages du sol, à chaque horizon. Les écart-types sont spécifiés entre parenthèse. Les valeurs normalisées ont été calculées en faisant le rapport entre la concentration en Hg (exprimée en ng.g<sup>-1</sup> et en ng.cm<sup>-3</sup>) et la teneur en argile (%) d'une part, et la teneur en matière organique (C<sub>oi</sub> %) d'autre part.

**Tableau 3. Facteurs d'enrichissement en mercure total entre les différents horizons, pour chaque usage.**

horizons	Hg <sub>tot</sub> (ng.g <sup>-1</sup> )			Hg <sub>tot</sub> (ng.cm <sup>-3</sup> )		
	0-5 et 20-25	20-25 et 50-55	0-5 et 50-55	0-5 et 20-25	20-25 et 50-55	0-5 et 50-55
CT	1,73 a (0,10)	1,36 a (0,08)	2,27 bc (0,31)	1,34 a (0,06)	1,41 a (0,00)	1,76 bc (0,32)
CB	2,05 a (0,44)	1,18 a (0,23)	2,45 bc (0,84)	1,64 a (0,36)	1,21 a (0,21)	2,02 bc (0,70)
PT	3,29 a (0,67)	1,52 a (0,41)	4,90 a (1,40)	2,61 a (0,49)	1,56 a (0,43)	4,00 a (1,16)
PB	5,67 a (6,44)	1,21 a (0,68)	4,08 ab (1,34)	4,58 a (5,40)	1,26 a (0,71)	3,38 ab (0,94)
J	1,39 a (0,75)	1,36 a (0,21)	1,90 c (1,08)	1,12 a (0,61)	1,33 a (0,25)	1,51 c (0,92)

Les facteurs d'enrichissement sont calculés en faisant le rapport entre les concentrations de mercure aux deux horizons considérés. Les lettres a, b, c représentent les résultats des tests de Tuckey réalisés entre les usages. Les écart-types sont spécifiés entre parenthèse.

**Tableau 4. Coefficients de corrélation (Spearman) entre les concentrations en mercure total et les paramètres physico-chimiques des différents usages du sol, en fonction des horizons.**

