

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

UTILISATION DES BIOMARQUEURS DE LA LIGNINE COMME TRACEURS DE L'IMPACT
DE L'OCCUPATION DU TERRITOIRE SUR LES TRANSFERTS DE MATIÈRE ORGANIQUE
TERRIGÈNE ENTRE LES MILIEUX TERRESTRES ET AQUATIQUES EN RÉGION
TROPICALE

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
EMILIE BÉLANGER

JUIN 2012

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

Un monde "commun" n'est jamais simplement l'ethos, le séjour commun, qui résulte de la sédimentation d'un certain nombre d'acte entrelacés. Il est toujours une distribution polémique des manières d'être et des "occupations" dans un espace des possibles.

Jacques Rancière

REMERCIEMENTS

Arriver aux derniers pas d'un mouvement de longue haleine, se retourner, voir derrière soi ceux qui ont rendu le chemin praticable et enfin, les remercier.

Mes premières reconnaissances vont à Marc, mon directeur, sans qui je serais probablement passée rapidement dans la maîtrise, voulant initialement expédier la douleur de l'effort pour me diriger au plus vite vers un « vrai » boulot. La recherche m'a pourtant piquée au vif, et me voilà lancée dans une histoire dont le dépôt du mémoire, je l'espère, ne marque pas la fin. Merci Marc pour ton support, ton appui, tes corrections et critiques, merci d'avoir cru en moi alors que je me suis présentée un après-midi, désirant faire partie du projet de recherche avec beaucoup de volonté mais disons-le sans beaucoup d'expérience. Merci aussi à Robert pour ton support et ta patience durant les mois passés sur le bateau. Bravo à ton dévouement entier pour les recherches que tu poursuis et à ta capacité de toujours retrouver l'énergie après les moments de découragement. Je sais maintenant qu'il est toujours possible de continuer.

Impossible de passer à côté de notre formidable équipe de recherche, unie et volontaire, bruyante et engagée, qui a nourri mes réflexions et les a confrontées sans détour. Merci à ces collègues maintenant amis que sont mes co-équipiers de terrain : Sky, Stéphane, Annie, Christine, Leandra, Deusilene. Je n'ai qu'à me rappeler quelques anecdotes pour raviver les fous rires et entendre des mélodies.

Merci au pan nordique (!) de l'équipe de recherche qui m'a accueillie et intégrée avec indulgence avec toutes mes questions de laboratoire, de statistiques, d'appareils compliqués, de logistique et ainsi de suite. Merci Sophie, Serge, Agnieszka, Bassam, Jean-François. Un merci particulier à Matthieu qui a su simplifier des notions géochimiques complexes, qui m'a inspiré le souci du détail et la rigueur scientifique. Je voudrais souligner le passage de Sylvie deGrosbois dans mon parcours, professeure qui m'a toujours supportée, tantôt de loin, tantôt de près, depuis mon entrée en maîtrise. Merci pour ton humanité.

Merci à ma famille chérie, qui me supporte de toutes les manières possibles et qui me félicite quand il le faut. Merci pour votre beau et grand soutien! Chers amis qui me suivent depuis longtemps, qui me connaissent, qui sont là. Merci. Grâce à vous je m'amuse, je critique mais surtout je me dynamise à votre contact. Merci à mon Guillaume, loyal et constant à mes côtés, même quand nos vies nous tirent dans des pays éloignés.

Merci au CRSNG et au CRDI de rendre possible une recherche d'envergure dans des endroits reculés et d'encourager le développement. Je m'incline amicalement devant tous les gens des communautés au Brésil qui nous accueillent, terrain après terrain, et qui trouvent la force de discuter avec nous malgré nos différences, si profondes.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	i
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES.....	ix
RÉSUMÉ.....	x
INTRODUCTION GÉNÉRALE	
Déforestation en Amazonie brésilienne.....	1
Système hydrologique particulier.....	2
Les biomarqueurs de la lignine.....	3
Justificatifs et organisation du mémoire.....	4
Références.....	6
CHAPITRE 1	
BIOMARQUEURS DE LA LIGNINE DANS LES VÉGÉTAUX DOMINANTS ET LES SOLS	
DE MILIEUX BOISÉS ET PERTURBÉS DE L'AMAZONIE BRÉSILIENNE.....	
Résumé.....	11
1.1 Introduction.....	13
1.2 Méthode.....	15
1.2.1 Région étudiée.....	15
1.2.2 Échantillonnage.....	16
1.2.3 Analyses en laboratoire.....	17
1.2.4 Indicateurs ligneux utilisés.....	17
1.2.5 Analyses statistiques.....	18
1.3 Résultats.....	19
1.3.1 Caractéristiques ligneuses des végétaux dominants.....	19
1.3.1.1 Signature ligneuse selon le type de végétal.....	19
1.3.1.2 Signatures ligneuses selon l'utilisation du territoire.....	20
1.3.2 Caractéristiques ligneuses des sols.....	21
1.3.2.1 Quantités de matière organique dans les sols.....	21
1.3.2.2 État de dégradation de la matière organique dans les sols.....	21
1.3.2.3 Qualité de la matière organique dans les sols.....	22

1.4 Discussion.....	22
1.4.1 Relations entre les biomarqueurs des végétaux et ceux retrouvés dans les sols.....	22
1.4.2 Signatures caractéristiques des biomarqueurs en milieux boisés.....	25
1.4.3 Biomarqueurs de la lignine et milieu tropical.....	26
1.4.3.1 Les palmiers, espèces tropicales distinctes.....	26
1.5 Conclusion.....	27
1.6 Références.....	29
1.7 Liste des figures.....	34
CHAPITRE 2	
MODIFICATION DES TRANSFERTS DE MATIÈRE ORGANIQUE TERRIGÈNE VERS LES SYSTÈMES AQUATIQUES EN AMAZONIE SUITE À LA DÉFORESTATION.....	
Résumé.....	44
2.1 Introduction.....	45
2.2 Matériel et méthode.....	46
2.2.1 Région d'étude.....	46
2.2.2 Analyse des bassins versants.....	47
2.2.3 Échantillonnage.....	48
2.2.4 Analyses géochimiques.....	49
2.2.4.1 Indicateurs ligneux utilisés.....	49
2.2.4.2 Datation au ^{210}Pb	50
2.2.5 Traitement statistique.....	51
2.3 Résultats.....	51
2.3.1 Caractérisation des bassins versants.....	51
2.3.2 Datation au ^{210}Pb	52
2.3.3 Enregistrements sédimentaires.....	52
2.3.3.1 Quantités de MOT.....	52
2.3.3.2 Nature de la MOT.....	53
2.3.3.3 État de dégradation de la MOT.....	54
2.3.4 Quantité et qualité de la matière particulaire en suspension (MPS).....	55
2.4 Discussion.....	56
2.4.1 Analyse de la MOT dans les sédiments récents.....	56

3.4.2 Analyse spatiale du territoire et répercussions aquatiques.....	58
3.4.3 Un gradient de connectivité au fleuve qui se répercute dans les sédiments..	61
3.4.4 Analyse historique de l'occupation du territoire et répercussions sur le milieu aquatique.....	62
2. 5 Conclusion.....	63
2. 6 Références.....	65
2.7 Liste des figures.....	71
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	83
Références.....	86
APPENDICE A	
MOYENNE DES INDICATEURS LIGNEUX POUR LES VÉGÉTAUX DOMINANTS ET POUR LES SOLS EN FONCTION DE LEUR PROFONDEUR ET L'OCCUPATION DU TERRITOIRE.....	88
APPENDICE B	
FIGURE ILLUSTRANT LES ANALYSES DES CARACTÉRISTIQUES DES BASSINS VERSANTS.....	91

LISTE DES FIGURES

Figure	Page	
1.1	Carte de la région d'étude en Amazonie brésilienne. L'encadré représente la région spécifique du mémoire.....	35
1.2	Encadré de la région d'étude avec les points d'échantillonnage de sols	36
1.3	Résultats des analyses discriminantes sur les premier et deuxième facteurs des analyses en composantes principales des sources pures en fonction du type de source et en fonction de l'utilisation du territoire.....	37
1.4	Profils des indices de quantités de matière organique dans les sols étudiés (Δ et $\Sigma 8$).....	38
1.5	Profils des indices de dégradation de la matière organique dans les sols étudiés ($P/(V+S)$ et $(Ac/Ad)/V$).....	39
1.5	Profils des indices de dégradation de la matière organique dans les sols étudiés ($3,5 Bd/V$).....	40
1.6	Profils des indices de nature de la matière organique dans les sols étudiés (C/V et S/V).....	41
2.1	Carte de la région d'étude en Amazonie brésilienne. L'encadré représente la région spécifique du mémoire.....	72
2.2	Carte illustrant la délimitation des trois bassins versants étudiés et les stations d'échantillonnage de la MPS.....	73
2.3	Analyse de contingence de la répartition des différentes classes d'occupation du territoire selon la classe de pente pour chaque bassin versant.....	74
2.4	Graphique présentant les résultats de la datation au ^{210}Pb des carottes sédimentaires.....	75
2.5	Profils de sédiments des indicateurs de quantités de MO dans le Bassin 1.....	76
2.6	Profils de sédiments des indicateurs de quantités de MO dans le Bassin 2.....	77
2.7	Profils de sédiments des indicateurs de quantités de MO dans le Bassin 3.....	78

Figure	Page
2.8 Profils de sédiments des indicateurs de la nature de MO dans les bassins 1, 2 et 3.....	79
2.9 Profils de sédiments des indicateurs de la dégradation de MO dans les bassins 1, 2 et 3.....	80
2.10 Indices de nature et dégradation de la MPS pour la saison sèche et humide..	81
B.1 Résultats des analyses de changements d'occupation du territoire dans le temps pour le Bassin 1.	92
B.2 Résultats des analyses de changements d'occupation du territoire dans le temps pour les Bassins 2 et 3	93
B.3 Analyse de contingence de l'occupation du territoire entre les années.....	94
B.4 Analyse de contingence de la répartition des classes de pentes par bassin.....	95
B.4 Répartition des classes de pente en fonction de l'utilisation du territoire	96

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.1	Résumé des variables à l'étude.....	42
2.1	Caractéristiques géographiques et physiques des bassins versants, moyennes des indicateurs ligneux dans les sédiment et dans la MPS.....	82
A.1	Moyennes des indicateurs ligneux pour les végétaux dominants et pour les sols en fonction de leur profondeur et de l'occupation du territoire	87

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES

(Ad/Al)v	Rapport d'acide sur aldéhyde des vanillyles
ANOVA	Analyse de variance
C	Carbone
C/V	Rapport des cinnamyls sur les vanillyles
GRASS	<i>Geographic Resources Analysis Support System</i>
Hg	Mercure
INPE	<i>Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais</i>
$\Lambda 8$	Somme des phenols normalisée sur le C
MO	Matière organique
MOT	Matière organique terrigène
MPS	Matière particulaire en suspension
N	Azote
p	Probabilité statistique que la distribution soit dans l'intervalle de confiance à 95%
PCA	Analyse en composantes principales
PLUPH	<i>Poor Land Use, Poor Health</i>
P/(V+S)	Rapport des p- hydroxyls sur la somme des vanillyles et syringiles
$\Sigma 8$	Somme des phenols normalisée sur le poids sec de l'échantillon (mg/10g d'échantillon)
SIG	Système d'Information Géographique
S/V	Rapport des syringiles sur les vanillyles

RÉSUMÉ

L'Amazonie brésilienne a connu une importante et rapide modification de l'exploitation de sa forêt dans les 40 dernières années. La région du fleuve Tapajós dans l'état du Pará est un front majeur de colonisation et connaît des taux de déboisement de grande ampleur. Les superficies forestières sont réduites, de même que morcelées par la pratique de l'agriculture sur brûlis. La dégradation de l'environnement se traduit par certains problèmes de santé humaine, notamment l'exposition au mercure (Hg) par la consommation abondante de poissons. Les activités anthropiques en bordure du fleuve accentuent l'érosion des sols et libèrent le Hg naturellement présent dans les sols. Du côté aquatique, des concentrations importantes de Hg sont enregistrées dans les poissons et dans les sédiments. Comme la matière organique terrigène (MOT) est un substrat de transport de ce métal, la connaissance des mouvements de MOT peut s'avérer un outil précieux dans la compréhension de la dynamique de ce polluant affectant la santé humaine et celle des écosystèmes. Afin de comprendre le devenir de la MOT depuis le milieu terrestre jusque dans le milieu aquatique et ce en fonction de l'utilisation du territoire, les biomarqueurs de la lignine ont été employés comme traceurs. Une première étape de recherche a été de décrire la MOT en fonction de la composition en phénols de la lignine par l'étude d'échantillons de végétaux dominants et d'échantillons de différents horizons de sol pour chaque utilisation du territoire (forêt, jachère, agriculture pâturage). De nouveaux indicateurs de milieux boisés et déboisés ont pu être définis de même que des indicateurs propres au milieu tropical amazonien. Dans un deuxième temps, les connaissances sur la nature et la quantité de MOT ont été combinées à celles de la MOT du milieu aquatique. Pour ce faire, des échantillons de matière particulaire en suspension et de sédiments récoltés dans trois bassins versants ont été analysés. En combinant les analyses de biomarqueurs avec des systèmes d'information géographique (SIG) pour analyser les caractéristiques des bassins versants et avec la datation des carottes de sédiments, il a été possible de dresser un portrait des transferts de MOT en fonction du temps et en fonction des bassins versants. Principalement, il y a plus d'apports de MOT au système aquatique dans les sédiments récents, peu importe le bassin versant. La nature de cette matière organique correspond à la signature ligneuse des pâturages, démontrant l'influence des milieux déboisés sur le milieu aquatique. La datation des carottes a permis l'association de la vague de déboisement aux changements récents des quantités et qualités de MOT retrouvée dans le milieu aquatique. Au niveau spatial, les travaux identifient des composantes précises de l'occupation du territoire et des caractéristiques des bassins versants associées aux apports de MOT. Cette étude contribue au renouvellement des connaissances fondamentales géochimiques du milieu tropical tout en permettant de mesurer l'impact de l'occupation récente du territoire amazonien sur les cycles de la matière organique. La détérioration subséquente des milieux aquatiques par la présence de Hg, l'eutrophisation et la production possible de gaz à effet de serre dans les plans d'eau pourrait ainsi être mieux encadrée et restreinte par des actions visant à contenir les mouvements de la matière organique dans la région.

Mots clés : Déforestation, MOT, Biomarqueurs de la lignine, ^{210}Pb , Sols, Sédiments.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Déforestation en Amazonie brésilienne

Fearnside (1993) soutenait, dans les années 90, que les grands propriétaires terriens implantant les monocultures à grande échelle étaient les principaux responsables de la déforestation, bien plus que la petite agriculture. Selon cet auteur, mettre la faute sur les petits cultivateurs pour justifier le déboisement intensif devait être une stratégie politique pour permettre l'établissement des fermes à grande échelle en toute impunité. Le chercheur mettait toutefois en garde contre la tendance grandissante de l'agriculture familiale en Amazonie brésilienne (Fearnside, 1993).

Suite à la construction de la route transamazonienne, en 1970, le pourcentage de déforestation en terme de surface est passé de 2,4% à 10,5% en l'espace de 20 ans (Fearnside, 1993). Non seulement les prélèvements de bois se sont accrus, mais aussi la conversion de parcelles de forêt à d'autres types d'utilisation comme les pâturages, l'agriculture ou la sylviculture ont atteint des taux impressionnants (Fearnside, 1991). Selon Farella *et al.* (2007), c'est la petite agriculture familiale qui est la principale responsable de la déforestation aux abords de la transamazonienne. Les territoires isolés deviennent accessibles aux ménages qui s'établissent sur des lopins de terre et pratiquent ensuite l'agriculture sur brûlis, pratique usuelle dans la région (Farella, 2005; Béliveau *et al.*, 2008). Selon l'Institut National de recherche spatiale (INPE), «une superficie égale à la France aurait été convertie à d'autres utilisations des terres ces 30 dernières années, soit 60 millions d'hectares» (2008).

Les activités anthropiques de déboisement créent un déséquilibre dans les écosystèmes, notamment par la dégradation des sols et la contamination des milieux aquatiques. Les populations vivent majoritairement près des cours d'eau, créant un effet d'érosion des berges accru (Sundborg et Rapp, 1986; Farella *et al.*, 2001 et Ouellet, 2007). Dans le bassin du Tapajós, un important tributaire de l'Amazone, on note des

hausse d'érosion et de sédimentation suite à l'agriculture sur brûlis pratiquée depuis les dernières vagues massives de colonisation dans les années 60 et 70 (Roulet *et al.*, 1999, 2000; Farella *et al.*, 2001; Béliveau *et al.*, 2008). Farella (1998) a indiqué des modifications des apports en matière organique terrigène (MOT) des horizons organiques et minéraux des sols aux systèmes aquatiques associés. Alors que les sols amazoniens sont naturellement pauvres et vulnérabilisés par les pertes de couvert forestier (Jordan, 1984), les pratiques agricoles contribuent à l'exportation des nutriments. La parcelle déboisée est cultivée pendant une année ou deux et est ensuite convertie en pâturage ou en jachère, car le sol n'a plus le rendement adéquat. Une nouvelle parcelle est alors déboisée pour disposer d'une terre cultivable. Par les récoltes, le peu de nutriments contenus dans les sols est soit lessivé, soit exporté des champs par érosion des fortes pluies (Roulet *et al.*, 1998). Face à l'état actuel de perturbations des rives du Tapajós et à l'important potentiel de perte de matière organique vers le cours d'eau que constituent ces perturbations, face aux fortes pressions auxquelles l'écosystème est soumis, il devient essentiel de s'interroger sur l'interface que représentent les transferts de MOT depuis le milieu terrestre jusque dans le milieu aquatique.

Système hydrologique particulier

Il existe peu de données sur le mouvement des eaux continentales en Amazonie tropicale, encore moins sur les cycles d'inondation du Tapajós et de la matière organique (MOT) associée (Calmant et Seyler, 2006). Les études sur le mouvement des eaux dans la région sont surtout faites sur le fleuve Amazone. On sait toutefois que le niveau d'eau dans le Tapajós «est dominé par un cycle saisonnier, conséquence de l'oscillation saisonnière des précipitations sur le bassin» (Campos *et al.*, 2001). Le niveau de l'eau commence à baisser vers les mois de mai - juin jusqu'à étiage près du mois de décembre. Avec le retour de la saison des pluies, le niveau de l'eau recommence à monter pour atteindre un sommet près du mois d'avril (Roulet *et al.*, 2000). Les rives et les cours d'eau sont ainsi régis par un système d'inondation saisonnier et dynamique, qui module l'environnement par la formation hydrologique de plaines d'inondation (Roulet *et al.*, 2000). Une étude menée par Bonnet *et al.* (2008) mentionne le peu de

recherches effectuées pour tenter d'évaluer les interactions entre un cours d'eau et sa plaine d'inondation, ainsi que la MOT associée à ces mouvements. Cela s'expliquerait en partie par la difficulté de récolter des données dans ces régions éloignées. Ils ont mené une étude échelonnée sur 6 années en mesurant plusieurs paramètres hydrologiques dans une plaine d'inondation du fleuve Amazone. Pour cet endroit, ils ont trouvé des changements de direction des mouvements d'eau selon les saisons: durant la saison sèche, l'eau provient principalement de «l'extérieur» de la plaine d'inondation, soit du fleuve, et plus les pluies s'intensifient, plus la plaine d'inondation se remplit par l'eau de ruissellement provenant des terres de son bassin versant et transfère ensuite vers le fleuve (Bonne *et al.*, 2008). Ces dynamiques complexes et variées propres au milieu tropical doivent être considérées dans l'interprétation des mouvements de MOT dans l'écosystème.

Les biomarqueurs de la lignine

Les biomarqueurs de la lignine sont utilisés dans la présente étude comme traceurs de la MOT pour en suivre le chemin dans l'interface milieu terrestre/milieu aquatique. Ils ont été largement employés pour décrire la MOT retrouvée dans les milieux aquatiques et en déterminer l'origine (Louchouart *et al.*, 1999 ; Onstad *et al.*, 2000 ; Teisserenc *et al.*, 2010). La lignine est une molécule présente dans les plantes vasculaires mais absente des animaux et du phytoplancton, avec un caractère réfractaire à la dégradation; les composés de la lignine constituent donc des biomarqueurs fiables de la végétation terrestre (Louchouart *et al.*, 1999 ; Onstad *et al.*, 2000 ; Caron *et al.*, 2008). Les types de tissus et espèces végétales possèdent des signatures ligneuses différentes qui permettent de les caractériser et de les distinguer entre eux (Hedges et Mann, 1979a). La technique consiste à pratiquer l'oxydation de la lignine à l'aide de l'oxyde de cuivre (CuO) pour produire une série de phénols. Ces phénols sont ensuite regroupés en familles (vanillyle, cinnamyle, syringyle, p-hydroxyyles) dont les rapports permettent de discriminer la présence de gymnospermes par rapport aux angiospermes, ou la présence de tissus boisés par rapport aux tissus non-boisés (Hedges et Mann, 1979a ; Hedges et al., 1986, 1988 ; Goni et Hedges, 1992).

Le traçage des sources terrigènes de la MOT dans le milieu aquatique s'effectue par comparaison avec la végétation fraîche du milieu terrestre associé (Hedges et Mann, 1979a ; Hedges *et al.*, 1986 ; Onstad *et al.*, 2000), mais les recherches récentes pointent vers une comparaison avec la signature ligneuse des sols (Farella *et al.*, 2001; Houel *et al.*, 2006; Teisserenc, 2009). Comme les tissus végétaux sont d'abord dégradés dans les sols et subissent peu de modifications une fois dans l'eau (Opsahl and Benner 1995; Teisserenc, 2009), la trace des phénols ligneux dans la MOT des milieux aquatiques serait plus proche de celle des sols que de celle du matériel végétal frais. La littérature sur les phénols ligneux du milieu tropical est peu étoffée et peu de ces articles sont récents, particulièrement sur les sols de milieux tropicaux. Il existe peu d'exemples de signatures végétales pouvant servir de références qui sont propres à la forêt amazonienne (Hedges *et al.*, 1986; Dittmar et Lara, 2001; Zocatelli *et al.*, 2011). À notre connaissance, une seule étude a tenté de caractériser les sols amazoniens du bassin du Tapajós, soit celle de Farella (1998).

Justificatifs et organisation du mémoire

Les présents travaux de recherche font partie intégrante du projet *Poor Land Use, Poor Health* (PLUPH, <http://www.pluph.uqam.ca>) du programme Teasdale-Corti de l'Initiative de Recherche en Santé Mondiale (GHRI), qui s'intéresse à deux problèmes de santé liés à la dégradation de l'environnement en Amazonie brésilienne : l'exposition au mercure (Hg) des populations riveraines par la consommation de poissons et la prévalence de la maladie de Chagas, présente dans les écosystèmes ouverts d'Amérique latine (Lucotte et Bursztyn, 2006). Ce programme de recherche participative a comme ambition de réduire les risques d'exposition aux deux problèmes de santé mentionnés en étudiant les écosystèmes qui les supportent, tout comme les aspects sociaux des communautés locales. Par une approche multidisciplinaire impliquant des chercheurs d'universités différentes, le projet travaille à dresser un portrait global des dynamiques complexes qui relient santé, environnement, aspects sociaux et développement. Ces recherches permettront de cibler les modes d'intervention les plus pertinents pour améliorer la santé des habitants de la région, tout en offrant un mode plus durable

d'usage du territoire en partenariat avec les communautés et les acteurs locaux (Lucotte et Bursztyn, 2006).

Le présent travail de mémoire a investigué les liens entre la MOT dans le milieu aquatique et l'occupation du territoire dans le bassin versant associé. La recherche est divisée en deux chapitres complémentaires l'un de l'autre. Le chapitre 1 caractérise la nature et la composition de la matière organique du milieu terrestre dans les bassins versants à l'étude. On présente les indicateurs ligneux correspondant aux végétaux dominants d'Amazonie et des sols de la région. Les signatures de phénols ligneux du milieu terrestre constituent les références ligneuses pour l'analyse des quantités et qualités de MOT dans le milieu aquatique développées dans le chapitre 2. Le chapitre 2 reprend les indicateurs élaborés, propres au bassin amazonien, pour les intégrer dans le portrait des échanges complexes de la région. On dresse la dynamique des transferts de la MOT vers le milieu aquatique en fonction de l'utilisation du territoire, dynamique placée dans une perspective spatiotemporelle. L'appendice A présente un tableau résumé des valeurs de chacun des indicateurs ligneux utilisés en fonction des différentes catégories de végétaux et de sols. L'appendice B regroupe des figures additionnelles portant sur l'évolution de l'occupation du territoire et sur les analyses statistiques réalisées sur les caractéristiques des bassins versants pouvant aider à la compréhension du chapitre 2. L'ensemble du mémoire présente de nouvelles données sur l'impact du déboisement en Amazonie. La compréhension de la dynamique de la MOT suite aux perturbations du déboisement et de la culture subséquente pourrait contribuer à explorer les facteurs de vulnérabilité des populations et écosystèmes riverains du Tapajós, surtout en considérant que la MOT est un important vecteur de transport du Hg dans l'environnement (Kainz *et al.*, 2003).

Les deux chapitres principaux du mémoire seront soumis pour publication, dans leur version anglaise, à des revues scientifiques avec comités de lecture. L'auteure du mémoire a élaboré son plan d'échantillonnage, réalisé l'échantillonnage et l'analyse des échantillons. Elle a aussi rédigé les deux chapitres, après en avoir discuté les

interprétations avec les collègues dont les noms apparaissent comme co-auteurs pour ces chapitres.

Références

- Béliveau, A., M. Lucotte, R. Davidson, L. Otávio do Canto Lopesc, S. Paquet. 2008. «Early Hg mobility in cultivated tropical soils one year after slash-and-burn of the primary forest, in the Brazilian Amazon». *Science of Total Environment*, vol. 407, no 15, p. 4480-4489.
- Bonnet, M. P., G. Baroux., J.M. Martinez, F. Seyler, P. Moreira-Turcq, G. Cochonneau, J.M. Melack, G. Boaventura, L. Maurice-Bourgoin, J.G. Leo'n, E. Roux, S. Calmant, P. Kosuth g, et P. S. J.L. Guyot. 2008. «Floodplain hydrology in an Amazon floodplain lake (Lago Grande de Curuai')». *Journal of Hydrology*, vol. 349, p. 18-30.
- Calmant, S. et F. Seyler. 2006. «Continental surface waters from satellite altimetry ». *Geosciences*, vol. 338, no 14-15, p. 1113-1122.
- Campos, L. de O., Franck Merciera, Caroline Maheua, Gérard Cochonneauc, Pascal Kosuthc, Denizar Blitzkowb, Anny Cazenavea. 2001. «Temporal variations of river basin waters from Topex/Poseidon satellite altimetry. Application to the Amazon basin». *Earth and Planetary Sciences*, vol. 333, p. 633-643.
- Caron, S., Lucotte, M., Teisserenc, R. 2008. «Mercury transfer from watersheds to aquatic environments following the erosion of agrarian soils: A molecular biomarker approach». *Canadian Journal of Soil Science*, p. 801-811.
- Dittmar, T. et Lara, R.J. 2001. «Molecular evidence for lignin next term degradation in sulfate-reducing mangrove sediments (Amazônia, Brazil) ». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 65, no 9, p. 1417-1428.
- Farella N. 1998. «Impact du déboisement sur les sols et les sédiments de la région di Rio Tapajos (Amazonie brésilienne) illustrés par des biomarqueurs». Mémoire de maîtrise, Sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, 179 p.
- Farella, N., M. Lucotte, P. Louchouarn et M. Roulet. 2001. «Deforestation Modifying Terrestrial Organic Transport in the Rio Tapajos, Brazilian Amazon». *Organic Gechemistry*, vol. 32, p. 1443-1458.
- Farella, N. 2005. «Les fermes de la région frontière du Tapajos en Amazonie brésilienne : relations entre les origines familiales, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement». Thèse de doctorat, Sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, 209 p.