		DA	Lim	Argile	CR	HC	C <sub>tot</sub>	N <sub>tot</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	Al <sup>3+</sup>	pH <sub>H2O</sub>	P <sub>tot</sub>	P <sub>i</sub>	
0-5 cm (n = 21)																				
CT	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	-0,18	-0,01	0,39	0,44	0,4	0,43	0,46	-0,02	0,43	0,29	0,38	0,29	-0,21	0,2	0,09	0,22	0,36	0,13	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	0,03	-0,1	0,37	0,31	0,31	0,35	0,4	-0,07	0,4	0,28	0,38	0,19	-0,14	0,13	0,14	0,23	0,26	0,06	
CB	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	0	-0,28	0,34	0,35	0,25	0,47	0,47	0,47	0,42	0,16	0,47	0,08	0,21	0,44	0,3	0,11	0,4	-0,09	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	0,2	-0,31	0,31	0,29	0,24	0,43	0,42	0,43	0,43	0,13	0,43	0,06	0,17	0,47	0,32	0,09	0,36	-0,14	
PT	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	-0,37	0,22	0,19	0,5	0,5	0,39	0,37	0,29	0,19	0,01	-0,02	0,24	0,43	0,03	0,46	-0,15	0,04	0,38	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	-0,1	0,15	0,14	0,31	0,43	0,19	0,17	0,17	0,2	-0,19	0,12	0,16	0,28	0,15	0,49	-0,24	-0,05	0,18	
PB	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	0,38	0,12	0,5	-0,02	0,3	0,03	0,14	0,21	0,05	-0,2	-0,15	0,13	-0,35	0,53	0,66	-0,47	0,31	-0,09	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	0,46	0,1	0,54	-0,07	0,28	-0,01	0,09	0,21	0,01	-0,27	-0,22	0,11	-0,4	0,58	0,7	-0,51	0,29	-0,13	
J	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	-0,08	-0,3	-0,04	0,08	0,06	-0,02	0,01	0,11	0,08	0,05	0,27	-0,03	0,13	-0,12	-0,13	0,31	-0,12	-0,17	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	0,06	-0,4	-0,08	-0,04	-0,05	-0,13	-0,1	0,11	0,06	-0,07	0,22	-0,14	0,02	-0,12	-0,21	0,25	-0,19	-0,24	
20-25 cm (n=7)																				
CT	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	_*	
CB	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	0,86	-0,37	0,17	0,32	0,49	-0,34	-0,58	0,3	0	-0,06	-0,16	-0,24	-0,13	0,3	0,45	-0,27	0,03	-0,46	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	0,92	-0,44	0,23	0,24	0,48	-0,33	-0,63	0,23	0,03	-0,12	-0,24	-0,17	-0,18	0,39	0,49	-0,36	0,01	-0,38	
PT	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	-0,29	-0,38	0,13	0,03	-0,33	-0,04	-0,21	0,16	-0,27	0,24	0,27	0,09	0,22	-0,32	-0,44	0,28	-0,13	-0,17	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	-0,21	-0,39	0,17	0,02	-0,31	-0,11	-0,27	0,13	-0,28	0,29	0,3	0,1	0,24	-0,32	-0,48	0,26	-0,12	-0,14	
PB	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	-0,24	-0,59	-0,84	-0,91	-0,81	-0,87	-0,74	-0,18	0,78	0,21	0,26	-0,22	-0,53	-0,85	0,87	-0,92	-0,55		
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	-0,75	-0,24	-0,59	-0,83	-0,91	-0,81	-0,87	-0,74	-0,18	0,77	0,21	0,27	-0,21	-0,53	-0,86	0,87	-0,92	-0,54	
J	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	0,34	0,4	-0,34	-0,25	-0,23	-0,23	-0,24	0,07	-0,21	-0,26	-0,31	0,75	-0,34	0,71	0,04	-0,33	0,63	-0,39	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	0,85	0,45	-0,73	-0,66	-0,52	-0,78	-0,76	-0,41	-0,48	-0,68	-0,62	0,54	-0,75	0,78	-0,01	-0,37	0,2	-0,69	
50-55 cm (n = 7)																				
CT	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	-0,58	-0,36	-0,7	-0,35	-0,55	-0,9	-0,55	0,95	-0,02	0,52	0,18	-0,72	-0,97	0,79	0,19	-0,37	-0,86	0,32	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	-0,47	-0,44	-0,77	-0,46	-0,64	-0,93	-0,63	0,98	0,08	0,57	0,09	-0,8	-0,96	0,71	0,07	-0,47	-0,9	0,34	
CB	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	-0,06	-0,05	-0,17	0,75	0,64	0,35	0,04	0,74	0,12	0,48	0,3	0,24	-0,16	0,91	-0,19	0,35	0,24	0	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	0,21	-0,03	-0,14	0,7	0,73	0,29	-0,05	0,76	-0,05	0,49	0,34	0,21	-0,34	0,83	-0,25	0,33	0,19	-0,07	
PT	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	0,59	-0,38	-0,4	-0,72	-0,46	-0,44	-0,26	-0,33	-0,76	0,59	0,39	-0,4	0,05	0,26	-0,87	-0,78	-0,85	-0,1	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	0,65	-0,39	-0,41	-0,75	-0,46	-0,47	-0,3	-0,29	-0,75	0,54	0,37	-0,39	-0,01	0,22	-0,84	-0,8	-0,86	-0,12	
PB	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	0,56	0,3	0,64	0,55	0,77	-0,32	-0,37	-0,51	0,06	0,44	0,26	-0,11	0,45	0,3	-0,21	0,82	-0,07	-0,87	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	0,62	0,31	0,6	0,5	0,73	-0,38	-0,42	-0,52	0,08	0,4	0,29	-0,14	0,42	0,29	-0,23	0,8	-0,13	-0,89	
J	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	-0,1	-0,78	0,63	0,02	-0,06	-0,66	-0,62	-0,7	0,1	0,91	0,9	-0,22	-0,04	-0,05	-0,38	-0,94	-0,29	-0,2	
	Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )	0,01	-0,81	0,65	0,09	-0,09	-0,64	-0,62	-0,69	0,12	0,89	0,88	-0,2	-0,09	-0,07	-0,42	-0,92	-0,27	-0,27	

Les coefficients de corrélations les plus significatifs apparaissent en gras.

\* En raison d'un problème technique nous n'avons pu obtenir ces valeurs

## CONCLUSION GÉNÉRALE

### 1. Synthèse des résultats de l'étude

L'objectif principal de cette étude était d'évaluer les effets de la technique de la trituration de la végétation épigée des jachères sur les propriétés physico-chimiques de sols amazoniens dans un premier temps (chapitre 1), et sur le mercure de ces sols dans un second temps (chapitre 2), comparativement aux effets du brûlis traditionnel, dans des cultures et des pâturages établis sur des sols colonisés depuis plus d'un siècle.