- Farella, N., R. Davidson, M. Lucotte et S. Daiglec. 2007. "Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajós region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming " *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 120, 2-4, p. 449-462.
- Fearnside, P.M. 1991. «Développement agricole et déforestation en Amazonie brésilienne. ». *Cahiers de Sciences Humaines*, vol. 27, p. 235-253.
- Fearnside, P.M. 1993. «Deforestation in Brazilian Amazonia: The Effect of Population and Land Tenure». *Ambio*, vol. 22, no 8, p. 537-545.
- Goni, M. A. et J. I. Hedges. 1992. «Lignin dimers-structures, distribution, and potential geochemical applications." *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 56, p. 4025-4043.
- Hedges, J. I. et Mann, D.C. 1979. «The Characterization of plant tissues by their lignin oxidation products». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 43, no 11, p. 1803-1807.
- Hedges, J. I., Wayne A. Clark, Paul D. Quay, Jeffrey E. Richey, Allan H. Devol and Umberto de M. Santos. 1986. «Compositions and Fluxes of Particulate Organic Material in the Amazon River». *Limnology and Oceanography*, vol. 31, no 4, p. 717-738
- Hedges, John I., Robert A. Blanchette, Karen Weliky and Allan H. Devol. 1988. «Effects of fungal degradation on the CuO oxidation products of lignin: A controlled laboratory study ». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 52, no 11, p. 2717-2726.
- Houel, S.; Louchouart, P.; Lucotte, M. and Canuel, R. 2006. «Translocation of soil organic matter following reservoir impoundment in boreal systems: implications for in situ productivity». *Limnology and Oceanography*, vol. 51, p. 1497-1513.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Institut national de recherche spatiale (INPE) (2008). *Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite – Projeto PRODES*. Disponible à l'adresse: www.obt.inpe.br/prodes. Page consultée en 2011
- Jordan, C.F. 1984. Soils of the Amazon rainforest. Dans : G.T. Prance, T.E. Lovejoy (Eds.), *Key Environments : Amazonia*. Pergamon Press, Oxford, p. 83-94
- Kainz, M., M. Lucotte et C. Parrish. 2003. «Relationships between organic matter composition and methyl mercury content of offshore and carbon-rich littoral sediments in an oligotrophic lake». *Canadian Journal of Fish Aquatic Sciences*, vol. 60, p. 888-896.
- Opsahl S, R. Benner 1995. «Early diagenesis of vascular plant tissues: lignin and cutin

- decomposition and biogeochemical implications». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 59, no 23, p. 4889-4904.
- Ouellet, J. F. 2007. «Les apports de matière organique terrigène et le mercure dans les lacs de la forêt boréale: une approche moléculaire à l'aide des dérivés phénoliques de la lignine». Mémoire de maîtrise, Sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, p.90.
- Louchouart, P., M. Lucotte et N. Farella. 1999. "Historical and geographical variations of sources and transport of terrigenous organic matter within a large-scale coastal environment." *Organic Geochemistry*, vol. 30, no 7, p. 675-699.
- Lucotte, M. and M. Bursztyn (2006). "The PLUPH project: Poor Land Use, Poor Health." Global Health Research Initiative Teasdale-Corti Team Grant. Section C: program details, p. 1-63.
- Onstad, G. D., D. E. Canfield, P. D. Quay et J.I. Hedges. 2000. «Sources of particulate organic matter in rivers from the continental usa: lignin phenol and stable carbon isotope compositions ». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 64, no 20, p. 3539-3546.
- Roulet, M., M. Lucotte, A. Saint-Aubin, S. Trana, I. Rhéault, N. Farella,, J. Dezencourt D. S. Da Silva, C.-J. Sousa Passos, G. Santos Soares, et D. Mergler J.-R.D. Guimaraes, M. Amorim. 1998. «The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower Tapajos River Valley, Para state, Brazil». *The Science of the Total Environment*, vol. 223, p. 1-24.
- Roulet, M., M. Lucotte, N. Farella, G. Serique, H. Coelho, C.J.S. Passos, E. Da Silva, P. Scavone de Andrade, D. Mergler, J.R.D Guimaraes et M. Amorim. 1999. «Effects of recent colonization on the presence of mercury in amazonian ecosystems ». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 112, p. 297-313.
- Roulet, M., M. Lucotte, R. Canuel, N. Farella, M. Courcelles, JRD Guimaraes, 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.
- Sundborg, A. et A. Rapp. 1986. «Erosion and sedimentation by water: problems and prospects». *Ambio*, vol. 15, p. 215-225.
- Teisserenc, R. 2009. «Dynamique de la matière organique terrigène et du mercure dans les lacs et réservoirs boréaux.» Thèse de doctorat, Sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, p.208.

- Teisserenc, R., M. Lucotte, S. Houel, J. Carreau. 2010. «Integrated transfers of terrigenous organic matter to lakes at their watershed level: a combined biomarker and GIS analysis». *Geochimica Cosmochimica Acta*, vol. 74, p. 6375-6386.
- Zocatelli, R., F. Cecanho, M. Amorim, M. Bernardes, P. Moreira-Turcq, B. Turcq, A. Sifeddine, R. Campello Cordeiro. 2011. «Uso dos fenóis da lignina no estudo da matéria orgânica na várzea do Lago Grande Curuáí, Pará e no Lago do Caçó, Maranhão, Brasil.». *Acta Amazonia*, vol. 41, no 2, p. 195-204.

CHAPITRE 1

Biomarqueurs de la lignine dans les végétaux dominants et les sols de milieux boisés et perturbés de l'Amazonie brésilienne

Article en préparation pour être soumis, dans sa version anglaise, à *Organic Geochemistry*

Bélanger, Emilie¹; Lucotte, Marc¹; Grégoire, Benjamin¹; Moingt, Matthieu¹

1. GEOTOP/Institut des sciences de l'environnement
Université du Québec à Montréal
C.P. 8888, suc. Centre-Ville
Montréal, QC, H3C3P8

Résumé

Les produits d'oxydation de la lignine sont utilisés comme biomarqueurs de la matière organique terrigène (MOT) grâce aux signatures ligneuses distinctes de certains groupes de végétaux. La technique est employée dans l'évaluation des quantités et qualités de MOT, tout comme dans l'analyse des transferts de MOT d'un milieu à l'autre, servant ainsi d'outils d'évaluation environnementale. La région amazonienne, marquée par les perturbations anthropiques, présente des changements récents dans la dynamique de ses transferts de MOT. Les biomarqueurs de la lignine sont alors des outils de circonstances pour comprendre les modifications passées et actuelles qui affectent ces écosystèmes biophysiques et humains. Toutefois, les données de signatures ligneuses disponibles proviennent principalement d'échantillons recueillis en hémisphère Nord et peu d'études se sont appliquées à dresser la référence ligneuse de la végétation tropicale et encore moins celle des sols tropicaux. Pour être en mesure d'utiliser les biomarqueurs de la lignine comme outils d'évaluation environnementale dans les régions tropicales, il faut d'abord pouvoir établir la signature ligneuse propre à ces milieux. Une analyse des biomarqueurs de la lignine pour les végétaux dominants et les différents horizons de sol de la région du Tapajós en Amazonie brésilienne est ici présentée, ainsi que l'interaction entre végétation et sols et les distinctions possibles entre milieux boisés et perturbés. En milieux de forêt, de jachère, agricole et de pâturage, dix-sept espèces végétales fraîches et 48 carottes de sols à trois profondeurs (0-5cm, 20-25cm, 50-55cm) ont été récoltées et analysées. Les résultats montrent des distinctions claires entre les milieux boisés et déboisés, autant dans les signatures ligneuses de la végétation que du sol. Les rapports C/V et S/V sont nettement plus élevés dans les milieux agricoles et de pâturages. Le rapport $(Ad/Al)_v$ permet lui aussi d'établir cette distinction. L'étude confirme que certains végétaux caractéristiques du milieu amazonien comme les palmiers ou certaines espèces forestières présentent des niveaux élevés des rapports $(Ad/Al)_v$ et $P/(V+S)$ dans le matériel frais, alors que ces indicateurs sont traditionnellement utilisés pour évaluer les niveaux de dégradation de la MOT. Ces distinctions viennent confirmer la nécessité de définir de nouveaux barèmes de référence des biomarqueurs de la lignine en milieu amazonien. D'autre part, les travaux ont établi que l'on peut distinguer la MOT provenant d'un milieu boisé de celle provenant d'un milieu déboisé. Dans un contexte où le territoire amazonien est modifié profondément et rapidement par la colonisation et l'exploitation des ressources modifiant les équilibres naturels, les résultats de la présente recherche peuvent contribuer à suivre les mouvements de MOT dans les écosystèmes et évaluer les conséquences de la déforestation sur le cycle de la matière organique.

1.1 Introduction

En démontrant la pertinence de se servir des produits d'oxydation de la lignine pour distinguer les tissus de différents groupes de plantes, Hedges et Mann (1979a) ont jeté les bases d'une méthode où les phénols ligneux sont employés comme biomarqueurs de la matière organique terrigène (MOT). La lignine étant une macromolécule propre aux plantes vasculaires et assez résistante aux processus de dégradation (Louchouart *et al.*, 1999), elle permet de caractériser la composition et l'origine terrestre de la matière organique transférée dans les milieux aquatiques marins (Prahl *et al.*, 1994; Goñi et Hedges, 1995; Goñi 1997) et d'eaux douces (Hedges *et al.*, 1986; Onstad *et al.*, 2000; Farella *et al.*, 2001; Caron *et al.*, 2008; Teisserenc *et al.*, 2010). Plus récemment, les chercheurs ont proposé l'emploi des phénols issus des composés ligneux pour évaluer les impacts des activités anthropiques sur l'environnement comme les industries de pâtes et papiers, les industries minières ou forestières (Houel *et al.*, 2006; Teisserenc, 2009; Ouellet *et al.*, 2009; Moingt *et al.*, accepté).

L'Amazonie brésilienne est fortement marquée par les activités anthropiques. La région a connu d'importantes et rapides modifications de l'usage de son territoire dans les 40 dernières années (Fearnside 1991 et 1993). En 2004, la forêt avait déjà enregistré un recul de plus de 17% de sa superficie initiale (Margulis, 2004), dû en partie à l'établissement de plusieurs milliers de familles d'agriculteurs sur le territoire (Laurance, 2000). Les fermiers pratiquent la culture sur brûlis, technique qui consiste à couper et brûler une portion de forêt pour récupérer l'espace à des fins d'agriculture, tout en profitant de l'enrichissement de courte durée des sols par les cendres laissées sur place (Fearnside, 1991). Seulement, ces sols ne sont exploitables qu'une année ou deux suivant le brûlis, obligeant les fermiers à laisser la terre en jachère ou en pâturage pour quelques années (Fearnside, 1991; Farella, 2005 et Béliveau *et al.*, 2008) et à recommencer les mêmes étapes sur un autre lot. Par voie de conséquence, le paysage est fragmenté et les sols appauvris sont fortement affectés par l'érosion (Roulet *et al.*, 1998a; Roulet *et al.*, 1998b; Farella *et al.*, 2001). Plusieurs impacts sur l'environnement aquatique s'ensuivent, comme l'augmentation de la turbidité des eaux, l'eutrophisation et la contamination des organismes aquatiques au mercure (Hg) (Béliveau *et al.*, 2008;

Sampaio da Silva, 2008). Les études récentes ont démontré une libération du Hg naturellement contenu dans les sols suite à la déforestation, contribuant à la présence du métal dans le milieu aquatique (Almeida *et al.*, 2005; Bastos *et al.*, 2006; Lacerda *et al.*, 2004 et Roulet *et al.*, 1999). La santé des populations riveraines en est affectée car elles sont exposées à des doses importantes de Hg à travers la consommation quotidienne de poissons (Passos *et al.*, 2007, 2001, 2008; Dolbec *et al.*, 2001; Lemire *et al.*, 2010). Dans un tel contexte de perturbations anthropiques, les biomarqueurs de la lignine s'avèrent un outil pertinent pour suivre les transferts de MOT jusque dans le système aquatique.

La littérature qui traite des biomarqueurs de la lignine propres à l'Amazonie est assez réduite (Hedges *et al.*, 1986; Dittmar et Lara, 2001a; Zocatelli *et al.*, 2011) et les données présentées dans une publication sont souvent reprises d'un article à l'autre. À notre connaissance, une seule étude a évalué la qualité des composés ligneux dans les sols amazoniens, soit celle de Farella (1998). Ainsi, nous n'avons pas relevé d'autres études qui évaluent les différences de signatures ligneuses entre celle du matériel frais de la végétation et celle des sols dans ces milieux tropicaux. De plus, certaines particularités des biomarqueurs de la lignine propres aux milieux tropicaux ont été relevées. Certaines espèces de macrophytes (Hedges *et al.* 1986; Zocatelli *et al.* 2011) et d'arbres poussant dans les mangroves (Dittmar et Lara, 2001b) présentent des signatures de biomarqueurs de la lignine différentes de celles que l'on connaît pour identifier la provenance de matériel non boisé ou de MOT partiellement dégradée dans les sols. Il est également à considérer que les composés ligneux des plantes vasculaires sont principalement altérés dans les sols par les processus biochimiques de décomposition, notamment par l'activité fongique (Hedges *et al.*, 1988a). La dégradation de la MOT est fortement ralentie une fois que le matériel se retrouve dans l'eau (Opsahl and Benner 1995; Teisserenc, 2009). Pour cette raison, différents auteurs (Teisserenc, 2009; Houel *et al.*, 2006; Farella *et al.*, 2001) ont démontré que la reconstruction des sources terrestres du matériel présent dans les sédiments aquatiques est plus efficace lorsque l'on utilise la signature ligneuse de la MO des sols plutôt que celle de la végétation environnante, celle des sols ayant déjà subi une altération pédogénétique de ses composés ligneux.

Dans un contexte où la déforestation a des impacts notoires sur l'environnement et face à la possibilité d'utiliser les biomarqueurs de la lignine pour mieux comprendre la dynamique des transferts de MOT vers le milieu aquatique dans la région, il importe d'approfondir les connaissances sur les phénols ligneux en Amazonie tropicale. Compte tenu du peu de données des signatures ligneuses qui existent sur les végétaux et les sols en Amazonie, de l'importance d'avoir ces informations pour s'en servir comme référence dans l'utilisation de la lignine comme biomarqueur, et compte tenu que certaines différences tropicales suggèrent qu'on ne peut transposer directement la technique des biomarqueurs sur le milieu tropical, cette étude propose une analyse des indicateurs ligneux des végétaux dominants et des différents horizons de sol pour une interprétation adaptée de la matière organique du milieu terrestre amazonien. Nous présentons ici une caractérisation des signatures ligneuses des sols et des végétaux, une analyse de l'interaction entre les deux et les distinctions possibles entre milieux boisés et perturbés.

1.2 Méthode

1.2.1 Région étudiée

La présente étude a été réalisée entre Itaituba et Aveiro dans la région du bas Tapajós (Pará, Brésil), un important tributaire de l'Amazone (Figure 1.1). La région d'étude a été sélectionnée parce qu'elle est marquée par d'importantes perturbations anthropiques et pour s'accorder aux objectifs du projet PLUPH, projet de recherche interdisciplinaire qui étudie les risques sur la santé des populations locales que présente un environnement dégradé. Le paysage a connu une colonisation marquée depuis les cinquante dernières années avec un déboisement intempestif dû à l'agriculture de subsistance sur brûlis. Les types de sols les plus répandus dans la région sont les oxisols et les ultisols avec présence d'alfisols (basé sur la classification américaine) (Soil Survey Division Staff, 1999). Les alfisols sont riches en argiles, en fer (Fe) et en aluminium (Al) mais peuvent perdre leurs ions rapidement s'il y a présence d'érosion (Jordan, 1984).

Les oxisols et les ultisols se sont développés sur les sédiments de la formation Alterdo-Chão et sont considérés comme très dégradés et altérés par des millions d'années d'érosion (Jordan, 1984). Ils sont généralement acides, présentent de fortes teneurs en

oxydes de fer et d'aluminium et ont une faible capacité d'échange cationique (Lucas *et al.*, 1987 ; Roulet *et al.*, 1998; Grégoire, soumis). Les oxisols argileux dominent les terrains plats et élevés (Roulet *et al.*, 1998) tandis qu'on observe une podzolisation croissante et proportionnelle à la pente jusque dans les cours d'eau (Lucas *et al.*, 1987). La région est modulée par l'alternance entre saison humide et saison sèche. Les fortes précipitations de la saison des pluies (entre 1800 et 2200 mm de pluie concentrés entre décembre et avril, Grupo de Trabalho Interministerial, 2006) entraînent une montée des eaux du fleuve de plusieurs mètres, inondant les plaines adjacentes (Salati, 1985). La végétation naturelle sur les plateaux est la forêt dense équatoriale (EMBRAPA, 2007).

1.2.2 Échantillonnage

La démarche de cette étude a été de procéder à la caractérisation de la MOT de la région par la collecte de végétaux dominants et d'échantillons de sols et d'en analyser la composition ligneuse. Les végétaux dits dominants ont été sélectionnés en collaboration avec une chercheuse ayant dressé un inventaire exhaustif des espèces végétales des écosystèmes forestiers initiaux et de succession dans la région du Tapajós en vue d'une analyse des structures (Gonçalves, D. 2010). Les espèces les plus abondantes ont été choisies pour être utilisées dans cette étude. Pour respecter les différences végétales propres aux diverses utilisations du territoire, quatre types d'occupation du territoire ont été définies, soit : agriculture, pâturage, jachère et forêt. Les variables de l'étude sont résumées dans le tableau 1.1a. Les échantillons de végétaux frais ont été récoltés au mois de février 2010 dans les mêmes parcelles d'échantillonnage des sols. En tout, 17 espèces végétales ont été récoltées: 5 espèces en forêt, 6 espèces en jachère, 5 espèces en milieu agricole et 1 espèce en pâturage. Une seule espèce a été récoltée dans les pâturages car c'est la seule qui y est plantée dans la région d'étude spécifique. Pour chaque espèce, des feuilles fraîches, des feuilles mortes au sol ainsi que la partie rigide de la plante ont été récoltées. Pour les espèces d'arbres, la partie rigide de la plante est représentée par le bois et pour les plantes herbacées, la partie rigide est représentée par la tige (Tableau 1.1a). Dans le texte, cette classification est référée comme « type de végétal ». Tous les échantillons ont été congelés jusqu'aux analyses en laboratoire. Les échantillons de végétaux dominants constituent des sources pures de composés ligneux et les sols

associés à ces végétaux constituent des sources intégrant les processus pédologiques de dégradation.

Les échantillons de sols ont été prélevés en 2010 dans les mêmes parcelles de pâturages, de jachères et de forêts que les sources pures (Grégoire, B., soumis). L'échantillonnage s'est échelonné sur 14 transects, chacun divisé en trois lots de 75 m par 25m. Pour chacun des lots, trois échantillons de sol ont été prélevés, à trois profondeurs représentatives des horizons organiques et inorganiques: 0-5 cm, 20-25 cm, 50-55 cm à l'aide d'un percuteur en acier inoxydable et d'une douille d'un volume de 100 cm³ (Figure 1.2). Au total, 145 échantillons de sols ont été analysés pour les biomarqueurs de la lignine. Les échantillons ont été conservés congelés jusqu'aux analyses en laboratoire.

1.2.3 Analyses en laboratoire

Tous les échantillons de sols et de sources pures ont été lyophilisés et broyés. Les concentrations en carbone (C) et en azote total (N) ont été déterminées à l'aide de l'analyseur élémentaire Carlo Erba (NA-1500). Deux horizons de sols se sont distingués selon la teneur en C: l'horizon organique (0-5 cm) et l'horizon minéral (20-25 cm et 50-55cm). Nous avons ainsi pu séparer les profondeurs de sol en Horizon A, B₁ et B₂ (Tableau 1.1b). Les biomarqueurs de la lignine ont été extraits selon la méthode d'analyse moléculaire par l'oxydation du Cuivre (CuO) développée initialement par Hedges et Ertel (1982) et modifiée par Goñi et Montgomery (2000). Les phénols produits par l'oxydation de la lignine ont été quantifiés par chromatographe en phase gazeuse couplé d'un spectromètre de masse (GC/MS VARIAN 3800-Saturn 2000). À chaque douze échantillons, un réplicat a été analysé afin de s'assurer de la fiabilité des résultats. La déviation standard des indicateurs est sous la barre des 15%.

1.2.4 Indicateurs ligneux utilisés

Les sous-produits d'oxydation de la lignine peuvent être organisés en rapport ou être additionnés pour constituer des indicateurs. Un tableau résumant les indicateurs et les valeurs obtenues est présenté en annexe (tableau A.1). Les phénols sont d'abord

regroupés en familles : les vanillyles (V), les p- hydroxyls (P), les syringyles (S) et les cinnamyles (C) (Hedges et Ertel, 1982). Les vanillyles sont présents dans les plantes vasculaires tandis que les cinnamyles sont plutôt limités dans les parties végétales de type boisé (arbres, écorce, bois) et abondants chez les non-boisés (herbacées, feuilles, aiguilles) (Hedges et Mann, 1979a). Le rapport C/V permet donc de différencier une origine non-boisée/boisée (*non-woody/woody*). Les syringyles sont pour leur part abondants dans les angiospermes et non chez les gymnospermes permettant de discriminer un apport fort en angiospermes par rapport aux gymnospermes (S/V) (Hedges et Mann, 1979a). Les biomarqueurs ligneux peuvent aussi nous informer de l'état de dégradation de la MO avec l'augmentation de certains rapports dans les processus de diagenèse. L'acide sur aldéhyde des vanillyles (Ad/Al)_v augmente dans les sous-produits d'oxydation lors de la dégradation (Hedges *et al.*, 1986 : Opsahl et Benner, 1995). Les rapports P/(V+S) et 3, 5Bd/V augmentent eux aussi lors des processus de diagenèse et d'humification (Prah *et al.*, 1994; Goñi et Hedges, 1995; Dittmar et Lara, 2001). Enfin, deux indicateurs importants sont largement utilisés pour évaluer les apports en MOT soit le lambda (Λ) et le sigma (Σ). Il s'agit de la somme des composés phénolés, l'un étant normalisé par rapport aux teneurs en carbone (Λ : mg/100 mg C) et l'autre est donné pour 10 g de poids sec de l'échantillon (Σ : mg/10g) (Houel *et al.*, 2006).

1.2.5 Analyses statistiques

Des analyses en composantes principales (PCA) ont d'abord été réalisées sur les matrices de biomarqueurs de la lignine des échantillons de végétation pour mettre en lumière les points communs et les différences entre les différents types de végétaux et les différents couverts végétaux. Suites à ces résultats, des ANOVA à deux critères ont été utilisées pour déterminer les différences statistiques selon les indicateurs ligneux et leur provenance. Le test de Tukey a été utilisé pour identifier les classes qui présentaient des différences de $p < 0,05$. Pour les sols, des ANOVA à deux critères de classification ont été réalisées pour chacun des indicateurs de la lignine en fonction de la profondeur, de la couverture végétale et de la granulométrie afin d'en tester les effets. Des tests de

contraste ont ensuite été appliqués aux indicateurs qui étaient significativement différents selon un $p < 0,05$.

1.3 Résultats

1.3.1 Caractérisation ligneuse des végétaux dominants

Les analyses en composantes principales ont permis de dégager trois particularités des attributs ligneux des végétaux dominants de la région d'étude qui permettent de les organiser en groupes (Figures 1.3a et b). (1) La signature ligneuse des palmiers se distingue des plantes d'autres types de couverture ou des types de végétaux. (2) Le groupe « tige » présente une distribution différente des autres types de végétaux, soit le bois, les feuilles fraîches et les feuilles dégradées. (3) Les points représentant les données de feuilles fraîches et de feuilles dégradées sont majoritairement regroupés ensemble et ne semblent pas se distinguer par quelque variable que se soit. Suite à ces observations, nous avons procédé à des analyses discriminantes.

1.3.1.1 Signatures ligneuses selon le type de végétal

L'analyse discriminante sur les types de végétaux dominants a révélé que les tiges et les bois étaient distincts entre eux et distincts des feuilles vertes et mortes, tous biomarqueurs confondus (Figure 1.3a). Par contre, les deux types de feuilles se confondent et le logiciel tend à les reclassifier en les interchangeant. L'ANOVA sur les résultats canoniques de ces catégories a confirmé les différences significatives ($p < 0,0001$) entre 3 groupes de composés végétaux : les feuilles (vertes et mortes), les tiges et les bois. Les deux types de feuilles (vertes et mortes) se caractérisent par un rapport C/N beaucoup plus faible que dans les bois et les tiges. On note des valeurs de 24,01 et 33,93 pour les feuilles vertes et mortes alors que le rapport C/N atteint les 70,38 pour les bois et 97,83 pour les tiges (Tableau A.1). Farella (1998) et Hedges *et al.* (1986) ont aussi observé cette présence élevée de carbone dans leurs résultats pour les bois dans la même région. La catégorie tige, dont les échantillons proviennent de la partie rigide des palmiers et des plantes de culture, se distingue en plus par 2 indicateurs ligneux : les rapports de S/V et celui de dégradation (Ad/Al)v. Ces deux rapports sont supérieurs dans les tiges à tout autre type de végétal (Tableau A.1).

1.3.1.2 Signatures ligneuses selon l'utilisation du territoire

L'analyse discriminante sur les couverts végétaux a fait ressortir qu'il y avait des échanges de classification entre Forêts et Jachères d'une part et entre Cultures et Pâturages d'autre part, suggérant deux groupes : l'un de couverture boisée et l'autre de couverture déboisée. En soumettant tous les indicateurs de lignine ainsi que les rapports de C/N à une analyse de variance pour vérifier si les groupes « boisés » et « non-boisés » présentaient des différences, trois indicateurs ont confirmé que oui. Les rapports S/V et C/V sont supérieurs chez les non-boisés ($p : 0,0332$ et $p : 0,0002$) tandis que le rapport $(Ad/Al)_v$ est plus élevé dans les systèmes boisés ($p : 0,0285$). La différence entre milieu boisé et non-boisé illustrée par le rapport C/V est conforme à ce que plusieurs auteurs observent dans leurs recherches (Hedges *et al.*, 1986; Farella *et al.*, 2001; Bernardes *et al.*, 2004; Rezende *et al.*, 2010). Le rapport C/V, justement utilisé comme un indicateur de matériel végétal non-boisé, se présente ici comme une bonne référence de ce milieu.

L'analyse discriminante des types de végétaux par leur couverture a aussi fait ressortir une particularité importante : les palmiers forment un groupe à part des espèces des autres couverts végétaux (Figure 1.3b). Le logiciel n'effectue aucune reclassification pour les palmiers contrairement aux autres, signifiant qu'ils sont distincts. Une ANOVA performée sur les résultats canoniques du premier facteur de la discriminante a produit une probabilité $p < 0,0001$ que les couvertures comportent des différences significatives entre elles. En sachant que les palmiers étaient différents, nous avons voulu savoir ce qui permettait de les distinguer. Les rapports $(Ad/Al)_v$ et $P/(V+S)$ différencient tous deux les palmiers mais le $P/(V+S)$ permet de les distinguer catégoriquement (Tableau A.1). Le niveau de cet indicateur est définitivement plus élevé chez les palmiers que dans tout autre groupe d'espèces formant les catégories d'occupation du territoire. Ces différences significatives importantes suggèrent que les palmiers présentent une signature à part, peu importe le type d'occupation du territoire dans lequel ils se trouvent. Leur signature ligneuse n'est pas diluée par les autres espèces d'une même occupation du territoire. Ce n'est pas le cas pour aucune autre espèce ou famille de plantes qui ont été récoltées. Par exemple, il n'y a pas d'espèces d'arbres

récoltées en milieux forestier ou de jachère qui produisent des phénols ligneux complètement distincts de la catégorie « forêt » ou « jachère ». Afin de respecter cette distinction, les palmiers sont considérés dans cette étude comme un groupe à part des espèces de catégories du paysage. Cela a permis d'explorer la composition de leur signature ligneuse distincte.

1.3.2 Caractérisation ligneuse des sols

1.3.2.1 Quantités de matière organique dans les sols

Le type de couverture végétale (forêt, jachère, pâturage) n'a pas d'effet significatif sur les indicateurs λ_8 et Σ_8 , donc sur les teneurs en lignine dans les sols (Figure 1.4a et b). Par contre, les indicateurs λ_8 et Σ_8 varient de façon significative avec la profondeur du sol ($p < 0,0001$). En surface, les valeurs de Σ_8 sont de $8,35 \text{ mg}/10\text{g} \pm 0,40$ et elles diminuent très rapidement en allant jusqu'à $1,06 \text{ mg}/10\text{g} \pm 0,52$ dans la couche de 20-25 cm et à $0,55 \text{ mg}/10\text{g} \pm 0,54$ pour une profondeur de 50 à 55 cm. On observe le même phénomène avec les valeurs de λ_8 , élevées en surface et beaucoup plus faibles en profondeur ($3,03$ vs $0,90 \text{ mg}/100\text{mg CO}$) (Figure 1.4a). Farella (1998) a aussi constaté une rupture importante dans les teneurs de lignine entre l'horizon organique et minéral des sols (Horizon A et Horizons B₁, B₂). Toutefois, les valeurs retrouvées dans ses échantillons de sols de surface ne sont pas comparables aux nôtres. Elle trouve des valeurs de Σ_8 comprises entre 300 et 350 mg/10g à l'horizon A alors que nous avons obtenu des valeurs entre 28 et 3mg/10g pour le même horizon. Pour ce qui est des horizons B₁ et B₂, les valeurs se trouvent dans les mêmes intervalles.

1.3.2.2 État de dégradation de la matière organique dans les sols

L'indice de dégradation $P/(V+S)$ présente lui aussi une cassure entre l'horizon de surface et les horizons plus profonds ($p : 0,0030$). De 0 à 5 cm, la moyenne de l'indicateur est à $0,24 \pm 0,04$ et atteint des valeurs de $0,95 \pm 0,15$ en profondeur (Figure 1.5a; Tableau A.1). Étonnamment, c'est le seul indicateur de dégradation qui présente des différences significatives entre les horizons des sols (Figures 1.5 a, b et c). Alors que Farella (1998) a trouvé des augmentations de teneurs en $3,5 \text{ Bd}/V$ et en $(Ad/Al)_v$ avec la profondeur des

sols, ces variations sont non-significatives dans la présente étude entre les différentes couches de sol. En terme de dégradation, le seul indicateur qui se distingue selon la couverture végétale est le rapport $(Ad/Al)_v$, qui est supérieur dans les milieux forestiers (Figure 1.5b). À toutes les profondeurs, les rapports $(Ad/Al)_v$ des forêts sont supérieurs à ceux des pâturages et des jachères.

1.3.2.3 Qualité de la matière organique dans les sols

Les biomarqueurs de la lignine utilisés normalement pour identifier les origines de la matière organique présentent des valeurs associées aux différentes utilisations du territoire. Les rapports S/V et C/V présentent des différences significatives en étant tous deux supérieurs dans les pâturages (Figure 1.6a et b). Pour le rapport C/V, cette différence marquée à toutes les profondeurs du sol décroît avec la profondeur. Contrairement à nos résultats, Farella (1998) dans sa caractérisation des sols, n'avait pas trouvé de pareilles différences significatives entre types d'occupation du sol, mais avait observé une curieuse augmentation du rapport C/V avec la profondeur. Si le rapport S/V ne semble pas être corrélé avec la profondeur, il est toutefois supérieur jusqu'à 25 cm dans les pâturages alors qu'entre 50-55cm, les rapports S/V de toutes les couvertures sont toutes relativement similaires.