Il ressort du premier chapitre que la combinaison de la jachère améliorée par la plantation de légumineuses à croissance rapide et de sa trituration mécanique, a généré une amélioration significative des propriétés physico-chimiques des sols dans le cas de la parcelle cultivée. La présence de la jachère améliorée a sans doute permis l'accumulation de grandes quantités de matière organique et de nutriments (Sanchez, 1999). Le paillis organique a constitué une source supplémentaire de matière organique, amélioré la structure du sol par l'incorporation de matière organique (pas de compaction du sol observée malgré le passage du tracteur), et augmenté la capacité de rétention en eau du sol. Dans la culture sur brûlis, les concentrations en cations basiques (K, Ca et Mg) du sol, élevées par rapport à la jachère témoin, soulignent sans doute un effet résiduel de l'enrichissement par les cendres du brûlis mais demeurent bien en deçà de celles mesurées dans la parcelle triturée. Quant à son stock de matière organique ( $C_{tot}$  et  $N_{tot}$ ), il semble avoir été fortement affecté. Dans les pâturages en revanche, la méthode de la trituration n'a pas eu l'effet bénéfique attendu sur les propriétés physico-chimiques du sol comparativement au défrichage par brûlis. La présence d'un paillis organique n'a pas suffi à réduire significativement la compaction du sol engendrée par le piétinement du bétail. L'humidité du sol et les stocks de matière organique et de nutriments n'y sont pas meilleurs que dans le pâturage sur brûlis. Seule la capacité de rétention en eau du sol et le stock de  $P_{tot}$  se sont vus significativement améliorés. Toutefois, une autre étude menée sur ces mêmes parcelles, également dans le cadre du projet SHIFT-Tipitamba, a mis en évidence une amélioration significative de l'abondance et de la diversité de la macrofaune du sol (Rousseau *et al.*, 2008) dans le pâturage sur trituration par rapport au pâturage sur brûlis ainsi qu'une augmentation de la production de la biomasse végétale et animale (Rousseau, com. personnelle).

Du second chapitre, il ressort que les multiples épisodes de brûlis subis par les sols colonisés depuis plus d'un siècle semblent avoir généré des pertes substantielles de mercure, particulièrement dans l'horizon de surface, même si la présence d'un couvert forestier semble avoir limiter les pertes du mercure du sol dans la jachère forestière.

En revanche, il n'a pas pu être mis en évidence d'effet bénéfique de la méthode de la trituration sur la rétention du mercure dans les cultures et les pâturages. Le long historique d'utilisation de ces sols et les épisodes de brûlis antérieurs avaient probablement déjà entamé la fraction la plus labile du réservoir de mercure du sol, masquant les effets bénéfiques potentiels de la trituration. En outre, la présence du paillis organique génère probablement des interactions biogéochimiques complexes entre le sol et le mercure. Il se pourrait que certains processus liés à la présence du paillis organique favorisent la rétention du mercure (diminution de la volatilisation, augmentation du nombre de sites cationiques), tandis que d'autres, au contraire, facilitent les pertes de ce métal par le système (compétition cationique et dislocation, mobilisation par la matière organique dissoute).

## 2. Limites de l'étude et ouverture à de futures recherches

Premièrement, travailler sur l'un des plus anciens fronts de colonisation d'Amazonie brésilienne nous a privé de l'accès à des forêts primaires, désormais pratiquement absentes de la zone d'étude. Une comparaison des caractéristiques physico-chimiques du sol déterminées dans les cultures et pâturages avec celles rencontrées dans une forêt primaire nous aurait permis une évaluation plus précise de l'impact des usages du sol sur ces paramètres, et en particulier, une quantification plus juste des pertes de mercure du sol liées à l'utilisation des terres. Par ailleurs, le long historique d'utilisation des terres, par son impact significatif sur les propriétés du sol, nous a empêché de discerner clairement les effets potentiels de la pratique de la trituration des jachères sur la rétention du mercure du sol. De plus, le dispositif en place dans le cadre de l'expérimentation menée par EMBRAPA, ne nous a pas permis de distinguer l'effet de l'amélioration de la jachère par les légumineuses de celui de la trituration avec établissement d'un paillis organique sur les propriétés physico-chimiques du sol. Pour cela, il aurait fallu inclure dans l'expérience une culture établie sur une jachère naturelle triturée. Enfin, ces résultats sont difficilement généralisables dans la mesure où le dispositif de l'étude ne comprend pas de réplicats des traitements. Il aurait fallu plusieurs blocs de CT-CB-PT-PB, ou plusieurs sites



différents. La technique de la trituration semble cependant prometteuse dans la conservation et l'amélioration de la fertilité des sols et pourrait se développer dans le contexte amazonien. Il est par conséquent nécessaire de poursuivre des recherches afin de mieux comprendre l'impact et les interactions complexes de cette méthode sur le mercure du sol, et ce sur des sols récemment colonisés afin de s'affranchir de l'impact d'un long historique d'utilisation des terres.