1.4 Discussion

1.4.1 Relations entre les biomarqueurs des végétaux et ceux retrouvés dans les sols

Autant pour les végétaux dominants que pour les sols de la région amazonienne du Tapajós, le rapport C/V apparaît comme un indicateur efficace pour distinguer les milieux forestiers des milieux sans couvert forestier. Cette observation concorde avec les résultats de Hedges et Mann (1979a) qui ont établi que les cinnamyles sont abondants seulement dans les tissus non-boisés des angiospermes. Des résultats similaires ont par la suite été présentés dans plusieurs études (Hedges *et al.*, 1986; Farella *et al.*, 2001; Bernardes *et al.*, 2004; Rezende *et al.*, 2010). Le rapport C/V est significativement supérieur dans les tissus des végétaux de pâturages et des terres cultivées, mais aussi dans toutes les couches de sol des pâturages. À l'inverse, tout comme dans les études de

Hedges *et al.*, (1986) et de Farella (1998), les valeurs du rapport C/V retrouvées dans les échantillons de bois sont faibles (0,2). La présente étude démontre des niveaux semblables dans toutes les couches de sol occupées par la végétation boisée, les forêts et les jachères (0,27 et 0,18 pour la forêt et la jachère).

Les différences entre les valeurs du rapport C/V dans les végétaux et les sols sous-jacents sont faibles, ceci pouvant signifier que les processus pédologiques de dégradation n'ont pas d'effet direct sur ce biomarqueur. Farella (1998) a obtenu des résultats similaires avec des valeurs de C/V quasi - identiques pour le bois sur les arbres et le bois dans la litière (0,08 et 0,09) ainsi que pour les feuilles vertes et les mêmes feuilles retrouvées dans la litière (0,19 et 0,12). Dans le présent cas, nous avons observé une diminution du rapport C/V depuis les végétaux jusque dans les sols, passant de environ 1,0 à 0,3 pour les environnements déboisés et de 0,2 à 0,15 dans les environnements boisés. Mentionnons que dans son étude, Farella (1998) n'a analysé que les différences entre les végétaux et la litière, alors qu'ici nous avons des données de végétaux, de litières et d'horizons plus profonds des sols; la MOT des sols étant normalement plus dégradée que celle retrouvée dans la litière (Lucas *et al.*, 1987). Pourtant, tout comme dans l'étude de Farella (1998), les résultats présentés ici n'ont pas montré de corrélation entre les indices de dégradation (P/(V+S), (Ad/Al)_v, 3,5Bd/V) et les valeurs des rapports C/V, suggérant que les bas niveaux de cinnamyles ne sont pas le résultat d'une pédogenèse. Ainsi, on observe des niveaux plus élevés de dégradation (Ad/Al)_v dans les sols forestiers (Figure 1.5b) tout en ayant des rapports C/V bas, mais ces deux indicateurs ne sont pas inversement corrélés. Les bas niveaux de C/V dans les sols semblent alors reliés aux bas de niveaux de C/V de la végétation forestière qui alimente le sol en lignine.

Dans l'ensemble des analyses de biomarqueurs de la lignine effectuées sur les végétaux non-boisés, ce sont les résultats sur les tiges qui se démarquent. Les tiges contiennent plus de syringaldéhydes que de vanyliles, créant des rapports S/V assez élevés. On retrouve des valeurs de 5,51 dans les tiges pour des valeurs de 0,85 dans le bois (Tableau A.1). Le biomarqueur S/V est utilisé pour distinguer les angiospermes des

gymnospermes, selon la méthode établie par Hedges et Mann (1979a). Étant donné qu'en Amazonie les gymnospermes sont considérés comme absents (Hedges *et al.*, 1986), il apparaît pertinent de savoir ce que signifie un rapport S/V plus élevé ou plus bas à l'intérieur même de la famille des angiospermes. Dans la présente recherche, les valeurs des rapports S/V semblent pouvoir être jumelées à celles des rapports C/V pour caractériser les milieux déboisés tant au niveau des végétaux que des sols. Les tiges analysées appartiennent aux plantes cultivées de banane et de manioc, très répandues dans les champs de la région. Les tiges appartiennent aussi aux palmiers, dont le tronc est en fait un stipe, c'est-à-dire une tige robuste composée de gaines foliaires plutôt que de bois. Sa biologie végétale distincte explique sa signature ligneuse distincte. Bien que les palmiers se retrouvent un peu partout dans les parcelles de forêt, ils font partie intégrante de la végétation de succession et sont envahissant dans les pâturages (Gonçalves, D. 2010). Cette dominance de rapports S/V élevés dans la végétation de milieux déboisés se traduit aussi par des rapports S/V élevés dans les sols de ces milieux ($p < 0,0001$), avec des valeurs maximales dans les sols de pâturages (Figure 1.6a).

Farella (1998) n'a pas observé de différence des valeurs des biomarqueurs (C/V, S/V, (Ad/Al)_v et 3,5Bd/V) dans les profils de sols boisés et déboisés, contrairement à nos résultats et à ceux de Guggenberg *et al.* (1994). Nos résultats montrent d'une part des rapports S/V supérieurs dans les sols de pâturages, et d'autre part des rapports (Ad/Al)_v supérieurs dans les horizons des sols forestiers. Tel que présenté par Guggenberg *et al.* (1994), ici les sols de la forêt amazonienne sont composés d'une matière organique aux acides aldéhydriques plus importants que celle des milieux qui ont subi des perturbations (Tableau A.1). Cette constatation s'applique aussi aux sources pures, où le rapport (Ad/Al)_v est plus marqué dans les couverts végétaux boisés. On peut donc avancer que le type de végétation présente en milieu boisé caractérise la composition de la matière organique des sols de ce même milieu. En effet, selon le type de végétal, les tiges et les bois présentent des rapports (Ad/Al)_v plus élevés. Si les tiges peuvent être présentes dans tous les types de couvert végétaux à travers différentes plantes comme les palmiers, le bois est restreint aux arbres de jachères et aux forêts.

1.4.2 Signatures caractéristiques des biomarqueurs en milieux boisés

Certains travaux présentent une relation inversement proportionnelle entre les indicateurs de dégradation de la MOT ((Ad/Al)_v, P/(V+S)) et les niveaux du rapport S/V (Hedges *et al.*, 1988c, 1985). Par contre, pareille corrélation n'a pu être observée dans notre étude. Le faible rapport S/V obtenu dans les sols forestiers ne semble pas relié à un effet de pédogenèse (r^2 : 0,012). En écartant la possibilité que les rapports élevés de (Ad/Al)_v en milieu forestier soient issus de la dégradation des molécules de syringaldéhyde et de vanyliles (Hedges *et al.*, 1988c), nous avançons ici deux possibilités d'explication pour la présence marquée d'acides vanyliques.

Les sols tropicaux sont considérés comme pauvres et altérés. Les échanges biogéochimiques entre la végétation et les sols sont caractérisés par des réactions très rapides, favorisées par un climat chaud et humide, où les nutriments nouvellement incorporés aux sols lors de la chute de débris végétaux sont rapidement réabsorbés (Brown *et al.*, 1994). La qualité et la quantité de MOT dans le sol sont fortement influencées par la décomposition de la litière. La vitesse de conversion du matériel frais en humus et la qualité de la MO produite dépendent de l'abondance de la litière, de sa composition et des macro et micro-organismes présents (Dietz et Bottner, 1981). Les racines et la végétation aérienne de la forêt permettent l'accumulation d'une certaine quantité de MOT, créant un milieu propice aux microorganismes décomposeurs. En milieu déboisé, les sols sont privés d'apports importants de débris végétaux et la MOT qui subsiste est rapidement érodée et lessivée et donc moins favorable aux macro et micro-organismes décomposeurs (Fernandes *et al.*, 1997; Brown *et al.*, 1994). Le fait que l'on retrouve un indice ligneux de dégradation (Ad/Al)_v plus élevé en milieu forestier peut donc être la manifestation de la santé de l'écosystème, en comparaison à un milieu de pâturage où la MOT sera exportée plutôt que décomposée.

Une autre hypothèse expliquant les rapports élevés (Ad/Al)_v en milieux boisés, et sûrement complémentaire à la première, est que la signature particulière des sols forestiers est le reflet de la végétation qu'ils supportent. En effet, il a été démontré que le rapport (Ad/Al)_v est très élevé dans les échantillons de bois, qui sont un matériel frais

non-dégradé. Cela peut vouloir dire que des quantités importantes d'un indice de dégradation dans les sols de forêts n'indiquent pas uniquement un sol plus dégradé, mais bien un apport important en bois.

1.4.3 - Biomarqueurs de la lignine et milieu tropical

Ce n'est pas la première fois que des valeurs élevées pour les indices de dégradation ($P/(V+S)$; $(Ad/Al)_v$) dans le matériel végétal frais sont observés, spécifiquement en milieu tropical. Benner *et al.* (1990) ont réalisé une étude sur les biomarqueurs de la lignine des mangroves des Bahamas. Ils ont utilisé des feuilles fraîches du mangrove rouge, *Rhizophora mangle*, et des séquences sédimentaires et ont procédé à des tests de dégradation en laboratoire pour évaluer les changements des phénols avec la diagénèse. Ils ont obtenu un schéma ligneux atypique avec des taux anormalement hauts de $(Ad/Al)_v$ (moyenne de 0,4). Lors de tests de lessivage en laboratoire, les rapports $(Ad/Al)_v$ ont atteint une valeur moyenne de 0,7. Ces auteurs ont donc mis en garde contre l'utilisation du rapport $(Ad/Al)_v$ comme un indice « infallible » de dégradation dans un couvert végétal dominé par le mangrove. Dans la présente étude, ce sont des valeurs similaires de $(Ad/Al)_v$ qui ont été retrouvées dans les échantillons frais de bois, de tiges et de sols forestiers, respectivement 0,47; 0,93 et 0,74 et celles-ci ne représentant pas nécessairement un indice de dégradation.

1.4.3.1 Les palmiers, espèces tropicales à part de biomarqueurs de la lignine

Une autre signature ligneuse atypique reliée à des espèces que l'on retrouve en milieu tropical, soit les palmiers, a été observée. Les rapports $(Ad/Al)_v$ sont significativement plus élevés chez les palmiers ($p : 0,025$) que pour les autres végétaux sans égard au type du végétal (tige, bois, feuille). Cette signature n'est pas unique aux palmiers; elle est aussi présente chez d'autres espèces récoltées en milieux de jachère et de pâturage. Rappelons que les palmiers font partie de la végétation pionnière des milieux de jachères et de pâturages. Il est intéressant de noter que la moyenne des rapports $(Ad/Al)_v$ des palmiers est de beaucoup supérieure à celles des végétaux dans les autres catégories d'utilisation du territoire : 0,89 pour les palmiers, en comparaison à 0,39; 0,32; 0,23 et 0,22 pour les espèces de jachères, forêts, pâturages et cultures respectivement. La raison pour laquelle

les palmiers ne présentent pas une signature unique pour cet indicateur ligneux est probablement parce qu'il existe des différences entre les parties de la plante de palmier. Les tiges des palmiers possèdent des niveaux d'acide adlèhyde significativement supérieurs à tous les autres échantillons, mais les feuilles fraîches et les feuilles mortes présentent des niveaux comparables aux valeurs des végétaux des pâturages et jachères.

Le rapport $P/(V+S)$ est quant à lui nettement supérieur dans les échantillons frais de palmiers que dans tout autre type de couverture végétale. Tout comme dans les mangroves, il s'agit d'un indicateur de dégradation présentant des valeurs élevées dans du matériel frais. Dans la caractérisation des sols de la présente étude, il a été démontré que le rapport $P/(V+S)$ augmente avec la profondeur (Figure 1.5a). Statistiquement, il est cependant impossible de déterminer si ce rapport est plus élevé dans les sols de jachère, de pâturage ou dans les forêts. Une telle distinction aurait pu permettre de vérifier si on peut retrouver la trace des palmiers dans un type de sol en particulier. De la même manière, cela permettrait de vérifier si l'indicateur $P/(V+S)$ peut vouloir dire autre chose que de la dégradation dans les sols amazoniens. En observant la figure 1.5a, on note que cet indicateur est plus élevé dans les sols de jachère mais que cette différence n'est pas significative. Sachant que les palmiers constituent à eux seuls 48 % de la richesse des forêts de succession (Gonçalves, D. 2010), il se peut que ce rapport un peu plus élevé dans les jachères soit relié à leur présence. Une étude qui viserait la compréhension de la signature ligneuse des palmiers, avec un échantillonnage regroupant plusieurs espèces différentes de palmiers permettrait d'explorer cette hypothèse. Il serait alors possible d'évaluer la variabilité inter-espèce et ensuite de comparer avec les autres types de végétaux, ainsi que les sols.

1.5 Conclusion

Les biomarqueurs de la lignine se sont avérés un outil adapté pour caractériser la MOT des végétaux et des sols tropicaux en permettant de décrire le milieu terrestre de la région amazonienne du Tapajós en termes de quantité et de qualité de matière organique. Cette caractérisation a été possible grâce à la mise en commun des informations fournies par les végétaux et les sols. Un des points centraux a été de mettre

en lumière la discrimination possible à un niveau moléculaire d'une matière organique provenant d'un milieu boisé de celle provenant d'un milieu déboisé, tant au niveau des végétaux dominants que des sols dans lesquels ils poussent. Dans un contexte où l'Amazonie fait face à des problèmes de déforestation massive avec les conséquences environnementales qui en découlent, cette distinction pourrait permettre de suivre les mouvements de MOT vers les milieux aquatiques en lien avec des informations cartographiques sur les contaminants, les coupes forestières ou les implantations humaines, par exemple. Cette étude a également permis d'établir, par de nouveaux exemples, que les distinctions en termes de biomarqueurs de la lignine en milieu tropical existent et qu'elles doivent être prises en compte dans l'interprétation des résultats. Les résultats obtenus à partir des palmiers se sont distingués des autres catégories de végétaux. Comme ils sont omniprésents dans la végétation forestière et colonisatrice et qu'ils peuvent être des hôtes pour des vecteurs de maladies humaines comme la trypanosomiase américaine, il serait important de cerner davantage leur signature ligneuse et surtout le lien entre elle et les sols sur lesquels ils poussent.

1.6 Références

- Almeida, M.D., L. D. Lacerda, W. R. Bastos et J. C. Herrmann. 2005. «Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture, Rondônia, western Amazon, Brazil». *Environmental Pollution*, vol. 137, no 2, p. 179-186.
- Béliveau, A., M. Lucotte, R. Davidson, L. Otávio do Canto Lopes et S. Paquet. 2008. "Early Hg mobility in cultivated tropical soils one year after slash-and-burn of the primary forest, in the Brazilian Amazon." *Science of the Total Environment*, vol. 407, no 15, p. 4480-4489.
- Bastos, W.R., J P Oliveira Gomes, Ronaldo Almeida, Elisabete Lourdes Nascimento,, Luiz Drude de Lacerda José Vicente Elias Bernardi et Ene Gló ria da Silveira et Wolfgang Christian Pfeiffer. 2006. «Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil». *Science of the Total Environment*, vol. 368, p. 344-351.
- Benner, R., K. Weliky, J.I. Hedges. 1990. "Early diagenesis of mangrove leaves in a tropical estuary: molecular-level analyses of neutral sugars and lignin-derived phenols." *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 54, p. 1991-2001.
- Bernardes, M., L. A. Martinelli, A. V. Krusche, J. Gudeman, et R. L. V. Marcelo Moreira, P. Jean, H. B. Ometto, Maria V. R. Ballester, Anthony K. Aufdenkampe, Jeffrey E. Richey et John I. Hedges. 2004. "Riverine Organic Matter Composition as a Function of Land Use Changes, Southwest Amazon." *Ecological Applications*, vol. 14, no 4, p. 263-279.
- Brown S., J. M. Anderson, P. L. Wooster, M. J. Swift, E. Barrios. 1994. "Soil Biological Process in Tropical Ecosystems." *The Biological Management of Tropical Soil Fertility*. John Wiley and Sons Ltd, p. 15-46.
- Caron, S., M. Lucotte et R. Teisserenc. 2008. "Mercury transfer from watersheds to aquatic environments following the erosion of agrarian soils: a molecular biomarker approach." *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 88, no 5, p. 801-811.
- Dietz, S. et P. Bottner. 1981. « Étude par autoradiographie de l'enfouissement d'une litière marquée au C 14 en milieu herbacé ». *Migrations organominérales dans les sols tempérés*. Centre National de la Recherche Scientifique. Paris, p.125-132.
- Dittmar, T. et R. J. Lara. 2001a. "Molecular evidence for lignin degradation in sulfate-reducing mangrove sediments (Amazônia, Brazil)." *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 65, no 9, p. 1417-1428.
- Dittmar T., J. R. Lara., J. Kattner. 2001b. "River or mangrove? Tracing major organic matter sources in tropical Brazilian coastal waters". *Marine Chemistry*, vol. 73, no 3-4, p. 253-271.

- Dolbec, J., D. Mergler, B. 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, p. 87-97.
- EMBRAPA. 2007. «Uso da terra e vegetação, Documento no 20». *Zoneamento Ecológico-Econômico da Área de Influência da Rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém): Gestao Territorial*. Embrapa Amazônia Oriental, p. 602, Belém.
- Fearnside, P. M. 1991. "Développement agricole et déforestation en Amazonie brésilienne." *Cahiers de Sciences Humaines*, vol. 27, p. 235-253.
- Fearnside, P. M. 1993. "Deforestation in Brazilian Amazonia: The Effect of Population and Land Tenure." *AMBIO*, vol. 22, no 8, p. 537-545.
- Farella, N. 2005. «Les fermes de la région frontière du Tapajos en Amazonie brésilienne: relations entre les origines familiales, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement». Thèse de doctorat, Sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, 209 p.
- Farella N. 1998. "Impact du déboisement sur les sols et les sédiments de la région di Rio Tapajos (Amazonie brésilienne) illustrés par des biomarqueurs". Mémoire de maitrise, Sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, 179 p.
- 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, p. 1443-1458.
- Fernandes, E.C.M., P.P. Motavalli, C. Castilla, . et L. Mukurumbira. 1997. "Management Control on Soil Organic Matter Dynamics in Tropical Land Use Systems." *Geoderma*, vol. 79, no 1-4, p. 49-67.
- Goni, Miguel, et John Hedges. 1995. «Sources and reactivities of marine-derived organic matter in coastal sediments as determined by alkaline CuO oxidation». *Pergamon, Geochemica et Cosmochimica Acta*, vol. 59, no 14, p. 2965-2981.
- Goni, Miguel A. 1997. «Record of terrestrial organic matter composition in Amazon fan sediments». *Proceedings of the Ocean Drilling Program. Scientific results*, vol. 155, p. 519-530.
- Goni, M.A. et Montgomery S. 2000. «Alkaline CuO oxidation with microwave digestion system: lignin analyses of geochemical samples. ». *Analytical Chemistry*, vol. 72, p. 3136-3121.
- Gonçalves, D. 2010. «Phytosociological structure of forest succession ecosystems with prevalence of *F Attalea maripa* (Aubl.) Mart. and *Astrocaryum aculeatum* G. Mey in

- riverine communities of Tapajos river in eastern». Belem, Ciencias Florestais, Universidad federal rural da amazonia. Maîtrise. P. 150.
- Grégoire, B., Davidson, R. et Marc Lucotte (Soumis). "Répartition des cations majeurs échangeables des sols de terre ferme du bas Tapajos (Amazonie brésilienne) " *Geoderma*.
- Grupo de Trabalho Interministerial. 2006. *Plano de Desenvolvimento Sustentável para a Área de Influência da BR-163*. Brasília, Brasil: Coordenação da Casa Civil da Presidência da República, p. 44
- Guggenberg, G., B.T. Christensen et W. Zech. 1994. «Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soil: I. Lignin and carbohydrate signature». *European Journal of Soil Science*, vol. 45, p. 449-458.
- Hedges, John I. et Mann, D.C. 1979. « The Characterization of plant tissues by their lignin oxidation products ». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 43, no 11, p. 1803-1807.
- Hedges, John I., Wayne A. Clark, Paul D. Quay, Jeffrey E. Richey, Allan H. Devol and Umberto de M. Santos. 1986. «Compositions and Fluxes of Particulate Organic Material in the Amazon River». *Limnology and Oceanography*, vol. 31, no 4, p. 717-738.
- Hedges, John I. , Robert A. Blanchette, Karen Weliky and Allan H. Devol. 1988. «Effects of fungal degradation on the CuO oxidation products of lignin: A controlled laboratory study ». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 52, no 11, p. 2717-2726.
- Jordan, C.F. 1984. Soils of the Amazon rainforest. Dans : G.T. Prance, T.E. Lovejoy (Eds.), Key Environments : Amazonia. Pergamon Press, Oxford, p. 83-94.
- Lacerda, L. D., M. 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, p. 247-255.
- Laurance, W.F. 2000. «Mega-development trends in the Amazon: implications for global change». *Environmental monitoring and assessment*, vol. 61, p. 113-122.
- Lemire, M., M. Fillion, B. Frenette, A. Mayer, A. Philibert, C. J. S. Passos, J.R.D. Guimaraes, F. Barbosa, et D. Mergler. 2010. «Selenium and Mercury in the Brazilian Amazon: Opposing Influences on Age-Related Cataracts.». *Environmental Health Perspectives*, vol. 118, p.1584-1589
- Lucas, Y., R. Boulet, A. Chauvel et L. Veillon. 1987. Systèmes de sols ferrallitiques - podzols en région Amazonienne. *Podzols et Podzolisation*. Righi, D., Chauvel., A. (Eds.), INRA, p. 53-65.

- Margulis, S. 2004. Causes of deforestation of the Brazilian Amazon. World Bank Working Paper. Washington DC, 77 p.
- Moingt, M., M. Lucotte, S. Paquet. 2012. Influence of anthropogenic perturbations vs. bio-morphological characteristics of the watershed on the Hg dynamics in Northern Quebec boreal lakes. *Science of Total Environment*. Accepted.
- Onstad, Gretchen D., Donald E. Canfield, Paul D. Quay et John I. Hedges. 2000. «Sources of particulate organic matter in rivers from the continental use: lignin phenol and stable carbon isotope compositions». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 64, no 20, p. 3539-3546.
- Opsahl S. et R. Benner. 1995. «Early diagenesis of vascular plant tissues: lignin and cutin decomposition and biogeochemical implications.» *Geochimica Cosmochimica Acta*, vol. 59, no 23, p. 4889-4904.
- Passos, C. J. S., D. Mergler, E. Gaspar, S. Morais, M. Lucotte et F. Larribe 2001. «Caracterização geral do consumo alimentar de uma população ribeirinha na Amazônia Brasileira». *Revista Saude Ambiental*, vol. 4 p. 72-84.
- Passos, C.J.S., D. Mergler, M. Lemire, M. Fillion et J.R.D. Guimarães. 2007. «Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure». *Science of the Total Environment*, vol. 373, p. 68-76
- Passos, C. J. S., Delaine Sampaio Da Silva, Mélanie Lemire, Myriam Fillion, Jean Rémy Davée Guimarães, Marc Lucotte and Donna Mergler. 2008. «Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon». *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, vol. 18, p. 76-87.
- Prahl, F.G., J. R. Ertel, M. A. Goni, M. A. Sparrow et B. Eversmeyer. 1994. «Terrestrial organic carbon contributions to sediments on the Washington margin». *Geochimica Cosmochimica Acta*, vol. 58, p. 3035-3048.
- Rezende, C. E., W. C. Pfeiffer , L. A. Martinelli , E. Tsamakis , J. I. Hedges et R. G. Keil. 2010. «Lignin phenols used to infer organic matter sources to Sepetiba Bay e RJ, Brasil». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 87, p. 479-486.
- Roulet, M., M. Lucotte, R. Canuel, I. Rheault, F. Tran, Y.G. De Freitas Gogh, N. Farella, R. Souzao Valle, C.J. Sousa Passos, E. De Jesus da Silva, D. Mergler and M. Amorim. 1998a. «Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River basin, Brazilian Amazon». *The Science of the Total Environment*, vol. 213, no 1998, p. 203-211
- Roulet, M., M. Lucotte, A. Saint-Aubin, S. Trana, I. Rhéault, N. Farella, J. Dezencourt, E. De Jesus Da Silva, C.-J. Sousa Passos, G. Santos Soares et D. Mergler, J.-R.D. Guimaraes, M. Amorime. 1998. «The geochemistry of mercury in central Amazonian soils

- developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajos River Valley, Pará state, Brazil». *The Science of the Total Environment*, vol. 223, p. 1-24.
- Roulet, M., M. Lucotte, N. Farella, G. Serique, H. Coelho, C.J.S. Passos, E. Da Sivila, P. Scavone de Andrade, D. Mergler, J.R.D Guimaraes et M. Amorim. 1999. «Effects of recent colonization on the presence of mercury in amazonian ecosystems ». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 112, p. 297-313.
- Salati, E. 1985. «The Climatology and Hydrology of Amazonia». In *Key Environments: Amazonia*, G. T. Prance. NY: Pergamon Press, p. 18-48
- Sampaio da Silva, D. . 2008. «Ressources halieutiques du bassin du Tapajos en Amazonie brésilienne: une étude écosystémique reliant les pratiques de pêches, les usages des bassins versants et la contamination au mercure». Thèse de doctorat, Institut des sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, 292 p.
- Soil Survey Division Staff .1999. "Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys, 2nd". United States Department of Agriculture. Washington D.C, Natural Resources Conservation Service.
- Teisserenc, R., M. Lucotte, S. Houel, J. Carreau. 2010. «Integrated transfers of terrigenous organic matter to lakes at their watershed level: a combined biomarker and GIS analysis». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 74, p. 6375-6386.
- Teisserenc, Roman. 2009. «Dynamique de la matière organique terrigène et du mercure dans les lacs et réservoirs boréaux.» Thèse de doctorat, Sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, p.182.
- Zocatelli, R., F. Cechinho, M. Amorim, M. Bernardes, P. Moreira-Turcq, B. Turcq, A. Sifeddine, R. Campello Cordeiro. 2011. «Uso dos fenóis da lignina no estudo da matéria orgânica na várzea do Lago Grande Curuáí, Pará e no Lago do Caçó, Maranhão, Brasil.». *Acta Amazonia*, vol. 41, no 2, p. 195-204.

1.7 Liste des figures

Figure 1.1 : Carte de la région du Tapajós en Amazonie brésilienne. La région d'étude est présentée dans l'encadré blanc.

Figure 1.2 : Encadré de la région d'étude avec les points d'échantillonnages de sols.

Figure 1.3 : Résultats des analyses discriminantes sur les premier et deuxième facteurs des analyses en composantes principales des sources pures en fonction du type de végétal et en fonction de l'utilisation du territoire

Figure 1.4 : Profils des indices de quantités de matière organique dans les sols étudiés (indices de Λ_8 et Σ_8)

Figure 1.5 : Profils des indices de dégradation de la matière organique dans les sols étudiés. (indices de $P/(V+S)$, $(Ad/Al)_v$ et $(3,5 Bd/v)$).

Figure 1.6 : Profils des indices de nature de la matière organique dans les sols étudiés (indices de C/V et S/V)

Tableau 1.1 : Résumé des variables à l'étude

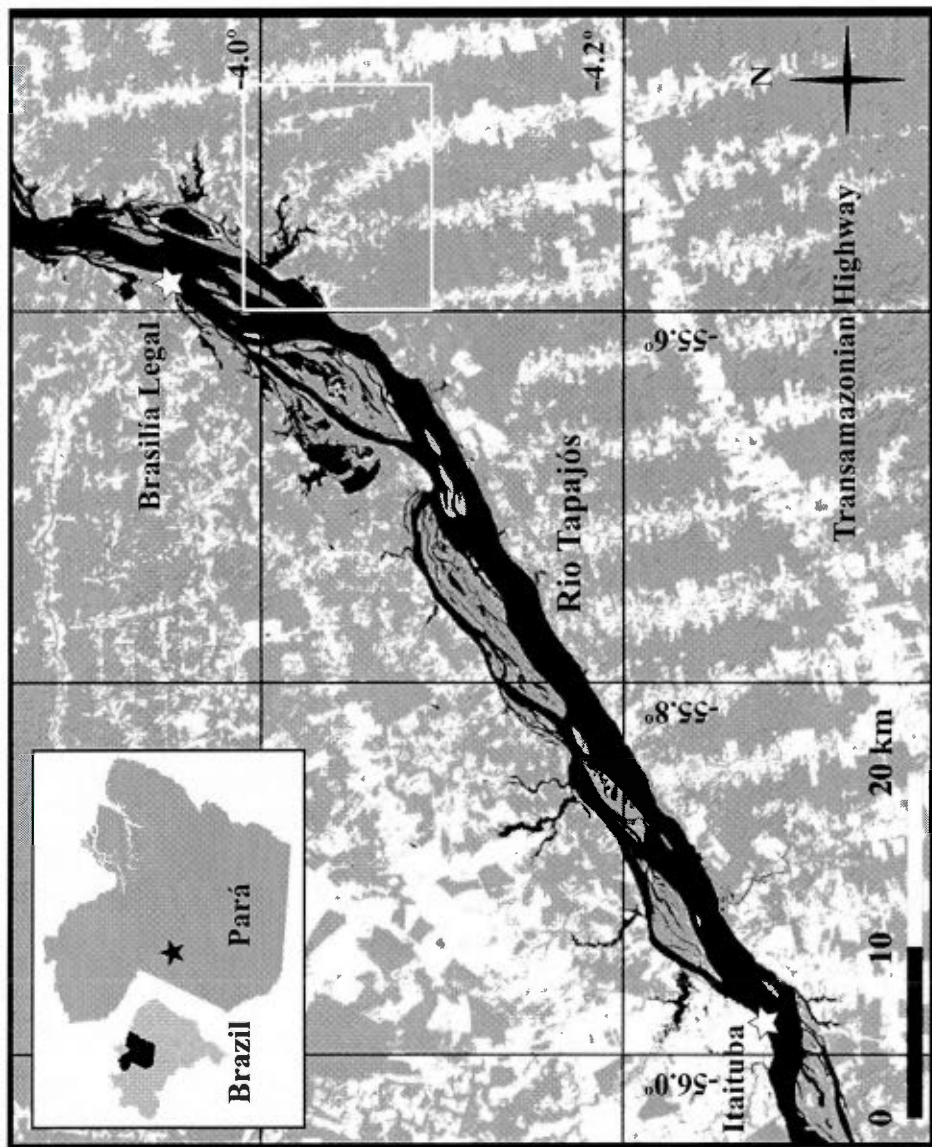


Figure 1.1 : Carte de la région du Tapajós en Amazonie brésilienne. La région d'étude est présentée dans l'encadré blanc. Les cours d'eau sont en noir, les régions forestières en gris et les zones déboisées en blanc (Tiré de Grégoire, 2010)

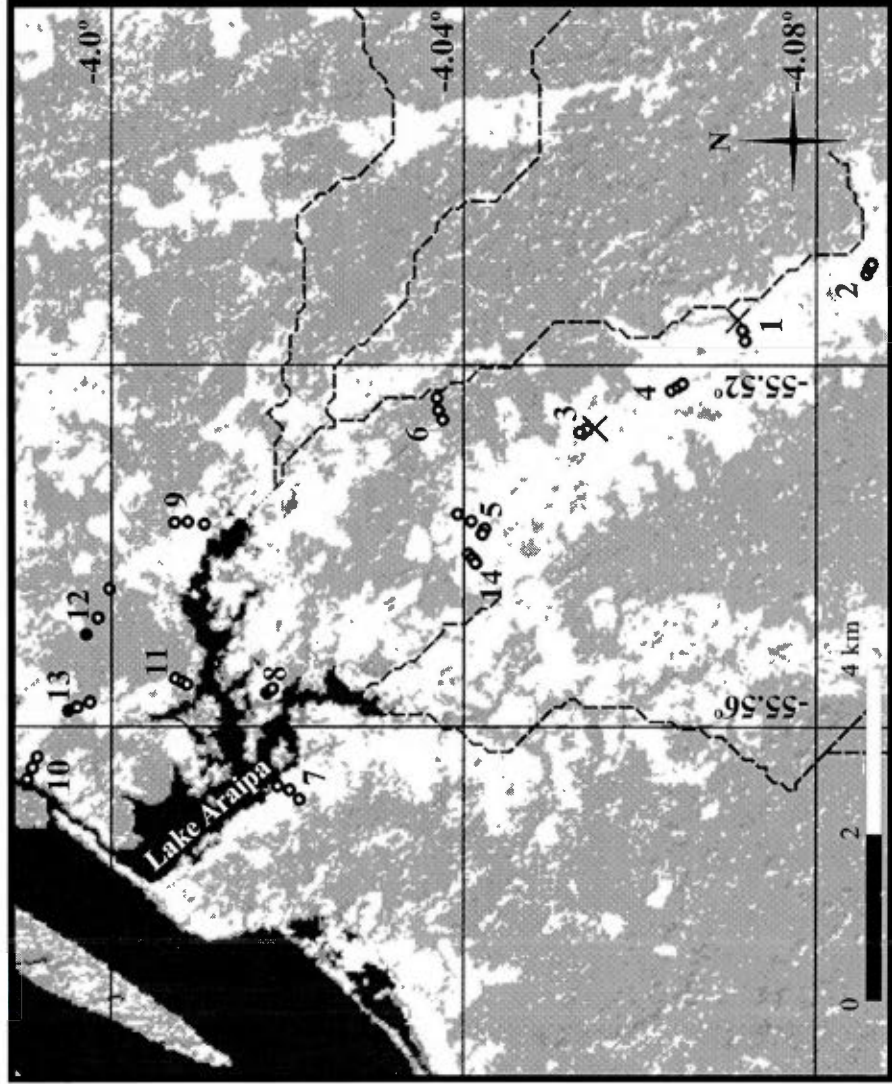
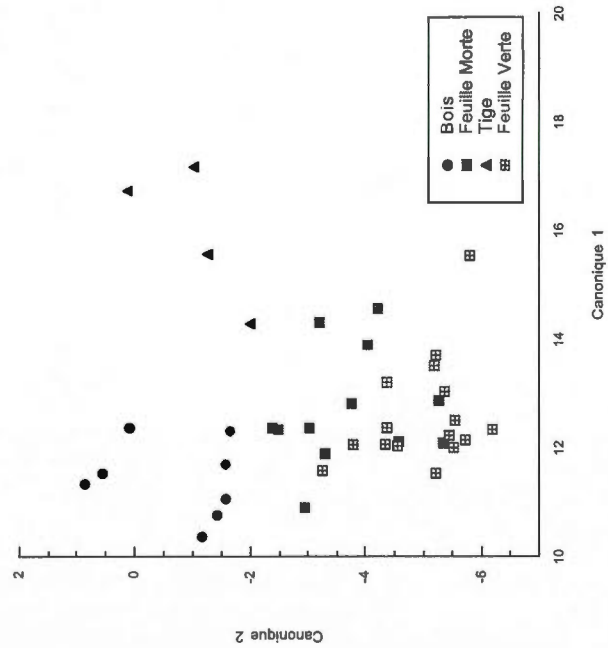


Figure 1.2 : Carte des points d'échantillonnage des sols. Les cours d'eau sont en noir, les régions forestières en gris et les zones déboisées en blanc. Chaque transect est représenté par un chiffre et les cercles indiquent l'emplacement des carottes prélevées (Tiré de Grégoire, 2010)

Résultats canoniques des sources pures selon le type de source



Résultats canoniques des espèces végétales en fonction de l'utilisation du territoire

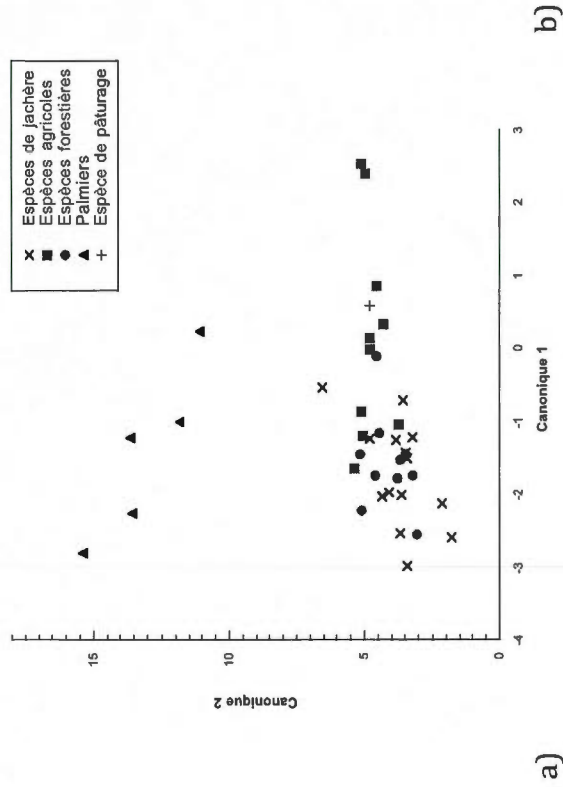
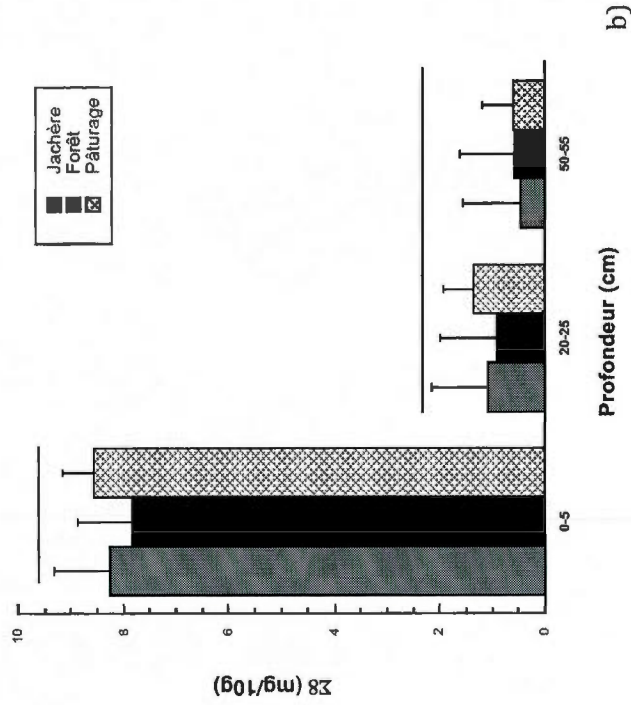


Figure 1.3 : Résultats des analyses discriminantes sur les premiers et deuxième facteurs d'analyses en composantes principales des sources pures en fonction du type de végétal et en fonction de l'utilisation du territoire

Profils des indices de Sigma 8 ($\Sigma 8$) dans les sols selon la profondeur et la couverture



Profils des indices de lambda (Λ) dans les sols selon la profondeur et la couverture

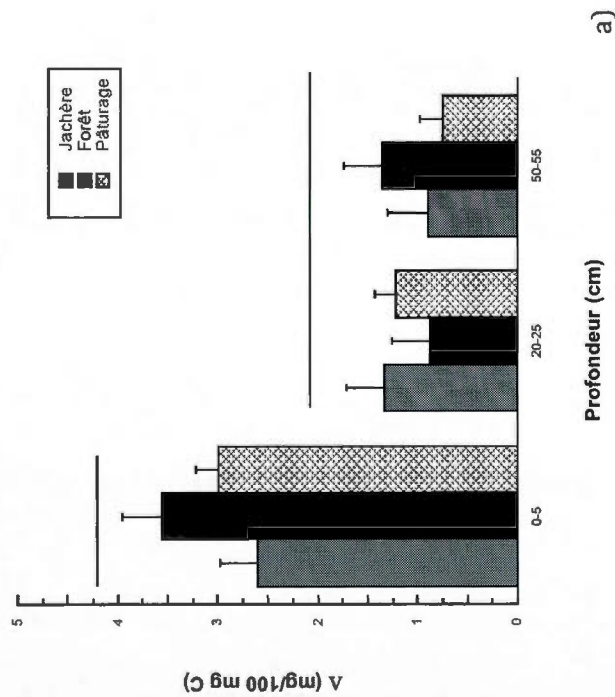
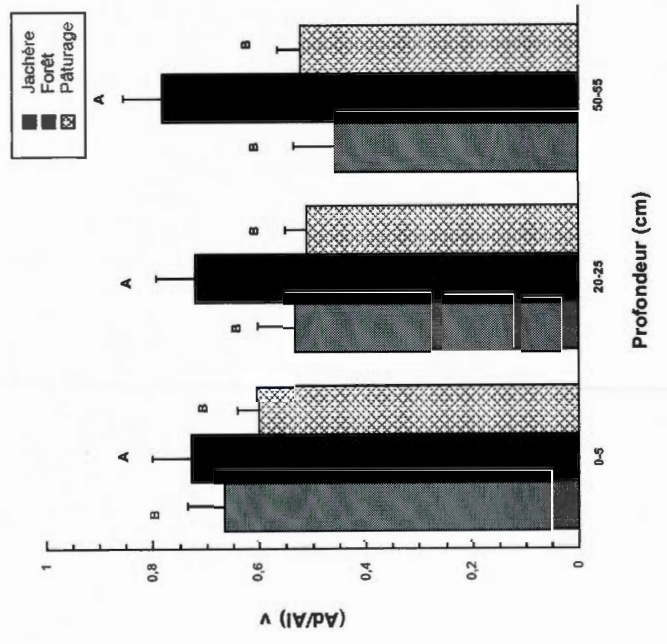


Figure 1.4 : Profils des indices de quantités de matières organiques des sols étudiés ($\Lambda 8$ et $\Sigma 8$).

Profils des indices de $(Ad/Al)_v$ dans les sols selon la profondeur et la couverture



Profils des indices de $P/(V+S)$ dans les sols selon la profondeur et la couverture

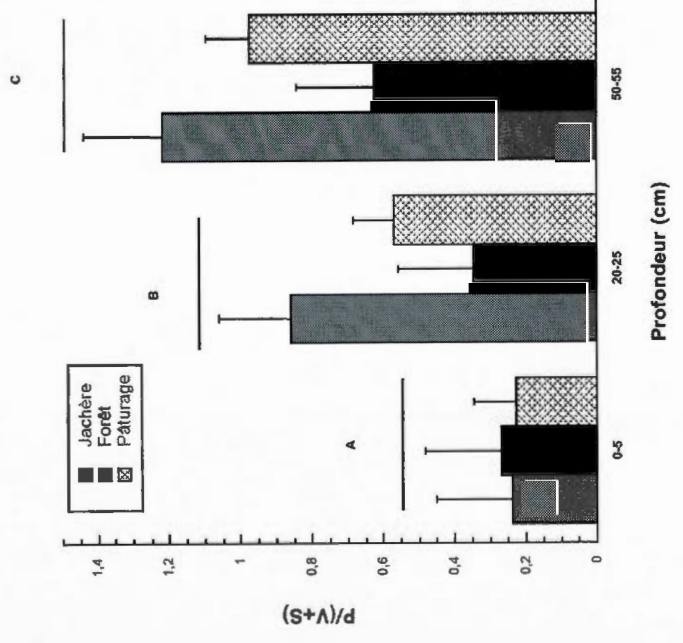


Figure 1.5 : Profils des indices de dégradation de la matière organique dans les sols ($P/(V+S)$ et $(Ad/Al)_v$).

Profils des indices de 3-5 Bd/V dans les sols selon la profondeur et la couverture

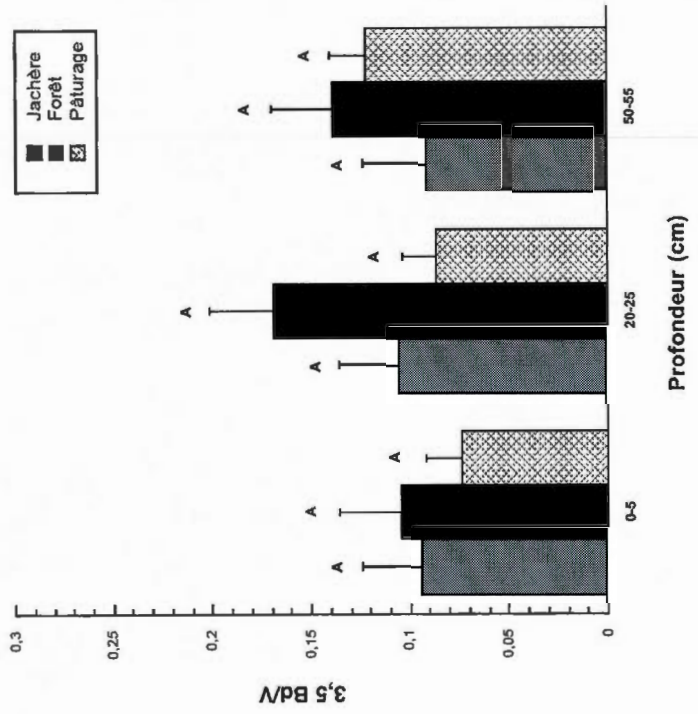
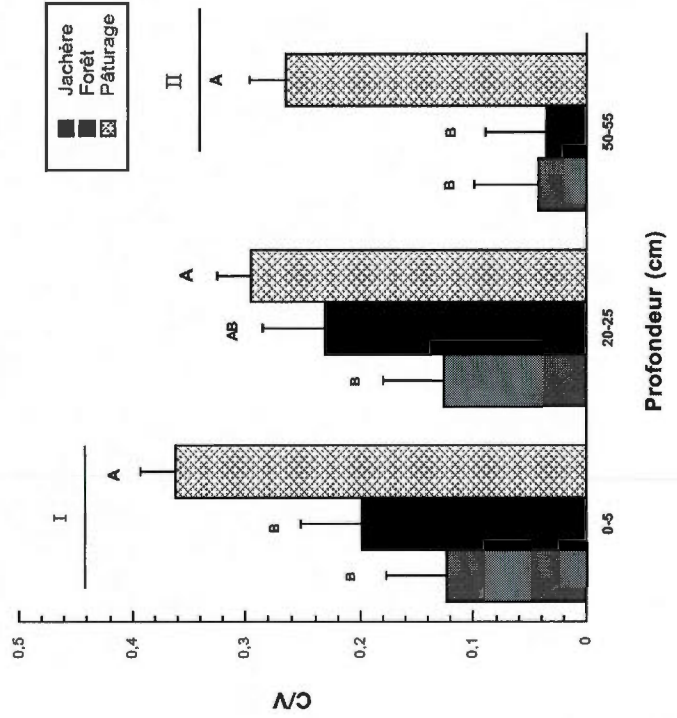


Figure 1.5 : Profils des indices de dégradation de la matière organique dans les sols (3,5 Bd/v).

Profils des indices de C/V dans les sols selon la profondeur et la couverture



Profils des indices de S/V dans les sols selon la profondeur et la couverture

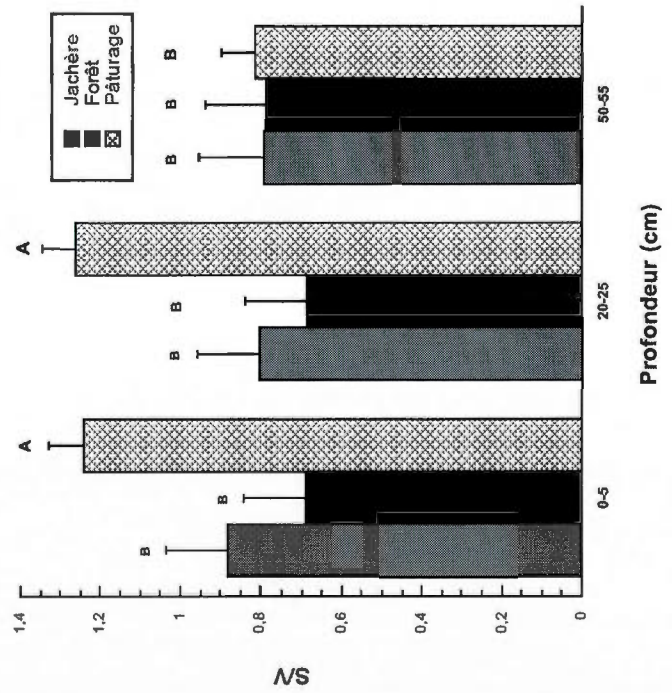
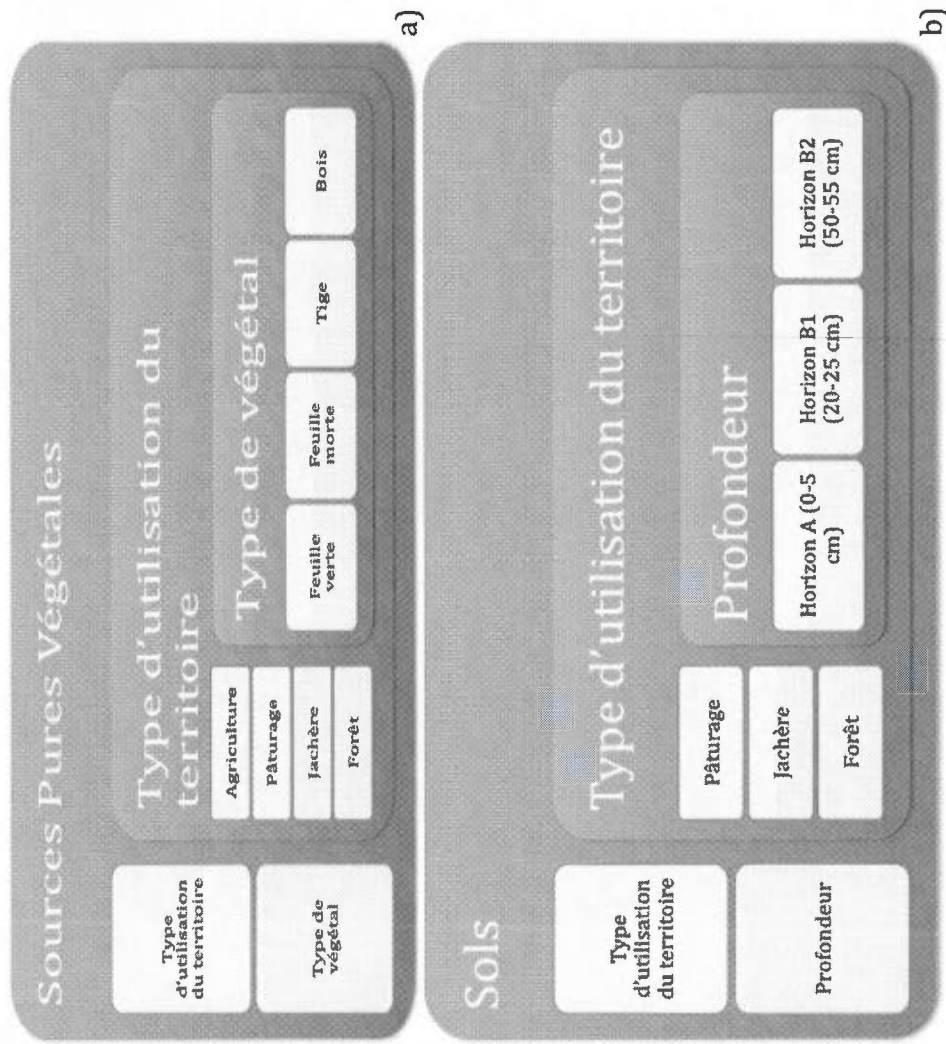


Figure 1. 6 : Profils des indices de nature de la matière organique dans les sols étudiés (S/V et C/V).

Tableau 1.1 : Résumé des variables à l'étude



CHAPITRE 2

Modification des transferts de matière organique terrigène vers les systèmes aquatiques en Amazonie suite à la déforestation

Article en préparation pour soumission, dans sa version anglaise, dans Science of Total
Environment

Bélanger, Emilie¹, Lucotte, Marc¹, Oestreicher, Jordan¹, Moingt, Matthieu¹, Rozon,
Christine¹.

1. GEOTOP/Institut des sciences de l'environnement
Université du Québec à Montréal
C.P. 8888, suc. Centre-Ville
Montréal, QC, H3C3P8

Résumé

La vallée du Tapajós en Amazonie brésilienne connaît d'importantes modifications de l'occupation du territoire depuis les cinquante dernières années. La migration de quelques milliers de familles vivant d'agriculture à petite échelle venues s'installer dans la région contribue à la coupe accélérée et prononcée de la forêt. Les pratiques de cultures sur brûlis occasionnent le recul et la fragmentation de la forêt naturelle au profit de parcelles d'agriculture, de pâturages et de jachères. Face à ces changements majeurs, la présente étude vise à quantifier et qualifier les modifications de transferts de matière organique terrigène (MOT) vers les milieux aquatiques suite à la perturbation des milieux. Les biomarqueurs de la lignine sont utilisés comme traceurs de la MOT. Ils sont analysés dans des carottes de sédiments dans trois bassins versants et dans la matière particulaire en suspension (MPS) échantillonnée au cours des saisons sèches et pluvieuses. Les profils de biomarqueurs du milieu aquatique sont comparés aux traces des végétaux dominants et des sols des milieux anthropiques et naturels des mêmes bassins versants. Une datation des carottes de sédiments par ^{210}Pb fournit une perspective historique tandis qu'une caractérisation de l'utilisation du territoire des bassins versants à l'aide de systèmes d'information géographique (SIG) permet une analyse spatiale. Les résultats montrent que (1) les sédiments récents de tous les milieux présentent une augmentation des apports en MOT, qui provient des couches supérieures de sols avec une prévalence de sols de pâturage; (2) les caractéristiques du bassin versant influencent la signature dans le milieu aquatique, notamment l'occupation du territoire en fonction de la topographie et le degré d'ouverture au fleuve des plaines d'inondation; (3) l'analyse des biomarqueurs de la lignine dans les profils de sédiments permet de retracer les grands événements perturbateurs du territoire dans le temps. Les travaux présentés ici soulignent l'ampleur de l'empreinte du déboisement sur la dynamique de la MOT en Amazonie et peuvent fournir des éléments de compréhension quant à la contamination des ressources halieutiques, à la turbidité des eaux ou à la production de gaz à effet de serre à partir des plans d'eau.

2.1 Introduction

La région du fleuve Tapajós dans l'état du Pará constitue un important front de colonisation où la petite agriculture familiale est l'une des principales causes de déforestation (Farella, 2005; Sampaio da Silva, 2008). Plusieurs études menées dans la région ont pu mettre en lumière les impacts de la déforestation sur la santé humaine (Lebel *et al.*, 1997 ; Passos *et al.*, 2007), sur l'équilibre des écosystèmes (Philipps, 1997 ; Roulet *et al.*, 1999 ; Farella, 2005 ; Da Silva, 2007), des sols (Béliveau *et al.*, 2008) et plus particulièrement sur les transferts de matériel terrigène vers les sédiments aquatiques (Farella *et al.*, 2001, 2006; Roulet *et al.*, 2000). Les travaux de Roulet *et al.* (1998b) ont montré la présence d'une forte podzolisation et arénisation des sols le long des pentes, phénomène accentué par la déforestation et l'exploitation subséquente de la terre, qui rend le sol vulnérable à l'érosion des couches supérieures (Farella, 2008). Dans le milieu aquatique, Farella *et al.* (2001) et Roulet *et al.* (2000) ont observé des transformations importantes dans les concentrations et composition de la matière organique contenue dans les sédiments récents, et concluent à un apport des sols des rives adjacentes au fleuve. Le constat des modifications anthropiques renforce la nécessité de mieux comprendre les liens entre le milieu terrestre et aquatique et ce qui les contrôle (Teisserenc *et al.*, 2010). Les études récentes sur les transferts de matière organique terrigène (MOT) ont démontré comment la compréhension des caractéristiques des bassins versants peut contribuer à établir un portrait plus précis des processus de transferts de MOT (Ouellet *et al.*, 2009, Teisserenc *et al.*, 2010 ; Moingt, M. *et al.*, 2012, accepté).

Dans la région à l'étude, les bassins versants présentent un paysage dont la structure est hétérogène et profondément modifiée par les pratiques agricoles depuis une cinquantaine d'années (Metzger, 2003). Les habitants font la culture sur brûlis (*Slash and Burn*), qui consiste à défricher manuellement une parcelle de forêt, à laisser sécher les débris et à les brûler quelques mois plus tard (Béliveau, 2008). Les cendres accumulées servent d'engrais naturel et permettent une agriculture sur les sols pauvres et acides qui caractérisent la région (Fearnside, 1991). Néanmoins, ces terres ne sont exploitables pour les cultures vivrières qu'une année ou deux suivant le brûlis,

obligeant les fermiers à laisser la terre en jachère pendant plusieurs années ou encore en pâturage (Fearnside, 1991; Farella, 2005 et Béliveau *et al.*, 2008) et à recommencer les mêmes étapes de coupes et brûlis sur un autre lot. Cette pratique crée un changement brusque dans les premières années de coupes, pour ensuite laisser place à un paysage stabilisé en apparence, caractérisé par un territoire morcelé en parcelles de forêts, de pâturages, de terres agricoles et de jachères d'âges différents (Metzger, 2003).

Face au constat des modifications des signatures dans les sédiments et à une forte hétérogénéité du territoire, l'objectif de cette étude est de comprendre et d'analyser les modifications des transferts de matière organique terrigène depuis les milieux terrestres perturbés jusqu'au milieu aquatique. Il s'agit donc d'établir les liens entre les composantes terrestres (physiographiques, végétales et édaphiques) d'un bassin versant et la MOT que l'on retrouve dans les compartiments aquatiques (matière particulaire en suspension et sédiments) afin de mesurer les impacts de la déforestation. Pour ce faire, nous utilisons une approche combinée de système d'information géographique (SIG) et de biomarqueurs de la lignine. Les biomarqueurs de la lignine ont été largement utilisés pour caractériser la composition et l'origine terrestre de la MO présente dans les milieux aquatiques (Hedges *et al.*, 1986; Prahel *et al.*, 1994; Goñi et Hedges, 1995; Goñi 1997; Onstad *et al.*, 2000; Caron *et al.*, 2008) et sont considérés comme des traceurs fiables de la MOT (Teisserenc *et al.*, 2010). Dans cet article, nous présentons la dynamique de transfert de MOT en lien avec l'utilisation du territoire de trois bassins versants de la région du Tapajós. Pour dresser le portrait de cette dynamique, nous avons mis à contribution les SIG, la datation au ^{210}Pb et l'analyse des biomarqueurs contenus dans des carottes de sédiments, dans la matière particulaire en suspension, dans les sols et les végétaux.

2.2 Matériel et méthodes

2.2.1 Région d'étude

La présente étude a été effectuée dans le cadre du projet PLUPH, projet de recherche interdisciplinaire qui étudie les risques sur la santé que présente un environnement dégradé. Le choix de la région d'étude a été guidé par les exigences du

projet, qui travaille avec des communautés riveraines du Tapajós, et par les caractéristiques anthropiques du milieu. Les sites se trouvent dans la portion du fleuve située entre Itaituba et Aveiro dans la région du bas - Tapajós (Figure 2.1).