### 3. Perspectives

#### 3.1 Le potentiel écologique de la trituration des jachères

Cette étude a contribué à mettre en évidence le potentiel écologique de la pratique de la trituration de la végétation des jachères combinée à l'amélioration des jachères par des légumineuses à croissance rapide sur les terres cultivées. Si diverses études avaient déjà souligné le potentiel de ces pratiques dans la conservation à long terme de la qualité du sol (Sanchez, 1999; Acharya *et al.*, 2005), cette recherche, menée sur des sols exploités depuis plus d'un siècle et fortement appauvris, va plus loin et met en évidence son potentiel non seulement de conservation mais aussi de restauration de la qualité de sols très dégradés. Cette technique alternative favoriserait ainsi d'une part l'allongement du temps de culture par une meilleure qualité des sols, et d'autre part la réduction du temps de jachère par une accumulation rapide de biomasse par les jachères améliorées. En augmentant ainsi la productivité des terres, la pratique de la trituration de jachères améliorées contribue à l'intensification de l'utilisation des terres agricoles, devenue indispensable en Amazonie brésilienne où la pression démographique devient de plus en plus forte (Erenstein, 2003). En contribuant à l'intensification de l'agriculture, cette pratique alternative participe alors à la sécurité alimentaire des populations ainsi qu'à la préservation des écosystèmes forestiers fragiles d'Amazonie. Conserver les forêts secondaires est essentiel pour le rôle qu'elles jouent dans le maintien et le rétablissement des services écosystémiques et pour l'accès qu'elles offrent aux produits forestiers non ligneux tels que les plantes médicinales, souvent le seul accès aux soins pour les plus démunis.

### 3.2. La viabilité socio-économique de la trituration des jachères

Même si le potentiel écologique de la trituration des jachères semble tangible, il n'en demeure pas moins que c'est aux petits agriculteurs seulement que revient la décision finale de son application ou non. L'adoption de la trituration par les petits agriculteurs est ainsi un enjeu de taille auquel le projet SHIFT-Tipitamba consacre le 3<sup>e</sup> volet entier de son programme de recherche. De ces études, il ressort que le frein principal à l'application de la pratique de la trituration est l'accès à la machinerie, extrêmement limité à ce jour pour les associations paysannes ou les municipalités. Une entreprise publique ou para-publique en revanche pourrait faire les investissements et fournir les services à un prix abordable. Par ailleurs, les petits agriculteurs attendent un effet à court-terme de la technique sur les rendements sans devoir utiliser d'intrants supplémentaires (fertilisants inorganiques, plus grande charge de travail, etc.). Or plusieurs études ont noté une baisse des rendements lors de la première année de culture par rapport à la culture sur brûlis (Kato *et al.*, 1999; Vielhauer *et al.*, 2000). Elles observent toutefois que la deuxième année, les rendements sont identiques voire supérieures dans les champs triturés. Plusieurs auteurs ont montré que l'allongement de la période de culture et les rendements obtenus au total à la fin du cycle sont supérieurs à ceux obtenus à partir du cycle traditionnel (Vielhauer *et al.*, 2000) et permettent de compenser les coûts supplémentaires liés à la pratique de la trituration, incluant l'utilisation de l'équipement pour triturer (Mburu *et al.*, 2007). Mais à condition d'opérer certains changements dans les pratiques culturales : 1) l'abandon d'un unique cycle de culture et l'adoption systématique de deux cycles de culture (Mburu *et al.*, 2007), 2) le choix d'une bonne combinaison de types de cultures, adaptée à la libération progressive de nutriments. Denich *et al.* (2004) proposent ainsi d'inverser la séquence habituelle et de planter le manioc moins exigeant en premier et de réserver le riz ou le maïs pour le second cycle lorsque la décomposition de la matière organique est dans sa phase de minéralisation. Ainsi quelques changements mineurs permettent de compenser les inconvénients de la méthode de la trituration, inconvénients minimes du reste devant ceux du brûlis.

D'autres facteurs peuvent favoriser l'adoption de la trituration par les familles d'agriculteurs. Premièrement, la pratique de la trituration des jachères offre une plus grande flexibilité du calendrier agricole puisqu'elle n'est pas confinée à la saison sèche comme le brûlis et permet l'étalement du volume de travail sur l'année. Avec la modification de la date d'ensemencement, la récolte peut se faire en période de moindre approvisionnement, favorisant de meilleurs prix de vente (Denich *et al.*, 2001). Ensuite, l'adoption de ces pratiques alternatives (jachère améliorée,

établissement du paillis organique, modification de la séquence des cultures) peut se faire par étapes selon les besoins et les capacités de l'agriculteur (Denich *et al.*, 2001). La réversibilité de la technique, par le fait que l'agriculteur puisse l'abandonner à tout moment et revenir au système agricole traditionnel, aide à dépasser la barrière psychologique du changement d'habitudes et de pratiques (Vielhauer *et al.*, 2004). Le fait de mener des recherches participatives telles que réalisées par l'EMBRAPA dans ce projet, facilite la transmission des connaissances aux familles d'agriculteurs et favorise la sensibilisation et la formation de ces derniers à ces pratiques alternatives (Erenstein, 2003). Enfin, le problème de pollution mercurielle associé à la pratique traditionnelle du brûlis et ses conséquences sanitaires sur les populations consommatrices de poisson peuvent constituer un incitatif supplémentaire à l'adoption de nouvelles pratiques agricoles plus viables écologiquement.

## RÉFÉRENCES

- Acharya, C. L., K. M. Hati, K. K. Bandyopadhyay et Hillel Daniel. 2005. «MULCHES». In *Encyclopedia of Soils in the Environment*, p. 521-532. Oxford: Elsevier.
- Denich, M., K. Vielhauer, M. S. de A. Kato, A. Block, O. R. Kato, T. D. de Abreu Sá, W. Lücke et P. L. G. Vlek. 2004. «Mechanized land preparation in forest-based fallow systems: The experience from Eastern Amazonia». *Agroforestry Systems*. vol. 61-62, no 1, p. 91-106.
- Denich, M., K. Vielhauer, Tatiana D. de Abreu Sa, W. Lücke et P. L. G. Vlek. 2001. «Alternatives to slash-and burn agriculture: a research approach for the development of a chop-and-mulch system». In *Conference on International Agricultural Research for Development (9-11 october)*: Deutscher Tropentag.
- Erenstein, O. 2003. «Smallholder conservation farming in the tropics and sub-tropics: a guide to the development and dissemination of mulching with crop residues and cover crops». *Agriculture Ecosystems & Environment*. vol. 100, no 1, p. 17-37.
- Kato, M. S. A., O. R. Kato, M. Denich et P. L. G. Vlek. 1999. «Fire-free alternatives to slash-and-burn for shifting cultivation in the eastern Amazon region: the role of fertilizers». *Field Crops Research*. vol. 62, no 2-3, p. 225-237.
- Mburu, John., Jan. Börner, Bettina Hedden-Dunkhorst, Arisbe Mendoza et Klaus Frohberg. 2007. «Feasibility of mulching technology as an alternative to slash-and-burn farming in eastern Amazon: a cost-benefit analysis». *Renewable agriculture and food systems*. vol. 22, p. 125-133 Cambridge University Press.
- Rousseau, G.X., P.R.S. Silva et C.J.R. de Carvalho. 2008. «Earthworms, ants and other arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agro-ecosystems from Eastern Brazilian Amazonia. ». *Acta Zoologica Mexicana* (accepté).
- Sanchez, P. A. 1999. «Improved fallows come of age in the tropics». *Agroforestry Systems*. vol. 47, no 1-3, p. 3-12.
- Vielhauer, K., M. Denich, O. R. Kato, M. do Socorro Kato, T. D. De Abreu Sá et P. L. G. Vlek. 2004. «Viability of mechanized chop-and-mulch as soil improving alternative to manual slash-and-burn land preparation». In *Rural poverty reduction through research for development (October 5-7)*: Deutscher tropentag.
- Vielhauer, K., T. D. D. Sa et M. Denich. 2000. «Modification of a traditional crop-fallow system towards ecologically and economically sound options in the Eastern Amazon». In *Session 4 : Living resources management: approaches, techniques, variability (September 3-8, 2000)*.

## APPENDICE A : VARIABILITÉ ENTRE LES ÉCHANTILLONS

Tableau 2. Reproductibilité moyenne entre les échantillons d'une même parcelle.