La région étant modulée par l'alternance d'une saison humide et d'une saison sèche, les fortes précipitations de la saison des pluies (entre 1800 et 2200 mm de pluie concentrées entre décembre et avril; Grupo de Trabalho Interministerial, 2006) entraînent une montée des eaux du fleuve de plusieurs mètres qui débordent dans les plaines latérales (Salati, 1985; Campos *et al.*, 2001) et forment des plaines d'inondation. Ce système hydrologique est caractérisé par un double intrant en eau lors de la saison des pluies, l'un provenant du fleuve qui gonfle et l'autre de l'eau de ruissellement des secteurs terrestres. Il est complexe de quantifier et de distinguer la part d'eau et de matière particulaire en suspension venant du fleuve de celle venant du bassin versant; peu d'études font mention d'une évaluation des interactions entre le cours d'eau principal et les plaines d'inondation en Amazonie (Bonnet *et al.*, 2008). Afin de pouvoir intégrer cette réalité dans la caractérisation des bassins versants à l'étude, ceux-ci ont été choisis en fonction de leur degré d'ouverture au fleuve. C'est-à-dire que le bassin 1, nommé VICENTE, est de petite taille (3.6 km²) et n'est pas connecté directement au fleuve en saison des pluies (Figure 2.2). Les bassins 2 et 3 (respectivement DEMANDA 105,14 km² et ARAIPA 100,84 km²) sont deux bras de lac qui forment ensemble un large plan d'eau. Le bras du lac situé au bas du bassin 2 est plus isolé du cours d'eau de part sa distance et son écart au sens du courant dominant qui entre dans la plaine d'inondation. Le bassin 3 connaît des contacts directs avec le fleuve dans la saison des pluies (Figure 2.2). Les 3 bassins sont marqués par des activités de coupes sur brûlis et présentent un paysage hétérogène en mosaïque.

2.2.2 Analyse des bassins versants

Les bassins versants ont été analysés dans une perspective spatio-temporelle. Trois années, soit 1986, 2001 et 2009, ont pu être analysées à partir de données d'imageries satellitaires de type Landsat et de l'utilisation d'un SIG pour créer une série temporelle continue (Rozon, 2011). Le choix des années a été dirigé par la qualité et la clarté des

images disponibles, par la présence d'un intervalle entre les années d'au moins 5 ans pour pouvoir apprécier certains changements, tout en conservant un intervalle régulier pour pouvoir comparer les changements observés (Rozon, 2011). La classification des différentes occupations du territoire a été réalisée à l'aide du logiciel GRASS. En fonction des analyses spatiales et spectrales et de plus de 200 points de contrôle directement sur le terrain (Rozon, 2011), il a été possible de produire des cartes de l'occupation du territoire pour les trois années disponibles (Figures B.1 et B.2). Les classes d'occupation du territoire ont été définies comme suit : (1) Eau ; (2) Zones humides ; (3) Forêt ; (4) Jachères; (5) Zones agricoles; (6) Pâturages; (8) Sol nu. La topographie des bassins versants a pu être établie par la création de classes de pentes : (1) de 0 à 1,99% ; (2) de 2 à 7,99% ; (3) de 8 à 14,99% ; (4) de 14 à 24,99% ; (5) de 25 à 34,99% et (6) > 35%.

2.2.3 Échantillonnage

Les carottes de sédiment ont été recueillies à l'aide d'un carottier manuel de 5cm de diamètre X 120 cm de longueur avec une extension de 3 ou 6 m selon la profondeur du lac. Les carottes ont été prélevées dans la zone du lac où l'eau demeure toute l'année, même en saison sèche. Les carottes de sédiment ont été sous - échantillonnées à chaque cm dans les 12 heures suivant l'extraction. Chaque tranche de cm a été pesée après en avoir retiré les bords (approximativement 0,01cm) pour éviter toute contamination entre les couches. La matière particulaire en suspension (MPS) a été collectée en février et en septembre 2010, en saison des pluies et en saison sèche. Six stations situées dans les plaines d'inondation des bassins versants ont été échantillonnées en alternance à tous les deux jours totalisant une période d'échantillonnage de 4 semaines en continu. À chaque station, 50 à 100L d'eau étaient prélevés de manière intégrée dans la colonne d'eau à l'aide d'une pompe électrique, et préfiltrés à 210 et 64 μm . La MPS a été recueillie par filtration à flot tangentiel utilisant une cartouche Pellicon Millipore avec une membrane Durapore de 45 μm et concentrée à un volume de moins d'1L. La MPS conservée pour l'étude a donc une taille comprise entre 0,45 et 64 μm . Tous les échantillons ont été conservés congelés jusqu'à lyophilisation dans les laboratoires du GEOTOP à Montréal.

2.2.4 Analyses géochimiques

L'analyse des concentrations en carbone (C) et en azote total (N) à l'aide de l'analyseur élémentaire Carlo Erba (NA-1500) a été effectuée sur tous les échantillons de MPS et sur une sélection des couches sédimentaires. Pour les trois carottes, les 15 premiers cm ont été analysés, suivis des cm à intervalles de 5cm (20, 25, 30, 35, etc) jusqu'à la profondeur totale de la carotte. L'extraction des biomarqueurs terrigènes a été effectuée sur les mêmes couches de sédiments et sur l'ensemble de la MPS récoltée. Les biomarqueurs de la lignine ont été extraits selon la méthode d'analyse moléculaire par oxydation du Cuivre (CuO) développée initialement par Hedges et Ertel (1982) et modifiée par Goñi et Montgomery (2000). Brièvement, les échantillons ont été pesés pour contenir entre 2 et 5 mg de carbone organique et mélangés avec $330 \pm 0,1$ mg de CuO et environ 2,3 mL de 2N NaOH, dans des bombes purgées au N₂. L'oxydation a été réalisée au four chromatographe en phase gazeuse Hewlett Packard 5890Atm où les bombes ont été chauffées à 150 °C durant 150 min. La phase organique a été extraite et analysée au GC/MS (Varian 3800/Saturn 2000tm). Un échantillon standard sédimentaire a été passé à chaque 12 échantillons pour un total de 21 répliques. La déviation standard des indicateurs est sous la barre des 12% et 21%.

2.2.4.1 Biomarqueurs de la lignine utilisés

Cette méthode d'extraction permet de séparer les phénols de la lignine et de les regrouper en 4 familles principales : les vanillyles (V), les p- hydroxyles (P), les syringyles (S) et les cinnamyles (C) (Hedges et Ertel, 1982). Les phénols peuvent être présentés sous la forme de rapports et ainsi constituer des indicateurs caractérisant les sources et l'état de dégradation de la MOT retrouvée dans les systèmes aquatiques (Hedges et Mann, 1979b; Prahl *et al.*, 1994; Louchouart *et al.*, 1999). Le Lambda ($\Lambda 8$) est la somme de 8 dérivés ligneux, normalisée au carbone organique (mg/100 mg C) et le Sigma 8 ($\Sigma 8$) est normalisé sur la masse sèche de l'échantillon (mg/10mg msé), indiquant la portion du matériel terrigène par rapport au C total ou par rapport à la masse de l'échantillon (Houel *et al.*, 2006). Les vanillyles sont présents dans toutes les

plantes vasculaires alors que les cinnamyles sont surtout abondants chez les espèces non-boisées (herbacées, feuilles, aiguilles) et les syringyles sont fortement présents chez les angiospermes (Hedges et Mann, 1979a). Ainsi, le rapport C/V permet de discriminer l'apport non-boisé/boisé et le rapport S/V de discriminer la part d'angiospermes par rapport aux gymnospermes (Hedges et Mann, 1979a; Goñi et Hedges, 1992; Opsahl et Benner, 1995). Les indicateurs permettent aussi d'estimer les niveaux de dégradation de la MOT à l'aide du ratio d'acide sur aldéhyde des vanillyles (Ad/Al)_v car les processus de diagénèse ont tendance à augmenter la portion acide dans les sous-produits d'oxydation (Opsahl et Benner, 1995; Hedges *et al.*, 1986). Le rapport P/(V+S) augmente aussi lors des processus de diagénèse et d'humification (Dittmar et Lara, 2001; Prahl *et al.*, 1994; Goñi et Hedges, 1995).

2.2.4.2 Datation au ^{210}Pb

Les taux de sédimentation ont été déterminés par mesures radiométriques de l'activité du ^{210}Pb au GEOTOP en utilisant la mesure spectrométrique alpha de l'activité de l'élément fils, le ^{210}Po (Flynn, 1968), et en assumant un équilibre séculaire radioactif entre les isotopes. Les isotopes de Po ont été déposés sur disques d'argent (Hamilton and Smith, 1986) et leur activité mesurée par spectrométrie en utilisant un détecteur à barrière de silicone ORTEC, couplé à un ordinateur doté du logiciel d'acquisition de données Maestro. La même procédure a été respectée pour l'analyse des blancs. La chronologie a été établie en utilisant le ^{210}Pb non-soutenu, le modèle de concentration initiale constante (CIC), et en divisant les profils non-linéaires en segments linéaires tout en assumant une sédimentation constante pour chaque segment (Appleby and Oldfield, 1992). Le contenu en eau de chaque échantillon a été déterminé en pesant avant et après lyophilisation afin de corriger les taux de sédimentation en cas de possible compaction du sédiment lors du processus de carottage. Nos calculs ont révélé un impact négligeable de la compaction dans le présent cas. Ainsi, les taux de sédimentation ont été directement estimés en utilisant la pente de relation entre la profondeur (cm), le logarithme naturel du $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ et la constante de dégradation ^{210}Pb .

2.2.5 Traitement statistique

Des ANOVA à deux critères de classification ont été réalisées sur les échantillons de MPS pour vérifier les différences entre les stations d'échantillonnage et les saisons pour tous les biomarqueurs de la lignine ainsi que pour le carbone (C) et l'azote (N). Des tests bivariés de Pearson ont été utilisés pour vérifier les différences des indicateurs ligneux et de C et N en fonction de la profondeur dans les carottes de sédiment. La covariance entre indicateurs d'une même carotte a aussi été testée. Toutes les analyses statistiques ont été conduites à l'aide du logiciel JMP5.1 (SAS).

2.3 Résultats

2.3.1 Caractérisation des bassins versants

La répartition spatiale des différentes classes d'occupation du territoire a été analysée pour les années 1986, 2001 et 2009. Les analyses de contingences ont révélé que toutes les années sont différentes entre elles, peu importe le bassin versant ($\text{Khi}^2 < 0,0001$). Pour les trois bassins, la présence de forêt connaît un recul important et significatif, passant d'une superficie moyenne de 71% en 1986 à 40% en 2009 (Figure B.3). En 2009, la proportion occupée par les jachères a donc augmenté, et la superficie consacrée à la culture vivrière est passée de 4% à 17%. Il en va de même pour les pâturages qui occupaient 1,5% du territoire pour 6,5% en 2009. En ce qui a trait aux pentes, il n'y a pas de différences significatives dans la répartition de l'intensité des pentes dans chaque bassin (Figure B.4). Par contre, lorsqu'on observe la répartition de l'occupation du territoire par classe de pente (figure B.5), pour chaque bassin, on note des différences intéressantes : les bassins 2 et 3 connaissent une répartition régulière des différents types de végétation selon la pente ($\text{Khi}^2 : 1,00$). Le bassin 1 se distingue des deux autres par une réelle inégalité dans la répartition de l'occupation du territoire selon la pente ($\text{Khi}^2 < 0,0001$) (Figure B.5). Les niveaux de pentes les plus abruptes sont occupés majoritairement par les environnements déboisés : zones agricoles, pâturages et sols nus. 56% de la superficie occupée par la forêt primaire se trouve dans les pentes de catégories 1 et 2 (0 à 8% d'inclinaison). La majorité de l'agriculture et des pâturages se retrouvent dans la pente de catégorie 4, c'est à dire de 15 à 25% d'inclinaison (Figure B.5). Ensuite, lorsqu'on compare les bassins entre eux, on note qu'il n'y a pas de

différences significatives dans la répartition des classes de forêt et de jachère selon la pente (Figure 2.3), mais qu'il y en a pour l'agriculture et les pâturages. La différence se situe dans le bassin 1, où ces occupations du territoire sont situées dans des pentes moyennes et fortes ($K_{hi} < 0,0001$) (Figure 2.3).

2.3.2 Datation au ^{210}Pb

La datation au ^{210}Pb a permis de retracer les différences de sédimentation dans chaque bassin, même si ces derniers sont adjacents les uns aux autres. La figure 2.4 présente les résultats de la datation au Pb des 3 carottes. Le bassin 1 a un taux de sédimentation nettement plus rapide que les bassins 2 et 3. Le tableau présenté à la Figure 2.4 montre les correspondances estimées des différentes couches de cm et de l'année à laquelle elles correspondent pour chaque bassin. À titre d'exemple, une profondeur de 15 cm est âgée de 90 ans dans le bassin 3, de 50 ans dans le bassin 2 et de 16 ans dans le bassin 1.

2.3.3 Enregistrements sédimentaires

2.3.3.1 Quantités de MOT

Dans le bassin versant 1, les trois indicateurs nous informant des quantités de MO déposées dans les sédiments (C, $\Lambda 8$, $\Sigma 8$) présentent une augmentation marquée par rapport aux sédiments plus anciens (Figure 2.5). Tous trois présentent un décrochage aux cm 25 et 20, correspondant à une période située entre 1980 et 1990. Les quantités de C organique sont plus élevées en surface qu'en profondeur ($p : 0,046$) et sont corrélées aux fluctuations de $\Lambda 8$ et de $\Sigma 8$ (respectivement $r^2 : 0,89$ et $0,93$). Cela témoigne de taux d'accumulation sédimentaire de matière organique plus élevés depuis cette période dans le lac du bassin 1 et que cette matière organique est d'origine terrigène. Au niveau du bassin versant 2, le même décrochage est observé à 12 cm, vers 1970 (Figure 2.6). Dans cette carotte, les niveaux de C sont assez variables le long du profil et moins stables que les indicateurs de $\Lambda 8$ et $\Sigma 8$, suggérant une production naturelle autochtone de C non terrigène. Dans le temps, les courbes de C et de $\Lambda 8$ se suivent mais sont parfois décalées, produisant un r^2 assez faible (0,42) en considérant

l'ensemble de la carotte. Si on examine seulement les profils après le décrochage, entre 0 et 12 cm, le C et le $\Lambda 8$ ont un r^2 de 0,79. Ces chiffres suggèrent que les sédiments récents reçoivent une plus grande quantité de MOT, au-delà des dynamiques naturelles observées auparavant. Les valeurs de $\Sigma 8$ sont d'ailleurs significativement plus élevées ($p : 0,0257$) depuis les années 1970 et reliées à l'augmentation des flux de C ($r^2 0,68$). Le profil de sédiments du bassin versant 3 nous présente une toute autre perspective de sédimentation de la matière organique (Figure 2.7). D'abord, les taux de sédimentation sont beaucoup plus lents que dans les autres bassins, selon les résultats des analyses au Pb ²¹⁰. À l'opposé des 2 autres carottes, on ne retrouve pas de ligne de base claire dans les indicateurs, caractérisée par une augmentation des apports en matière organique en surface. Il s'agit plutôt d'une courbe dont le fond est marqué par des quantités élevées de C qui diminuent progressivement pour atteindre des valeurs plus basses entre 40 et 20 cm. Les valeurs augmentent ensuite vers la surface. Entre 20 et 15 cm, les niveaux de C commencent à remonter et cela correspond à la période de 1850 à 1930. À partir de ces années, les trois indicateurs (C, $\Lambda 8$ et $\Sigma 8$) montrent aussi une augmentation ($p : 0,0001; 0,064; 0,0045$). Il y a de plus en plus de MOT accumulée au fond du lac. Les bassins 2 et 3 montrent la présence antérieure d'un système d'accumulation naturel de MOT très dynamique, pouvant inclure des périodes de hausse ou de baisse. Par contre, à partir des périodes de décrochages identifiées dans les sédiments récents, la présence de la MOT est en croissance continue.

2.3.3.2 Nature de la MOT

La MOT accumulée récemment dans les sédiments de surface du lac du bassin versant 1 est de nature nettement plus herbacée que dans le passé. Les niveaux du rapport C/V et S/V augmentent significativement dans les cm de surface ($p : 0,001; 0,0054$) et la différence est marquée depuis les années 1980 pour les 2 indicateurs ($p : 0,0041; 0,0001$) (Figure 2.8a). Le changement au niveau de la nature de la MOT s'effectue donc exactement au même moment où les apports en matière organique augmentent (r^2 C/V et $\Sigma 8 : 0, 83$). Dans le bassin 2, le décrochage s'effectue plutôt au début du 20^e siècle. On observe un réel changement dans la composition de la MOT tant

au niveau du C/V que du S/V à partir des cm 30 et 35 vers la surface ($p : 0,0326; 0,0004$) (Figure 2.8b). Cela indique que la nature de la MOT arrivant dans les cours d'eau a d'abord changé d'origine avant d'augmenter en termes de quantité. Toutefois, si on se concentre sur la période des années 1970 jusqu'à nos jours, période où les flux de MOT vers le milieu aquatique augmentent drastiquement, on observe qu'un accroissement de la MOT s'accompagne d'une plus grande signature végétale de pâturage et d'agriculture ($r^2 0,73$) (Chapitre 1). Pour le bassin versant 3, la situation est différente: les rapports S/V et C/V ne co-évoluent pas, contrairement aux autres carottes (Figure 2.8c). Dans l'ensemble de la carotte, on note qu'une augmentation du rapport C/V n'est pas toujours accompagnée d'une hausse du rapport S/V; parfois mêmes, les courbes sont opposées. Pourtant, en observant les cm depuis le décrochage des quantités de MOT jusqu'en surface, on observe aussi une augmentation du rapport de C/V et de S/V. Pour le S/V cela se manifeste vers 1890 ($p : 0,0024$) et pour le C/V c'est plutôt dans les années 1920 ($p : 0,0394$).

2.3.3.3 État de dégradation de la MOT contenue dans les profils de sédiments

Dans le bassin 1, on n'observe pas de différences significatives des valeurs de $P/(V+S)$ en fonction de la profondeur (Figure 2.9a). Selon cet indicateur, la MOT contenue dans les sédiments est, de manière générale, peu dégradée. Le rapport $(Ad/Al)_v$ aide tout de même à préciser que la MOT est significativement moins dégradée depuis les années 1980, même point de rupture que pour les indices de quantité et de nature de la MO. Dans le cas du bassin versant 2 (Figure 2.9b), les deux indicateurs de dégradation démontrent des différences significatives nettes entre les sédiments de surface (0-12 cm) et le reste de la carotte ($P/(V+S) : p < 0,0001$ et $(Ad/Al)_v : p : 0,0298$). Depuis les années 1970, une plus grande quantité et une MOT plus fraîche arrive au milieu aquatique par rapport à ce qui s'accumulait auparavant ($r^2 \Sigma 8$ et $P/(V+S) : 0,86$). On observe le même phénomène dans le bassin versant 3, sauf que c'est depuis le début du 20^{ème} siècle (profil de $(Ad/Al)_v : p : 0,0384$). À partir des années 1920, on observe une augmentation de la MOT de nature moins dégradée dans la colonne de sédiment $(Ad/Al)_v$ vs $\Sigma 8 \rightarrow r^2 : 0,44$).

2.3.4 Quantité et qualité de la matière particulaire en suspensions (MPS)

Les différences entre saisons que présente la MPS se sont révélées significatives à plusieurs niveaux : les quantités, sources et niveaux de dégradation de la MOT ne sont pas les mêmes entre la saison sèche et la saison des pluies (Tableau 2.1 ; Figure 2.10). En saison humide, les niveaux de Λ_8 et de Σ_8 sont assez importants par rapport à ceux de la saison sèche (p : 0,0008 et 0,0019) et apparentés aux niveaux trouvés dans les horizons supérieurs des sols des bassins versants adjacents (Chapitre 1). Pendant la saison humide, la MPS présente des valeurs de Λ_8 assez similaires à celles des sols de milieux boisés : moyenne de MPS de 2,50 mg/100 mg C pour une moyenne de Λ_8 dans les sols de 1,93 mg/100 mg C. À la saison sèche par contre, les niveaux de Λ_8 sont beaucoup plus bas et s'apparentent à ceux des sols de pâturages (MPS : 0,31 mg/100 mg C pour pâturages : $1,60 \pm 1,23$) (Chapitre 1). On retrouve le même phénomène pour les indicateurs ligneux faisant état de la nature de la MO, soit le C/V et le S/V. À la figure 2.10a, on voit que les niveaux élevés de C/V et S/V en saison sèche correspondent exactement à l'horizon de surface des sols de pâturages. La MPS qui arrive dans le système en saison humide présente un signal davantage apparenté aux sols de milieux boisés. Enfin, pour les indicateurs de dégradation ($(Ad/Al)_v$, $P/(V+S)$), le même lien peut être établie entre l'origine de la MPS et le temps de l'année (Figure 2.10b). En saison humide, on obtient une trace claire de l'indicateur $(Ad/Al)_v$ attribué aux milieux boisés (Sols boisés : 0,74 ; MPS : 0,83) (Chapitre 1). On retrouve la même proximité avec une source de pâturage en saison sèche (Sols perturbés : 0,54 ; MPS : 0,62).

2.4 Discussion

2.4.1 Analyse de la MOT dans les sédiments récents

Dans les profils de sédiments des trois bassins versants, il a été présenté que les indicateurs ligneux de $\Lambda 8$ et $\Sigma 8$ augmentent dans les sédiments récents à partir d'un point de rupture. Pour $\Lambda 8$, on observe des valeurs comprises entre 4-10; 3-6 et 4-10 mg/100mgC, respectivement pour le bassin 1, 2, et 3. Dans une étude sur les biomarqueurs de la lignine des végétaux dominants en milieux boisés et déboisés de l'Amazonie (Chapitre 1), il a été démontré que les valeurs de $\Lambda 8$ et $\Sigma 8$ dans la MOT des horizons de surface des sols (0 à 5 cm, horizon A) sont plus élevées que dans les horizons inférieurs, soit de 20 à 55 cm. La moyenne de $\Lambda 8$ de l'horizon A est de 3,03 mg/100mg \pm 1,41, moyenne apparentée aux valeurs dans les sédiments récents des trois bassins versants. Ces moyennes de $\Lambda 8$ dans les sols ont aussi été mesurées dans l'étude de Farella (1998) : 5,02 mg/100mg C. De plus, les valeurs dans les sédiments récents correspondent à celles des horizons supérieurs des sols en termes d'indices de dégradation. L'étude sur les sols amazoniens (Chapitre 1) a mise en évidence les différences significatives entre les profondeurs pour l'indicateur P/(V+S) avec une moyenne de 0,24 \pm 0,10 pour l'horizon A et de 0,95 \pm 1,02 dans l'horizon B (20-55cm). Dans les sédiments récents des 3 bassins, les valeurs du rapport P/(V+S) sont respectivement < 0,2 ; < 0,4 et < 0,5 (tableau 2.1). Ainsi, en considérant les indicateurs de quantités et de dégradation de la MOT ($\Lambda 8$, $\Sigma 8$, P/(V+S)) on obtient une signature sédimentaire correspondant à la signature ligneuse des sols de l'horizon A. Ces résultats correspondent à ceux de Farella *et al.*, (2001) et Roulet *et al.* (2000) qui, suite à la déforestation, montrent un enrichissement des sédiments en MOT provenant des horizons organiques supérieurs des sols situés en bordure du fleuve Tapajós, probablement dû à une érosion accrue. Farella *et al.* (2001) observaient toutefois une augmentation de l'indice de dégradation (Ad/Al)_v dans les sédiments, suggérant une plus grande dégradation de la MO nouvellement apportée. Dans le présent cas, il est plutôt question d'un apport au milieu aquatique en MOT composée de matériel frais, peu dégradé et provenant vraisemblablement des couches supérieures des sols environnants. Il est probable que le niveau de dégradation présent dans la MOT des

sédiments soit proche de celui mesuré dans les sols car peu de dégradation s'effectue lorsque le matériel est en milieu aquatique (Opsahl and Benner 1995; Teisserenc, 2009). En ce sens, les résultats de la présente étude démontrent l'importance de se référer à des signatures ligneuses de sols qui présentent une MOT ayant déjà subi une altération de ses phénols ligneux plutôt que de se baser uniquement sur les sources pures (Teisserenc, 2009; Houel *et al.*, 2006; Farella *et al.*, 2001).

Les résultats des rapports de C/V et S/V dans les sédiments récents montrent que non seulement les apports en MOT proviennent de la couche supérieure des sols, mais surtout des sols de milieux de pâturages. Les valeurs de ces rapports correspondent tout à fait à celles retrouvées dans les sols de milieux déboisés. Les valeurs de C/V présentées au Chapitre 1 pour les sols de milieux déboisés ont une moyenne de $0,31 \pm 0,2$. Les valeurs retrouvées dans les sédiments de notre étude varient entre 0,5-0,9 (Bassin 1) et 0,2-0,6 (Bassin 2). Dans le bassin 3, les valeurs de C/V sont un peu moins élevées (0,1-0,2) et moins apparentées directement à une signature de pâturage.

Les valeurs élevées des rapports C/V représentent traditionnellement une plus grande proportion de matière organique non-boisée par rapport à celle boisée (Hedges et Mann, 1979a). Les processus de dégradation ont tendance à déprécier les cinnamyles et les syringaldéhydes comparativement aux vanillyles et à augmenter les ratios d'acide/aldéhydes (Hedges *et al.*, 1988a; ; Opsahl et Benner, 1995). Dans la présente étude, aucune relation inverse entre les rapports de C/V et S/V et les niveaux bas d'acide/aldéhyde n'est significative. Les niveaux de C/V légèrement plus élevés dans les sédiments que dans les sols peuvent s'expliquer par un apport en matériel végétal frais ou par la contribution de macrophytes. En effet, les données antérieures associées aux graminées fraîches d'Amazonie présentent des valeurs autour de 1 pour le rapport C/V (Hedges *et al.*, 1986a; Rezende *et al.*, 2010; Bernardes *et al.*, 2004; Bélanger, 2012, Chapitre 1). Dans les sédiments récents des bassins 1 et 2, des valeurs similaires ont été trouvées. Par contre, certaines études ont aussi enregistré des rapports C/V élevés pour les macrophytes, supérieurs ou similaires à ceux des deux types de graminées

dominants la région (Hedges *et al.*, 1986; Zocatelli *et al.*, 2011). Cela signifie que les plantes de culture ou les graminées ne sont plus les seules à fournir une signature de C/V élevée en milieu tropical. Par contre, les données de cinnamyles sur vanillyles sont très variables d'un endroit et d'une espèce à l'autre et une signature propre aux macrophytes n'a pas encore été étudiée ou déterminée. En somme, il apparaît que les niveaux de C/V retrouvés dans les sédiments récents sont apparentés à ceux des sols de pâturages, avec une contribution possible de macrophytes ou de débris végétaux intacts.

3.4.2 Analyse spatiale du territoire et répercussions aquatiques

L'analyse chronologique (1986, 2001 et 2009) de l'occupation du territoire montre un net recul de la forêt depuis les années 80 jusqu'en 2009, et ce dans chacun des trois bassins (Figure B.1 et B.2). Ces changements s'identifient aussi par une augmentation des quantités de MOT dominée par une signature herbacée dans les sédiments récents des 3 bassins. Les analyses par SIG mettent en lumière les distinctions physiographiques du bassin 1 par rapport aux bassins 2 et 3. En effet, le bassin 1 possède une petite superficie de drainage doublée d'une petite superficie de lac (DA/LA : 12,33, tableau 2.1). Le taux de sédimentation est beaucoup plus élevé que dans les autres bassins (Figure 2.4). Teisserenc *et al.* (2010), dans une étude menée en milieu boréal sur les transferts de MOT dans les lacs en lien avec leur bassin versant, ont pu déterminer que la pente moyenne joue un rôle clé dans les apports aux sédiments lacustres. Ils ont mesuré que les pentes entre 4° et 10° (pentes de classe 3 dans cette étude) étaient les plus susceptibles de provoquer un apport important en MOT au lac, les valeurs de $\Sigma 8$ augmentant proportionnellement à la raideur de la pente. La pente moyenne des 3 bassins analysés ici est de classe 3 et on note des apports importants en MOT dans les 3 bassins versants (Figures 2.5, 2.6, 2.7). Teisserenc *et al.* (2010) ont aussi montré que des pentes raides favorisent des transferts de MOT entre l'horizon de surface des sols et les systèmes aquatiques alors que des faibles pentes favorisent la rétention d'eau et entraînent une percolation à travers les horizons plus profonds de sol (Teisserenc, 2010, Houel *et al.*, 2006). C'est précisément ce que l'on observe dans les

trois carottes de sédiments : un apport en MOT qui est caractéristique des couches de sols de 0-5 cm du bassin versant, attribuables aux pentes raides des bassins versants.

La pente moyenne du bassin 1 est légèrement plus élevée que celles des bassins 2 et 3 (Tableau 2.1), mais ce qui est particulièrement intéressant, c'est la différence significative que présente le bassin 1 dans la répartition des classes d'occupation du territoire par classe de pente (Figure B.5). Dans les bassins 2 et 3, les différents types d'utilisation du territoire ne se retrouvent pas dans une classe de pente en particulier : ils sont assez bien répartis dans le bassin versant. Dans le bassin 1 par contre, on retrouve une réelle prédominance des terres agricoles et des pâturages dans des pentes moyennes et fortes (8-25% d'inclinaison). Cela se traduit par des profils de sédiments où les apports en MOT ($\Sigma 8$) sont directement liés aux apports en C/V et S/V du bassin versant. La MOT qui aboutit dans le lac présente une signature ligneuse caractéristique des pâturages, éléments dominants dans le bassin et localisés sur des pentes raides. Dans les bassins 2 et 3, on note également une hausse des rapports C/V et S/V, mais moins directement liée à de hautes valeurs de $\Sigma 8$ et $\Lambda 8$ comme dans le bassin 1. Cela peut être expliqué en partie par la topographie plus uniforme dans le bassin, produisant un signal dilué car intégrant différents types de MOT dans le lac. D'ailleurs, les bassins 2 et 3 ont des pâturages situés dans les pentes beaucoup plus faibles alors qu'ils possèdent plus de parcelles de forêts primaires situées sur les pentes moyennes (Figure 2.3). On peut supposer que les forêts situées dans les pentes moyennes retiennent une partie de l'érosion dans les bassins 2 et 3 alors que ce n'est pas le cas dans le bassin 1.

L'observation de la MPS vient supporter cette hypothèse en fournissant une image ponctuelle de la matière qui arrive dans les plans d'eau. On a déjà mentionné que les niveaux de matière particulaire retrouvés dans l'eau ($\Lambda 8$ et $\Sigma 8$) sont plus élevés en saison humide qu'en saison sèche, avec en plus une signature apparentée aux horizons de surface des sols. Aussi, il a été démontré que la MPS de la saison humide présentait une signature d'origine et de dégradation qui correspondait aux signatures ligneuses des sols forestiers (Figure 2.10). Pendant la saison humide, les pluies très fortes

favorisent le ruissellement de la MOT provenant des horizons organiques de surface. Les points de contrôle de la MPS en saison humide pour les rapports C/V et S/V (Figure 2.10) correspondent à différents types de sol, suggérant que les fortes pluies érodent des particules de sol, en milieu agricole ou forestier, produisant un signal ligneux de MOT dilué. Cela se manifeste par les niveaux élevés de $\Lambda 8$ et $\Sigma 8$ et des niveaux un peu plus bas de C/V et S/V. Par contre en saison sèche, les apports en MOT ($\Lambda 8$ et $\Sigma 8$) sont moindres et la signature de la MOT dans la MPS est fortement influencée par celle des horizons de surface des pâturages. Les pluies sont plus espacées et moins fortes, entraînant moins de matériel terrigène dans le milieu aquatique (Sundborg et Rapp, 1986). Lorsque l'on mesure la signature de cette MPS, on voit que les niveaux de C/V et de P/(V+S) sont apparentés à ceux des pâturages (Chapitre 1), pouvant indiquer qu'il existe une érosion continue même en présence de peu de pluies, et que cette érosion apporte des particules provenant des terres déboisées du bassin versant. De plus, il est probable que la réduction du bruit en saison sèche permette de voir des niveaux de P/(V+S) associés aux teneurs des palmiers. Bélanger (2012, chapitre 1) a démontré que les palmiers présentaient des différences significatives au niveau du P/(V+S) élevés dans les échantillons frais ($1,65 \pm 0,5$). Les points de contrôle de la MPS en saison sèche se situent dans cet intervalle, tout comme les sols de pâturages. Il s'agit ici d'une hypothèse car il n'est pas possible d'établir des liens formels entre la trace des palmiers et celle des sols de milieux perturbés à ce stade-ci, mais sachant que les palmiers font partie intégrante de la végétation de colonisation (Gonçalves, D. 2010) et que les niveaux de P/(V+S) retrouvés dans l'eau à la saison sèche sont semblables, il se peut qu'on soit en présence d'une signature ligneuse indiquant une présence marquée de palmiers dans les bassins versants.

3.4.3 Un gradient de connectivité au fleuve qui se répercute dans les sédiments

La diagénèse a tendance à déprécier les niveaux de cinnamyles et syringyles et ainsi diminuer les rapports de C/V et S/V (Hedges et al., 1988). Les résultats de la présente étude ne montrent pas une telle relation: les niveaux de (Ad/Al)_v ne sont pas corrélés aux hauts niveaux de C/V présents dans la MPS de l'eau. Les profils de sédiments des bassins 1 et 2 montrent des rapports élevés de C/V, correspondant aux valeurs de C/V retrouvées dans la MPS. Ces niveaux de C/V présentent la même signature ligueuse que celle des sols de pâturages. Dans le bassin 3, les niveaux de C/V sont plus bas (figure 2.8c). On trouve des valeurs entre 0,1 et 0,25 pour les sédiments récents. Ce sont des valeurs correspondant exactement à ce que Farella *et al.* (2001) ont mesuré dans la MPS dans la même région d'étude, mais dans le fleuve Tapajós, pas dans les plaines d'inondation. Le bassin 3 est beaucoup plus connecté au fleuve que les autres bassins. La présente étude a pris soin de sélectionner des bassins en fonction de leur connectivité au fleuve et ce gradient semble se refléter dans les profils sédimentaires. En effet, les valeurs de $\Sigma 8$, de (Ad/Al)_v, de C/V et de S/V du bassin 3 sont comparables à celles retrouvées par Farella *et al.* (2001) dans les sédiments et la matière particulaire fine en suspension du fleuve adjacent (Tableau 2.1). On peut conclure que le signal enregistré par les sédiments du bassin 3 est largement influencé par le mélange avec les eaux du fleuve. Nous avons vu dans l'analyse des composantes géographiques et topographiques des bassins versants que les bassins 2 et 3 présentent des caractéristiques communes à bien des égards, notamment dans la répartition des pentes, des classes d'occupation du territoire, dans la superficie de drainage et du lac. Pourtant, leurs profils de sédiments ne présentent pas les même taux de sédimentation. Le $\Lambda 8$ et $\Sigma 8$, sont assez similaires mais le rapport de C/V est plus élevé dans le bassin 2 (0,2 à 0,6) que dans le bassin 3 (0,1 à 0,25). Les différences dans la nature de la MOT contenues dans les sédiments des bassins 2 et 3 seraient donc davantage liées à l'ouverture au fleuve, qu'à la topographie. Le bassin 2 présente une signature ligueuse à mi-chemin entre celle de la matière organique qui séjourne dans le fleuve et celle qui vient du milieu terrestre du bassin versant, tandis que le bassin 1 présente une

signature ligneuse définitivement reliée au milieu terrestre à proximité. Zocatelli *et al.*, (2011) ont eux aussi trouvé des différences dans la composition de la lignine dans les sédiments selon les sites dans un lac d'inondation de l'Amazone et son lien avec le fleuve. Lorsque ces lieux sont connectés avec le fleuve, la matière est plus dégradée et les niveaux de C/V sont différents.

3.4.4 Analyse historique de l'occupation du territoire et répercussions sur le milieu aquatique

Il a été démontré que des points de ruptures existent dans les profils de sédiments, au-delà des variations naturelles et que ceux-ci n'arrivent pas aux mêmes années partout (Figure 2.4). Les données historiques sur l'occupation humaine de la région indiquent que la colonisation s'est opérée par vagues successives (Benatti *et al.*, 2003). Les premiers événements répertoriés remontent à la période située entre le 17^e et le début du 19^e siècle, une période d'expéditions portugaises visant la prise de possession du territoire et la création de villages. Les villes d'Aveiro (1781) et d'Itaituba (1812) ont d'ailleurs été créées dans la foulée. La région étudiée est située entre Aveiro et Itaituba (Figure 2.1) et la carotte de sédiment permettant de remonter le temps aussi loin (bassin 3) nous présente justement un décrochage de $\Delta 8$ et $\Sigma 8$ dans la période estimée de 1795 à 1890 (Figure 2.4). La région a connu un autre étape de colonisation importante, soit l'exploitation du caoutchouc. Henry Ford, magnat de l'industrie automobile, a acquis des territoires (plus de 10 000 km²) entre Aveiro et Itaituba et fondé Fordlandia dans les années 1920, dans le but d'en exploiter le caoutchouc. On remarque des décrochages dans les profils de sédiments pour la période du début du 20^e siècle. Les bassins 2 et 3 enregistrent tous deux un apport en MOT dont la nature se modifie dans les années 1900 et 1920 environ (Figure 2.8b et c). Les rapports de C/V et S/V indiquent une MOT dont l'origine herbacée ou de sols de pâturages augmente. Dans les années 1970, un grand changement s'effectue avec la mise en place d'une politique d'intégration et de colonisation (*le Plano de Integração Nacional*) par le gouvernement brésilien (Secretaria de Comunicação de Governo, 1997). Ce sont principalement ces événements récents de colonisation que Roulet *et al.*, 2000 et Farella *et al.*, 2001 ont pu relier aux changements dans les sédiments. Les nouveaux profils récoltés dans la présente étude permettent

aussi d'associer des changements à cette période de temps et ce dans les 3 bassins étudiés. Ces changements sont les plus appréciables dans le bassin 2 où à 12 cm, on observe un décrochage du C, $\Delta 8$, $\Sigma 8$, C/V et du S/V. Enfin, la dernière vague importante d'immigration date de la ruée vers l'or dans les années 1980 (Cohenca, 2005) ainsi que le rattachement des routes secondaires à la Transamazonienne comme la BR-163 dans notre région d'étude. Le bassin 1 nous présente d'importants changements dans les apports et la nature de la MOT dans les années 1980, probablement lié à l'établissement de quelques familles dans ce bassin versant dans ces années là. Pour les années 80, il est possible d'appuyer ces relations par les images élaborées grâce aux SIG (Figure B.1). En 1986, le bassin 1 présente déjà quelques modifications surtout dominées par la présence de jachères et de pâturages. La forêt a dû être coupée quelques années auparavant pour que les sols se retrouvent en jachère à cette période. Dans les années suivantes, le paysage se transforme en laissant de plus en plus de place aux pâturages et à l'agriculture au détriment de la forêt. Tels que présentés dans les résultats et la discussion, ces changements sont directement observables dans les valeurs de biomarqueurs de la lignine retrouvées dans les sédiments récents.

2. 5 Conclusion

Le milieu amazonien est caractérisé par une grande hétérogénéité, où les multiples activités humaines d'exploitation côtoient un environnement aux cycles naturels complexes et aux paysages morcelés. Les résultats présentés ici permettent de renforcer l'interprétation des impacts du déboisement dans cette hétérogénéité, et ce dans une perspective spatio-temporelle. Chacune des périodes connues de perturbations anthropiques du bassin du Tapajos ont pu être associées dans les profils de sédiments à l'aide des biomarqueurs de la lignine. Ces perturbations ont pu être reliées quantitativement et qualitativement à l'usage du territoire. Certaines caractéristiques spatiales du bassin versant proximal ont été identifiées comme influentes dans les informations que peut contenir la MOT accumulée dans les sédiments des milieux aquatiques. Cette étude montre alors qu'en présence d'une dynamique de plaine d'inondation en milieu tropical, il est important de tenir compte de la morphologie des

lacs d'inondation et du niveau d'ouverture au cours d'eau principal dans l'étude des transferts de MOT. Elle permet également d'établir que la répartition de l'utilisation du territoire en fonction de la topographie du bassin est importante dans l'interprétation des résultats obtenus à partir de carottes de sédiments de ces bassins. Enfin, cette étude vient confirmer les craintes formulées par la communauté scientifique par rapport à la perturbation des milieux aquatiques suite à la déforestation en montrant qu'un tel type d'utilisation du territoire se manifeste par un apport accru en MOT des couches supérieures des sols maintenant occupés par les pâturages. La compréhension des transferts de MOT au milieu aquatique suite à la déforestation s'inscrit dans des problématiques plus larges en Amazonie comme l'eutrophisation récente des eaux (Ibisch et Merida 2005, Pasquis 2006) et les impacts sur les ressources halieutiques. Des concentrations élevées de mercure (Hg) ont été relevées dans les espèces de poissons pêchées et consommées par les populations locales (Barbosa *et al.*, 2003, Sampaio Da Silva, 2008). En considérant que la MOT est un important vecteur du Hg et que certaines études ont montré les effets de la déforestation sur la libération du Hg naturellement présent dans les sols vers le milieu aquatique (Almeida *et al.*, 2005; Bastos *et al.*, 2006; Lacerda *et al.*, 2004 et Roulet *et al.*, 1999), cette étude pourrait contribuer à la recherche de solutions écosystémiques et appliquées pour limiter les impacts des activités anthropiques sur le milieu amazonien.

2. 6 Références

- Almeida, M.D., L. D. Lacerda, W. R. Bastos et J. C. Herrmann. 2005. «Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture, Rondônia, western Amazon, Brazil». *Environmental Pollution*, vol. 137, no 2, p. 179-186.
- Appleby, P. G. & F. Oldfield, 1992. « Application of ^{210}Pb to sedimentation studies ». Dans Ivanovich, M. & R. S. Harmon (eds.) *Uranium-series Disequilibrium: Applications to Earth, Marine & Environmental Sciences*. Oxford University Press, Oxford. p 731-778.
- Barbosa, A.C. J. Souza, J.G. Dorea, W. F. Jardim, P.S. Fadini. 2003. «Mercury biomagnification in a tropical black water, Rio Negro Brazil.» *Environmental Contamination Toxicology*, vol. 45, p. 235-246.
- Bastos, W.R., J P Oliveira Gomes, Ronaldo Almeida, Elisabete Lourdes Nascimento,, Luiz Drude de Lacerda Jose´ Vicente Elias Bernardi et Ene Glo´ ria da Silveira et Wolfgang Christian Pfeiffer. 2006. «Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil». *Science of The Total Environment*, vol. 368, p. 344-351.
- Bélangier, E., M. Lucotte, B. Grégoire, M. Moingt. 2012. « Biomarqueurs de la lignine dans les végétaux dominants et les sols de milieux boisés et perturbés de l'Amazonie brésilienne ». Institut des Sciences de l'environnement. Université du Québec à Montréal. Maîtrise, chapitre 1.
- Béliveau, A., M. Lucotte, R. Davidson, L. Otávio do Canto Lopesc, S. Paquet. 2008. «Early Hg mobility in cultivated tropical soils one year after slash-and-burn of the primary forest, in the Brazilian Amazon». *Science of Total Environment*, vol. 407, no 15, p. 4480-4489.
- Béliveau, A. (2008). 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 Tapajos. Institut des Sciences de l'environnement. Université du Québec à Montréal. Maîtrise, p 139.
- Benatti, J. H., A. S. Pena da Gama et M. Cordeiro Thales. 2003. Ocupação planejada e transformação das formas de acesso à terra. Zoneamento Ecologico-Econômico da Area de Influência da Rodovia BR-163.
- Bernardes, M., L. A. Martinelli, Alex V. Krusche, Jack Gudeman,, et Reynaldo L. Victoria Marcelo Moreira, Jean P. H. B. Ometto, Maria V. R. Ballester, Anthony K. Aufdenkampe, Jeffrey E. Richey and John I. Hedges. 2004. «Riverine Organic Matter Composition as a Function of Land Use Changes, Southwest Amazon ». *Ecological Applications*, vol. 14, no 4, p. 263-279.

- Bonnet, M. P, G. Baroux., J.M. Martinez, F. Seyler, P. Moreira-Turcq, G. Cochonneau, J.M. Melack, G. Boaventura, L. Maurice-Bourgoin, J.G. Leão, E. Roux, S. Calmant, P. Kosuth g, et P. S. J.L. Guyot. 2008. «Floodplain hydrology in an Amazon floodplain lake (Lago Grande de Curuai)». *Journal of Hydrology*, vol. 349, p. 18-30.
- Calmant, S. et F. Seyler. 2006. «Continental surface waters from satellite altimetry ». *Geosciences*, vol. 338, no 14-15, p. 1113-1122.
- Campos, L.; C. Maheua, G. Cochonneau, P. Kosuth, D. Blitzkow, A. Cazenave. 2001. "Temporal variations of river basin waters from Topex/Poseidon satellite altimetry. Application to the Amazon basin." *Earth and Planetary Sciences*. Vol. 33, p. 633-643.
- Caron, S., Lucotte, M., Teisserenc, R. 2008. «Mercury transfer from watersheds to aquatic environments following the erosion of agrarian soils: A molecular biomarker approach». *Canadian Journal of Soil Science*, p. 801-811.
- Cohenca, D. 2005. « A expansão da fronteira agrícola e sua relação com o desmatamento detectado em imagens Landsat TM e ETM+ na região norte da BR-163, Para entre os anos de 1999 a 2004 » Santarém, Brasil, 23 p.
- Dittmar, T. ; Lara, R.J. 2001. «Molecular evidence for lignin next term degradation in sulfate-reducing mangrove sediments (Amazônia, Brazil) ». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 65, no 9, p. 1417-1428.
- Farella N. 1998. "Impact du déboisement sur les sols et les sédiments de la région du Rio Tapajos (Amazonie brésilienne) illustrés par des biomarqueurs". Mémoire de maîtrise, Institut des sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, p 179.
- 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, p. 1443-1458.
- Farella N. 2005. « Les fermes des régions frontières d'Amazonie brésilienne: relations entre les origines familiales, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement » Thèse de doctorat, Institut des Sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, p.185.
- Fearnside, P.M. 1991. «Développement agricole et déforestation en Amazonie Brésilienne». *Cahier des Sciences Humaines*, vol. 27, p. 235-253.
- Goni, MA et Hedges, JI. 1992. «Lignin dimers-structures, distribution, and potential geochemical applications.». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 56, p. 4025-4043.

- Goni, Miguel A. 1997. «Record of terrestrial organic matter composition in Amazon fan sediments». *Proceedings of the Ocean Drilling Program. Scientific results*, vol. 155, p. 519-530.
- Goni, Miguel, et John Hedges. 1995. «Sources and reactivities of marine-derived organic matter in coastal sediments as determined by alkaline CuO oxidation». *Pergamon, Geochemica et Cosmochimica Acta*, vol. 59, no 14, p. 2965-2981.
- Goni, M.A. et S. Montgomery S. 2000. «Alkaline CuO oxidation with microwave digestion system: lignin analyses of geochemical samples. ». *Analytical Chemistry*, vol. 72, p. 3136-3121.
- Grupo de Trabalho Interministerial. 2006. *Plano de Desenvolvimento Sustentável para a Área de Influência da BR-163*. Brasília, Brasil: Coordenação da Casa Civil da Presidência da República, 44 p.
- Flynn, W. W. (1968). "The determination of low levels of polonium-210 in environmental materials." *Analytica Chimica Acta*, vol. 43, p. 221-227.
- Hamilton, T. F. et J. D. Smith. 1986. "Improved alpha energy resolution for the determination of polonium isotopes by alpha-spectrometry." *International Journal of Radiation Applications and Instrumentation*. Part A. Applied Radiation and Isotopes, vol. 37, p. 628-630.
- Hedges, J. I. et J. R. Ertel. 1982. "Characterization of lignin by gas capillary chromatography of cupric oxide oxidation products." *Analytical Chemistry*, vol. 54, p.174-178.
- Hedges, John I. et Mann, D.C. 1979. «The Characterization of plant tissues by their lignin oxidation products». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 43, no 11, p. 1803-1807.
- Hedges, JI; Cowie, G.L.; Ertel, J.R.; Barbour, R.J.; Hatcher, P.G. 1986. «Degradation of carbohydrates and lignins in buried woods». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 49, p 701-711.
- Hedges, John I., Wayne A. Clark, Paul D. Quay, Jeffrey E. Richey, Allan H. Devol and Umberto de M. Santos. 1986. «Compositions and Fluxes of Particulate Organic Material in the Amazon River». *Limnology and Oceanography*, vol. 31, no 4, p. 717-738
- Hedges, John I. , Robert A. Blanchette, Karen Weliky and Allan H. Devol. 1988. «Effects of fungal degradation on the CuO oxidation products of lignin: A controlled laboratory study ». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 52, no 11, p. 2717-2726.

- Houel, S.; Louchouart, P.; Lucotte, M. and Canuel, R. 2006. «Translocation of soil organic matter following reservoir impoundment in boreal systems: implications for in situ productivity». *Limnology and Oceanography*, vol. 51, p. 1497-1513.
- Ibisch, P. L. Mérida (Eds.). 2004. Biodiversity: The richness of Bolivia. Editorial FAN. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. Los claros oscuros del cultivo de soja en Matogrosso. Observatorio del desarrollo. Mayo del 2004. 6p.
- Lacerda, L. D., M. Souza et M. G. Ribeiro. 2004. «The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon.». *Environ Pollut*, vol. 129, p. 247-255.
- Louchouart, P., M. Lucotte et N. Farella. 1999. «Historical and geographical variations of sources and transport of terrigenous organic matter within a large-scale coastal environment». *Organic Geochemistry*, vol. 30, no 7, p. 675-699.
- Margulis, S. 2004. « Causes of Deforestation of the Brazilian Amazon. » Washington DC. 77p.
- Metzger, J.P. 2003. « Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure. » *Environmental Conservation*, vol. 30, p. 325-333
- Moingt, M., M. Lucotte, S. Paquet. 2012. Influence of anthropogenic perturbations vs. bio-morphological characteristics of the watershed on the Hg dynamics in Northern Quebec boreal lakes. *Science of Total Environment*. Accepté.
- Onstad, G. D., D. E. Canfield, P. D. Quay et J.I. Hedges 2000. «Sources of particulate organic matter in rivers from the continental usa: lignin phenol and stable carbon isotope compositions ». *Geochimica et Cosmochimica*, vol. 64, no 20, p. 3539-3546.
- Opsahl S, R. Benner 1995. «Early diagenesis of vascular plant tissues: lignin and cutin decomposition and biogeochemical implications.». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 59, no 23, p. 4889-4904.
- Pasquis, R. 2006. « Mercado y Medio Ambiente: El caso de la soya en la Amazonia brasillera » Dans ICONOS revista de ciencias sociales. Mayo número 025. Facultad latinoamericana de ciencias sociales. Sede Académica de Ecuador. Quito – Ecuador, p. 47-56.
- Passos, C.J.S., D. Mergler, M. Lemire, M. Fillion et J.R.D. Guimarães. 2007. «Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure». *Science of Total Environment*, vol. 373, p. 68-76
- Phillips, O.L. 1997. «The changing ecology of tropical forests». *Biodiversity and Conservation*, vol. 6, p. 291-311.

- Prahl, F.G., Ertel, J.R., Goni, M.A, Sparrow, M.A. et B. Eversmeyer. 1994. «Terrestrial organic carbon contributions to sediments on the Washington margin». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 58, p. 3035-3048.
- Rasmussen J.B., L. Godbout et M. Schallenberg. 1989. "Humic content of lake water and its relationship to watershed and lake morphometry." *Limnology Oceanography*. Vol. 34, p.1336-1343.
- Roulet, M., M. Lucotte, A. Saint-Aubin, S. Trana, I. Rheault, N. Farella,, J. Dezencourt E. De Jesus Da Silva, C.-J. Sousa Passos, G. Santos Soares, et D. Mergler J.-R.D. Guimaraes, M. Amorime. 1998. «The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower Tapajos River Valley, Para state, Brazil». *The Science of the Total Environment*, no 223, p. 1-24.
- Roulet, M., M. Lucotte, N. Farella, G. Serique, H. Coelho, C.J.S. Passos, E. Da Sivila, P. Scavone de Andrade, D. Mergler, J.R.D Guimaraes et M. Amorim. 1999. «Effects of recent colonization on the presence of mercury in amazonian ecosystems ». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 112, p. 297-313.
- Roulet, M., Lucotte, M., Canuel, R., Farella, N., Courcelles, M., Guimaraes, JRD., Mergler, D., Amorim, M. 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.
- Rezende, C. E., W.C. Pfeiffer , L.A. Martinelli , E. Tsamakis , J.I. Hedges, R.G. Keil. 2010. «Lignin phenols used to infer organic matter sources to Sepetiba Bay e RJ, Brasil». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 87, p. 479-486.
- Rozon, C. 2011. "Analyse de l'évolution temporelle et spatiale de l'occupation du territoire, région du bas Tapajos, Amazonie brésilienne", Institut des Sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal. Mémoire de maîtrise, p. 51.
- Salati, E. 1985. "The Climatology and Hydrology of Amazonia." *Key Environments: Amazonia*. G. T. Prance. NY, Pergamon Press.
- Sampaio da Silva, D. 2008. «Ressources halieutiques du bassin du Tapajos en Amazonie brésilienne: une étude écosystémique reliant les pratiques de pêches, les usages des bassins versants et la contamination au mercure». Thèse présentée comme exigence partielle du doctorat en sciences de l'environnement, Montréal, Université du Québec à Montréal, 292 p.
- Secretaria de Comunicação de Governo -Brasil. 1997. *Reforma Agraria -Compromisso de todos*. Consulté en décembre 2006 à:
<https://w\Vw.planaalto.gov.br/publi 04/COLECAO/REFAGR3.HTM>

- Sundborg, A. et A. Rapp. 1986. «Erosion and sedimentation by water: problems and prospects». *Ambio*. Vol. 15, p. 215-22
- Teisserenc, Roman. 2009. «Dynamique de la matière organique terrigène et du mercure dans les lacs et réservoirs boréaux.». Université du Québec à Montréal. Thèse de doctorat.
- Teisserenc, R., M. Lucotte, S. Houel, J. Carreau. 2010. «Integrated transfers of terrigenous organic matter to lakes at their watershed level: a combined biomarker and GIS analysis». *Geochimica Cosmochimica Acta*, vol. 74, p. 6375-6386.
- Zocatelli, R., F. Cechinho, M. Amorim, M. Bernardes, P. Moreira-Turcq, B. Turcq, A. Sifeddine, R. Campello Cordeiro. 2011. «Uso dos fenóis da lignina no estudo da matéria orgânica na várzea do Lago Grande Curuáí, Pará e no Lago do Caçó, Maranhão, Brasil.». *Acta Amazonia*, vol. 41, no 2, p. 195-204.
- Xenopoulos, M.A., D. M. Lodge, J. Frentress, T. A. Kreps, S. D. Bridgham, E. Grossman et C.J. Jackson. 2003. "Regional comparisons of watershed determinants of dissolved organic carbon in temperate lakes from the Upper Great Lakes region and selected regions globally". *Limnology Oceanography*. Vol. 48, p. 2321-2334.

2.7 Liste des figures

Figure 2.1 : Carte de la région du Tapajós en Amazonie brésilienne. La région d'étude est présentée dans l'encadré blanc. Les cours d'eau sont en noir, les régions forestières en gris et les zones déboisées en blanc (Tiré de Grégoire, 2010)

Figure 2.2 Carte présentant l'encadré de la figure 2.1. Les cours d'eau sont en bleu foncé, et les bassins versants sont délimités par une ligne noire. Les zones déboisées paraissent en gris, vert pâle et en rose.

Figure 2.3: Analyses de contingence de la répartition des classes d'occupation du territoire selon la classe de pente, pour chaque bassin versant

Figure 2.4: Graphique présentant les résultats de la datation au ^{210}Pb des carottes sédimentaires. La courbe sédimentaire de chaque bassin illustre l'âge du sédiment en fonction de la profondeur. L'encadré présente la correspondance en années de quelques cm clés traités dans l'article.

Figure 2.5 : Profils de sédiments des indicateurs de quantités de MOT dans le Bassin 1.

Figure 2.6: Profils de sédiments des indicateurs de quantités de MOT dans le Bassin 2.

Figure 2.7: Profils de sédiments des indicateurs de quantités de MOT dans le Bassin 3.

Figure 2.8: Profils de sédiments des indicateurs de la nature de MOT dans les bassins 1, 2 et 3.

Figure 2.9: Profils de sédiments des indicateurs de la dégradation de MO dans les bassins 1, 2 et 3.

Figure 2.10 : Indices de nature et dégradation de la MPS pour la saison sèche et humide

Tableau 2.1 : Caractérisation des bassins versants et moyenne des indicateurs ligneux dans les sédiments et la MPS

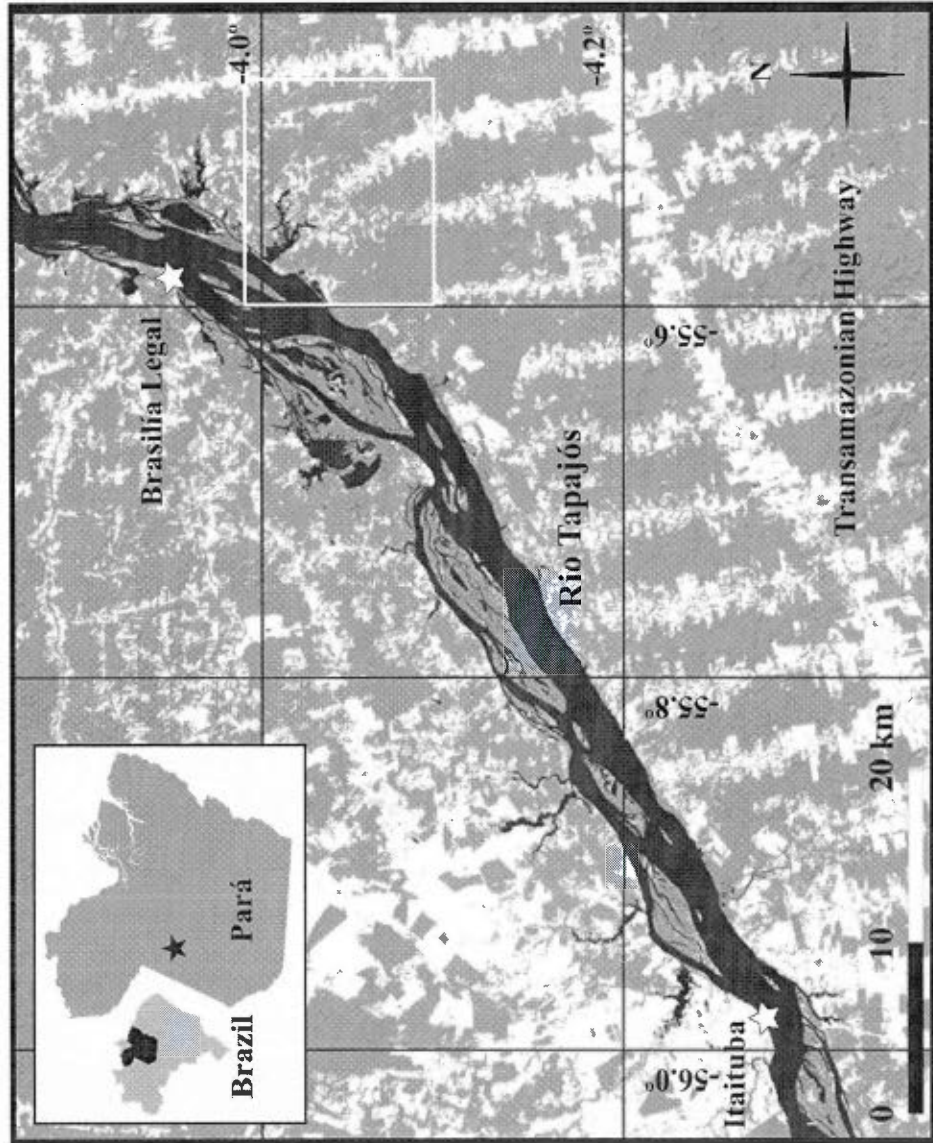


Figure 2.1 : Carte de la région du Tapajós en Amazonie brésilienne. La région d'étude est présentée dans l'encadré blanc. Les cours d'eau sont en noir, les régions forestières en gris et les zones déboisées en blanc (Tiré de Grégoire, 2010)



Figure 2.2 : Carte présentant l'encadré de la figure 2.1. Les cours d'eau sont en bleu foncé, et les bassins versants sont délimités par une ligne noire. Les zones déboisées paraissent en gris, vert pâle et en rose.