	Reproductibilité*		
	Moyenne ± écart-type (%)		
	0-05 cm (n=21)	20-25 cm (n=7)	50-55 cm (n=7)
Densité apparente	6,51 ± 1,17	4,80 ± 2,50	2,88 ± 1,45
Capacité de rétention	9,25 ± 3,15	9,39 ± 3,62	5,05 ± 2,50
Humidité au champ	24,89 ± 8,19	16,86 ± 5,73	10,01 ± 1,68
C <sub>tot</sub>	25,84 ± 4,97	21,46 ± 3,46	10,98 ± 4,43
N <sub>tot</sub>	26,12 ± 8,45	15,89 ± 5,87	6,15 ± 8,47
NH <sub>4</sub>	22,99 ± 15,92	20,73 ± 9,91	24,27 ± 10,94
NO <sub>3</sub>	17,76 ± 6,67	38,33 ± 20,92	22,38 ± 12,97
P <sub>tot</sub>	37,71 ± 23,26	10,87 ± 1,75	9,13 ± 4,30
P <sub>i</sub>	52,17 ± 5,73	**	**
Ca	55,14 ± 29,53	68,94 ± 46,79	59,63 ± 36,61
Mg	38,89 ± 9,17	58,42 ± 14,32	64,72 ± 45,09
K	40,38 ± 9,67	52,86 ± 53,83	**
Mn	191,44 ± 217,26	30,00 ± 44,72	**
Fe	32,72 ± 19,90	20,01 ± 9,69	19,54 ± 8,69
Al	103,25 ± 56,14	37,57 ± 26,09	34,56 ± 16,49
pH <sub>H2O</sub>	4,97 ± 1,72	4,05 ± 1,36	3,57 ± 0,71
Hg <sub>tot</sub> (ng.g <sup>-1</sup> )	39,12 ± 18,00	39,45 ± 11,24	42,57 ± 24,36
Hg <sub>tot</sub> (ng.cm <sup>-3</sup> )	39,88 ± 20,36	42,91 ± 13,34	44,78 ± 25,86

\* Reproductibilité entre les échantillons d'une même parcelle : (écart-type/moyenne × 100).

\*\* Valeur à la limite du seuil de détection (moyenne et écart-type proches de 0)

APPENDICE B : RÉSULTATS DES TESTS DE WILCOXON ET TUKEY

HORIZON 0-5 cm

pH			Mean
Level			
CB	A		5,3164286
PB	A		5,2035714
PT	A		5,1176190
CT		B	4,6888095
JII		C	4,2269048

P <sub>tot</sub> (μmol.g <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
PT	A		0,38267948
CT	A	B	0,31418582
PB		B	0,24941392
CB		B	0,22479348
JII		B	0,20771714

P <sub>i</sub> (μmol.g <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
CT	A		0,02690306
PT		B	0,01084042
JII		B	0,00857426
PB		B	0,00817047
CB		B	0,00490334

P <sub>o</sub> (μmol.g <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
PT	A		0,37183906
CT	A	B	0,28728275
PB		B	0,24124345
CB		B	0,21989014
JII		B	0,19914288

KCaMg (cmol.kg <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
CT	A		3,1982976
PT		B	2,3172961
PB		B C	2,1945723
CB		B C	2,1417241
JII		C	1,3806458

K (cmol.kg <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
CT	A		0,12129173
PT		B	0,08140732
PB		B C	0,06865802
JII		C D	0,05400621
CB		D	0,04208680

Ca (cmol.kg <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
CT	A		2,6620974
PT		B	1,8070146
CB		B C	1,7316585
PB		B C	1,6824143
JII		C	0,9832665

Mg (cmol.kg<sup>-1</sup>)  
Non significatif

Fe (cmol.kg<sup>-1</sup>)  
Non significatif

Mn (cmol.kg <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
CB	A		0,10654004
PT	A		0,09666105
PB	A		0,09028973
CT	A	B	0,08530023
JII		B	0,04082991

Al (cmol.kg <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
CB	A		0,10654004
PT	A		0,09666105
PB	A		0,09028973
CT	A	B	0,08530023
JII		B	0,04082991

C<sub>tot</sub> (%)

Level		Mean
CT	A	2,6148095
PT	A	2,5478095
PB	A B	2,2244286
CB	B C	1,7840000
JII	C	1,6111143

N<sub>tot</sub> (%)

Level		Mean
CT	A	0,17189524
PB	A	0,16098095
PT	A	0,16005048
CB	B	0,12229619
JII	B	0,10000952

NH<sub>4</sub> (μmol.g<sup>-1</sup>)

Level		Mean
CT	A	5,6879658
JII	A B	4,6580136
CB	B	4,5118136
PT	B	4,2070160
PB	B	3,9859265