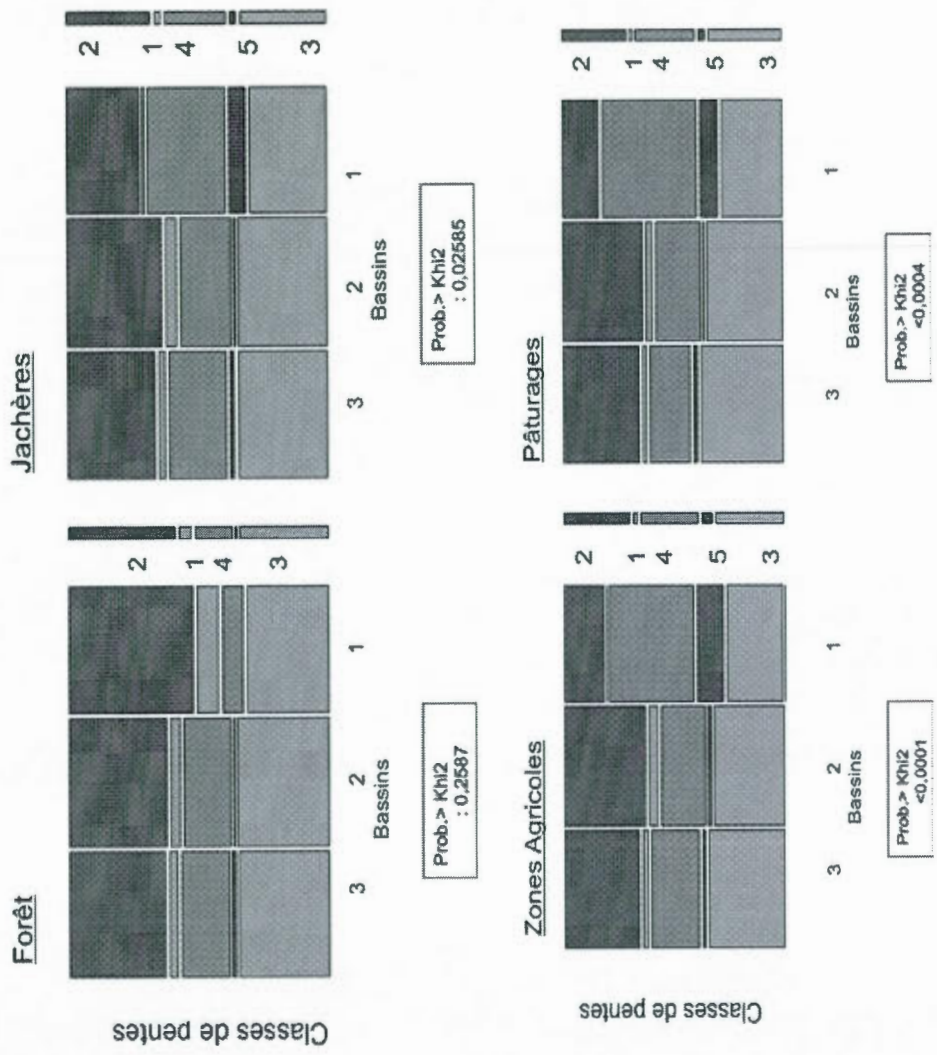


Figure 2.3 : Analyses de contingence de la répartition des classes d'occupation du territoire selon la classe de pente, pour chaque bassin versant

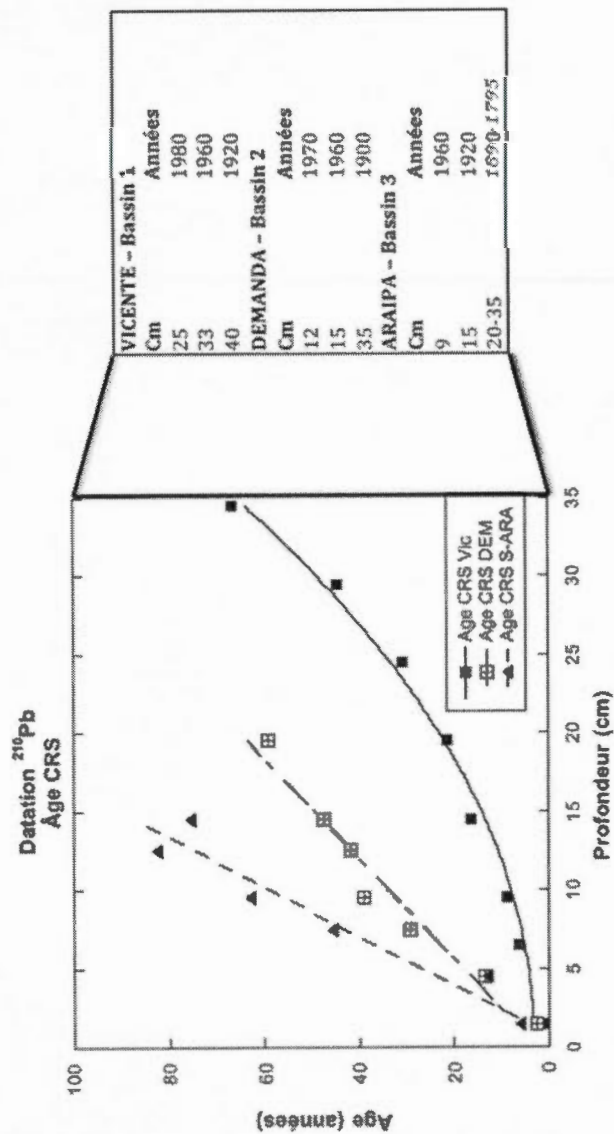


Figure 2.4 : Graphique présentant les résultats de la datation au ^{210}Pb des carottes sédimentaires. La courbe sédimentaire de chaque bassin illustre l'âge du sédiment en fonction de la profondeur. L'encadré présente la correspondance en années de quelques cm clés traités dans l'article.

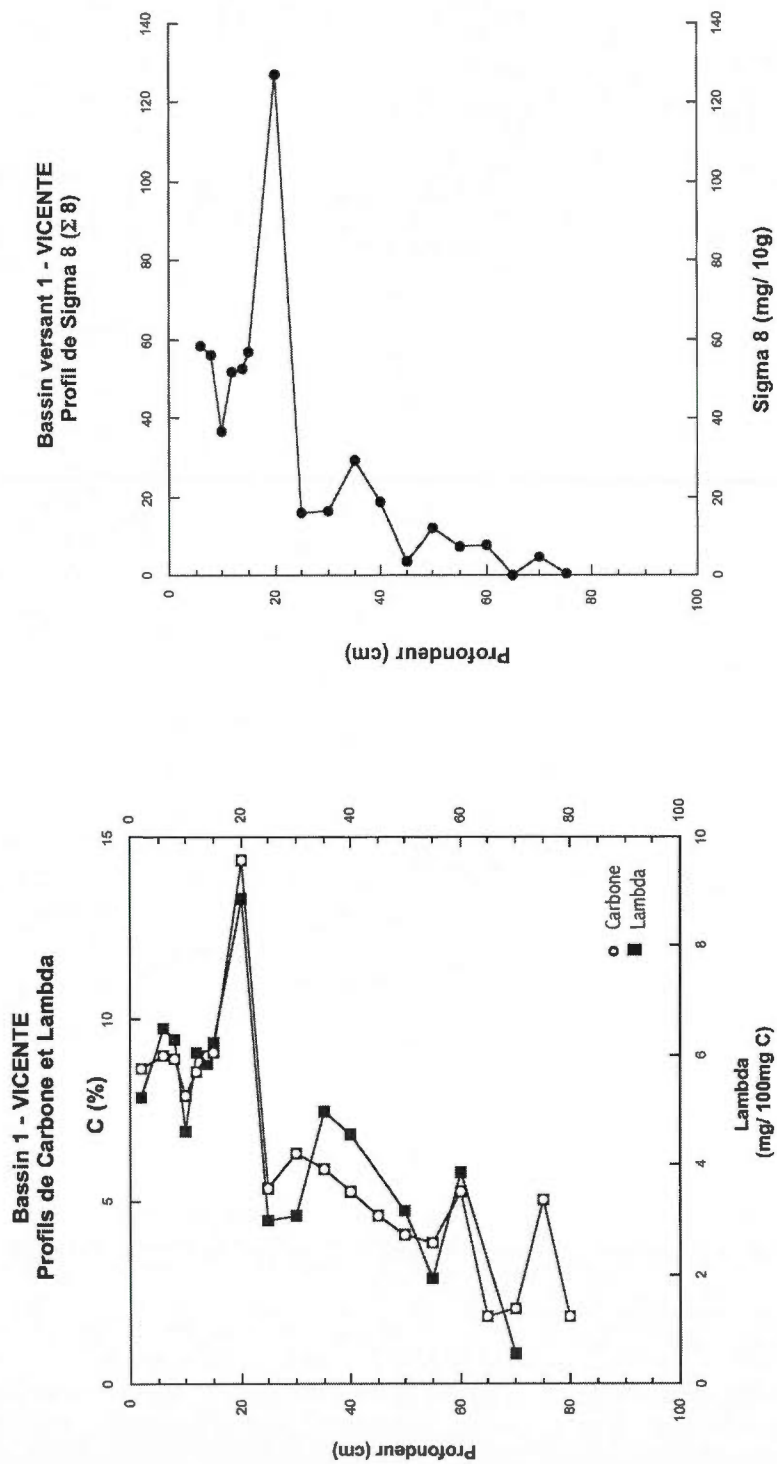


Figure 2.5 : Profils de sédiments des indicateurs de quantité de MOT dans le Bassin 1

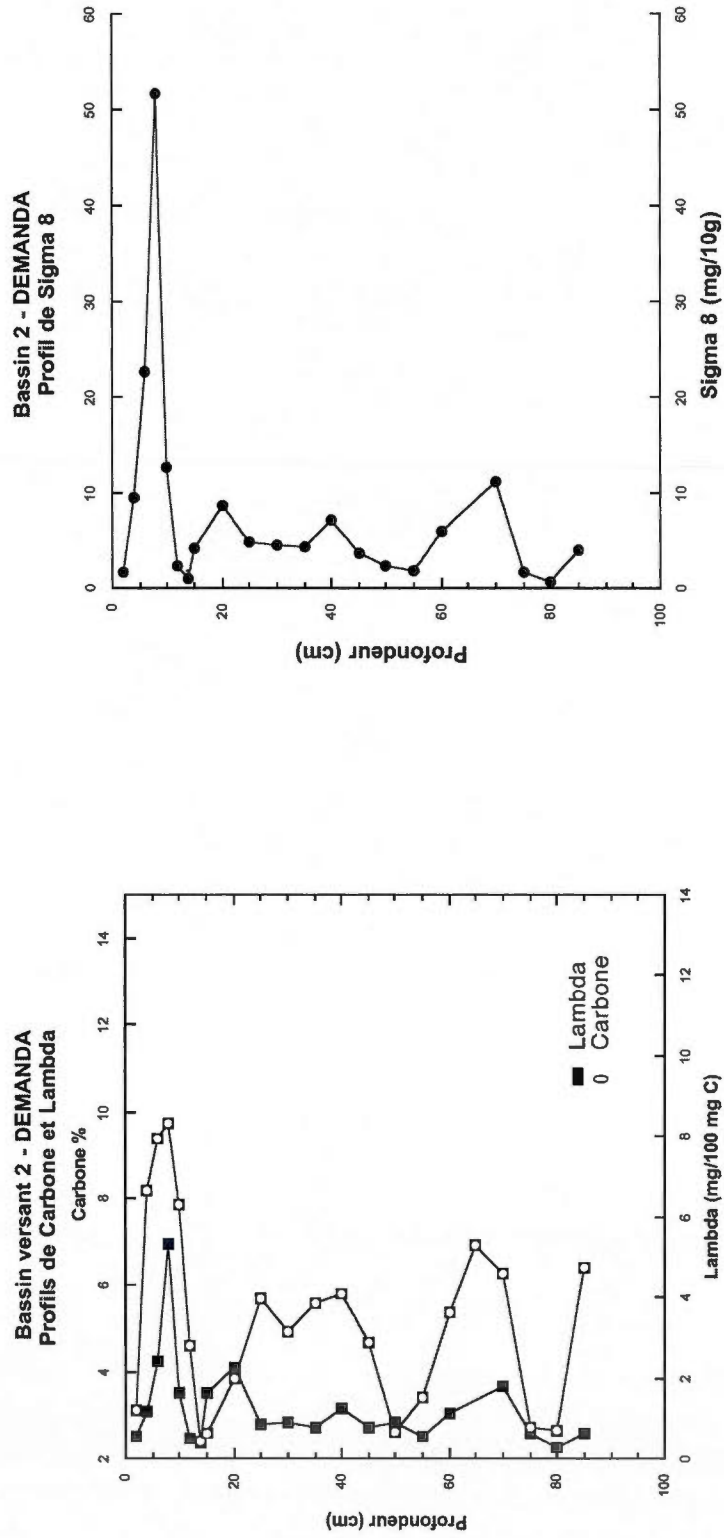


Figure 2.6 : Profils de sédiments des indicateurs de quantités de MOT dans le bassin 2

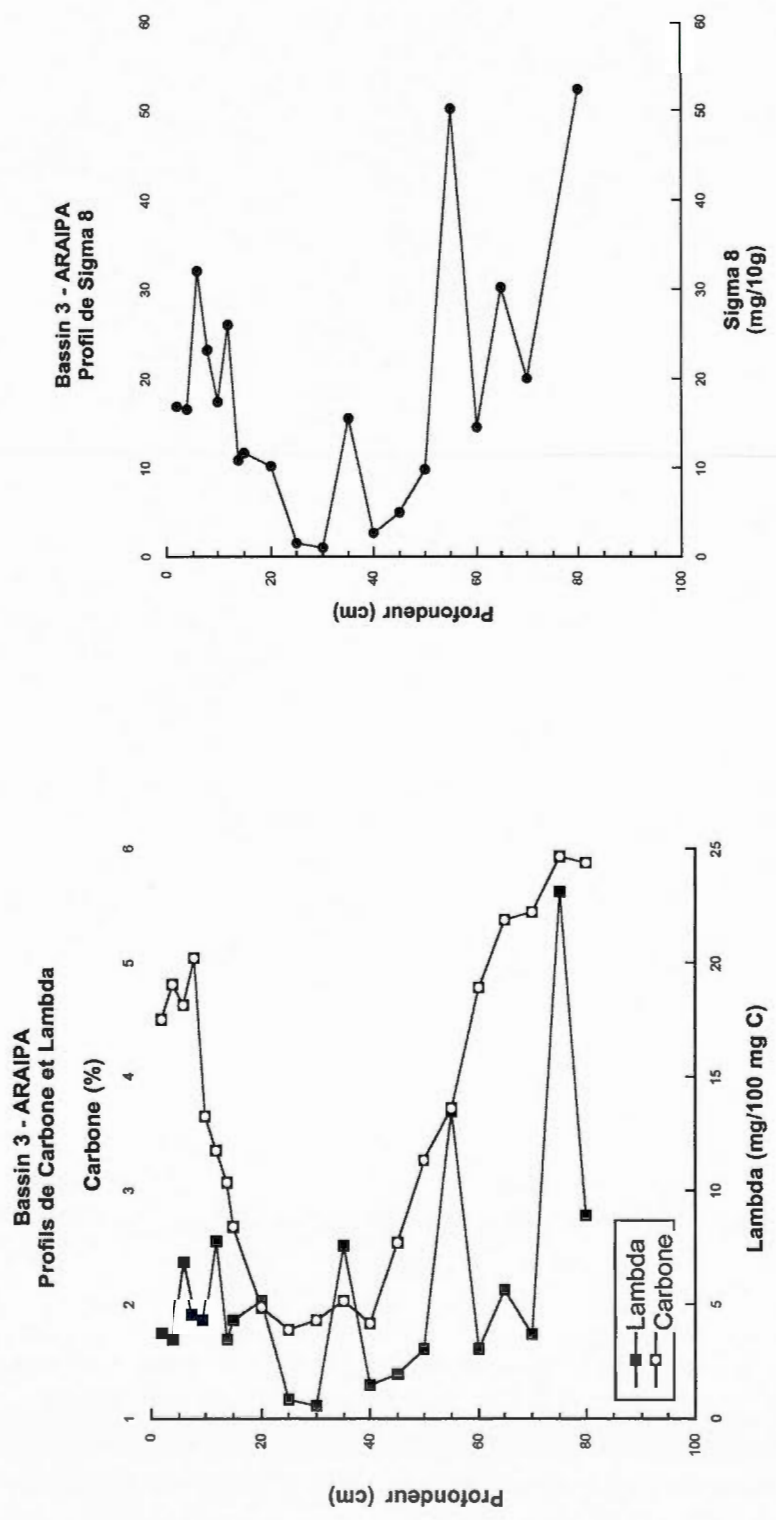


Figure 2.7 : Profils de sédiments des indicateurs de quantités de MOT dans le bassin 3

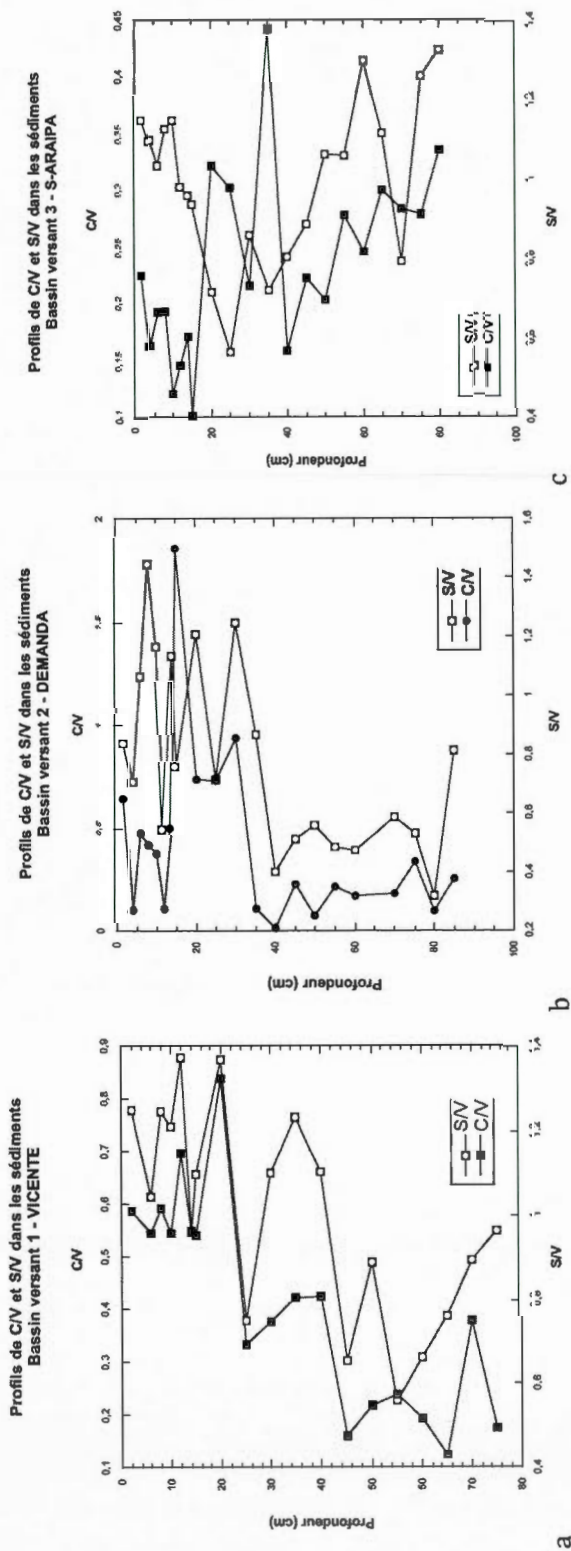


Figure 2.8 : Profils de sédiments des indicateurs de la nature de la MOT dans les bassins 1, 2 et 3

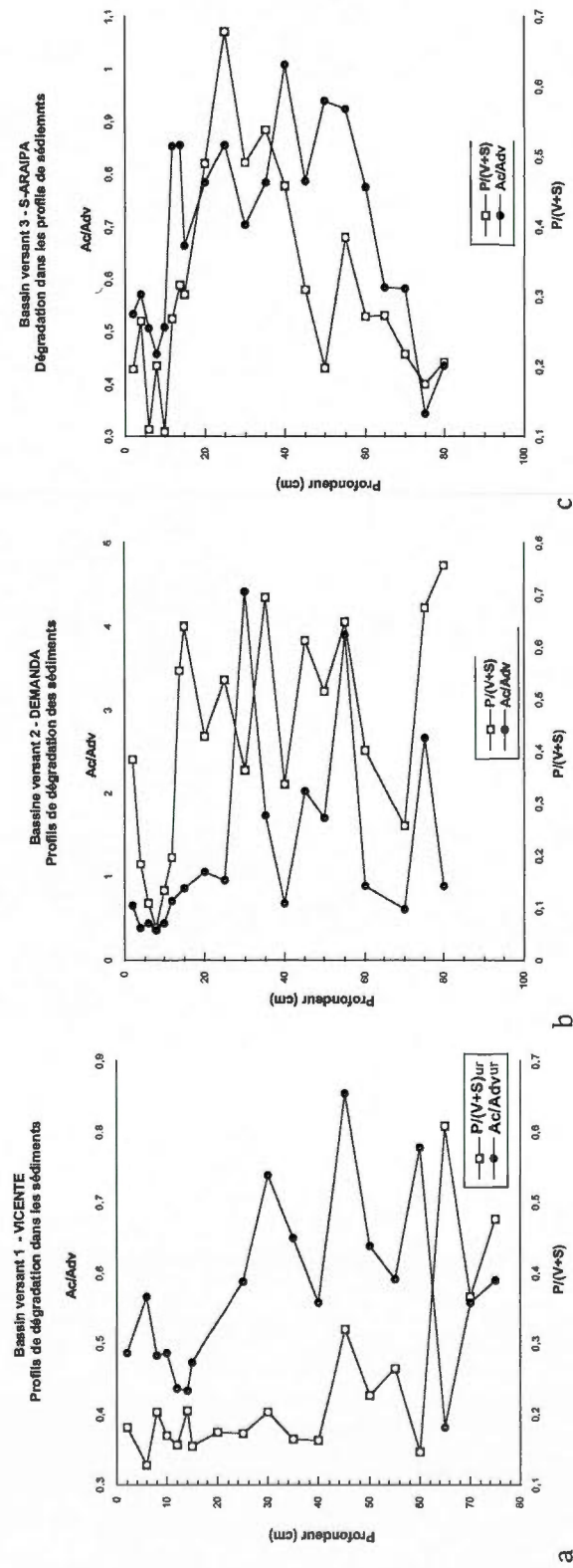
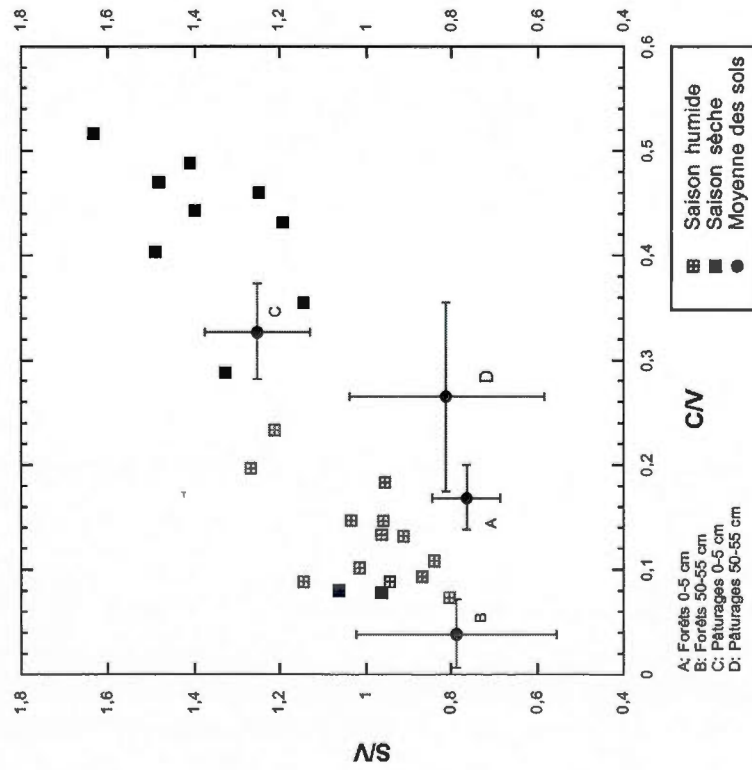


Figure 2.9 : Profils de sédiments des indicateurs de la dégradation de la MOT dans les bassins 1, 2 et 3.

Indices de la nature de la MPS
Saison humide et saison sèche



Indices de dégradation dans la MPS
Saison humide et saison sèche

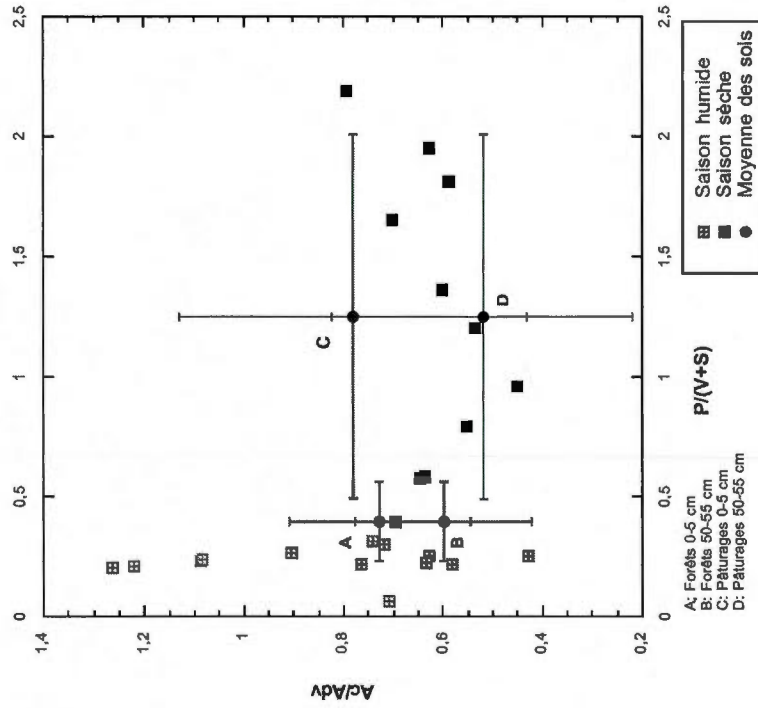


Figure 2.10 : Indices de nature et de dégradation de la MPS pour la saison sèche et humide

Tableau 2.1 : Caractérisation des bassins versants et moyenne des indicateurs ligneux dans les sédiments et la MPS

	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 3	MPS Saison humide	MPS Saison sèche	Sédiments du fleuve 1
Localisation	03.98 S- 55.56W	04.01 S- 55.55W	04.06 S- 55.54W	----	----	----
Superficie du lac (Km²)	0,27	2,99	2,99	----	----	----
Superficie de drainage (Km²)	3,33	102,15	97,85	----	----	----
DA/LA (Drainage Area/Lake Area)	12,33	34,16	32,73	----	----	----
Pente moyenne (%)	10,28	8,14	9,11	----	----	----

B1 Sédiments B2 Sédiments B3 Sédiments

A mg/100mg C	6,35 1,26	1,87 1,67	4,84 1,62	2,87 2,10	0,31 0,13	2,5 - 7,5
Σ8 mg/10g	62,77 29,30	14,91 17,86	19,32 7,26	82,18 69,17	7,94 3,94	15- 40
S/V	1,18 0,16	0,97 0,31	1,05 0,09	0,99 0,14	1,37 0,16	0,8 - 0,9
C/V	0,61 0,11	0,55 0,60	0,16 0,04	0,13 0,05	0,43 0,07	0,07 - 0,15
P/(V+S)	0,17 0,03	0,27 0,23	0,22 0,08	0,23 0,06	1,43 0,50	----
Ac/Adv	0,48 0,05	0,53 0,21	0,62 0,16	0,83 0,26	0,62 0,10	0,25 - 0,45

1 : Données tirées de Farella et al., 2001.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Un des principaux intérêts du développement de la recherche environnementale repose dans l'analyse des problématiques dans une perspective systémique (Lebel, 2003). Cette approche permet d'observer les résultats dans une optique d'intégration, de mise en commun des facteurs pour arriver à un portrait certes complexe, mais qui se veut le plus fidèle possible à la réalité de l'objet d'étude. L'approche systémique se veut un outil de recherche du développement durable, dans la mesure où elle identifie les éléments clés qui sous-tendent le système, les boucles de rétroaction qui le dynamise, ses leviers tout comme ses entrées et ses sorties (Schmidt-Lainé et Pavé, 2002). La compréhension des variables de base inhérentes au système autorise un *développement* qui soit *durable* par une gestion qui tient compte des balises de ce même système et qui permet de le faire tourner indéfiniment.

En ce sens, les travaux de recherches présentés dans ce mémoire n'ont pas la prétention de dresser le portrait global des impacts du déboisement en Amazonie sur les transferts terre/eau, mais bien de constituer un élément de réponse, une explication à l'emballement de la dégradation du système que plusieurs études ont soulevé. Tel qu'il a déjà été mentionné, la recherche s'est opérée dans le cadre du projet PLUPH qui soutient que les problèmes de santé ne sont pas uniquement déterminés par les agents pathogènes, mais bien par une combinaison de facteurs socio-économiques et environnementaux qui interagissent pour augmenter la prévalence des maladies (Lebel, 2003).

La maladie de Chagas est causée par le parasite *Trypanosoma Curzi* transmise par des insectes ayant entre autres pour niche écologique les palmiers du genre *Attalea* (Abad-Franch *et al.*, 2009). Une combinaison de recherches indique que les milieux déboisés favorisent la pousse de ces palmiers car ils constituent une part importante de la végétation de succession (Gonçalves, 2010), qu'il importe de connaître la distribution des palmiers pour déterminer les risques de la présence de la maladie (Romaña, 1999), et que la distribution des palmiers du genre *Attalea* est très influencé par les gradients

de cations échangeables présents dans le sol (Grégoire *et al.*, soumis). Comme nos recherches ont permis d'identifier une signature ligneuse distincte des palmiers par rapport aux autres types de couverts végétaux, cet indicateur pourrait être développé de manière plus précise et surtout être combiné aux composantes édaphiques pour dresser des modèles de zones à risque pour la maladie de Chagas. Cela permettrait une intervention ciblée des autorités, sachant que le territoire est vaste et souvent difficilement accessible.

En ce qui a trait à un autre problème de santé examiné par le projet PLUPH, l'exposition au Hg par la consommation de poissons, il est lui aussi lié à des composantes environnementales et socio-économiques. Les communautés riveraines sont dépendantes de la pêche de subsistance pour assurer leur alimentation quotidienne (Passos *et al.*, 2001). Les poissons consommés contiennent de hauts niveaux de Hg (Dolbec *et al.*, 2001; Sampaio da Silva, 2008) et ont des impacts sur la santé des habitants (Lemire *et al.*, 2010). Les recherches de Sampaio da Silva (2008) ont montré que les bassins versants qui comportent le moins de surface de couvert forestier enregistrent des niveaux de Hg plus élevés dans l'ichtyofaune et que les concentrations de Hg dans les poissons sont plus élevées en période d'étiage qu'en période de décrue. Nos résultats de recherche viennent faire un pont entre le niveau de Hg retrouvé dans les poissons et l'utilisation du territoire sous forme de pâturages. Il a été établi que les apports en MO dans les lacs d'inondation étaient fortement associés aux sols des bassins versants de type pâturage. En saison sèche (à l'étiage), la MPS a elle aussi montré la prévalence d'une MOT provenant des sols de pâturages. Comme la MOT est un vecteur de transport du Hg, il serait maintenant possible de compléter la boucle de la contamination au Hg suite à la déforestation en mesurant les niveaux de Hg dans la MOT des différents milieux (terrestre et aquatique) et d'en mesurer aussi les biomarqueurs pour tracer les foyers importants de Hg dans l'environnement. Au regard de l'utilisation des biomarqueurs de la lignine comme outils d'analyse environnementale, cette étude confirme la puissance de ces traceurs.

Les résultats de cette étude ont mis en lumière les différences de nature de la MOT dans la MPS en fonction de l'ouverture au fleuve. Cela met en perspective l'importance de bien comprendre la dynamique hydrologique des bassins versants car elle donne des informations sur les temps de séjour de la MO dans l'eau et par le fait même sur ses polluants associés. La constitution de la matière particulaire dans l'eau n'est pas la même selon les saisons, les caractéristiques d'occupation du sol ou selon la composition physiographique du bassin versant. Le fleuve Tapajós est considéré comme un fleuve d'eau claire du bassin amazonien mais présente maintenant des niveaux importants de turbidité (Sampaio et Weissenberger, 2012). Nos travaux viennent expliquer que ces changements dans le milieu aquatique sont liés à la perturbation de la stabilité de la MOT suite à la déforestation et à l'établissement de parcelles agricoles et de pâturage. L'analyse des biomarqueurs comme il a été proposé dans cette étude contribue à identifier les provenances de la MPS contenue dans l'eau.

Enfin, même si nos études démontrent l'impact du déboisement sur les cycles de la MOT, il n'en demeure pas moins que les habitants des communautés riveraines de la région sont les premiers concernés par ces constats. Comme les familles pratiquent une agriculture de subsistance due à des conditions socio-économiques précaires, on ne peut pas simplement commander un arrêt de la coupe de la forêt sans solution alternative. Les recherches d'une agriculture durable menées par le projet PLUPH, permettant de cultiver année après année la même parcelle de forêt en recyclant des éléments nutritifs des plantes cultivées, peut constituer une partie de la solution pour limiter les impacts négatifs. À cela peuvent être jumelées des mesures issues des travaux de recherche de ce mémoire. Les résultats montrent l'importance de la présence de pâturages dans les pentes raides sur les transferts de MOT, ainsi il est possible de transmettre ces informations aux communautés et opérer une certaine sensibilisation pour limiter l'implantation de nouveaux pâturages en zones à risque. De plus, l'implantation de bandes riveraines peut être encouragée pour retenir les particules de MOT provenant des territoires déboisés qui sont déjà établis en zones à risque. Le prolongement de l'approche systémique pour l'application d'un

développement durable dans la région du Tapajós est à même de fournir des solutions qui se doivent d'être elles aussi systémiques.

Références

- Abad-Franch et al., 2009. F., F. A. Monteiro, N. Jaramillo O, R. Gurgel-Gonçalves, F. B. S. Dias et L. Diotaiuti. 2009. «Ecology, evolution, and the long-term surveillance of vector-borne Chagas disease: A multi-scale appraisal of the tribe Rhodniini (Triatominae)». *Acta Tropica*. vol. 110, no 2-3, p.159-177.
- Dolbec, J., D. Mergler, B. 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 Total Environment*, vol. 271, p. 87-97.
- Calmant, S. et F. Seyler. 2006. «Continental surface waters from satellite altimetry ». *Geosciences*, vol. 338, no 14-15, p. 1113-1122.
- Gonçalves, D. 2010. «Phytosociological structure of forest succession ecosystems with prevalence of *F Attalea maripa* (Aubl.) Mart. and *Astrocaryum aculeatum* G. Mey in riverine communities of Tapajos river in eastern». Belem, Ciencias Florestais, Universidad federal rural da amazonia. Maîtrise, p. 150.
- Grégoire, B., Davidson, R. et Marc Lucotte (Soumis). "Répartition des cations majeurs échangeables des sols de terre ferme du bas Tapajos (Amazonie brésilienne) " *Geoderma*.
- Lebel, J. (2003). La santé, une approche écosystémique. Centre de recherche pour le développement international. Ottawa. 84p.
- Lemire, M., M. Fillion, B. Frenette, A. Mayer, A. Philibert, C. J. S. Passos, J.R.D. Guimaraes, F. Barbosa, et D. Mergler. 2010. «Selenium and Mercury in the Brazilian Amazon: Opposing Influences on Age-Related Cataracts.». *Environmental Health Perspectives*, vol. 118, p.584-1589.
- Passos, C. J. S., D. Mergler, E. Gaspar, S. Morais, M. Lucotte et F. Larribe 2001. «Caracterização geral do consumo alimentar de uma população ribeirinha na Amazônia Brasileira». *Rev. Saude Ambient*, vol. 4 p. 72-84.
- Romaña, C. A., J. C. N. Pizarro, E. Rodas et E. Guilbert. 1999. «Palm trees as ecological indicators of risk areas for Chagas disease». *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*. vol. 93, no 6, p. 594-595.
- Sampaio da Silva, D. 2008. «Ressources halieutiques du bassin du Tapajos en Amazonie brésilienne: une étude écosystémique reliant les pratiques de pêches, les usages des

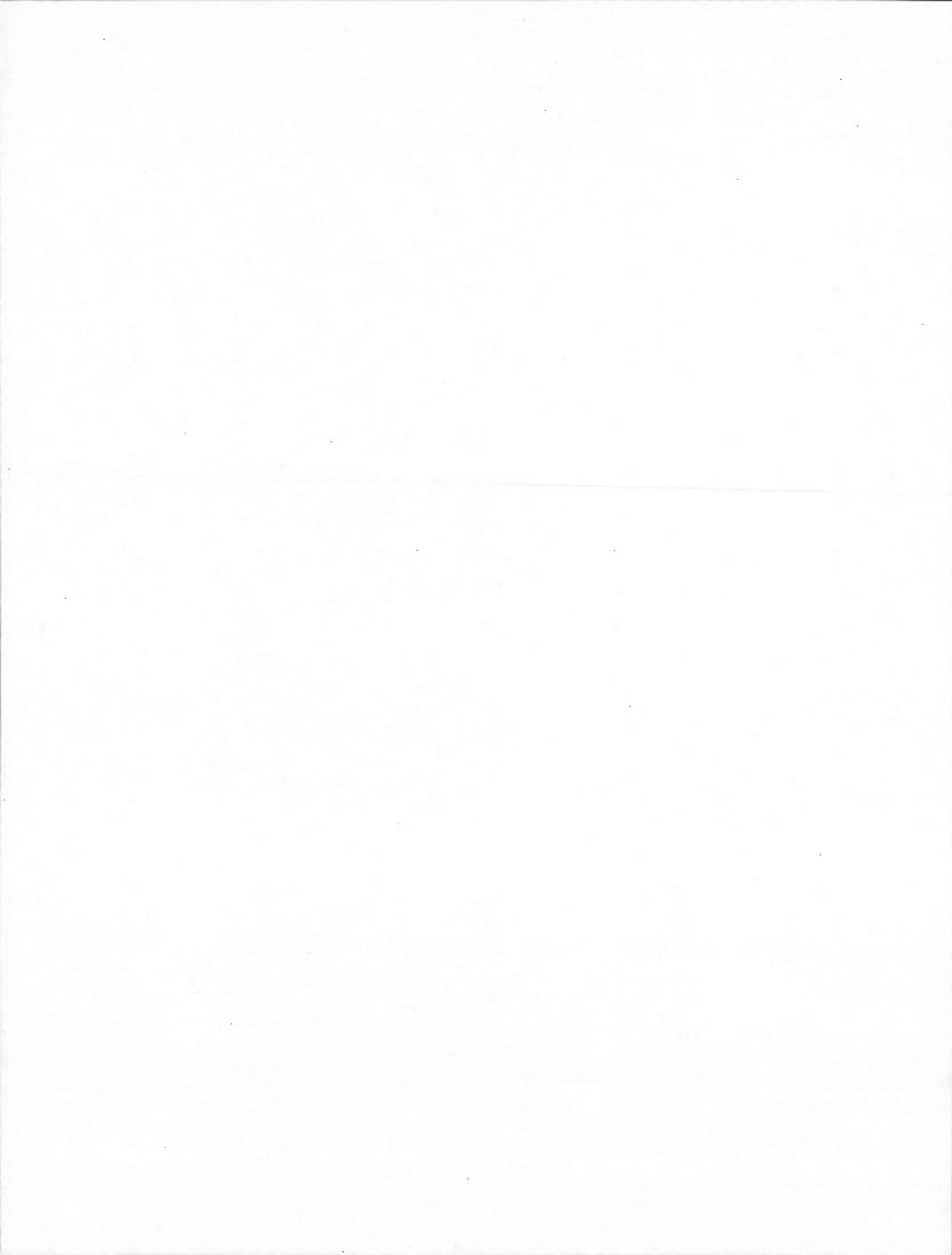
- bassins versants et la contamination au mercure». Thèse de doctorat, Institut des sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, 292 p.
- Sampaio da Silva, D. et S. Weissenberger. 2012. « L'Amazonie : victime des changements climatiques ». Module 7, ENV 6003 dans *Changements climatiques : impacts, adaptation, mitigation*. Teluq. Consulté en 2012.
- Schmidt-Lainé, C. et A. Pavé. 2002. « Environnement : modélisation et modèles pour comprendre, agir ou décider dans un contexte interdisciplinaire ». *Natures Sciences et sociétés, Sciences pur l'ingénierie de l'environnement*. Vol. 10, p. 3-35

APPENDICE A

**MOYENNE DES INDICATEURS LIGNEUX POUR LES VÉGÉTAUX DOMINANTS ET POUR
LES SOLS EN FONCTION DE L'OCCUPATION DU TERRITOIRE ET DE LA
PROFONDEUR**

Tableau A.1 : Moyennes des indicateurs ligneux pour les végétaux et les sols en fonction de l'occupation du territoire et de la profondeur

Tissu	(n)	(C/N) a	Lambda	Sigma	S/V	C/V	P/(V+S)	3-sBd/V	ACV/ADV
Écorce	9	70,38	6,80	323,01	0,85	0,20	0,11	0,05	0,47
Std		34,47	3,77	172,65	0,53	0,23	0,16	0,06	0,31
Feuille vertes	10	24,01	6,35	311,69	1,05	0,23	0,20	0,04	0,31
Std		5,87	2,55	121,60	0,51	0,21	0,25	0,05	0,07
Feuilles mortes	11	33,93	8,11	380,11	0,82	0,22	0,36	0,04	0,34
Std		10,01	5,97	268,88	0,26	0,14	0,44	0,02	0,05
Tige	4	97,83	11,58	579,55	5,51	0,48	0,81	0,03	0,93
Std		53,96	6,08	315,52	7,57	0,63	0,96	0,04	1,11
Forêt	15	41,40	7,48	361,01	0,92	0,27	0,39	0,03	0,51
Std		19,69	4,97	221,65	0,40	0,24	0,57	0,04	0,62
Jachère	18	48,00	6,78	324,11	0,95	0,18	0,27	0,05	0,41
Std		36,25	3,32	155,63	0,47	0,12	0,39	0,05	0,24
Pâturage	1	39,51	5,20	229,05	1,08	1,08	0,14	0,00	0,23
Agriculture	10	45,27	7,13	355,41	2,91	1,00	0,33	0,14	0,22
Std		46,89	6,00	300,63	4,99	1,33	0,47	0,24	0,07
Horizon A	47	14,44	3,03	8,35	1,06	0,28	0,24	0,08	0,64
Std		1,78	1,41	5,14	0,40	0,18	0,10	0,04	0,18
Horizon B1	47	11,58	1,14	1,06	1,06	0,25	0,59	0,11	0,55
Std		2,62	0,60	0,86	0,52	0,16	0,46	0,06	0,20
Horizon B2	45	9,39	0,90	0,55	0,80	0,18	0,95	0,12	0,56
Std		2,92	1,31	1,00	0,54	0,22	1,02	0,15	0,30
Sols de Forêts	27	11,63	1,93	3,10	0,72	0,15	0,41	0,14	0,74
Std		2,66	2,35	3,90	0,30	0,11	0,27	0,12	0,23
Sols de Jachères	27	11,04	1,63	3,37	0,83	0,10	0,75	0,10	0,55
Std		3,55	1,18	4,62	0,33	0,09	0,87	0,07	0,16
Sols de Pâturages	88	12,18	1,64	3,45	1,11	0,31	0,59	0,09	0,54
Std		3,19	1,23	4,99	0,55	0,20	0,73	0,09	0,23
Forêt A	9	13,91	3,56	7,81	0,69	0,20	0,27	0,10	0,73
Std		1,31	2,47	3,29	0,14	0,07	0,09	0,03	0,18
Forêt B1	9	11,99	0,87	0,92	0,69	0,23	0,35	0,17	0,72
Std		1,85	0,42	0,43	0,23	0,08	0,10	0,07	0,13
Forêt B2	9	9,26	1,36	0,56	0,79	0,04	0,63	0,14	0,78
Std		2,36	2,65	0,93	0,47	0,06	0,38	0,20	0,35
Jachère A	9	13,71	2,59	8,26	0,88	0,12	0,24	0,09	0,66
Std		1,72	1,25	4,92	0,19	0,05	0,14	0,03	0,17
Jachère B1	9	10,80	1,33	1,09	0,80	0,13	0,85	0,10	0,53
Std		3,18	0,81	1,07	0,31	0,11	0,71	0,09	0,14
Jachère B2	9	7,74	0,90	0,44	0,79	0,04	1,21	0,09	0,46
Std		3,51	0,73	0,46	0,48	0,07	1,23	0,07	0,09
Pâturage A	30	14,77	2,99	8,56	1,24	0,36	0,23	0,07	0,60
Std		1,86	0,95	5,80	0,41	0,18	0,09	0,04	0,18
Pâturage B1	30	11,72	1,22	1,35	1,26	0,30	0,57	0,09	0,51
Std		2,63	0,65	1,66	0,53	0,17	0,40	0,04	0,21
Pâturage B2	30	9,82	0,75	0,59	0,81	0,27	0,98	0,12	0,52
Std		2,93	0,70	1,15	0,59	0,23	1,09	0,15	0,30
Sources Pures									
Type de source	Sum of Square	F ratio	Prob > F						
C/N	0,4503	5,4633	0,0034						
S/V	0,0657	3,7184	0,0199						
Ac/Adv	1,5945	17,9686	0,0001						
Couverture									
C/V	0,2506	4,3920	0,0055						
Ac/Adv	0,0850	3,8616	0,0106						
P/(V+S)	0,3660	14,6383	0,0001						



APPENDICE B

FIGURES ILLUSTRANT LES ANALYSES DES CARACTÉRISTIQUES DES BASSINS
VERSANTS

Bassin 1

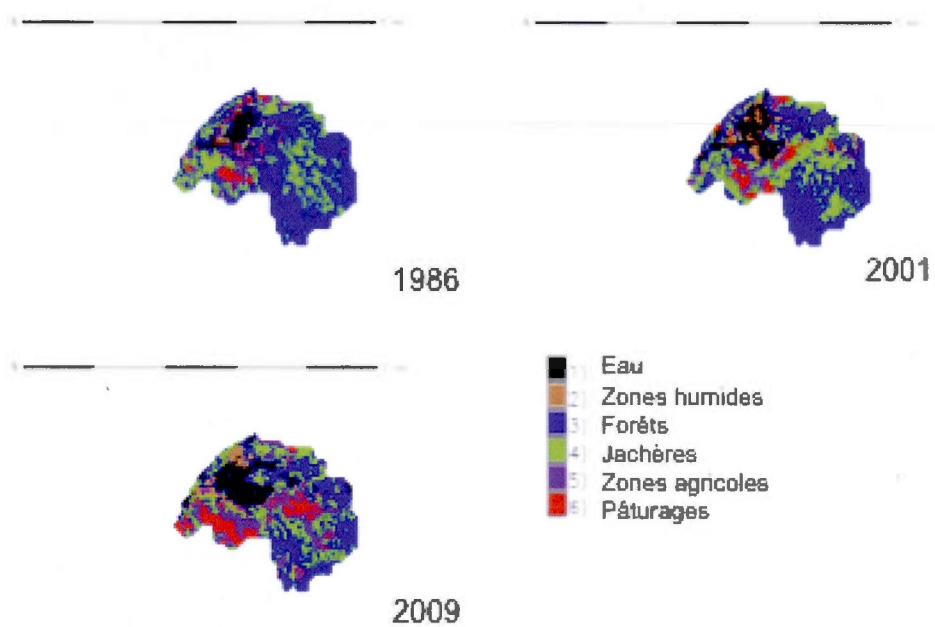


Figure B.1 : Résultats des analyses de changements d'occupation du territoire dans le temps pour le Bassin 1.

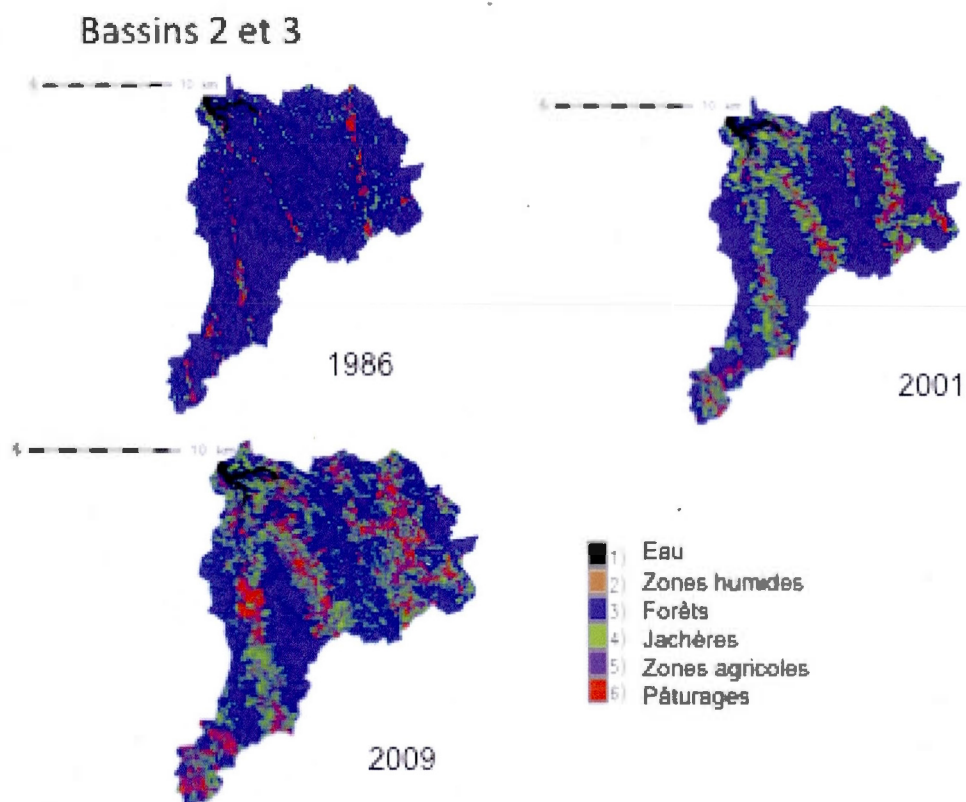


Figure B.2 : Résultats des analyses de changements d'occupation du territoire dans le temps pour le Bassin 1.

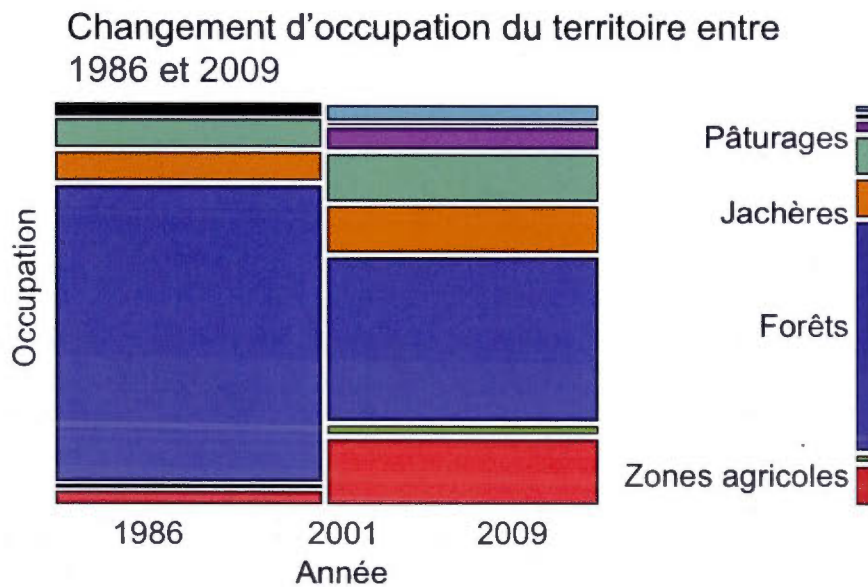
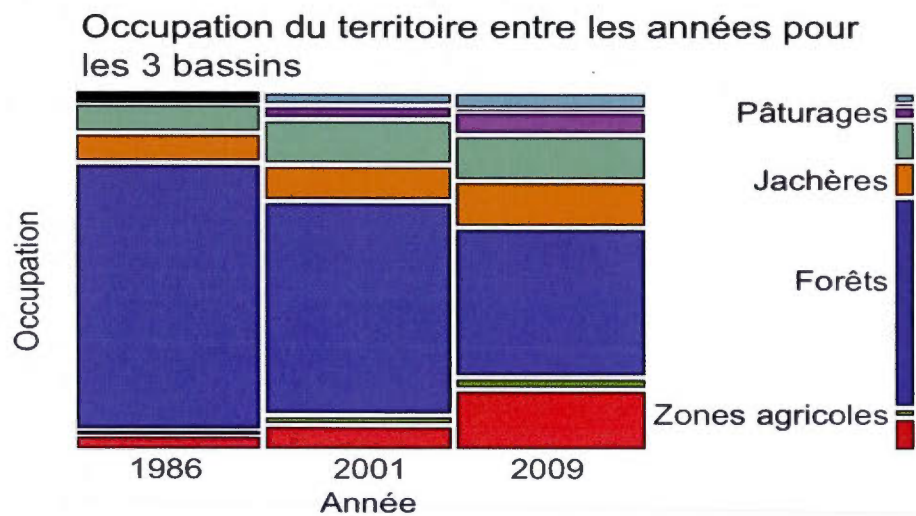


Figure B3: Résultats des analyses de contingence de l'occupation du territoire entre les années

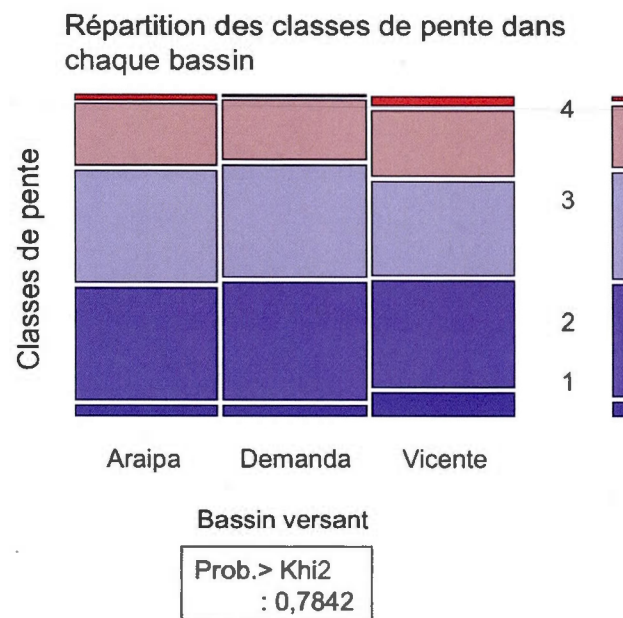


Figure B.4 : Résultats des analyses de contingence de la répartition des classes de pente par bassin versant.

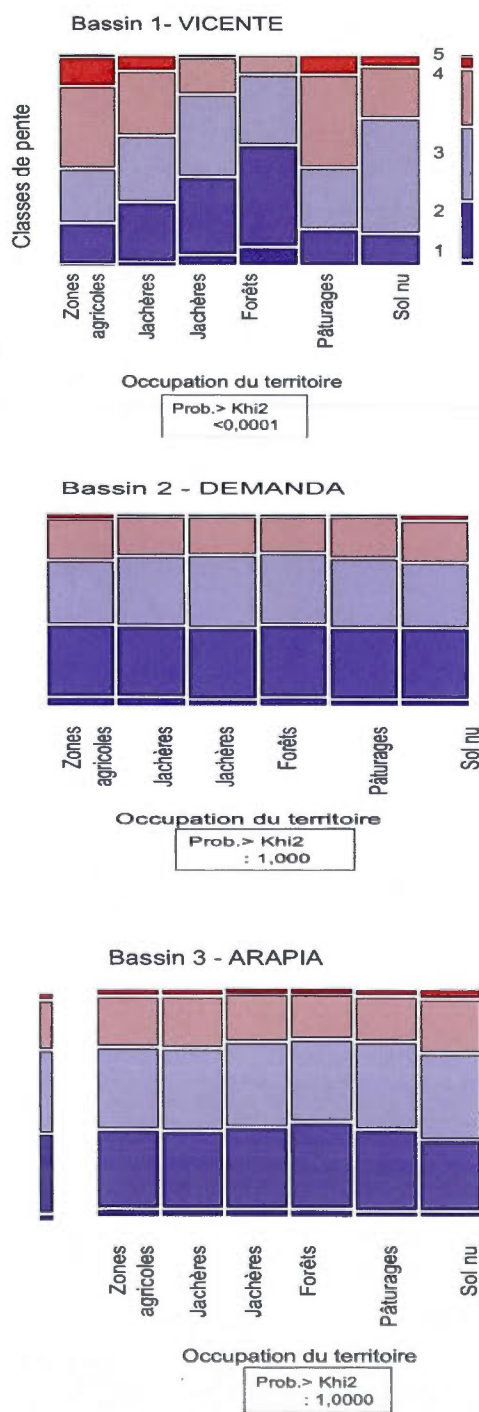


Figure B. 5 : Répartition des classes de pentes en fonction de l'utilisation du territoire