NO<sub>3</sub> (μmol.g<sup>-1</sup>)

Level		Mean
CT	A	0,26841587
JII	B	0,11380457
CB	C	0,08017048
PT	C	0,07843061
PB	C	0,07260507

Densité apparente (g.cm<sup>-3</sup>)

Level		Mean
PB	A	1,3327179
PT	A B	1,2877166
CB	B C	1,2491017
JII	C	1,2061968
CT	C	1,1996601

## Humidité au champ (%)

Level		Mean
JII	A	9,2334035
CT	A	8,9176016
CB	A	8,7961684
PT	B	5,3477880
PB	B	4,3909803

## Capacité de rétention (%)

Level		Mean
CT	A	41,127340
PT	A	40,630241
CB	B	38,009109
JII	B	37,058352
PB	B	36,595298

## Argile (%)

Non significatif

## Silt (%)

Level		Mean
CT	A	14,909524
PT	A	13,109524
JII	A	12,323810
CB	A B	12,228571
PB	B	9,114286

## Sable grossier (%)

Level		Mean
PB	A	54,300000
PT	B	47,785714
CB	C	40,500000
CT	C	38,766667
JII	C	36,247619

## Sable fin (%)

Level		Mean
PT	A	45,757143
JII	A	42,714286
CB	B	36,757143
CT	B	35,980952
PB	B	34,523810



Hg (ng.g <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
JII	A		49,482619
CT	A	B	41,394476
CB	A	B C	37,033333
PT		B C	34,873524
PB		C	24,827810

Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )			Mean
Level			
JII	A		59,483869
CT	A	B	49,496247
CB	A	B	46,260451
PT	A	B	44,624505
PB		B	33,585412

### HORIZON 20-25 cm

pH			Mean
Level			
PB	A		4,9790000
PT	A	B	4,6957143
CB		B	4,4742857
CT		C	4,1341667
JII		C	4,1328571

P <sub>tot</sub> (μmol.g <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
PB	A		0,27969148
CB	A	B	0,26123904
CT	A	B	0,25189260
JII	A	B	0,24034345
PT		B	0,23141436

P <sub>i</sub> (μmol.g <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
PT	A		0,00562001
PB	A		0,00497814
CT	A		0,00267602
JII	A		0,00219627
CB	A		0,00161609

P <sub>o</sub> (μmol.g <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
PB	A		0,27471334
CB	A	B	0,25962295
CT	A	B	0,24921658
JII	A	B	0,23814718
PT		B	0,22579435

KCaMg (cmol.kg <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
PB	A		0,65609158
PT	A	B	0,47013255
CB	A	B	0,41894852
CT	A	B	0,34227337
JII		B	0,21089100

K (cmol.kg <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
PB	A		0,03298270
PT		B	0,02065986
CT		B	0,01739209
JII		B	0,01347068
CB		B	0,01308525

Ca (cmol.kg <sup>-1</sup> )			Mean
Level			
PB	A		0,53440820
PT	A	B	0,40574966
CB	A	B	0,31349824
CT	A	B	0,24974633
JII		B	0,14306830

Non significatif

Mg (cmol.kg<sup>-1</sup>)

Mn (cmol.kg<sup>-1</sup>)  
Non significatif

Fe (cmol.kg<sup>-1</sup>)  
Non significatif

Al (cmol.kg<sup>-1</sup>)

Level		Mean
JII	A	0,82829160
CT	A B	0,67636553
CB	A B	0,62857131
PB	B C	0,32322052
PT	C	0,30638043

C<sub>tot</sub> (%)

Non Sgnificatif

N<sub>tot</sub> (%)

Non significatif

NO<sub>3</sub> (μmol.g<sup>-1</sup>)

Level		Mean
CT	A	0,08663362
JII	A B	0,06445425
CB	B C	0,05238596
PT	C	0,03794924
PB	C	0,03325739

NH<sub>4</sub> (μmol.g<sup>-1</sup>)

Non significatif

## Silt (%)

Non significatif

## Argile (%)

Non significatif

## Sable grossier (%)

Level		Mean
PB	A	44,160000
PT	B	35,771429
CB	B C	31,450000
CT	C	29,516667
JII	C	29,414286

## Sable fin (%)

Level		Mean
JII	A	42,957143
CT	A	40,683333
CB	A B	39,016667
PT	B C	35,114286
PB	C	31,220000

## Capacité de rétention (%)

Non significatif

Densité apparente (g.cm<sup>-3</sup>)

Non significatif

## Humidité au champ (%)

Level		Mean
JII	A	10,038869
CB	A B	8,586224
CT	B C	7,762965
PT	C	6,354186
PB	C	6,055665

Hg (ng.g<sup>-1</sup>)

Level		Mean
PT	A	111,51667
PB	B	73,14300
CB	B	70,85714
CT	A B	67,85000
JII	B	60,37343

Hg (ng.cm<sup>-3</sup>)

Level		Mean
PT	A	178,22572
PB	A B	117,32184
CB	B	111,59402
CT	A B	105,81141
JII	B	89,87442

## HORIZON 50-55 cm

pH

Non significatif

P<sub>tot</sub> (μmol.g<sup>-1</sup>)

Level		Mean
PB	A	0,30945740
CT	A	0,27728334
CB	A	0,27194535
PT	A	0,27133400
JII	B	0,22034054

P<sub>i</sub> (μmol.g<sup>-1</sup>)

Level		Mean
PB	A	0,00128494
PT	A B	0,00097626
CT	A B	0,00088445
CB	B	0,00052892
JII	B	0,00047885

P<sub>o</sub> (μmol.g<sup>-1</sup>)

Level		Mean
PB	A	0,30817246
CT	A	0,27634665
CB	A	0,27141644
PT	A	0,27035774
JII	B	0,21986169

KCaMg (cmol.kg<sup>-1</sup>)

Level		Mean
PT	A	0,43800583
PB	A B	0,28312337
JII	A B	0,26235000
CB	A B	0,24342511
CT	B	0,13288234

K (cmol.kg<sup>-1</sup>)

Level		Mean
PB	A	0,02634854
PT	A	0,01313402
CT	A	0,01120374
CB	A	0,00558274
JII	A	0,00462222

Ca (cmol.kg<sup>-1</sup>)

Level		Mean
PT	A	0,34168556
PB	A B	0,20068637
JII	A B	0,18791307
CB	A B	0,16593012
CT	B	0,09886786

Mg (cmol.kg<sup>-1</sup>)

Non significatif

Fe (cmol.kg<sup>-1</sup>)

Non significatif

Mn (cmol.kg<sup>-1</sup>)

Level		Mean
JII	A	0,02310944
CB	A B	0,01828706
CT	A B	0,01102496
PT	A B	0,00935187
PB	B	0,00321642

Al (cmol.kg<sup>-1</sup>)

Level		Mean
CB	A	0,89965722
PB	A B	0,72413181
PT	A B	0,69057912
JII	A B	0,58078248
CT	B	0,49016245

C<sub>tot</sub> (%)

Level		Mean
PB	A	0,68737143
CT	A B	0,61610000
CB	A B	0,59540000
PT	B	0,55688571
JII	B	0,55602857

N<sub>tot</sub> (%)

Level		Mean
PB	A	0,07106714
PT	A B	0,06319000
JII	B C	0,05923000
CB	B C	0,05829429
CT	C	0,05352500

NH<sub>4</sub> (μmol.g<sup>-1</sup>)

Non significatif

NO<sub>3</sub> (μmol.g<sup>-1</sup>)

Level		Mean
CT	A	0,06341631
PB	B	0,04235174
PT	B C	0,04005614
CB	C	0,03198321
JII	C	0,03134954

## Silt (%)

Level		Mean
PT	A	10,228571
JII	A	10,150000
CB	A B	8,983333
CT	A B	7,514286
PB	B	6,442857

## Argile (%)

Level		Mean
PT	A	35,142857
CT	A B	32,857143
PB	A B C	32,285714
JII	B C	27,333333
CB	C	25,333333

## Sable grossier (%)

Level		Mean
PB	A	36,014286
CB	A B	29,350000
PT	B	27,314286
CT	B	25,742857
JII	B	23,833333

## Sable fin (%)

Level		Mean
JII	A	38,750000
CB	A B	36,400000
CT	B	33,957143
PT	C	27,328571
PB	C	25,342857

## Capacité de rétention (%)

Level		Mean
PT	A	42,960694
CT	A B	40,650214
PB	A B	39,863600
CB	A B	39,675078
JII	B	38,570788

## Humidité au champ (%)

Non significatif

Densité apparente (g.cm<sup>-3</sup>)

Non significatif

Hg (ng.g <sup>-1</sup> )		
Level		Mean
PT	A	160,68571
CT	B	90,78300
PB	B	83,33086
CB	B	83,05633
JII	B	82,31667

Hg (ng.cm <sup>-3</sup> )		
Level		Mean
PT	A	250,62382
CT	B	136,12679
PB	B	127,49966
CB	B	126,24736
JII	B	125,50632